



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MARINGÁ
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA
DE AMBIENTES AQUÁTICOS CONTINENTAIS

LEONARDO DA SILVA TOMADON

**Índice de Sustentabilidade Ecoambiental de sub-bacias hidrográficas (ISE-
sb): para a gestão do alto rio Paraná, Brasil**

Maringá
2022

LEONARDO DA SILVA TOMADON

Índice de Sustentabilidade Ecoambiental de sub-bacias hidrográficas (ISE-sb): para a gestão do alto rio Paraná, Brasil

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Limnologia.

Área de concentração: Ecologia e Limnologia

Orientador: Prof. Dr. Angelo Antonio Agostinho

Coorientador: Prof. Dr. Edivando Vitor do Couto

Maringá
2022

"Dados Internacionais de Catalogação-na-Publicação (CIP)"
(Biblioteca Setorial - UEM. Nupélia, Maringá, PR, Brasil)

T655i Tomadon, Leonardo da Silva, 1996-
Índice de Sustentabilidade Ecoambiental de sub-bacias hidrográficas (ISE-sb) : para a gestão do alto rio Paraná, Brasil/ Leonardo da Silva Tomadon. -- Maringá, 2022.
70 f. : il. (algumas color.).

Dissertação (mestrado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais)--
Universidade Estadual de Maringá, Dep. de Biologia, 2022.

Orientador: Prof. Dr. Angelo Antonio Agostinho.

Coorientador: Prof. Dr. Edivando Vitor do Couto.

1. Bacias hidrográficas - Ecologia - Manejo - Conservação e preservação - Alto rio Paraná. 2. Bacias hidrográficas - Ecologia - Manejo - Sustentabilidade - Alto rio Paraná. 3. Bacias hidrográficas - Biomonitoramento - Alto rio Paraná. 4. Ictiofauna - Monitoramento - Bacias hidrográficas - Alto rio Paraná. 5. Indicadores ambientais - Bacias hidrográficas - Alto rio Paraná. I. Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.

CDD23. ed.– 577.642709816

LEONARDO DA SILVA TOMADON

Índice de Sustentabilidade Ecoambiental de sub-bacias hidrográficas (ISE-sb): para a gestão do alto rio Paraná, Brasil

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambiente Aquáticos Continentais do Departamento de Biologia, Centro de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Maringá, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Limnologia e aprovado pela Comissão Julgadora composta pelos membros:

COMISSÃO JULGADORA

Prof. Dr. Angelo Antonio Agostinho
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (Presidente)

Prof. Dr. André Batalhão
Universidade de Lisboa (NOVA)

Dr.^a Rosa Maria Dias
Nupélia/Universidade Estadual de Maringá (Pós-doutoranda PEA/UEM)

Aprovada em: 28 de fevereiro de 2022.

Local de defesa: Anfiteatro Prof. “Keshiyu Nakatani”, Nupélia, Bloco G-90, *campus* da Universidade Estadual de Maringá.

Dedico este trabalho a todos aqueles que
contribuíram de alguma forma
para a sua realização.

AGRADECIMENTOS

Gostaria de começar esta seção, me agradecendo, que por vezes pensei que não seria possível mas nunca desisti de continuar lutando, ou melhor, remando, sempre em frente. Ao ler isso daqui a alguns anos, lembrarei de diversos momentos, alguns ruins outros bons, mas lembranças que vou carregar para sempre.

Gostaria de agradecer a minha família, que por toda minha vida me apoiou e serviu como sustentação, para tudo aquilo que eu desenvolvi. Espero que sintam orgulho daquilo que me tornei, amo vocês, meu pai Milton, minha mãe Maria Cecília e minha irmã Bruna, como já disse outras vezes, estamos ligados para todo o infinito.

Gostaria de agradecer as pessoas que me ajudaram a desenvolver este trabalho, em especial os professores Angelo e Edivando, tenho uma gratidão eterna por tudo aquilo que fizeram, vou guardar comigo tudo que foi aprendido neste período importante da minha formação. Agradeço ainda aos professores José Hilário Ferreira Delconte e Dayane Bailly, pelas orientações e contribuições no trabalho.

Por fim, gostaria de agradecer a Universidade Estadual de Maringá, pela oportunidade de desenvolver o meu mestrado, a Fundação Araucária pela bolsa ofertada durante o período do curso, a Universidade Tecnológica Federal do Paraná que possui papel chave na minha formação e em todos os momentos esteve me auxiliando.

Gratidão por tudo.

Só quero o que é meu sem tirar o de ninguém.

(L7nnon)

Índice de Sustentabilidade Ecoambiental de sub-bacias hidrográficas (ISE-sb): para a gestão do alto rio Paraná, Brasil

RESUMO

A avaliação do desenvolvimento sustentável em sub-bacias hidrográficas tem um papel central na racionalização das tomadas de decisões. Uma forma promissora de medir esse desenvolvimento, é por meio de indicadores, e quando muitos indicadores são usados, eles são usualmente agregados em índices, que fornecem uma visão simplificada e multidimensional do sistema em análise. Diversos índices de sustentabilidade para bacias hidrográficas são propostos na literatura. Entretanto, a incorporação de indicadores ecológicos aquáticos, que agreguem aspectos da biodiversidade é, ainda, uma lacuna a ser preenchida. Portanto, a utilização de indicadores de biodiversidade como representantes da dimensão ambiental, se constitui em um avanço aos índices recentemente apresentados na literatura. O objetivo foi avaliar o gradiente de sustentabilidade nas bacias hidrográficas do alto rio Paraná, por meio de um índice de sustentabilidade ecoambiental de sub-bacias (ISE-sb) que incorpora indicadores ecológicos aquáticos. Com esse propósito, os indicadores selecionados com base nas proposições da Agenda 2030, foram divididos em quatro dimensões de sustentabilidade: social, econômica, ecoambiental e ambiental negativo, e passaram por um processo de normalização e filtragem. Em seguida, foi ponderada a importância dos indicadores, utilizando-se da análise de multicritério baseada no método Análise de Processos Hierárquicos (AHP). O ISE-sb foi calculado por meio da média ponderada entre os subíndices que representam as dimensões. Por fim aplicamos a estatística espacial G_i^* para identificar agrupamentos de *hotspots* e *coldspots*. Os resultados mostram que entre as dimensões da sustentabilidade, aquela que apresentou a maior quantidade de valores baixos, foi a ambiental positiva. As regiões localizadas na porção leste, ou serra do mar, porção sul, e o Distrito Federal formaram *hotspots* de sustentabilidade, enquanto que as sub-bacias localizadas nos estados de Goiás, Mato Grosso do Sul e Minas Gerais formaram os *coldspots* de sustentabilidade. Recomenda-se um planejamento espacial sustentável das sub-bacias hidrográficas, adotando as áreas de *coldspots* como prioritárias para sustentabilidade. Evidencia a principal limitação metodológica, a potencial reprodutibilidade da ferramenta em outros espaços.

Palavras-chave: Avaliação da sustentabilidade. Processo Analítico Hierárquico (AHP). Sub-bacias hidrográficas. Indicadores de sustentabilidade. *Hotspots* de sustentabilidade.

Ecological Sustainability Index of hydrographic sub-basins (ESI-sb): for the management of the Upper Paraná River, Brazil

ABSTRACT

The assessment of sustainable development in sub-watersheds plays a central role in rationalizing the decisions taken. A promising form of average indicators of this development is through indicators, and when many are used, they are usually aggregated into indices, which provide a simplified and multidimensional view of the system under analysis. Several sustainability indices for watersheds are proposed in the literature. However, incorporation of extraordinary indicators, that biodiversity, a gap is still a major upgrade. Therefore, the use of biodiversity indicators as representative of the environmental dimension constitutes an advance on the indices presented in the literature recently. The objective was to evaluate the sustainability gradient in the hydrographic basins of the Upper Paraná River, through an eco-environmental sustainability index of hydrographic sub-basins (ISE-sb) that incorporates protected ecological. For this purpose, the indicators selected based on the propositions of Agenda 2030 were identified in four dimensions of sustainability, economic, economic, environmental and thought through a process of sustainability: normal and social. Then, the importance of the indicators was considered, using the multi-criteria analysis based on the Hierarchical Process Analysis (HP) method. The ISE-sb was calculated by means of the weighted media between the sub-indices that represent as dimensions. Finally, we apply the G_i^* statistic to identify hotspots and coldspots. The results show that among the dimensions of sustainability, the highest was the one that presented a positive amount of low values. The regions located in the eastern portion, or serra do mar, southern portion, and the Federal District formed sustainability hotspots, while the sub-basins located in the states of Goiás, Mato Grosso do Sul and Minas Gerais formed the sustainability coldposts. A sustainable spatial planning of the hydrographic sub-basins is recommended, adopting cold areas as priorities for sustainability. It highlights the main methodological limitation, a potential reproducibility of the tool in other spaces.

Keywords: Sustainability assessment. Analysis of Hierarchical Processes (AHP).
Hydrographic sub-basins. Sustainability indicators. Sustainability hotspots.

Dissertação elaborada e formatada conforme
as normas da publicação científica
Environmental Science & Policy

Disponível em:

<https://www.elsevier.com/journals/environmental-science-and-policy/1462-9011/guide-for-authors>

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	12
2	MATERIAL e MÉTODOS	14
2.1	Área de estudo	14
2.2	Banco de dados geográfico	15
2.3	Seleção dos indicadores	16
2.4	Filtragem dos indicadores	17
2.5	Análise de multicritério	18
2.6	Agregação dos indicadores em um Índice de Sustentabilidade Ecoambiental ...	19
2.7	Avaliação dos <i>hotspots</i> e <i>coldspots</i> de sustentabilidade	20
2.8	Limitações Metodológicas	21
3	RESULTADOS	22
4	DISCUSSÃO	32
5	CONCLUSÃO	39
	REFERÊNCIAS	40
	APÊNDICE A – Indicadores	51
	APÊNDICE B – Análise de multicritério pelo método AHP	61
	APÊNDICE C – Processo de consulta pública aos tomadores de decisão	66

1 INTRODUÇÃO

A sustentabilidade tem sido definida e proposta como uma forma de transformar o mundo, garantindo simultaneamente o bem-estar humano, a prosperidade econômica e a proteção ambiental (UN, 2015; Pradhan et al., 2017). Neste contexto, foi apresentado o relatório “Transformando nosso mundo: a Agenda 2030 para o desenvolvimento sustentável”, que indicam 17 Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS), com 169 metas e 232 indicadores (UN, 2015). Esta Agenda foi lançada para o enfrentamento de uma crise ambiental e social em curso, causada pelas ações antrópicas representadas por uma degradação ambiental sem precedentes, que inclui mudanças climáticas, desigualdade social e outros impactos negativos extensivos a todo o planeta (Di Marco et al., 2020).

Uma forma promissora de mensurar o progresso do desenvolvimento sustentável, é por meio de indicadores (Mayer et al., 2008; Singh et al. 2008; Ramos e Caeiro, 2010; Jain e Jain, 2013; Ramos, 2019). Publicações recentes sobre sustentabilidade mostram abordagens mais quantitativas e, concomitantemente, incluem mais dimensões de sustentabilidade, o que permite políticas direcionadas com sucessos de aplicação rastreados de perto (Mayer et al., 2008). O uso de indicadores corresponde a descrever variáveis genéricas que representam o estado de um sistema, geralmente por meio de variáveis oriundas de observações ou dados estimados, como por exemplo a renda populacional de um determinado lugar (Jain e Jain, 2013). Sem tais indicadores, é praticamente impossível transformar pensamentos e projeções em ações objetivas (Mayer et al., 2008; Jain e Jain, 2013). Dessa forma, os indicadores possuem capacidade de resumir, focar e condensar a enorme complexidade do nosso ambiente dinâmico, para uma quantidade de informações relevantes gerenciáveis (Godfrey e Todd, 2001; Singh et al. 2008).

Quando muitos indicadores são usados, eles são geralmente agregados em índices, que fornecem uma visão simplificada, e multidimensional de um sistema (Mayer et al., 2008). Os índices de sustentabilidade, foram desenvolvidos com a finalidade de servir como ferramenta eficiente de gestão pública, enquanto o envolvimento dos tomadores de decisão como parte do processo visa criar conexões entre o governo, universidade e a sociedade (Boggia e Cortina, 2010; Trevisan et al., 2020). Assim, vários índices de sustentabilidade, foram desenvolvidos com o objetivo de auxiliar na avaliação da sustentabilidade com diversas escalas de aplicação. Como por exemplo destacam-se o Índice de sustentabilidade regional (Graymore et al., 2009), de sustentabilidade de recursos hídricos e sustentabilidade socioambiental para bacias hidrográficas (Vieira e Sandoval-Solis, 2018), de sustentabilidade no bioma pampa brasileiro, que: é delineado para integrar produção de carne bovina, equidade social e conservação do ecossistema (Freitas et al., 2019), de desenvolvimento sustentável, medindo a eficiência ecológica de desenvolvimento

humano no antropoceno (Hickel, 2020), de avaliação de sustentabilidade com forte abordagem no desenvolvimento Humano (Jain e Jain, 2013), de vulnerabilidade ambiental, com foco predominante na água e qualidade da vegetação nos biomas Cerrado e Mata Atlântica (Trevisan et al., 2020). Os índices, de um modo geral, auxiliam os tomadores de decisão que necessitam saber se o sistema alvo está se tornando mais ou menos sustentável (Mayer et al., 2008; Naubi et al., 2017).

Dentre as diversas escalas e aplicações dos índices de sustentabilidade, aquelas aplicadas a bacias hidrográficas, abrangendo diferentes questões e respostas socioeconômicas e ambientais, e propostos a fim de identificar possíveis locais, que demandam ações sustentáveis são particularmente úteis (Graymore et al., 2009; Couto et al., 2020). Elas podem auxiliar no avanço da gestão sustentável dos ambientes aquáticos continentais, por meio da quantificação do papel da dinâmica social e econômica, no equilíbrio do uso e conservação da água e suas interações bióticas (Chavese Alipaz, 2007; Granco et al., 2019; Gonino et al., 2020).

A incorporação de indicadores ecológicos aquáticos nos índices de sustentabilidade é pouco explorada, sendo ainda uma lacuna no conhecimento. Neste contexto, a utilização de indicadores de biodiversidade como representantes da dimensão ambiental, se constitui em um avanço aos índices recentemente apresentados na literatura. E em geral, a dimensão ambiental é simplificada e se restringe a medidas de presença ou ausência de cobertura florestal (Reboredo et al., 2016; Freitas et al., 2019; Couto et al., 2020), no nível de fragmentação florestal por ações antrópicas (Graymore et al., 2009; Boggia e Cortina, 2010), ou mesmo à taxa de cobertura florestal por habitantes (Lu et al., 2016), emissão de dióxido de carbono (CO₂), ou taxa de consumo de água e, total de energia renovável (Lu et al., 2015; Dong e Hauschild, 2017).

Dessa forma, o objetivo foi avaliar o gradiente de sustentabilidade nas sub-bacias hidrográficas do alto rio Paraná, por meio de um índice de sustentabilidade ecoambiental de sub-bacias (ISE-sb) que incorpora indicadores ecológicos aquáticos. A hipótese tratada no trabalho, testa se os valores de ISE-sb para as sub-bacias hidrográficas estão distribuídos espacialmente de forma aleatória. O estudo traz uma avaliação da sustentabilidade por meio de um índice ecoambiental, proposto para sub-bacias hidrográficas, que foi elaborado com o auxílio de tomadores de decisão, e tem como foco apresentar regiões contínuas na paisagem que necessitam de ações e políticas sustentáveis, direcionadas as dimensões da sustentabilidade e a sustentabilidade geral encontrada. Propomos, um planejamento espacial sustentável das sub-bacias visando uma gestão integrada entre estado e sociedade civil, com o objetivo de encontrar um equilíbrio entre as atividades humanas e as sensibilidades ambientais.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

A área de estudo selecionada para aplicação desta proposta foi a bacia hidrográfica do alto rio Paraná, a qual possui área de 891.000 km², cobrindo 10,5% da área total do Brasil e é ocupada por 35% da população brasileira (IBGE, 2010). Abriga os maiores polos urbanos da América do Sul, como as cidades de São Paulo, Curitiba e Brasília, e constitui a região brasileira com os maiores valores do Produto Interno Bruto (PIB) (IBGE, 2010). Deste modo, desempenha um papel significativo na economia e desenvolvimento do Brasil, contribuindo com aproximadamente 35% do PIB Brasileiro, principalmente por meio dos setores econômicos, como agricultura, pecuária, energia e abastecimento de água, urbano e industrial (IBGE, 2010; Rafee et al., 2019).

O rio Paraná é formado pela junção dos rios Grande e Paranaíba no centro-sul do Brasil e deságua no estuário do Rio da Prata na Argentina. É o décimo rio mais longo do mundo (4.695 km) e possui uma área de drenagem de 2,8 x 10⁶ km² que inclui a maior parte da região centro-sul da América do Sul, dos Andes à Serra do Mar, perto do Oceano Atlântico (Figura 1) (Agostinho et al. 2003). O trecho conhecido como alto rio Paraná está localizado na parte nordeste da bacia Paraná-Paraguai, sendo considerado seu limite territorial o município de Guaíra, no Paraná, localização da antiga Sete Quedas (Agostinho et al., 1995; Agostinho et al., 2000).

A bacia é caracterizada por diferentes morfologias que vão desde o planalto atlântico (cota superior a 2.000 m) até o vale do rio Paraná (entre 350 e 100 m), onde a maioria das áreas de rochas basálticas são formadas por solos férteis (Rafee et al., 2019). Até um século atrás, essas áreas eram cobertas por uma floresta densa dos biomas Cerrado e Mata Atlântica, predominantemente com árvore de médio a grande porte, entretanto, esta cobertura florestal foi em sua maioria removida de dentro da bacia, dando lugar a exploração agrícola intensiva (Rafee et al., 2019). Durante o século XX, a bacia passou por grandes transformações na cobertura natural do solo, para um uso predominantemente de agricultura e paisagens de pastagem (Rudke et al., 2019). Por exemplo, de 1979 a 2009, a cobertura natural foi reduzida de 56% para 12% (Rudke et al., 2019).

A bacia do alto rio Paraná é responsável por mais de 60% da capacidade hidrelétrica instalada do Brasil, e as barragens evidenciam a interferência humana na fisiografia da região, são 130 barragens com alturas superiores a 10 m, sendo que 26 apresentam áreas superiores a 100 km² (Agostinho et al., 2000; Agostinho et al., 2003; Agostinho et al., 2004). Estas barragens estão distribuídas entre os rios Grande, Tietê, Paranaíba, Paranapanema e o canal principal do rio Paraná (Agostinho et al., 2003). O último trecho não barrado é a planície de inundação do rio Paraná, que está localizada entre as barragens de Itaipu e Porto Primavera, com extensão de 230 km (Hayakawa et al., 2010; Couto et al., 2011).

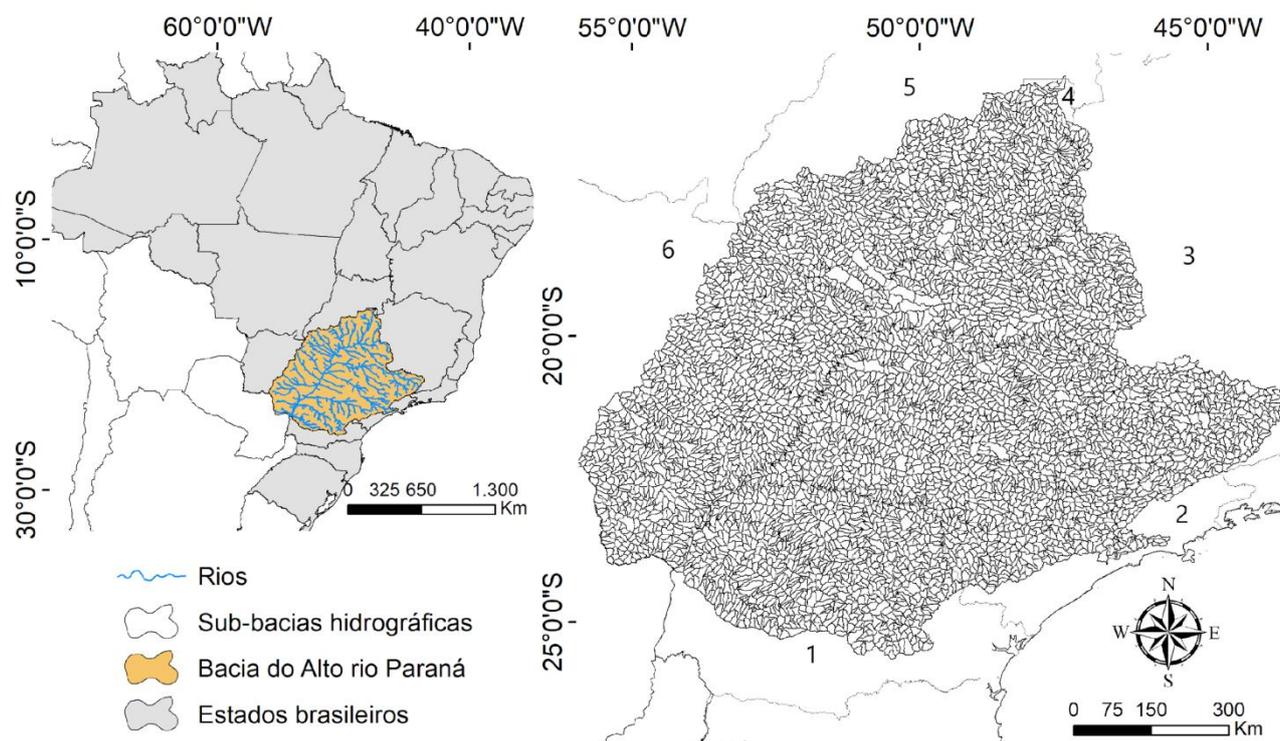


Figura 1: Mapa com a localização das sub-bacias hidrográficas do alto rio Paraná. 1 – Paraná, 2 – São Paulo, 3 – Minas Gerais, 4 – Distrito federal, 5 – Goiás, 6 – Mato Grosso do Sul.

2.2 Banco de dados geográfico

Para elaboração do banco de dados geográfico, foram utilizados os dados hidrográficos do *Hydroshed* (Lehner et al., 2013), o qual subdividi uma bacia maior em múltiplas sub-bacias tributárias, a partir de qualquer confluência onde o afluente e o tronco principal do rio que excedem o tamanho limite, normalmente medido em *pixels* a montante, portanto a divisão da bacia em duas sub-bacias ocorrem nos locais onde dois braços do rio se encontram, cada um com uma área individual de pelo menos 100 km² (Lehner et al., 2013). Portanto, para a seleção do nível de refinamento de sub-bacias hidrográficas conforme seu nível de detalhamento, foi selecionado o nível 10, na escala de Pfafstetter (Verdin e Verdin, 1999), por meio de uma adaptação feito pela *HydroBASINS*, no qual fornece as sub-bacias hidrográficas do nível 1 ao 12, sequencialmente subdivididas em unidades menores (Verdin e Verdin, 1999). As sub-bacias hidrográficas foram selecionadas a partir da área da bacia do alto rio Paraná, obtida da base de dados do *Hydroshed* (Lehner et al., 2013), que fez uma classificação global para as sub-bacias hidrográficas. Dessa forma, foram avaliadas ao todo 5.685 sub-bacias hidrográficas, distribuídas em 5 estados, Goiás, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais, Paraná e São Paulo, e o Distrito Federal (Figura 1).

2.3 – Seleção dos indicadores

A partir dos 232 indicadores desenvolvidos pela Agenda 2030, que serviu como modelo, foram selecionados indicadores para compor quatro dimensões de sustentabilidade, ou seja, i) social, ii) econômico, iii) ecoambiental e iv) ambiental negativa, conforme (Graymore et al 2009; Boggia e Cortina, 2010; Couto et al., 2020). A sustentabilidade social diz respeito a redução da pobreza, a sustentabilidade econômica refere-se a continuidade dos recursos que alimentam o sistema de produção, a sustentabilidade ecoambiental refere-se a preservação e manutenção dos serviços ecossistêmicos fornecidos pela biodiversidade e a sustentabilidade ambiental negativa refere-se aos impactos antrópicos decorrentes da utilização de recursos naturais pelo homem sem o devido planejamento da área de estudo (Kori e Gondo, 2012; Kwatra et al., 2020).

A seleção teve como base os critérios de relevância, viabilidade, confiabilidade, comparabilidade, exequibilidade e disponibilidade dos dados (Wu e Wu, 2012; Valenzuela-Venegas et al., 2016). Estes indicadores, foram obtidos de diferentes bases de dados: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), Mapbiomas, Agência Nacional de Águas (ANA) *Global Biodiversity Information Facility* (GBIF), *FishNet2*, *PecesArgentina*, *SpeciesLink* (Splink), *World Protected Planet* (WDAP), SEEG Brasil e *Global Forest Watch* e o Ministério da Saúde. Dessa forma, ao todo foram selecionados 16 indicadores, sendo quatro para cada dimensão, cuja cobertura de dados se estendeu entre 1991 a 2021, e estão representados na tabela 1 (Para mais informações, consultar o Apêndice A).

Dimensão	Indicador	Código	Unidade	Polaridade	Fonte
Social	Pessoas alfabetizadas com 5 ou mais anos de idade	ALFA	Habitantes/Bacia hidrográfica	+	IBGE
	Total de pessoas de até 10 anos de idade que tinham registro de nascimento	REG	Habitantes/Bacia hidrográfica	+	IBGE
	Saneamento básico	SANE	Domicílios/Bacia hidrográfica	+	IBGE
	Domicílios particulares permanentes com energia elétrica	ENER	Domicílios/Bacia hidrográfica	+	IBGE
Econômico	Total do rendimento nominal mensal das pessoas responsáveis	RPR	Salário mínimo de 2010/Bacia hidrográfica	+	IBGE
	Pessoas responsáveis sem rendimento nominal mensal	PRS	Habitantes/Bacia hidrográfica	-	IBGE
	Pessoas de 10 anos ou mais de idade sem rendimento nominal mensal	PS10	Habitantes/Bacia hidrográfica	-	IBGE
	Agronegócio	AGRO	Áreas agricultáveis/Área da bacia hidrográfica	+	MapBiomas
Ecoambiental	Espécies nativas de peixes	RP	Riqueza/Bacia hidrográfica	+	Gbif, Splink, Fishnet2
	Vegetação	VEG	Área de vegetação/	+	MapBiomas

		Área da bacia hidrográfica	as	
Ambiental Negativo	Áreas protegidas	AP	Presença ou Ausência	+ WDAP
	Estoque de carbono	ECO	Mg C/ Bacia hidrográfica	+ Global Forest Watch
	Barragens	BGS	Barragens/Bacia hidrográfica	- ANA
	Gases do efeito estufa	GEE	tCO ₂ e(GWP-AR5)/Bacia hidrográfica	- SEEG Brasil
	Espécies de peixes invasores	EI	Riqueza/Bacia hidrográfica	- Gbif, Splink, Fishnet2
	Agrotóxico na água	AGT	Agrotóxico/Bacia hidrográfica	- Ministério da Saúde

Tabela 1: indicadores selecionados para compor o as dimensões do desenvolvimento sustentável.

2.4 Filtragem dos indicadores

Para a construção do banco de dados, os indicadores selecionados foram submetidos a pressupostos de disponibilidade de dados e escala espacial compatível com a base cartográfica da bacia do alto rio Paraná. Os indicadores que alcançaram estes pressupostos, foram padronizados, a fim de convertê-los em valores mensuráveis e comparáveis. A planilha foi montada utilizando nas linhas as bacias hidrográficas, e nas colunas os indicadores, e as equações utilizadas a seguir, estão representados conforme a polaridade dos indicadores, positivo ou negativo, sendo a equação 1 para os indicadores que possuem contribuição positiva no índice, enquanto a equação 2, aqueles com contribuição negativa (Freitas et al., 2019).

$$(1) \quad z(x_{ij}) = (x'_{\max j} - x'_{ij}) / (x'_{\max j} - x'_{\min j})$$

$$(2) \quad z(x_{ij}) = 1 - (x'_{\max j} - x'_{ij}) / (x'_{\max j} - x'_{\min j})$$

Nas equações:

$z(x_{ij})$ = valor observado da variável i padronizada na unidade amostral j

x'_{ij} = valor da variável i para a unidade amostral (sub-bacia hidrográfica) j

$x'_{\max j}$ = valor máximo da distribuição da variável entre os municípios

$x'_{\min j}$ = valor mínimo da distribuição da variável entre os municípios

Com os valores padronizados, foi realizada uma análise de componentes principais (PCA, *Principal Component Analysis*) entre os indicadores, pois esta análise é uma técnica multivariada, usada para avaliar a correlação, por meio da redução da multidimensionalidade dos indicadores

(Vyas and Kumaranayake, 2006). Após, realizar a PCA e avaliar a correlação entre os indicadores, foi feita uma análise de fator de inflação da variância (VIF, *Variance Inflation Factor*), e esta técnica é utilizada para encontrar a intercorrelação entre os indicadores, a chamada multicolinearidade, por meio de múltiplos modelos de regressão (Kim, 2019).

Dessa forma, o VIF foi feito com um limiar de corte de 0,7. Portanto, aqueles indicadores que apresentaram altos valores para o VIF e ainda foram considerados multicolineares, foram retirados das análises (R, 2009). Após selecionar, os indicadores utilizando o VIF, foi feito um mapa para cada indicador, a fim de espacializar as informações para todas as bacias hidrográficas do alto rio Paraná, sendo que a escala de cores varia para cada indicador conforme sua polaridade: positiva ou negativa. Para a classificação dos dados, foi utilizado o método de quebras naturais (Jenks), o qual classifica em intervalos de valores definidos de muito baixo, baixo, moderado, alto e muito alto (QGIS, 2021).

2.5 Análise de multicritério

A partir dos indicadores selecionados para compor as dimensões propostas, é possível inferir, que esses apresentam diferentes graus de importância dentro de cada dimensão. Dessa forma, foi atribuído pesos a esses indicadores a fim de determinar qual seu grau de importância, ou seja, qual o indicador prioritário para atingir o objetivo da dimensão proposta. A análise de múltiplo critério, tem sido utilizada para resolver problemas complexos multidimensionais, avaliando todos os indicadores, tanto individuais quanto coletivos, atribuindo importância específica a cada um (Boggia e Cortina, 2010).

O método de análise multicritério utilizado neste trabalho é o Processo Analítico Hierárquico (AHP – *Analytic Hierarchy Process*), no qual consiste na decomposição, comparação e síntese da relação entre os critérios para uma priorização dos seus indicadores, por meio da medição de desempenho ao se aproximar da melhor resposta (Saaty, 1991), ou seja, um método utilizado para análise e compreensão, a partir da divisão do problema em uma hierarquia. Após ter identificado a estrutura hierárquica do problema, o método prossegue por comparação de pares dos elementos formando a hierarquia entre os critérios, subcritérios e alternativas (Calabrese et. al 2019). Cada comparação permite atribuir a importância relativa de um par de elementos com relação a um critério de nível superior do ponto de vista do objetivo de tomada de decisão (Calabrese et al., 2019). O processo de avaliação consiste na coleta de opiniões (consulta pública) direcionada para tomadores de decisão, por meio de questionários, expressos em termos de valores numéricos exatos (Calabrese et al., 2019).

A função dos tomadores de decisão é de auxiliar as áreas com dificuldades em alcançar o desenvolvimento sustentável, e direcionar a alocação dos fundos públicos na busca do equilíbrio entre a prosperidade econômica, equidade social e proteção ambiental (Sala et al., 2013). Os estudos de sustentabilidade, permitem que os tomadores de decisão, tomem decisões eficazes em termos de ações e políticas, e apliquem o enfoque necessário nas medidas de sustentabilidade (Boggia et al., 2018).

O processo de consulta pública teve duração de 3 meses, se estendendo de outubro a dezembro de 2021, por meio da coleta da opinião de tomadores de decisão. Assim, profissionais de órgãos ambientais, de administrações estaduais, e municipais, servidores do Ministério Público, de companhias energéticas, do setor privado produtivo, e da universidade, foram convidados a participar respondendo a questionários, atribuindo pesos aos indicadores, conforme sua importância. Foi elaborado um *e-mail* com informações a respeito dos objetivos do trabalho, e uma descrição detalhada da dimensão a ser avaliada e dos indicadores propostos. Ademais, esse *e-mail* continha o *link*, que direcionava aos questionários *online*, esses preparados com recursos da ferramenta AHP-OS (Goepel, 2018). Os resultados gerados pela ferramenta AHP-OS, consistiram em um *ranking* de prioridade dos indicadores, com sua razão de inconsistência (CR) e o consenso das respostas do grupo (Para mais informações, consultar o Apêndice C).

2.6 Agregação dos indicadores em um Índice de Sustentabilidade Ecoambiental

Após a coleta das respostas dadas pelos tomadores de decisão, os indicadores foram ponderados pela importância a eles atribuídas durante a consulta, sendo os produtos agregados, por meio de seu somatório. Dessa forma, para composição do subíndice foi utilizado a equação 3. Para a classificação dos dados, foi utilizado o método de quebras naturais (Jenks), que classifica em intervalos de valores definidos como muito baixo, baixo, moderado, alto e muito alto (QGIS, 2021).

$$(3) \quad S_b = (P_1 * d_1) + (P_2 * d_2) + (P_3 * d_3) + (P_4 * d_4)$$

Onde:

S_b = Subíndice da dimensão (social, econômico, ecoambiental e ambiental negativo);

P_n = Grau de importância do indicador ($\sum P_n = 1$);

d_n = Indicador padronizado.

Depois de calcular o valor de cada subíndice, foi obtido um valor para cada dimensão, ou seja, valores de sustentabilidade social (SS), sustentabilidade econômica (SE), sustentabilidade

ambiental positiva (SAP) e a sustentabilidade ambiental negativa (SAN). Em seguida, com os valores para cada subíndice, foi feita a média ponderada, a fim de gerar um valor final, referente ao Índice de sustentabilidade ecoambiental de sub-bacias (ISE-sb); equação 4). Para a classificação dos dados, foi também utilizado o método de quebras naturais (Jenks), que classifica em intervalos de valores definidos como muito baixo, baixo, moderado, alto e muito alto (QGIS, 2021).

$$(4) \quad \text{ISE-sb} = \text{SS} + \text{SE} + \text{SAP} + \text{SAN} / 4$$

Onde:

ISE-sb = Índice de Sustentabilidade Ecoambiental de sub-bacias;

SS = Sustentabilidade Social;

SE = Sustentabilidade Econômica;

SAP = Sustentabilidade Ambiental Positiva;

SAN = Sustentabilidade Ambiental Negativa.

2.7 Avaliação dos *hotspot* e *coldspot* de sustentabilidade

Foi utilizada a ferramenta estatística Getis-Ord G_i^* , que testa se a distribuição dos dados é aleatória, ou se existe um padrão espacial, e identifica esses padrões, através de agrupamentos de pontos quentes e pontos frios estatisticamente significativos (ESRI, 2021a). Os valores de z e p resultantes informam onde os recursos com valores altos ou baixos se agrupam espacialmente (ESRI, 2021a). Para ser um *hotspot* estatisticamente significativo, uma feição deverá ter um valor alto e ser cercada por outras feições com valores altos, por meio da soma local para um recurso e seus vizinhos, comparada proporcionalmente à soma global de todos os recursos, quando a soma local é muito diferente da soma local esperada, e quando essa diferença é muito grande para ser o resultado de um evento aleatório, o resultado é um valor de z estatisticamente significativo (ESRI, 2021b), ou seja, um valor positivo e significativo para o z , indica um agrupamento espacial com altos valores (*hotspot*), enquanto que um valor negativo e significativo de z , indica um agrupamento de baixos valores (*coldspot*) (Getis e Ord, 2010).

Em posse do valor de z , ainda é calculado o valor de p , que é a probabilidade associada ao teste, e o intervalo de confiança. O valor p é uma probabilidade, no qual padrão espacial observado possa ter sido criado por algum processo aleatório (ESRI, 2021b). Quando o valor de p é muito pequeno, significa que é muito improvável (pequena probabilidade) que o padrão espacial observado seja resultado de processos aleatórios, portanto, você pode rejeitar a hipótese nula (ESRI, 2021b). Porém, para rejeitarmos a hipótese nula, é necessário avaliar o grau de risco que estamos

dispostos a aceitar por rejeitar a falsamente a hipótese nula, dessa forma selecionamos o intervalo de confiança mais conservador de 99% ou um menos conservador de 90% (ESRI, 2021b). Para os cálculos, foi utilizado o intervalo de confiança de 90%, desta forma todos os valores significativos estatisticamente para este intervalo foram considerados como *hotspots* e *coldspots*. Este intervalo de confiança indica que não estamos dispostos a rejeitar a hipótese nula, a menos que a probabilidade de que o padrão seja aleatório seja pequena, menor que 10% de probabilidade (ESRI, 2021b).

Foi aplicado aos valores de ISE-sb uma correção para o cálculo do G_i^* , o parâmetro booleano Taxa de Falsa Descoberta (FDR), a fim de reduzir os limites críticos do valor de p, levando em consideração múltiplos testes e a dependência espacial (ESRI, 2021b). Ao aplicar a correção FDR é estimado o número de falsos positivos para um determinado nível de confiança e é ajustado o valor de p de acordo com a correção, desta forma, os valores de p estatisticamente significativos são classificados do menor (mais forte) ao maior (mais fraco) e, com base na estimativa de falso positivo, os mais fracos são removidos desta lista (ESRI, 2021b).

2.8 Limitações metodológicas

No desenvolvimento da pesquisa foram encontradas algumas limitações metodológicas como a disponibilidade de dados compatíveis com a área de estudo, é um limitante, pois existem muitas bases de dados desatualizadas, ou são considerados antigos, como os dados do IBGE para o censo de 2010. Este foi o último censo realizado no país, e desde então se passaram 12 anos. É certo, que o ritmo de transformação nos pequenos e médios municípios, que são a maioria no Brasil, é lento, e portanto, este espaço de tempo ainda nos fornece um diagnóstico da situação das bacias hidrográficas, próximo da realidade encontrada atualmente. Entretanto, a realização do censo é de extrema importância para averiguar as condições atuais do país, e dessa forma propor políticas públicas nas áreas consideradas mais necessitadas, os mesmos problemas foram relatados por Aquino et al (2018) e Couto et al (2020).

Existem dados que estão disponíveis apenas para determinadas regiões dentro da bacia, o que dificulta a comparação entre as bacias hidrográficas, sendo necessárias transformações espaciais, como proximidade do vizinho mais próximo.

A ferramenta utilizada AHP-OS (Goepel, 2018), foi desenvolvida na língua inglesa e é postulada por meio de teoremas matemáticos, portanto, sua compreensão pode ser considerada muito difícil, para as pessoas que nunca tiveram contato. Para melhor compreensão da ferramenta, é necessário entender como ela calcula as opiniões subjetivas, por meio da escolha par a par e o grau de importância atribuído a opção escolhida. Porém, para esta compreensão, não basta apenas uma explicação escrita como por um *e-mail*, é necessária uma explicação intuitiva, onde ao explicar

como a ferramenta funciona, e o teorema por trás, ir respondendo junto, a fim de demonstrar as variações que podem surgir.

Por este motivo, o engajamento gerado nas reuniões foi muito maior do que nos *e-mails* enviados, pois nas reuniões a ferramenta era aberta e respondida com o tomador de decisão, enquanto os *e-mails* deixavam por conta do tomador de decisão entender sozinho, aquilo que era proposto. A partir das limitações encontradas, para os próximos trabalhos, esses são pontos a serem pensados no desenho amostral da pesquisa, a fim de evitar problemas posteriores.

A reprodutibilidade do índice de sustentabilidade ecoambiental de sub-bacias (ISE-sb) em outros espaços consiste na principal limitação encontrada, pois o ISE-sb foi desenvolvido utilizando as características locais das sub-bacias hidrográficas do alto rio Paraná, e utilizou a definição de tomadores de decisão regionais na sua construção.

3 RESULTADOS

A análise de componentes principais (PCA) aplicada aos 16 indicadores, indicou que o eixo 1 apresentou um poder de explicação 19,8% para a variância total, enquanto para o eixo 2, o poder de explicação foi de 15,4%. Os indicadores, que tiveram a maior contribuição para explicação no eixo 1 da PCA, foram: *registro de nascimento* (REG), *domicílios com energia elétrica* (ENER) e *agrotóxico na água* (AGT), enquanto para o eixo 2 da PCA, foram os indicadores: *estoque de carbono* (ECO), *vegetação* (VEG) e *agrotóxico na água* (AGT).

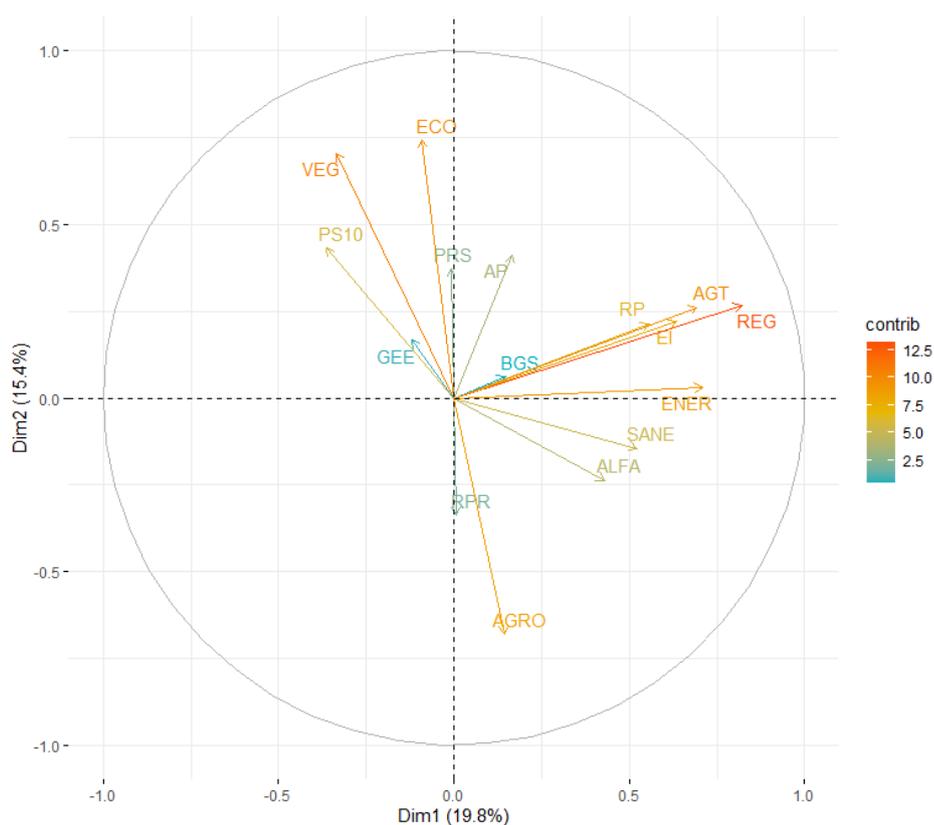


Figura 2: Análise de componentes principais (PCA), representada pelos dois primeiros eixos, com sua porcentagem (%) de explicação da variância total, com os indicadores dispostos para os eixos com sua contribuição relativa para a explicação da variância. ALFA - pessoas alfabetizadas com 5 ou mais anos de idade, REG - total de pessoas de até 10 anos de idade que tinham registro de nascimento, SANE - saneamento básico, ENER - domicílios particulares permanentes com energia elétrica, RPR - total do rendimento nominal mensal das pessoas responsáveis, PRS - pessoas responsáveis sem rendimento nominal mensal, PS10 - pessoas de 10 anos ou mais de idade sem rendimento nominal mensal, AGRO – agronegócio, RP - espécies nativas de peixes, VEG – vegetação, AP - áreas protegidas, ECO - estoque de carbono, BGS – barragens, GEE - gases do efeito estufa, EI - espécies de peixes invasores, AGT - agrotóxico na água.

Em seguida, foi realizada a análise de VIF, não sendo registrado multicolinearidade entre os indicadores, e portanto, todos os indicadores selecionados, que passaram pelos pressupostos estabelecidos para compor as dimensões, foram considerados aptos a continuar na construção do ISE-sb. Os indicadores se encontram na tabela 2, com seus respectivos valores de VIF (Tab. 2).

Dimensão	Indicador	Código	VIF
Social	Pessoas alfabetizadas com 5 ou mais anos de idade	ALFA	1,358661
	Total de pessoas de até 10 anos de idade que tinham registro de nascimento	REG	2,887295
	Saneamento básico	SANE	1,934744
	Domicílios particulares permanentes com energia elétrica	ENER	1,650379
Econômico	Total do rendimento nominal mensal das pessoas responsáveis	RPR	1,435161
	Pessoas responsáveis sem rendimento nominal mensal	PRS	1,495285
	Pessoas de 10 anos ou mais de idade sem rendimento nominal mensal	PS10	1,794629
Ecoambiental	Agronegócio	AGRO	1,753681
	Espécies nativas de peixes	RP	1,363432
	Vegetação	VEG	2,152383
	Áreas protegidas	AP	1,171482
Ambiental Negativo	Estoque de carbono	ECO	1,815090
	Barragens	BGS	1,049157
	Gases do efeito estufa	GEE	1,230088
	Espécies de peixes invasores	EI	1,436894
	Agrotóxico na água	AGT	2,103655

Tabela 2: Indicadores selecionados após o VIF.

Para as *pessoas alfabetizadas com 5 ou mais anos de idade (ALFA)*, apresentou 4.017 sub-bacias hidrográficas, ou aproximadamente 70% do total avaliado, com valores muito altos, ou seja, 87,8% ou mais da população de 5 anos ou mais de idade eram consideradas alfabetizadas. Em contrapartida, 308 sub-bacias, ou seja, aproximadamente 6% do total avaliado, apresentaram baixos valores, ou seja, 68,3% a 83,6% da população de 5 anos ou mais de idade eram consideradas alfabetizadas (Fig. 3A). Para *o total de pessoas de até 10 anos de idade que tinham registro de nascimento (REG)*, apresentou 3.807 sub-bacias hidrográficas, ou aproximadamente 66% do total

avaliado, com valores muito altos, ou seja, 79% ou mais da população de até 10 anos de idade apresentavam registro de nascimento. Em contrapartida, 784 sub-bacias hidrográficas, ou aproximadamente 15% do total avaliado, apresentaram valores muito baixos, com até 14.5% da população de até 10 anos apresentavam registro de nascimento (Fig. 3B).

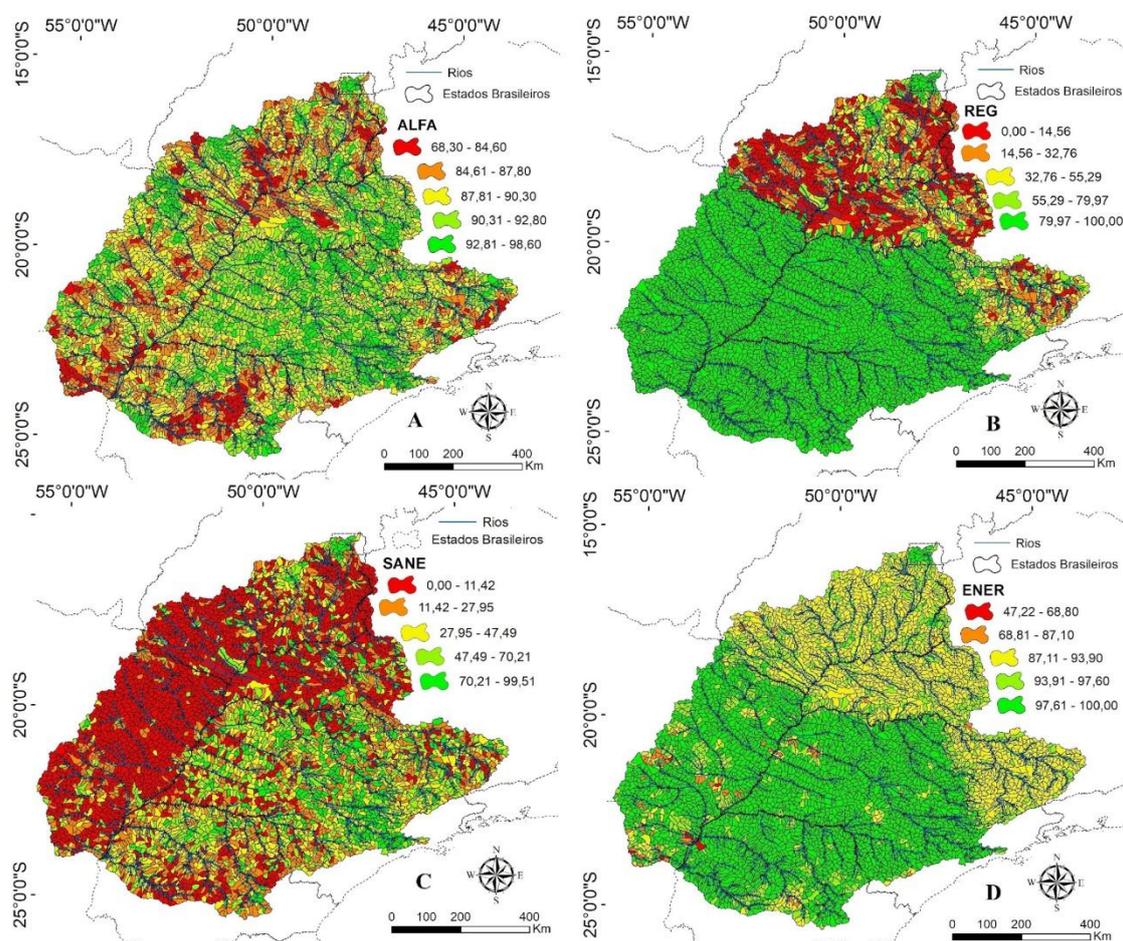


Figura 3: Porcentagem de pessoas alfabetizadas com 5 anos ou mais de idade (ALFA; A), de pessoas de até 10 anos de idade que tinham registro de nascimento (REG; B), de domicílios com saneamento básico (SANE; C) e de domicílios com energia elétrica (ENER; D), para as sub-bacias hidrográficas do alto rio Paraná.

Em relação ao *saneamento básico*(SANE), apresentou 2.642 sub-bacias hidrográficas, ou 45% do total avaliado, com valores muito baixos, ou seja, até 11,42% dos domicílios analisados eram atendidos com serviços de saneamento básico. Em contrapartida, 461 sub-bacias hidrográficas, ou aproximadamente 8% do total avaliado, apresentaram valores muito altos, ou seja, 70% ou mais dos domicílios analisados eram atendidos com serviços de saneamento básico (Fig. 3C). Os *domicílios particulares permanentes com energia elétrica*(ENER), apresentou 3.999 sub-bacias hidrográficas, ou cerca de 70% do total avaliado, com valores altos e muito altos, ou seja, 93% ou mais dos domicílios eram servidos com energia elétrica. Em contrapartida, apenas 12 sub-bacias hidrográficas foram consideradas com menor atendimento por energia, e apresentaram

valores muito baixos, ou seja, de 47,2% a 68,8% dos domicílios eram servidos com energia elétrica (Fig. 3D).

Para o *total do rendimento nominal mensal das pessoas responsáveis*(RPR), apresentou 4.425 sub-bacias hidrográficas, ou aproximadamente 80% do total avaliado, com valores baixos e muito baixos, ou seja, os responsáveis apresentaram uma renda mensal de até 2,44 salários mínimos por domicílio. Em contrapartida, apenas 4 sub-bacias foram registradas na categoria mais alta, ou seja, os responsáveis apresentaram uma renda mensal entre 8,87 a 17,04 salários mínimos por domicílio (Fig. 4E). Para as *pessoas responsáveis sem rendimento nominal mensal*(PRS) foi registrado 3.571 sub-bacias hidrográficas, ou aproximadamente 60% do total avaliado, com uma baixa quantidade de pessoas desempregadas, ou seja, menos de 10% das pessoas responsáveis por domicílio não possuíam renda mensal, estavam desempregadas. Em contrapartida, apenas 123 sub-bacias hidrográficas, cerca de 2% do total avaliado, apresentaram uma grande quantidade de pessoas desempregadas, ou seja, 24,4% ou mais das pessoas responsáveis por domicílio estavam desempregadas (Fig. 4F).

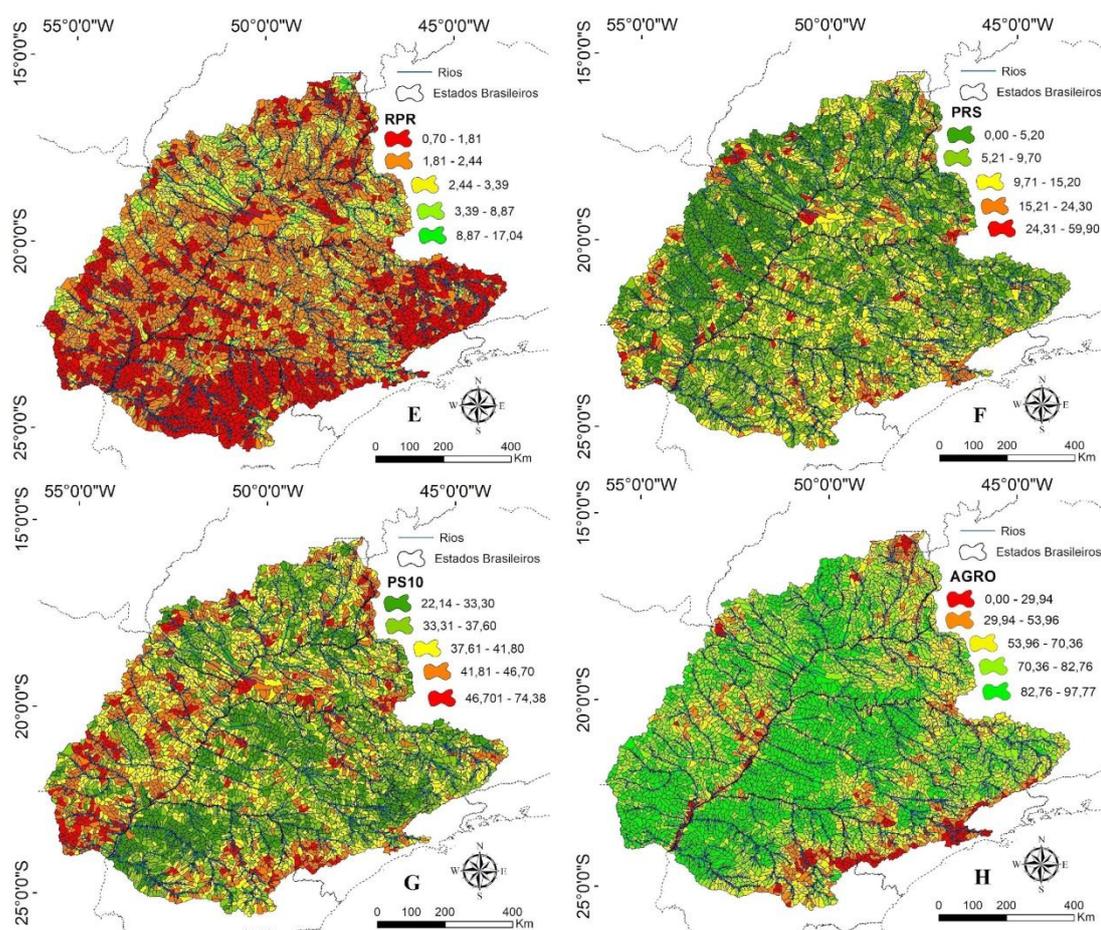


Figura 4: Rendimento nominal mensal das pessoas responsáveis (RPR; E) em salários mínimos, porcentagem de pessoas responsáveis sem rendimento nominal mensal (PS10; F), porcentagem de pessoas de 10 anos de idade ou mais

sem rendimento nominal mensal (PS10; G) e porcentagem de área de agronegócio (AGRO; H), para as sub-bacias hidrográficas do alto rio Paraná.

Para as *peessoas de 10 anos ou mais de idade sem rendimento nominal mensal*(PS10), foi registrado 2.674 sub-bacias hidrográficas, cerca de 46% do total avaliado, que apresentaram baixa quantidade de pessoas de 10 anos ou mais desempregadas, ou seja, até 37,6% da população em idade ativa para trabalhar não possuíam rendimento mensal, estavam desempregadas. Em contrapartida, 340 sub-bacias, cerca de 6% do total avaliado, apresentaram grandes quantidades de pessoas em idade ativa desempregadas, ou seja, 46,7% ou mais da população em idade ativa para trabalhar estavam desempregadas (Fig. 4G). Em relação a ocupação das bacias pelo *agronegócio*(AGRO), observa-se que 3.821 sub-bacias hidrográficas, cerca de 66% do total avaliado, apresentaram valores para as categorias mais altas, ou seja, 70% ou mais da área da sub-bacia era ocupada por atividades produtivas relacionadas ao agronegócio. Enquanto que 225 sub-bacias, cerca de 5% do total avaliado, apresentaram valores muito baixos, ou seja, 29,94% ou menos de área da sub-bacia era ocupada por atividades relacionadas ao agronegócio (Fig. 4H).

Para as *espécies de peixes nativos*(RP), 446 sub-bacias hidrográficas, ou aproximadamente 8% do total avaliado, apresentaram a riqueza de espécies elevada, ou seja, 116 espécies de peixes nativos ou mais foram registrados nas sub-bacias. Em contrapartida, 599 sub-bacias, aproximadamente 11% do total avaliado, apresentaram valores muito baixos, ou seja, 25 espécies de peixes nativos ou menos foram registrados nas sub-bacias (Fig. 5I). Em relação às áreas de *vegetação*(VEG), 3.698 sub-bacias hidrográficas, cerca de 65% do total avaliado, apresentaram valores para as categorias mais baixas, ou seja, registraram cobertura vegetal inferior a 20% da área das sub-bacias. Em contrapartida, 130 sub-bacias, aproximadamente 2% do total avaliado, apresenta grande cobertura vegetal, ou seja, 46,8% ou mais da área das sub-bacias era ocupada por vegetação (Fig. 5J).

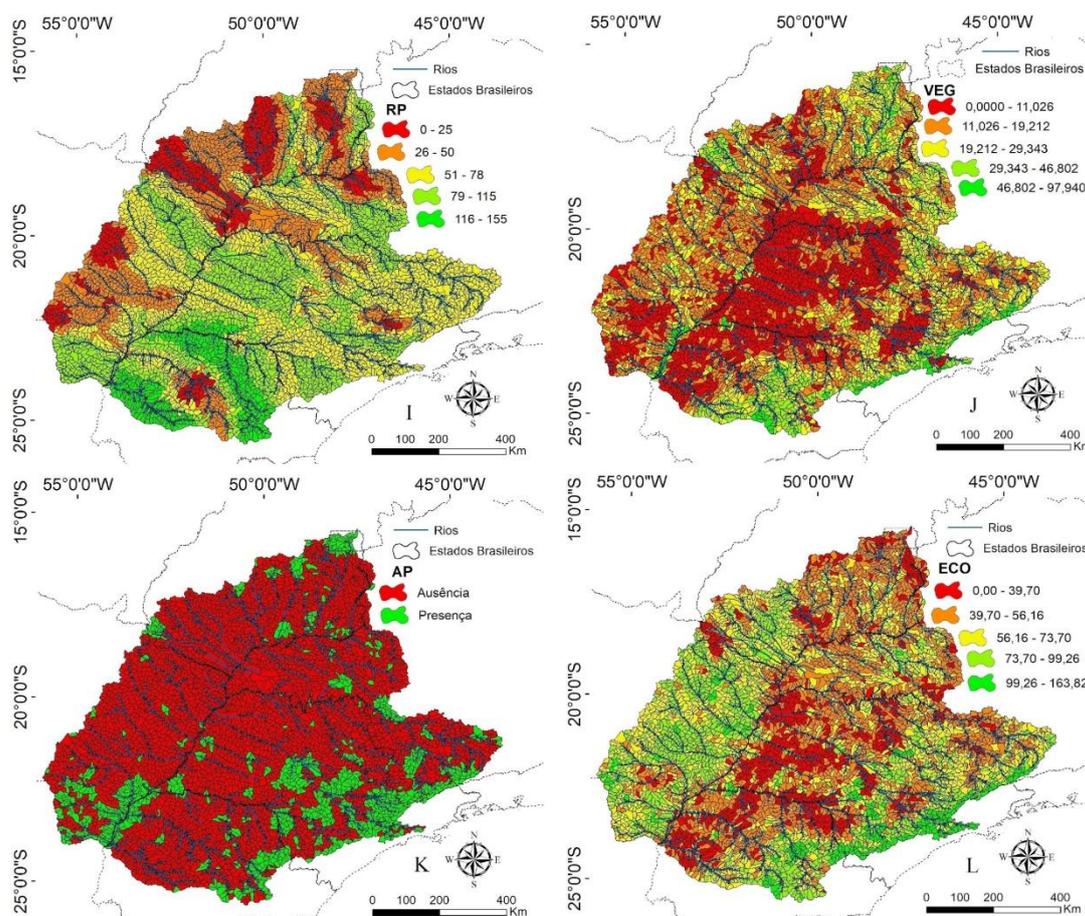


Figura 5: Riqueza de espécies de peixes nativos (RP; I), porcentagem de área de vegetação (VEG; J), ausência e a presença de áreas protegidas (AP; K), quantidade em mg C por área da bacia (ECO; L), para as sub-bacias hidrográficas do alto rio Paraná.

No que se refere às *áreas protegidas*(AP), 4.714 sub-bacias hidrográficas, aproximadamente 80% do total avaliado, não possuem áreas protegidas em seus domínios, ou seja, 971 sub-bacias, menos de 20% do total avaliado, apresentam áreas protegidas (Fig. 5K). Em relação ao *estoque de carbono* (ECO), 1.345 sub-bacias hidrográficas, cerca de 23% do total avaliado, registraram valores elevados de concentração carbono, ou seja, 73,70 mg C ou mais de vegetação lenhosa acima do solo. Enquanto, 925 sub-bacias, aproximadamente 16% do total avaliado, apresentaram concentrações inferiores, ou seja, 39,70 mg C ou menos de vegetação lenhosa acima do solo (Fig. 5L).

Para as *barragens*(BGS), 4.695 sub-bacias, ou aproximadamente 80% do total avaliado, não apresentaram ocorrência. Em contrapartida, 96 sub-bacias hidrográficas, cerca de 2% do total avaliado, registraram grande ocorrência de barragens, com 4 ou mais barragens, sendo que em apenas uma bacia foram registradas 22 barragens (Fig. 6M). Para a *emissão de gases do efeito estufa*(GEE), foi registrado 1142 sub-bacias hidrográficas, aproximadamente 20% do total avaliado, com os maiores níveis de emissão, ou seja, valores acima de 992288,93 tCO₂e(GWP-AR5)

emitidos. Enquanto, 1137 sub-bacias, aproximadamente, 20% do total avaliado, registraram os menores níveis de emissão, com os valores abaixo de 143409,63 tCO₂e(GWH-AR5) emitidos (Fig. 6N).

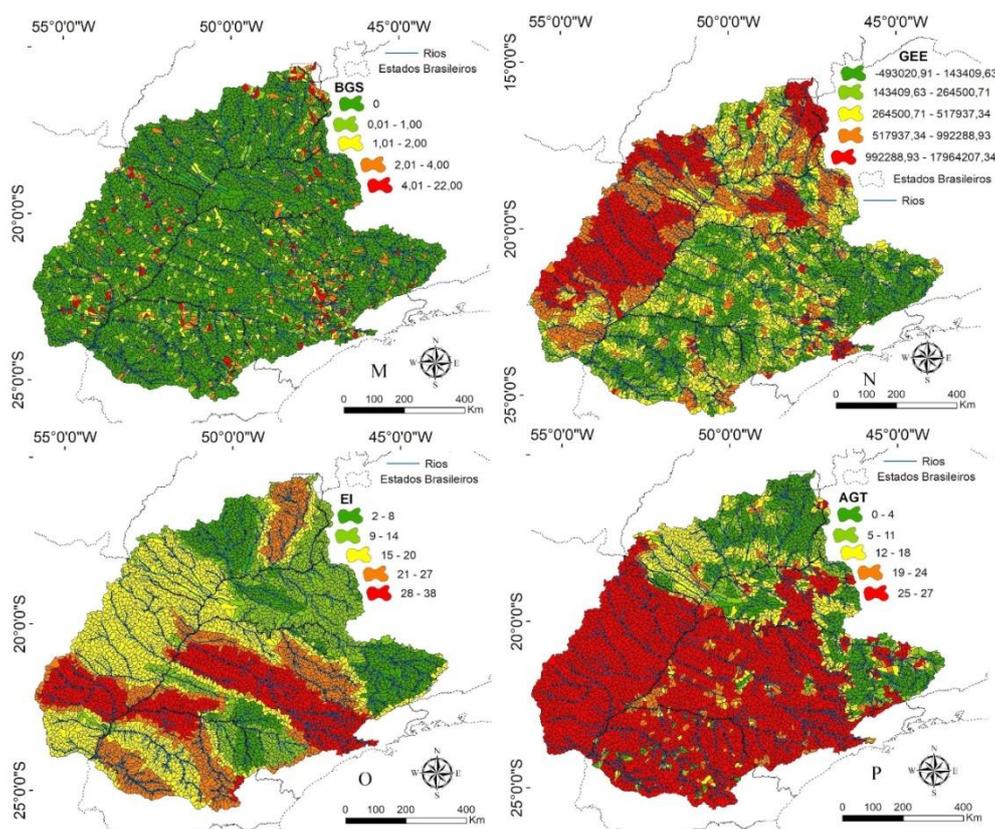


Figura 6: Quantidade de barragens (BGS; M), total de emissão de gases do efeito estufa em tCO₂e(GWP-AR5) (GEE; N), riqueza de espécies de peixes invasores (EI; O), apresenta a quantidade de agrotóxico na água (AGT; P), para as sub-bacias hidrográficas do alto rio Paraná.

As *espécies de peixes invasores*(EI), registrou 997 sub-bacias hidrográficas, ou aproximadamente 18% do total avaliado, uma grande riqueza de espécies de peixes invasores, ou seja, foram identificadas 27 espécies invasoras ou mais. Enquanto que, para 820 sub-bacias, ou aproximadamente 15% do total avaliado, foi registrado uma baixa riqueza de espécies de peixes invasores, com menos de 8 espécies identificadas (Fig. 6O). O *agrotóxico na água*(AGT), apresentou 3.589 sub-bacias hidrográficas, ou aproximadamente 60% do total avaliado, com grandes quantidades registradas, com 25 tipos de agrotóxicos ou mais identificados na água. Enquanto que, 804 sub-bacias hidrográficas, ou aproximadamente 14% do total avaliado, com baixas quantias registradas, com 4 tipos de agrotóxicos ou menos identificados na água (Fig. 6P).

Em relação ao processo de consulta pública foram registradas 58 respostas, de 19 tomadores de decisão diferentes (Para mais informações, consultar o Apêndice C). Sendo que, para a dimensão

social, foram registradas 15 respostas, com uma Razão de Inconsistência (CR) nas respostas de 0,6%, e um consenso do grupo em relação às respostas de 66,1%, valor considerado moderado. Para a dimensão econômica, foram registradas 14 respostas, com uma CR nas respostas de 1%, e um consenso do grupo em relação às respostas de 77,4%, valor considerado alto. Para a dimensão ecoambiental, foram registradas 15 respostas, com uma CR nas respostas de 0,6%, e um consenso do grupo em relação às respostas de 66,9%, valor considerado moderado. Para a dimensão ambiental negativo, foram 14 respostas, com uma CR nas respostas de 1,3%, com um consenso do grupo em relação às respostas de 76%, valor considerado alto. Na tabela 3, estão presentes os indicadores com sua respectiva posição no *ranking* de prioridade, bem como seu grau de importância.

Dimensão	Posição	Indicadores	Grau de importância
Social	1°	Saneamento Básico	33,9%
	2°	Pessoas alfabetizadas com 5 anos ou mais de idade	28,3%
	3°	Pessoas de até 10 anos de idade que tinham registro de nascimento	22,3%
	4°	Domicílios particulares permanentes com energia elétrica	15,6%
Econômico	1°	Total do rendimento nominal mensal das pessoas responsáveis	36,7%
	2°	Pessoas responsáveis sem rendimento nominal mensal	27,4%
	3°	Pessoas de 10 anos de idade ou mais sem rendimento nominal mensal	18%
	4°	Agronegócio	17,9%
Ecoambiental	1°	Vegetação	32,6%
	2°	Áreas Protegidas	26,2%
	3°	Estoque de carbono	21,3%
	4°	Espécies de peixes nativos	19,9%
Ambiental Negativo	1°	Barragens	29,6%
	2°	Agrotóxico na água	25,1%
	3°	Gases do efeito estufa	23,6%
	4°	Espécies de peixes invasores	21,7%

Tabela 3: Resultado para o questionário AHP

O resultado da agregação foi subíndices que representam as 4 dimensões propostas. O subíndice social (SB SOC; Fig. 7Q), apresentou 729 sub-bacias hidrográficas, aproximadamente 13%, do total avaliado, com valores muito altos, ou seja, uma sustentabilidade social elevada, localizadas no Distrito Federal, São Paulo e Paraná. Enquanto, 949 sub-bacias hidrográficas,

aproximadamente 16%, do total avaliado, apresentaram valores muito baixos, com uma sustentabilidade social reduzida, localizadas em Goiás e Minas Gerais.

O subíndice econômico (Sb SOC; Fig. 7R) registrou 242 sub-bacias hidrográficas, aproximadamente 5%, do total avaliado, com valores muito altos, ou seja, uma sustentabilidade econômica elevada, distribuídas pelos estados de Mato Grosso do Sul, São Paulo, Goiás e o Distrito Federal. Em contrapartida, 426 sub-bacias hidrográficas, o que corresponde a aproximadamente 8%, do total avaliado, apresentaram valores muito baixos, com uma sustentabilidade econômica reduzida, distribuídas do estado do Mato Grosso do Sul, e na porção leste da bacia do alto rio Paraná na região da serra do mar.

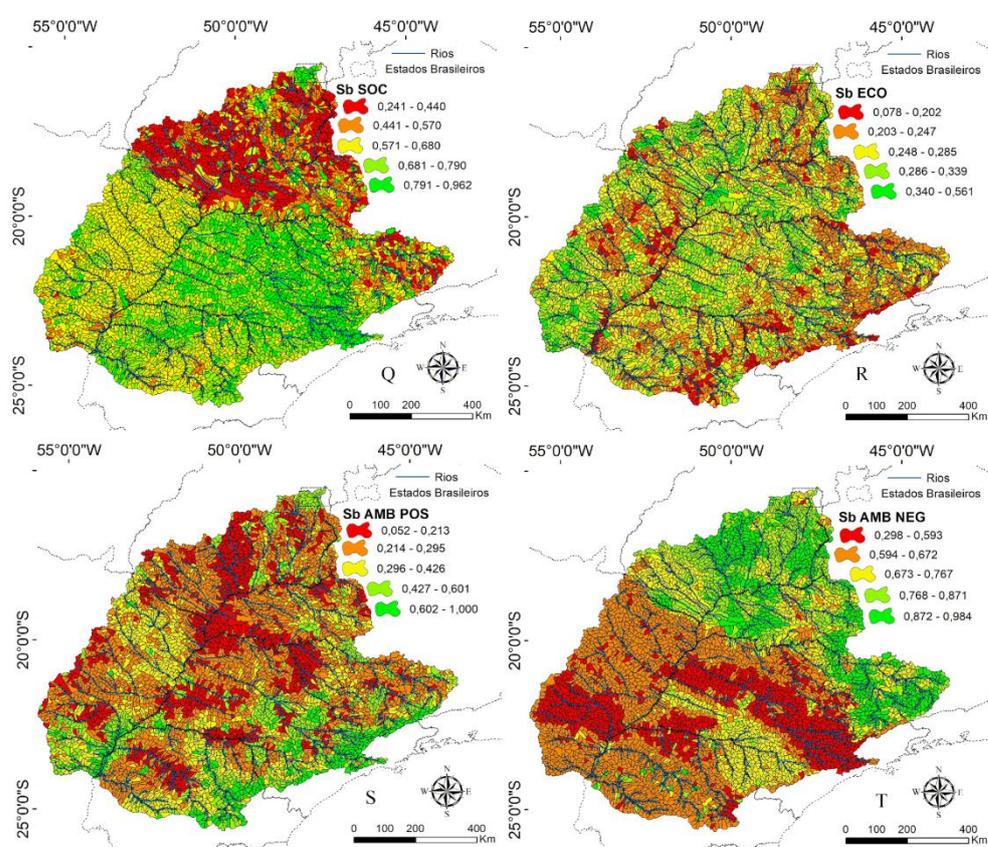


Figura 7: Subíndice social (Sb SOC; Q), subíndice econômico (SB ECO; R), subíndice ecoambiental (Sb AMB POS; S), subíndice ambiental negativo (Sb AMB NEG; T), para as sub-bacias hidrográficas do alto rio Paraná.

O subíndice ecoambiental (Sb AMB POS; Fig.7S), apresentou apenas 337 sub-bacias hidrográficas, aproximadamente 6% do total avaliado, com valores muito altos, ou seja, uma sustentabilidade ambiental positiva elevada, distribuídas na região leste, conhecida como serra do mar, região sul e o Distrito Federal. Em contrapartida, 1231 sub-bacias hidrográficas, aproximadamente 22%, do total avaliado, com valores muito baixos, ou seja, uma sustentabilidade ambiental positiva reduzida, distribuídas na porção central, sul e norte da bacia do alto rio Paraná (Fig. 7S).

O subíndice ambiental negativo (Sb AMB NEG, Fig. 7T), registrou 754 sub-bacias hidrográficas, aproximadamente 13%, do total avaliado, com valores muito altos, ou seja, uma sustentabilidade ambiental negativa elevada, distribuída nos estados de Goiás e Minas Gerais, e o Distrito Federal. Enquanto, 1084 sub-bacias hidrográficas, aproximadamente 19% do total avaliado, com valores muito baixos, ou seja, uma sustentabilidade ambiental negativa reduzida, distribuída pelos estados do Mato Grosso do Sul, São Paulo e Paraná (Fig. 7T).

O índice de sustentabilidade ecoambiental de sub-bacias (ISE-sb), registrou 462 sub-bacias hidrográficas, aproximadamente 8% do total avaliado, com valores muito altos, ou seja, uma sustentabilidade geral elevada, distribuídas no Distrito Federal, na região sul e leste, na serra do mar. Em contrapartida, 898 sub-bacias hidrográficas, aproximadamente 15%, do total avaliado, registraram valores muito baixos, com uma sustentabilidade reduzida, distribuídas nos estados do Mato Grosso do Sul, Goiás e Minas Gerais (Fig. 8).

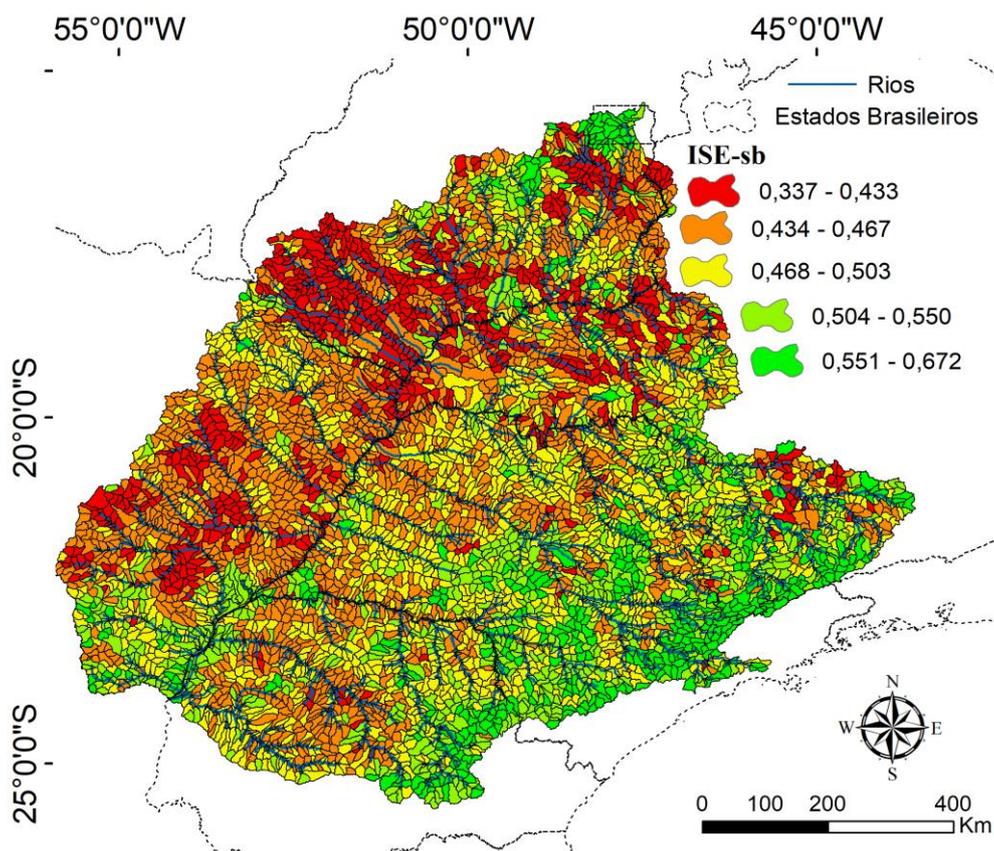


Figura 8: apresenta o índice de sustentabilidade ecoambiental de sub-bacias (ISE-sb) para bacias hidrográficas do alto rio Paraná.

A análise de autocorrelação espacial G_i^* , calculada utilizando os valores de ISE-sb para as sub-bacias hidrográficas do alto rio Paraná, registrou 716 sub-bacias, ou seja, aproximadamente 13% do total avaliado, apresentaram formações com altos valores estatisticamente significativos,

hotspots de sustentabilidade, distribuídos principalmente na região oeste, conhecida como serra do mar, no norte de Goiás, Distrito Federal e o sul da bacia do alto rio Paraná. Em contrapartida, 726 sub-bacias, aproximadamente 13% do total avaliado, apresentaram formações com baixos valores estatisticamente significativos, coldspots de sustentabilidade, distribuídos nos estados de Goiás, Mato Grosso do Sul e Minas Gerais. Consequentemente, 4243 sub-bacias hidrográficas, ou seja, aproximadamente 74% do total avaliado, tiveram seus valores não significativos, ou estatisticamente não significativos (Fig. 9).

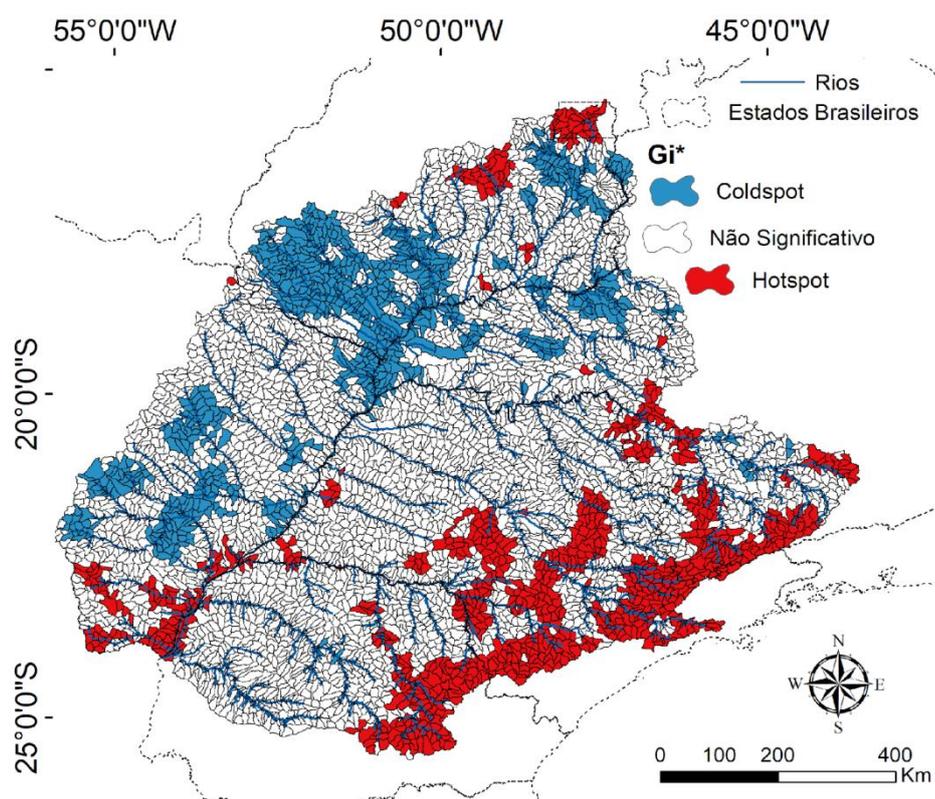


Figura 9: Análise G_i^* para identificação sub-bacias hidrográficas, agrupadas em hotspots e coldspots.

4 DISCUSSÃO

Através do consenso das respostas dos questionários aplicados aos tomadores de decisão, foi possível identificar quais eram os indicadores críticos para o desenvolvimento sustentável na bacia hidrográfica do alto rio Paraná, sendo eles: *saneamento básico* (SANE), *total do rendimento nominal mensal das pessoas responsáveis* (RPR), *vegetação* (VEG) e *barragens* (BGS). Nota-se que, o consenso das repostas dos tomadores de decisão em relação à importância dos indicadores corrobora com o cenário apresentado, pois os indicadores que apresentaram os piores resultados, são aqueles considerados os mais críticos para alcançar a sustentabilidade, enquanto que aqueles que apresentaram os melhores, foram considerados menos críticos.

Os subíndices, apresentaram quais regiões dentro da bacia do alto rio Paraná, possuem o

maior grau de prioridade, direcionando o foco das ações, conforme a dimensão analisada. Por sua vez, o ISE-sb demonstrou por meio da agregação dos subíndices que sub-bacias hidrográficas principalmente das regiões da costa leste, sul e o Distrito Federal, são consideradas as mais sustentáveis, em contrapartida as na região de Goiás, Mato Grosso do Sul e Minas Gerais são as menos sustentáveis. Por fim, a análise G_i^* agrupou os valores de ISE-sb, em regiões consideradas de hotspots de sustentabilidade, sendo as regiões costa leste, sul e o Distrito Federal, e coldspots de sustentabilidade, localizadas nos estados de Goiás, Mato Grosso do Sul e Minas Gerais.

O subíndice ambiental negativo (Sb AMB NEG), apresentou 13% das bacias avaliadas, com valores muito altos, localizadas nos estados de Goiás e Minas Gerais. Conforme Carvalho e Marin (2011), o estabelecimento da justiça social, distribuição de renda e preservação ambiental, são pontos-chave no crescimento sustentável desta região, que assegura a todos o direito ao meio ambiente equilibrado, bem como impõe ao poder público o dever de recuperá-lo e preservá-lo. Enquanto que, o subíndice ecoambiental (Sb AMB POS), apresentou 22% do total de sub-bacias avaliadas, com valores muito baixos, localizados em todos os estados da bacia do alto rio Paraná, está associado às atividades antropogênicas desenvolvidas na bacia, que tem alterado a composição natural da paisagem, por meio das mudanças de uso de solo, que provocam a destruição de habitats, degrada o solo e contamina os corpos aquáticos (Foley et al., 2005; Pettorelli et al., 2014; Rudke et., 2019).

O subíndice social (Sb SOC) e o ambiental negativo (Sb AMB NEG) são inversamente proporcionais, pois conforme a agregação dos indicadores, as sub-bacias que apresentaram altos valores sociais, apresentaram baixos valores ambientais negativos. A relação entre o meio ambiente e a sociedade sempre existiu, pois o meio ambiente fornece recursos necessários para a sobrevivência dos seres humanos (Khan et al., 2002). Paula (2010), encontrou uma relação diretamente proporcional entre a proteção do meio ambiente e a promoção dos direitos humanos, uma vez que a degradação ambiental pode violar os direitos humanos, especialmente o direito à vida. A qualidade de vida da sociedade está diretamente relacionada à melhoria do meio ambiente (Khan et al., 2020). As diferenças nos níveis de sustentabilidade são diretamente influenciadas pela escolha dos indicadores (Boggia et al., 2018).

O subíndice econômico (Sb ECO) também é inversamente proporcional ao subíndice ecoambiental (Sb AMB POS), pois as bacias hidrográficas com altos valores econômicos, registraram baixos valores ambientais positivos, conforme os indicadores agregados, os bons valores econômicos representam valores ambientais ruins. No trabalho de Serrano et al (2015) é discutido como o estado de privação material, a vida intelectual e cultural levam as pessoas a usar recursos naturais até a exaustão. A degradação ambiental pode ser altamente concentrada nos

padrões de consumo de grupos de alta renda que possuem altos níveis de consumo de bens duráveis, energia, água potável, e a alta geração e acúmulo de esgoto e lixo (Bucknall et al., 2013; Serrano et al., 2015). A conservação de áreas naturais, biodiversidade e proteção dos bens comuns globais, pode não reduzir a pobreza no curto prazo, mas podem torná-lo possível a longo prazo, por meio de uma gestão eficiente da biodiversidade, é possível aumentar a renda da população pobre, por meio da prestação de serviços ambientais (Bucknall et al., 2013).

Portanto, para analisar os resultados, é necessário compreender o uso de um conjunto de indicadores para definir os níveis de desenvolvimento sustentável em uma região, bem como que a sua interação pode contribuir para atingir os níveis de sustentabilidade exigidos (Boggia et al., 2018). Esta ferramenta de avaliação de sustentabilidade, pode ser capaz de orientar a implementação de iniciativas para alcançar a sustentabilidade nas regiões mais necessitadas (Graymore, 2009). Metodologias integradas, que permitem o uso de uma série de indicadores que utilizam uma abordagem geográfica, melhoram os resultados dos estudos de sustentabilidade uma vez que o enfoque espacial permite uma melhor representação das ações de acordo com o âmbito local, regional e nacional (Boggia et al., 2018).

Em relação aos resultados obtidos com os indicadores, o saneamento básico, um indicador da dimensão social, foi o que registrou a maior quantia de bacias hidrográficas com valores muito baixos, ou seja, envolveu cerca de 45% do total de bacias analisadas. Destaca-se que esse indicador foi considerado prioritário para a sustentabilidade social, na opinião dos especialistas. Em contrapartida, os indicadores, pessoas de até 10 anos de idade que tinham registro de nascimento (REG) e domicílios particulares permanentes com energia elétrica (ENER), foram aqueles que apresentaram a maior quantidade de bacias hidrográficas com valores alto e muito alto, e considerados como de menor prioridade para a dimensão social pelos tomadores de decisão. De fato, a deficiência dos serviços de saneamento básico tem profunda correlação com questões de saúde pública e de degradação do meio ambiente, contribuindo para o agravamento da saúde e da qualidade de vida da população (Garcia e Ferreira, 2017, Santos et al., 2018). A falta de saneamento é a principal causa de degradação ambiental das bacias hidrográficas brasileiras, principalmente daquelas onde estão inseridas grandes metrópoles (Garcia e Ferreira, 2017), como a do alto rio Paraná. O investimento no saneamento básico é crucial para a sociedade, pois para cada R\$1 investido em saneamento economiza-se R\$4 na área de saúde, dado o caráter preventivo implícito no saneamento básico (CNBB, 2015).

Todavia, o saneamento básico não considera apenas as dimensões ambiental e econômica, mas também a social, pois representa um importante instrumento de promoção da dignidade e, por conseguinte, dos direitos humanos, uma vez que estabelece condições mínimas e essenciais para a

subsistência (Garcia e Ferreira, 2017; Souza, 2017). Portanto, na conscientização da população sobre seus direitos e riscos em relação ao saneamento, é muito importante considerar que não se trata apenas da vida humana, mas também da biodiversidade do planeta (Garcia e Ferreira, 2017; Souza, 2017; Santos et al., 2018).

Para dimensão econômica, foi observado o mesmo padrão de contraste entre importância para a sustentabilidade e abrangência de altos valores na bacia, verificados na dimensão social. Assim, o indicador *total do rendimento nominal mensal das pessoas responsáveis* (RPR) foi entre os indicadores que compõem a dimensão econômica, aquele que apresentou a maior proporção de bacias com valores muito baixo e baixo (80% das bacias), sendo que na opinião dos especialistas, foi considerado crítico para alcançar a sustentabilidade econômica. Em contrapartida, os demais indicadores, como pessoas responsáveis sem rendimento nominal mensal (PRS) e *agronegócio* (AGRO), que apresentaram aproximadamente 70% ou mais, das bacias hidrográficas com valores alto ou muito alto, e considerado pelos especialistas como de menor prioridade para a sustentabilidade econômica.

Nota-se, que os indicadores que representam a distribuição de renda, *total do rendimento nominal mensal das pessoas responsáveis* (RPR), como *pessoas responsáveis sem rendimento nominal mensal* (PRS) e *pessoas com 10 anos ou mais de idade sem rendimento nominal mensal* (PS10), foram ranqueados como aqueles de mais críticos pelos especialistas, enquanto aqueles que representavam a concentração de renda, o *agronegócio* (AGRO), foi o que apresentou o menor grau de prioridade para alcançar a sustentabilidade econômica. O indicador *total do rendimento nominal mensal das pessoas responsáveis* (RPR), representa a renda domiciliar, e está ligado a fatores como a participação dos responsáveis no mercado de trabalho, nível educacional, densidade demográfica, entre outros (Turra, 2006). Turra (2006), demonstra em seu trabalho que existe uma relação positiva entre a proporção média de adultos no domicílio com o nível da renda familiar, o que favorece a distribuição de renda desigual. No Brasil, as medidas de renda domiciliar e saúde das crianças são positivamente relacionadas (Crespo e Reis, 2009), pois a fome devido a restrições financeiras, podem influenciar de forma direta o estado de saúde de crianças (Reis, 2012). Para Brito et al. (2017), a diminuição da desigualdade de renda no Brasil, tem influência direta na manutenção do salário-mínimo, por meio da renda trabalhista, do canal de pensões básicas e benefícios sociais definidos constitucionalmente.

A dimensão ambiental positiva também apresentou um padrão semelhante ao das duas anteriores, com os indicadores considerados prioritários à sustentabilidade pelos especialistas apresentando maior distribuição espacial para categorias de valores muito baixos. O indicador *vegetação* (VEG), por exemplo, foi escolhido prioritário, enquanto que, o indicador *espécies de*

peixes nativos (RP), foi considerado o de menor prioridade e apresentou altos valores, dessa forma presume-se que sua baixa prioridade está relacionada ao fato da biodiversidade aquática e seus serviços ecossistêmicos, serem pouco estudados e conhecidos embora sejam superexplorados pela população mundial.

A vegetação da bacia do alto rio Paraná é formada por fitofisionomias de dois biomas, o Cerrado e a Mata Atlântica, ambos considerados como *hotspots* mundiais de biodiversidade (Myers 1988, 1990; Myers et al. 2000; Mittermeier et al. 2004). Entretanto, apesar da riqueza biológica, estas são provavelmente as florestas tropicais mais ameaçadas, sendo seu desmatamento relacionado a exploração econômica de diferentes *commodities* (Klink e Machado, 2005; Rezende et al., 2018). As consequências dessa exploração, são a fragmentação dos habitats, redução da biodiversidade, invasão de espécies invasoras, degradação dos ecossistemas, entre outros (Klink e Machado, 2005; Metzger 2009; Ferreira et al., 2019; Tomadon et al., 2019).

A restauração e a recuperação da vegetação nativa estão entre as principais ações para reverter o declínio ambiental e socioeconômico em nossa era, e os principais benefícios são a recuperação de *habitat* para as espécies, o aumento da provisão dos serviços ecossistêmicos e a melhoria na qualidade de vida das populações (BPBES, 2020d). Estima-se a criação de 200 empregos diretos (por meio de coleta de sementes, produção de mudas, plantio e manutenção) para cada 1.000 hectares em restauração com intervenção humana (BPBESd, 2020d). Nesses casos, incentivos econômicos devem ser implementados a fim de promover economias baseadas na restauração local, pois a injeção de recursos por meio de mecanismos como o pagamento pelos serviços ambientais prestados, por exemplo, podem fortalecer a cadeia econômica de restauração em municípios degradados, estimulando a geração de empregos e dinamizando a economia local, enquanto restaura a vegetação (Rezende et al., 2018; Conceição et al., 2022).

A dimensão ambiental negativa, apresentou um resultado diferente dos demais, sendo que a ausência de *barragens* (BGS), envolveu 80% das bacias hidrográficas analisadas, sendo esse um indicador considerado crítico para alcançar a sustentabilidade ambiental negativa, na opinião dos especialistas. O segundo indicador em ordem de prioridade foi o *agrotóxico na água* (AGT), e foi aquele que apresentou o pior cenário entre os indicadores, registrando a maior quantidade de bacias com valores considerados ruins, ou seja, grande registro de agrotóxicos na água (Fig. 6).

As barragens têm uma longa história na bacia e constituem a principal fonte de impactos para espécies de peixes sedentários e migratórios (Agostinho et al., 2007). Deste modo, concessionárias e agências governamentais, na tentativa de mitigar esses impactos, têm implementado medidas com resultados duvidosos e por vezes responsáveis por impactos adicionais (Agostinho et al., 2007). As barragens representam a interferência mais comum na fisiografia da

paisagem da bacia do alto rio Paraná (Agostinho et al., 2003, Agostinho et al., 2004), estando associada a principal fonte de eletricidade na matriz energética brasileira (Dias et al., 2018). Ressalta-se que a sucessão de reservatórios funcionam como câmaras de decantação, que melhoram a qualidade da água (Agostinho et al., 2003, Agostinho et al., 2004). Assim, a intensa poluição registrada nas cabeceiras do rio Tietê, especialmente da cidade de São Paulo, não é detectável nos reservatórios a jusante, o que melhora a qualidade da água (Agostinho et al., 2003, Agostinho et al., 2004). Entretanto, esta cascata de reservatórios, causa a fragmentação dos rios, altera a composição da biodiversidade, facilita a entrada de espécies invasoras, altera os regimes de inundação, e afeta a composição química e física da água (Agostinho et al., 2003, Agostinho et al., 2004; Agostinho et al., 2007; Loures e Pompeu, 2018).

Os indicadores ecológicos aquáticos, *espécies de peixes nativos* (RP) e *espécies de peixes invasores* (EI), foram considerados na opinião dos tomadores de decisão, como aqueles de menor importância para as dimensões ambientais, ocupando a última posição no ranking de prioridade (quadro 4 e 5). Atualmente, projetos, estratégias e ações para melhoria dos recursos pesqueiros são baseados em crenças e impressões, como o desenvolvimento da aquicultura em águas públicas, que certamente, resultará na introdução de espécies exóticas, dispersão de doenças e eutrofização (Agostinho et al., 2005). O Brasil abriga a fauna de peixes de água doce mais biodiversa do planeta, e não faz sentido investir em peixes exóticos sob o pretexto de promover crescimento econômico, a melhoria da soberania e a segurança alimentar (Garcia et al., 2022). É necessário a fiscalização das legislações vigentes e o controle de pescas eficientes, na definição dos objetivos, bem como amplo envolvimento das partes interessadas, como pescadores, piscicultores, e outros trabalhadores de pesca, a fim de garantir a segurança alimentar, erradicar a pobreza e promover o uso sustentável dos recursos naturais (Agostinho et al., 2005; Dorival, 2020). A avaliação econômica, social e ambiental das políticas públicas passa a ser instrumento de mediação, por meio implementação de modelos de gerenciamento, ordenamento e manejo pesqueiro adequados, e a integração de pessoas nos processos de decisão, surge contra as práticas insustentáveis desenvolvidas atualmente (Agostinho et al., 2005; Serrano e Guarnieri., 2018; Dorival, 2020; Garcia et al., 2022).

O ISE-sb apresentou um gradiente de sustentabilidade com os maiores valores sendo encontrados nas sub-bacias hidrográficas na região leste da bacia do alto rio Paraná, região onde está localizada a serra do mar, na região sul e o Distrito Federal. As sub-bacias hidrográficas localizadas na região sul e na serra do mar, são pertencentes ao bioma Mata Atlântica (Rezende et al., 2018), enquanto que o Distrito Federal pertence ao bioma Cerrado (Bourscheit e Menegat, 2018). Nota-se uma relação forte entre a sustentabilidade geral e a proteção ambiental, esse padrão foi relatado também em outros índices de sustentabilidade desenvolvidos, como Graymore (2009),

Boggia et al. (2010) e Couto et al. (2020). As áreas protegidas foram instituídas como solução para o dilema entre o desenvolvimento socioeconômico e a conservação ambiental, a fim de desenvolver modelos de uso sustentável dos recursos naturais, para consolidar a conservação e a qualidade de vida da população (Teixeira, 2005). A conservação de espaços naturais geram benefícios e lucros, tais como: empregos, arrecadação de impostos, manutenção de serviços ambientais estratégicos, ecoturismo e educação ambiental (Souza et al., 2018; Specht, 2019). Portanto, a preservação dos recursos naturais desempenha papel fundamental no desenvolvimento sustentável de sub-bacias hidrográficas.

A partir do resultado apresentado pelo ISE-sb, é possível localizar as sub-bacias hidrográficas menos sustentáveis da bacia do alto rio Paraná, localizadas nos estados de Goiás, Mato Grosso do Sul e Minas Gerais. Os baixos níveis de sustentabilidade estão ligados aos altos níveis de degradação do bioma Cerrado, devido à expansão do agronegócio na região, caracterizada pela retirada da cobertura vegetal nativa e a substituição por pastagens e lavouras, que envolve desde a produção de matéria prima como de insumos destinados a esta produção (Souza e Moraes, 2012; Aydos e Neto, 2017). Apesar de concentrar um alto desenvolvimento econômico, a região apresenta alto nível de pobreza extrema (IBGE, 2010), pois a riqueza e o poder estão concentrados em poucas mãos (Porto-Gonçalves, 2021). Para melhorar a qualidade de vida da população nessas regiões, é necessário gerar mais empregos e desenvolver melhor os pontos como o acesso à educação, ao saneamento básico e à água potável (Anunciato e Franco, 2017). Um desenvolvimento que busca apenas resultados financeiros, trás também um crescimento desordenado e desigual, é necessário buscar um equilíbrio, visando as necessidades humanas e a preservação do meio ambiente (Souza e Moraes, 2012). Dessa forma, o desenvolvimento econômico das sub-bacias hidrográficas deve ser pensado visando o uso sustentável dos recursos naturais e a qualidade de vida da população.

A estatística espacial G_i^* , apresentou a formação de agrupamentos estatisticamente significativos de altos e baixos valores, por meio dos *hotspots* e os *coldspots*. Foi verificado, uma quantidade de sub-bacias hidrográficas muito parecida para a formação dos agrupamentos, sendo que para ambos foi verificado que aproximadamente 13% das sub-bacias avaliadas, formavam regiões de *hotspots* e *coldspots*. Dessa forma, podemos rejeitar nossa hipótese nula de que os valores de sustentabilidade estavam distribuídos de forma aleatória, e aceitamos a hipótese alternativa de que existe a formação de agrupamentos estatisticamente significativos ao longo da bacia do alto rio Paraná. As sub-bacias hidrográficas que formam agrupamentos de *hotspot*, que são locais que apresentam altos valores para a sustentabilidade, e estão localizadas em sua maioria na região leste da serra do mar, sul e o Distrito Federal. Enquanto que, as sub-bacias hidrográficas que

formaram os agrupamentos de *coldspots*, com locais que apresentam baixos valores de sustentabilidade, estão localizados na região oeste da bacia do alto rio Paraná. Por meio do mapa gerado, os tomadores de decisão possuem a informação de quais são as sub-bacias hidrográficas que precisam de ações imediatas para melhoria da sustentabilidade regional.

A variação no gradiente de sustentabilidade sugere estender tais investigações para estas regiões, esse tipo de avaliação ajuda a direcionar medidas de gestão espacialmente eficientes, com o planejamento de estratégias de gerenciamento usando agrupamentos é considerado um método efetivo (Li et al., 2017; Yohannes et al., 2021). A produção de um mapa de agrupamentos é um método muito eficaz para indicar as regiões que necessitam do desenvolvimento de ações sustentáveis, sendo usado como uma ferramenta eficaz para processo de tomada de decisão baseado no espaço (Pravitasari et al., 2018). De fato, ele é muito útil para o tomador de decisão para agir e determinar a política adequada para resolver os problemas em cada região (Pravitasari et al., 2018).

O planejamento espacial sustentável busca utilizar os recursos da terra de forma planejada e organizada, de modo a melhorar o desenvolvimento dos sistemas nacionais e locais, levando em conta as considerações ambientais com vista a promover o desenvolvimento sustentável, proporcionando benefícios econômicos, sociais e ambientais (Chigudu e Chirisa, 2020). Essa forma de gestão propõem o desenvolvimento controlado de atividades econômicas sustentáveis, com apoio e proteção da diversidade dos territórios locais (Maksin e Milijic, 2010). Neste sentido, propomos um planejamento espacial sustentável na bacia hidrográfica do alto rio Paraná, a partir dos resultados encontrados, que indicam agrupamentos espaciais de sub-bacias hidrográficas consideradas insustentáveis, e que necessitam de ações e políticas públicas sustentáveis, em contrapartida, as sub-bacias consideradas sustentáveis devem servir de modelo para a tomada de decisão.

5 CONCLUSÃO

A avaliação da sustentabilidade em bacias hidrográficas por meio de índices de sustentabilidade, se mostrou uma ferramenta robusta na identificação de sub-bacias hidrográficas, que apresentam maior necessidade de ações de gestão por parte dos tomadores de decisão, o que tende a auxiliar no direcionamento dos esforços. Dessa forma, a partir do ISE-sb e da estatística espacial G_i^* , as sub-bacias hidrográficas que mais necessitam de ações sustentáveis, e são consideradas *coldspots* de sustentabilidade, estão localizadas em sua maioria nos estados do Mato Grosso do Sul, Goiás e Minas Gerais. Em contrapartida, as sub-bacias hidrográficas na costa leste, região da serra do mar, no sul, e no Distrito Federal, são consideradas as mais sustentáveis, ou seja,

hotspots de sustentabilidade, e devem ser usados como exemplo a ser atingido, como um modelo sustentável para as demais bacias hidrográficas do alto rio Paraná.

Portanto, os resultados encontrados podem servir como base de estudo para tomadores de decisão, que atuam de forma direta no desenvolvimento de ações e políticas públicas, visando o fomento da sustentabilidade em bacias hidrográficas. O ISE-sb apresenta um panorama do quadro encontrado nas sub-bacias, entretanto, ao analisar os subíndices, os tomadores de decisão podem focar nas dimensões mais carentes nas sub-bacias que eles atuam, direcionando esforços para as reais necessidades encontradas. Por fim, a estatística espacial G_i^* , apresenta quais são *coldspots* sustentáveis mais carentes dentro da bacia do alto rio Paraná, e que precisam de ajuda, e as regiões, consideradas *hotspots* de sustentabilidade que são mais estáveis e que necessitam de manutenção das ações pré-existentes.

Em relação a reprodutibilidade do ISE-sb, que possui uma metodologia robusta, porém foi desenvolvida utilizando as características encontradas na área de estudo, é certo que as características encontradas podem variar de região em região, e essas variações refletem as diferentes prioridades de sustentabilidade de acordo com as necessidades locais. Deste modo, a aplicação deste método deve ser adaptada para cada região, conforme as definições e necessidades locais.

REFERÊNCIA

Agostinho, A. A., Vazzoler, A. E. A. M., Thomaz, S. M. The High River Paraná Basin: limnological and ichthyological aspects. In: Tundisi, J. G., Bicudo, C. E. M., Matsumura-Tundisi, T. Limnology in Brazil. Rio de Janeiro: ABC/SBL. p.59-103. 1995.

Agostinho, A. A., Thomaz, S. M., Minte-vera, C. V., Winemiller, K. O. Biodiversity in the high Paraná River floodplain. In: Gopal, B., Junk, W. J., Davis, J. A. (Ed.). Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation. Leiden: Backhuys Publishers, 2000-2001. v.1, p.89-118.

Agostinho, A. A., Gomes, L. C., 2002. As escadas de peixes no contexto da conservação de recursos naturais. Boletim Sociedade Brasileira de Ictiologia, 67:8-11.

Agostinho, A. A., Gomes, L. C., Suzuki, H. I., Júlio, H. F. Jr., 2003. Migratory fishes of the Upper Paraná River Basin, Brasil. In: Carolsfeld J, Harvey B, Ross C, Baer A (eds) Migratory fishes of South America. World Fisheries Trust/The World Bank/International Development Research Centre, Ottawa, pp 21–98.

Agostinho, A. A., Gomes, L. C., Thomaz, S. M., Hahn, N. S., 2004. The Upper Paraná River and its floodplain: main characteristics and perspectives for management and conservation. The Upper Paraná River and its floodplain: physical aspects, ecology and conservation (ed. by S.M.

Thomaz, A.A. Agostinho and N.S. Hahn), pp. 381– 393. Backhuys Publishers, Leiden.

Agostinho A. A., Thomaz, S. M., Gomas, L. C. 2005. Conservação da biodiversidade em águas continentais do Brasil. *Megaviservidade*, 1(1):70-78.

Agostinho, A. A., Pelicice, F. M., Petry, A. C., Gomes, L. C., Junior, H. F. J. 2007. Fish diversity in the upper Paraná River basin: habitats, fisheries, management and conservation. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 10(2):174-186.

ANA – Agência Nacional das Águas. 2022. Disponível em: <https://www.gov.br/ana/pt-br>
Acesso em: 22 de Ago de 2021,

Anunciato, K. M.; Franco, C. 2017. Análise dos principais indicadores de pobreza e desigualdade social de Mato Grosso do Sul. *Revista Unemat de Contabilidade*, 6(11):1-28.

Aquino, J. R., Gazolla, M., Scheneider, S. Dualismo no campo e desigualdades internas na agricultura familiar brasileira. *Revista Econ. Sociol.*, 56(1):1-20.

Azevedo, T. R., Junior, C. C., Junior, A. B., Cremer, M. S., Piatto, M., Tsai, D. S., Barreto, P., Martins, H., Sales, M., Galuchi, T., Rodrigues, A., Morgado, R., Ferreira, A. L., Silva, F. B., Viscondi, G. F., Santos, K. C., Cunha, K. B., Manetti, A., Coluna, I. M. E., Albuquerque, I. R., Junior, S. W., Leite, C., Kishinami, R. 2018. Data Descriptor: SEEG initiative estimates of Brazilian greenhouse gas emissions from 1970 to 2015. *Nature Scientific Data*, 5:180045.

Aydos, L. R., Neto, L. F. F. Índice bruto de sustentabilidade dos municípios de Mato Grosso do Sul. *Interações*, 20(1):35-49.

Baccini, A., Walker, W., Carvalho, L., Farina, M., Sulla-Menashe, D., Houghton, R. A. 2017. Tropical forests are a net carbon source based on aboveground measurements of gain and loss. *Science*, 358(6360):230-234.

Barros, G. S. C., Castro, N. R. 2017. Produto Interno Bruto do Agronegócio e a crise brasileira. *Revista de Economia e Agronegócio*, 15(2):2526-5539.

Behzadi, G., O’Sullivan, M. J., Olsen, T. L., Zhang, A. 2018. Agribusiness supply chain risk management: A review of quantitative decision models. *Omega*, 79:21-42.

Boggia, A., Cortina, C. 2010. Measuring sustainable development using a multi-criteria model: A case study. *Journal of Environmental Management*, 91:2301-2306.

Boggia, A., Massei, G., Pace, E., Rocchi, L., Paolotti, L., Attard, M. 2018. Spatial multicriteria analysis for sustainability assessment: A new model for decision-making. *Land Use Policy*, 71: 281-292.

BPBESa – Plataforma Brasileira de Biodiversidade e Serviços ecossistêmicos. Relatório Temático sobre Restauração de Paisagens e Ecossistemas, Disponível em:<https://www.bpb.es.net.br/produtos/>. Acesso em: 03 de Jul de 2021.

BPBESb – Plataforma Brasileira de Biodiversidade e Serviços ecossistêmicos. Potência ambiental da biodiversidade: um caminho inovador para o Brasil. Disponível em: <https://www.bpb.es.net.br/produtos/>. Acesso em: 02 de Jul de 2021.

BPBESc – Plataforma Brasileira de Biodiversidade e Serviços ecossistêmicos. Relatório temático água, biodiversidade, serviços ecossistêmicos e bem-estar humano no Brasil. Disponível em: <https://www.bpb.es.net.br/produtos/>. Acesso em: 02 de Jul de 2021.

BPBESd -Plataforma Brasileira de Biodiversidade e Serviços ecossistêmicos. Diagnóstico Brasileiro de Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos, Disponível em: <https://www.bpb.es.net.br/produtos/>. Acesso em: 02 de Jul de 2021.

BRASIL, Lei n 11.445, de 5 de Janeiro de 2007 – Diretrizes Nacionais para o Saneamento Básico. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/111445.htm. Acesso em: 12 de Out de 2021.

BRASIL, Lei n 9.985, de 18 de Julho de 2000 – Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza – SNUC. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19985.htm. Acesso em: 10 de Set de 2021.

Borges, F. Q. 2009. Indicadores de sustentabilidade para a energia elétrica no estado do Pará. Revista Brasileira de Energia, 15(2):119-151.

Bourscheit, A., Menegat, R. Reserva da biosfera do Cerrado no Distrito Federal: zona de ação pela sustentabilidade. Recife 42(2):29-52.

Brito, A., Foguel, M., Kerstenetzky, C. 2017. The contribution of minimum wage valorization policy to the decline in household income inequality in Brazil: A decomposition approach. Journal of Post Keynesian Economics, 40(4):540-575.

Bucknall, J., Hamilton, K., Kishor, N., Kraus, C., Pillai, P. 2006. Capítulo sobre meio ambiente. Disponível em: <<http://www1.worldbank.org/prem/poverty/portuguese/strategies/srcbook/env0101.pdf>>. Acesso em 25 de Jan de 2022.

Calabrese, A., Costa, R., Levialdi, N., Menichini, T. Integrating sustainability into strategic decision-making: A fuzzy AHP method for the selection of relevant sustainability issues. Technological Forecasting and Social Change, 139: 155-168.

Carvalho, S. P. Marin, J. O. B. 2011. Goiás no âmbito da política nacional de agroenergia. Boletim Goiano de Geografia, 31(2):161-177.

Castello, L., McGrath, D. G., Hess, L. L., Coe, M. T., Lefebvre, P. A., Petry, P., Macedo, M. N., Renó, V. F., Arantes, C. C. 2012. The vulnerability of Amazon freshwater ecosystems. Conservation Letters, 6(4):217-229.

CEPEA - Centro de Estudos Avançados em Economia Aplicada. O Mercado de Trabalho do Agronegócio Brasileiro – Resultados Preliminares 2015. Disponível em: Disponível em <<http://www.cepea.esalq.usp.br/br/documentos/texto/mercado-de-trabalho-do-agronegocio-brasileiro-resultados-preliminares.aspx>>. Acesso em: 10 de Out de 2021.

Chaves, H. M. L., Alipaz, S., 2007. An integrated indicator based on basin hydrology, environment, life, and policy: The watershed sustainability index. Water Resources Management, 21(5), 883 – 895.

Chigudu, A., Chirisa, I. 2020. The quest for a sustainable planning framework in Zimbabwe and Zambia. *Land Use Policy*, 92:104442.

CNBB - CONFERÊNCIA NACIONAL DOS BISPOS DO BRASIL. Casa Comum, nossa responsabilidade. Texto Base. Editora CNBB, 2015.

CNJ - CONSELHO NACIONAL DE JUSTIÇA. ODS 2 agrotóxico versus produção sustentável. Comissão permanente de acompanhamento dos objetivos de desenvolvimento sustentável Agenda 2030. Brasília: CNJ, 2021.

Conceição, E. O., Garcia, J. M., Alves, G. H., Delanira-Santos, D., Corvetta, D. F., Betiol, T. C. C., Pacifico, R., Romagnolo, B., Batista-Silva, V. F., Bailly, D., Ferreira, J. H. D., Couto, E. V. 2022. The impact of downsizing protected areas: How a misguided policy may enhance landscape fragmentation and biodiversity loss. *Land Use Policy*, 112:105835.

Couto, E. V., Filho, E. E. S., Hayakawa, E. H. 2011. Analysis of vegetation changes in the Paraná river floodplain between 1976 and 2007. *Acta Scientiarum. Technology*, 33(2):205-213.

Couto, E. V., Oliveira, P. B., Vieira, L. M., Schmitz, M. H., Ferreira, J. H. D., 2020. Integrating Environmental, Geographical and Social Data to Assess Sustainability in Hydrographic Basins: The ESI Approach. *Sustainability*, 12: 3057.

Crespo A, Reis M. Child Health, household income and the local public provision of health care in Brazil. Mimeo, Princeton University. 2009.

Dias, V. De S., Luz, M. P., Medero, G. M., Nascimento, D. T. F. 2018. An overview of hydropower reservoirs in Brazil: Current situation, future perspectives and impacts of climate change. *Water*, 10(5):592.

Di Marco, M., Baker, M. L., Daszak, P., De Barro, P. Eskew, E. A., Godde, C. M., Harwood, T. D., Herrero, M., Hoskins, A. J., Jhonson, E., Karesh, W. B., Machalaba, C., Garcia, J. N., Paini, D., Pirzl, R., Smith, M. S., Zambrana-Torrel, C., Ferrier S. Sustainable development must account for pandemic risk. *PNAS*, 117(8):3888-3892.

Dong, Y., Hauschild, M. Z. 2017. Indicators for environmental sustainability. *Procedia CIRP*, 61(2017):697-702.

Dorival, B. N. 2020O estado mundial da pesca e aquicultura em 2020. *Mares: Revista de Geografia e Etnociências*, 2(2):111-114.

ESRIa – Environmental Systems Research Institute. How Hot Spot Analysis (Getis-Ord Gi*) works. Disponível em: <https://pro.arcgis.com/en/pro-app/2.8/tool-reference/spatial-statistics/how-hot-spot-analysis-getis-ord-gi-spatial-stati.htm#:~:text=The%20Hot%20Spot%20Analysis%20tool,the%20context%20of%20neighboring%20features>. Acesso em: 20 de Jan de 2022.

ESRIb – Environmental Systems Research Institute. What is a z-score? Whats is a p-value?. Disponível em: https://pro.arcgis.com/en/pro-app/2.8/tool-reference/spatial-statistics/what-is-a-z-score-what-is-a-p-value.htm#ESRI_SECTION1_2C5DFC8106F84F988982CABAEDBF1440. Acesso em: 20 de Jan de 2022.

Ferreira, I. J. M., Bragion, G. R., Ferreira, J. H. D., Benedito, E., Couto, E., V. 2019. Landscaop pattern changes over 25 years across a hotspot zone in southern Brazil. *Southern Forests: a Journal of Forest Science*, 81(2):175-184.

FishNet2 – Fish's network. 2022. Disponível em: <http://www.fishnet2.net/aboutFishNet.html> Acesso em 17 de Ago de 2021.

Foley, J. A., Defries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., Chapin, F. S., Coe, M. T., Daily, G. C., Gibbs, H. K., Helkowski, J. H., Holloway, T., Howard, E. A., Kucharik, C. J., Monfreda, C., Patz, J. A., Prentice, I. C., Ramankutty, N., Snyder, P. K., 2005. Global consequences of land use. *Science* (80)309:570–574.

Freitas, D. S., Oliveira, T. E., Oliveira, J. M. 2019 Sustainability in the Brazilian pampa biome: A composite index to integrate beef production, social equity, and ecosystem conservation. *Ecological Indicators*, 98(2019):317-326.

Garcia, M. S. D., Ferreira, M. P. 2017. Saneamento básico: meio ambiente e dignidade humana. *Dignidade Re-Vista*, 2(3):1-12.

Garcia, D. A. Z., Occhi, T. V. T., Agostinho A. A., Alvez, G. H. Z., Brito, M. F. G., Casimiro, A. C. R., Couto, T. B. A., Cunico, A. M., Jarduli, L. R., Lima-Junior, D. P., Magalhães, Novaes, J. L. C., Orsi, M. L., Pelicice, F. M., Petrere-Junior, M., Rodrigues, F. L., Sampaio, F. D. F., Santos, V. L. M., Soares, B. E., Tonella, L. G., Zuanon, J. A. S., Vitule, J. R. S. 2022. More of the same: new policies continue fostering the use of non-native fish in Brazil, *Environmental Conservation*, pp.1-4.

GBIF – Global Biodiversity Information Facility. 2022. Disponível em: <https://www.gbif.org/> Acesso em: 15 de Ago de 2021.

Getis, A., Ord, J. K. 2010. The analysis of spatial association by use of distance statistics. *Perspectives on Spatial Data Analysis*, 24(3):189-206.

Global Forest Watch – Monitoramento de florestas. 2022. Disponível em: <https://www.globalforestwatch.org/> Acesso em: 15 de Jul de 2021.

Godfrey, L., Todd, C., 2001. Defining Thresholds for Freshwater Sustainability Indicators within the Context of South African Water Resource Management. 2nd WARFA/ Waternet Symposium: Integrated Water Resource Management: Theory, Practice, Cases. Cape Town, South Africa.

Goepel, K. 2018. Implementation of an Online Software Tool for the Analytic Hierarchy Process (AHP-OS). *International Journal of the Analytic Hierarchy Process*, 10(3).

Gonino, G., Benedito, E., Cionek, V. de M., Ferreira, M. T., Oliveira, J. M. A Fish-Based Index of Biotic Integrity for Neotropical Rainforest Sandy Soil Streams—Southern Brazil. *Water*, 12:1215.

Granco, G., Stamm, J. L. H., Bergtold, J. S., Daniels, M. D., Sanderson, M. R., Sheshuckov, A. Y., Mather, M. E., Caldas, M. M., Ramsey, S. M., Lehrter II, R. J., Haukos, D. A., Gao, J., Chatterjee, S., Nifong, J. C., Aistrup, J. A. 2019. Evaluating environmental change and behavioral decision-making for sustainability policy using an agent-based model: A case study for

the Smoky Hill River Watershed, Kansas. *Science of the Total Environment*, 695:133769.

Graymore, M. L. M., Wallis, A. M., Richards, A. J. 2009. An Index of Regional Sustainability: A GIS-based multiple criteria analysis decision support system for progressing sustainability, *Ecological Complexity*, 6:453-462.

Hayakawa E. H., Couto, E. V., Filho, E. E. S., Prado, B. R., Paula, P. F. 2010. Análise temporal da planície de inundação do alto rio Paraná (região de Porto Rico – PR) através de dados de sensoriamento remoto. *Boletim de Geografia*, 28(1):115-126.

Hickel, J. 2020. The sustainable development index: Measuring the ecological efficiency of human development in the anthropocene. *Ecological Economics*, 167:106331.

Hoeinghaus, D. J., Agostinho, A. A., Gomes, L. C., Pelicice, F. M., Okada, E. K., Latini, J. D., Kashiwaqui, E. A. L., Winemiller, K. O. 2009. Effects of River Impoundment on Ecosystem Services of Large Tropical Rivers: Embodied Energy and Market Value of Artisanal Fisheries. *Conservation Biology*, 23(5): 1222-1231.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Censo Demográfico 2010: Resultados do Universo. IBGE, 2011. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/censo2010/default.shtm>>. Acesso em 20 de Abril de 2020.

IBGEa - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Alfabetização. Disponível em: <https://educa.ibge.gov.br/jovens/conheca-o-brasil/populacao/18317-educacao.html>. Acesso em: 21 de Jul 21

IBGEb – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Registro de Nascimento. Disponível em: <https://cnae.ibge.gov.br/en/component/content/article/97-7a12/7a12-voce-sabia/curiosidades/3271-registro-de-nascimento.html?Itemid=6160> Acesso em: 20 de Abr de 2021

IBGEc – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Registro de Nascimento. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/sociais/populacao/9110-estatisticas-do-registro-civil.html?=&t=o-que-e> Acesso em: 20 de Abr de 2021

Jain, P., Jain, P. 2013. Sustainability assessment index: a strong sustainability approach to measure sustainable human development, *International Journal of Sustainable Development & World Ecology*, 20(2):116-122

Khan, A., Chenggang, Y., Bano, S., Hussain, J. 2020. The empirical relationship between environmental degradation, economic growth, and social well-being in Belt and Road Initiative countries. *Environmental Science and Pollution Research*, 27:30800-30814.

Kim, H. J. 2019. Multicollinearity and misleading statistical results. *Korean Journal of Anesthesiology*, 72 (6): 558-569.

Klink CA, Machado RB. 2005. A conservação do Cerrado brasileiro. *Megadiversidade*. 1(1):147–155.

Kori, E., Gondo, T. 2012. Environmental Sustainability: Reality, Fantasy or Fallacy?. 2nd International Conference on Environment and BioScience, IPCBEE vol. 44, IACSIT Press,

Singapore.

Kureski, R., Moreira, V. R., Veiga, C. P. 2020. Agribusiness participation in the economic structure of a Brazilian region: analysis of GDP and indirect taxes. *Revista de Economia e Sociologia Rural*, 58(3):e207669.

Kwatra, S., Kumar, A., Sharman. 2020. A critical review of studies related to construction and computation of Sustainable Development Indices. *Ecological Indicators*, 112: 106061.

Lehner, B., Grill G. 2013. Global river hydrography and network routing: baseline data and new approaches to study the world's large river systems. *Hydrological Processes*, 27(15): 2171–2186.

Lepetu, J. P. 2012. The use of analytic hierarchy process (AHP) for stakeholder preference analysis: A case study from Kasane Forest Reserve, Botswana. *Journal of Soil Science and Environmental Management*, 3(10):237-251.

Li, Y., Zhang, L., Yan, J., Wang, P., Hu, N., Cheng, W., Fu, B. 2017. Mapping the hotspots and coldspots of ecosystem services in conservation priority setting. *Journal of Geographical Sciences*, 27:681-696.

Li, Y. 2017. Spatially explicit quantification on the interactions among ecosystem services. *Landscape Ecology*, 32:1181-1199.

Liang, J., Crowther, T. W., Picard, N., Wisser S, Reich, P. B. 2016. Positive biodiversity-productivity relationship predominant in global forests. *Science*, 354:aaf8957.

Lobón-Cerviá, J., Mazzoni, R., Rezende, C. F. 2016. Effects of riparian forest removal on the trophic dynamics of a Neotropical stream fish assemblage. *Journal of Fish Biology*, 89(1):50-64.

Loures, R. C., Pompeu, P. S. 2018. Long-term study of reservoir cascade in south-eastern Brazil reveals spatio-temporal gradient in fish assemblages. *Marine and Freshwater Research*, 69(12)1983-1994.

Lu, C., Wang, C., Zhu, W., Li, H., Li, Y., Lu, C. 2015. GIS-Based Synthetic Measurement of Sustainable Development in Loess Plateau Ecologically Fragile Area—Case of Qingyang, China. *Sustainability*, 7:1576-1594.

Lu, C., Xue, B., Lu, C., Wang, T., Jiang, L., Zhang, Z., Ren, W. 2016. Sustainability Investigation of Resource-Based Cities in Northeastern China. *Sustainability*, 8:1058-1074.

Maksin, M., Milijic, S. 2010. Strategic planning for sustainable spatial, landscape and tourism development in Serbia. *Spatium*, 23:30-37.

MapBiomass – Projeto de Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo no Brasil. Disponível em: <https://mapbiomas.org/>. Acesso em 28 de Set de 2020.

Mayer, A. L. 2008. Strengths and weaknesses of common sustainability indices for multidimensional systems. *Environment International*, 34:277–291.

Metzger, J. P. 2009. Conservation issues in the Brazilian Atlantic forest. *Biological Conservation*, 142:1138-1140.

Minckley, W. L., Marsh, P. C., Deacon, J. E., Dowling, T. E., Hedrick, P. W., Matthews, W. J., Mueller, G. 2003. A conservation plan for native fishes of the lower Colorado river. *BioScience*, 53(3):219-234.

Ministério da Saúde. Registro de agrotóxico na água. 2022. Disponível em: <https://www.gov.br/saude/pt-br> Acesso em: 25 de Jul de 2021.

MMA – Ministério do Meio Ambiente. Espécies exóticas invasoras: situação brasileira – Brasília: 2006, 24p.

Mittermeier, R. A., Robles-Gil, P., Hoffmann, M., Pil-Grim, J. D., Brooks, T. B., Mittermeier, C. G., Lamourex, J. L., Fonseca, G. A. B. 2004. Hotspots revisited: earth's biologically richest and most endangered ecoregions. Mexico City: Conservation International in collaboration with CEMEX

Mori, A. S., Lertzman, K. P., Gustafsson, L. 2017. Biodiversity and ecosystem services in forest ecosystems: a research agenda for applied forest ecology. *J Appl Ecol*, 54:12–27.

Myers, N. 1988. Threatened biotas: “Hot spots” in tropical forests. *Environmentalist*. 8(3):187–208.

Myers, N. 1990. The biodiversity challenge: expanded hot-spot analysis. *Environmentalist*. 10(4):243–256.

Myers, N, Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Fonseca, G. A. B., Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*. 403(6772):853–858.

Naubi, I., Zardari, N. H., Shirazi, S. S., Roslan, N. A., Yusop, Z. °Hannifah, M. R. B. M., 2017. Ranking of Skudai river sub-watersheds from sustainability indices – application of Promethee method. 12 (29): 124 – 131, 2017.

Ouyang, Z.; Zheng, H.; Xiao, Y.; Polasky, S.; Liu, J.; Xu, W.; Wang, Q.; Zhang, L.; Xiao, Y.; Rao, E.; et al. Improvements in ecosystem services from investments in natural capital. *Science* 2016, 352, 1455–1459.

Paula, S. 2010. The La Oroya Case: the relationship between environmental degradation and human rights violations. *The Human Rights Brief*, 18(1):19-23.

Pelicice, F. M., Agostinho, A. A. 2009. Fish fauna destruction after the introduction of a non-native predator (*Cichla kelberi*) in a Neotropical reservoir. *Biological Invasions* 11: 1789–1801.

Pelicice, F. M., Azevedo-Santos, V. M., Vitule, J. R. S., Orsi, M. L. Junior, D. P. L., Magalhães, A. L. B., Pompeu, P. S., Junior, M. P., Agostinho, A. A. 2017. Neotropical freshwater fishes imperilled by unsustainable policies. *Fish and Fisheries*, 18(6):1119-1133.

Pettorelli, N., Laurance, W. F., O'Brien, T. G., Wegmann, M., Nagendra, H., Turner, W. 2014. Satellite remote sensing for applied ecologists: opportunities and challenges. *Journal of Applied Ecology* 51:839–848.

Porto-Gonçalves, C. 2021. As minas e os gerais: breve ensaio sobre desenvolvimento e sustentabilidade a partir da geografia do norte de minas. *Revista Verde Grande: geografia e*

intersdisciplinaridade, 3(2):1-23.

Pradhan, P., Costa, L., Rybski., Lucht, W., Kropp, J. P. 2017. A Systematic Study of Sustainable Development Goal (SDG) Interactions. *Earth's Future*, 5:1169–1179.

Pravitasari, A. E., Rustiadi, E., Mulya, S. P., Fuadina, L. N. 2018. Developing regional sustainability index as a new approach for evaluating sustainability performance in Indonesia. *Environment and Ecology Research*, 6(3):154-168.

QGIS, 2022. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. Disponível em: <http://qgis.org>. Acesso em: 28 de Set de 2021.

Rafee, S. A. A., Uvo, C. B., Martins, J. A., Domingues, L. M., Rudke, A. P., Fujita, T., Freitas, E. D. 2019. Large-Scale Hydrological Modelling of the Upper Paraná River Basin. *Water*, 11(5):882.

Ramos, T. 2019. Sustainability Assessment: Exploring the Frontiers and Paradigms of Indicator Approaches. *Sustainability*, 11(3):824.

Ramos, T., Caeiro, S. 2010. Meta-performance evaluation of sustainability indicators. *Ecological Indicators*, 10(2):157-166.

Ramos, T. B., Caeiro, S., Disterheft, A., Mascarenhas, A., Deutz, P., Spangenberg, J. H., Montaña, M., Olayide, O., Sohal, A., 2020. Rethinking sustainability: Questioning old perspectives and developing new ones. *Journal of Cleaner Production*, 258:120769

Roboredo, D., Bergamasco, S. M. P. P., Bleich, M. E. Aggregate index of social–environmental sustainability to evaluate the social–environmental quality in a watershed in the Southern Amazon. *Ecological Indicators*, 63(2016):337-345.

Reis, M. 2012. Food insecurity and the relationship between household income and children's health and nutrition in Brazil. *Health Economics*, 21:405-427.

R Development Core Team, 2009. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, Disponível em: <http://www.R-project.org>. Acesso em: 10 de Jan de 2022.

Reza, B., Sadiq. R., Hewage, K. 2011. Sustainability assessment of flooring systems in the city of Tehran: An AHP-based life cycle analysis. *Construction and Building Materials*, 25:2053-2066.

Rezende, C. L., Scarano, F. R., Assad, E. D., Joly, C. A., Metzger, J. P., Strassburg, B. B. N., Tabarelli, M., Fonseca, G. A., Mittermeier, R. A.. 2018. From hotspot to hopespot: an opportunity for the Brazilian Atlantic Forest Perspective *Ecology Conservation* 16(4):208–214

Rudke, A. P., Fujita, T., Almeida, D. S., Eiras, M. M., Xavier, A. C. F., Rafee, S. A. A., Santos, E. B., Morais, M. V. B., Martins, L. D., Souza, R. V. A., Souza, R. A., F., Hallak, R., Freitas, E. D., Uvo, C. B., Martins, J. A. 2019. Land cover data of Upper Paraná River Basin, South America, at high spatial resolution. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 83:101926.

Saaty, T. L. 1991. Some mathematical concepts of the analytic hierarchy process.

Behaviormetrika, 29: 1-9.

Sadiq, R., Husain, T., Veitch, B., Bose, N. Evaluation of generic types of drilling fluid using a risk-based analytic hierarchy process. *Environ Manage* 2003;32(6):778–87

Simberloff, D. & M. Rejmánek, 2011. *Encyclopedia of biological invasions*. University of California Press, California.

Sala, S., Farioli, F., Zamagni, A., 2013. Progress in sustainability science: lessons learnt from current methodologies for sustainability assessment: part 1. *Int. J. Life Cycle Assess.* 18, 1653–1672.

Santos, F. F. S., Filho, J. D., Machado, C. T., Vasconcelos, J. F., Feitosa, F. R. S. 2018. O desenvolvimento do saneamento básico no Brasil e as consequências para a saúde pública. *Revista Brasileira de Meio Ambiente*, 4(1):241-251.

SEEG BRASIL. Base de dados de emissões atmosféricas. 2022. Disponível em: <https://seeg.eco.br/>. Acesso em: 10 de Set de 2021.

Serrado, A. L. M., Sobreiro, V. A., Neto, J. C. C. O. 2015. Income inequality and environmental degradation: estimates with panel data in Brazilian states. *Latin American Journal Management for Sustainable Development*, 2(1):36-46.

Serrano, A. L. M., Guarnieri, P., Neto, L. M. A., Marciniuk, F. L. 2016. Avaliação dos gastos públicos no setor aquícola brasileiro: o programa federal de desenvolvimento sustentável da aquicultura de 2007 a 2011. *Revista da CGU*, 11(18):1-15.

Simberloff, D., Rejmánek, M. 2011. *Encyclopedia of biological invasions*. University of California Press, California.

Singh, R. K., Murty, H. R., Gupta, S. K., Dikshit, A. K. 2009. An overview of sustainability assessment methodologies. *Ecological Indicators*, 9: 189-212.

Souza, B. A., Morais, R. E. S. 2012. Agronegócio, análises e reflexões sobre desenvolvimento e sustentabilidade no estado de goiás. *Revista PLURAIS*, 2(1):63-72.

Souza, C. M. N. G. 2017. Gestão da água e saneamento básico: reflexões sobre a participação social. *Saúde e Sociedade*, 26(4):1058-1070.

Souza, R. M., Seibert, D., Quesada, H. B., Bassetti, F. J., Fagundes-Klen, M. R., Bergamasco, R. 2020. Occurrence, impacts and general aspects of pesticides in surface water: A review. *Process Safety and Environmental Protection*, 135: 22-37.

Souza, T. V. S. B., Thapa, B., Rodrigues, C. G. O., Imori. 2018. Economic impacts of tourism in protected areas of Brazil. *Journal of Sustainable Tourism*, 27:735-749.

Specht, M. J., Santos, B. A., Marshall, N., Melo, F. P. L., Leal, I. R., Tabarelli, Cristina, B. 2019. Socioeconomic differences among resident, users and neighbour populations of a protected area in the Brazilian dry forest. *Journal of Environmental Management*, 232:607-614.

Splink – Species link. 2022. Disponível em: <https://splink.cria.org.br/> Acesso em: 12 de Ago de 2021.

Sweeney, B. W. , Bott, T. L., Jackson, J. K., Kaplan, L. A., Newbold, J. D., Standley, I. j., Hession, W. C., Horwitz, R. J. 2004. Riparian deforestation, stream narrowing, and loss of stream ecosystem services. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 101:14132-14137.

Teixeira, C. 2005. O desenvolvimento sustentável em unidade de conservação: a “naturalização” do social. *Revista brasileira de ciências sociais*, 20:51-66.

Tomadon, L. da S., Dettke, G. A., Cxambu, M. G., Ferreira, I. J. M., Couto, E. V. 2019. Significance of forest fragments for conservation of endangered vascular plant species in southern Brazil hotspots. *Écoscience*, 26(3):221-235.

TRATA BRASIL. Saneamento é saúde. Disponível em: <http://www.tratabrasil.org.br>. Acesso em: 20 de Abr de 2021

Trevisan, D. P., Bispo, P. C., Almeida, D., Imani, M., Balzter, H., Moschini, L. E., 2020. Environmental vulnerability index: An evaluation of the water and the vegetation quality in a Brazilian Savanna and Seasonal Forest biome. *Ecological Indicators*, 112, 106163.

Turra, C. M. 2006. Desigualdade de renda ni Brasil: uma análise da queda recente. In: wajaman, S., Turra, C. M., Agostinho, C. S. *Estrutura domiciliar e dsitribuição da renda familiar no Brasil*. Academia: Brasil.

United Nations (UN). 2015. *Transforming our world: the 2030 agenda for sustainable development*. United Nations, New York.

Verdin, k. l., Verdin, J.P. 1999. A topological system for delineation and codification of the Earth’s river basins. *Journal of Hydrology*, 218(1-2):1-12.

Vieira, E. O., Sandoval-Solis, S. 2018. Water resources sustainability index for a water-stressed basin in Brazil. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 19:97-109.

Yohannes, H., Soromessa, T., Argaw, M., Warkineh, B. 2021 Spatio-temporal changes in ecosystem service bundles and hotspots in beressa watershed fo the Ethiopian highlands: Implications for landscape management. *Environmental Challenges*, 5:100324.

Valenzuela-Venegas, G., Salgado, J. C., Díaz-Alvarado, F. A. 2016. Sustainability indicators for the assessment of eco-industrial parks: classification and criteria for selection. *Journal of Cleaner Production*, 133:99-116.

Vyas, S. Kumaranayake, L. 2006. Constructing socio-economic status indices: how to use principal components analysis. *Health Policy Plan*, 21(6):459-468.

WDAP – World Protected Areas. 2022. Disponível em: <https://www.protectedplanet.net/en>. Acesso em: 20 de Ago de 2021.

Wu, J., Wu, T. 2012. Sustainability Indicators and Indices: An Overview. In: Madu, C. N., Kuel, C. H. (eds.) *Handbook of Sustainability Management*. World Scientific, USA.

APÊNDICE A – Indicadores

Os indicadores selecionados para compor a dimensão social, foram todos fornecidos pelo censo de 2010, realizado pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), sendo que este foi o último levantamento censitário realizado no Brasil. Deste modo, foram escolhidos 4 indicadores. O critério utilizado para a seleção destes indicadores, foi o de selecionar aqueles que possuíam uma abordagem ampla, ou seja, não foi levado em consideração o gênero dos indivíduos, mas a condição geral à qual eles estão submetidos (Quadro 1).

Os indicadores econômicos foram selecionados a partir da base de dados do censo de 2010, realizado pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), e a partir da base de dados do MapBiomas, que forneceu o mapeamento do uso do solo para todo o Brasil. Foram escolhidos 4 indicadores. O critério utilizado para a seleção destes indicadores, foi o de selecionar aqueles que possuíam uma abordagem ampla, ou seja, não foi levado em consideração o gênero dos indivíduos, mas a condição geral à qual eles estão submetidos, resultando em 3 indicadores ligados distribuição de renda, e um 1 indicador de concentração de renda (Quadro 1).

Os indicadores ambientais positivos, foram selecionados com foco na inclusão do dado que representa a biodiversidade ecológica aquática, aliando a manutenção dos serviços ecossistêmicos, a preservação de *habitats* para a biodiversidade e qualidade de vida para a população. Para a dimensão, foram selecionados 4 indicadores, a partir dos critérios de importância, comparabilidade, exequibilidade e disponibilidade dos dados para a bacia hidrográfica alto rio Paraná (Quadro 1).

Os indicadores ambientais negativos, foram propostos visando um diagnóstico preciso dos fatores, que influenciam de forma negativa a dinâmica de funcionamento dos serviços ambientais fornecidos nas bacias hidrográficas. Esta dimensão busca ser o oposto da dimensão ambiental positiva, e é representado por 4 indicadores. Dessa forma, o critério utilizado foi o de importância, comparabilidade, exequibilidade e disponibilidade dos dados para a bacia hidrográfica do alto rio Paraná (Quadro 1).

DIMENSÃO	INDICADOR	SIGLA	UNIDADE	P O L A R I D A D E	DESCRIÇÃO	MÉTODO DE CALCULO	FONTE	PERÍODO
SOCIAL	Pessoas alfabetizadas com 5 ou mais anos de idade	ALFA	Habitantes/Bacia hidrográfica	+	<p>O IBGE considera como pessoas alfabetizadas, aqueles que possuem 5 anos ou mais de idade, e são capazes de ler e escrever um bilhete simples no idioma que conhece (IBGE, 2010). O acesso à educação de qualidade é direito fundamental para o desenvolvimento da cidadania e ampliação da democracia, dessa forma os investimentos públicos em educação são de extrema importância para a redução da pobreza, criminalidade e ampliação do crescimento econômico, bem-estar e acesso aos direitos fundamentais pela população (IBGE, 2021a).</p>	<p>Para cada setor censitário foi dividido o total de pessoas com 5 anos ou mais de idade pelo de total de pessoas com 5 anos ou mais de idade alfabetizada, para se obter a proporção do total de pessoas com 5 anos ou mais de idade alfabetizadas por setor censitário. Com os valores da proporção, foram associados as sub-bacias hidrográficas, e os valores foram transformados por meio de uma média. Dessa forma, o indicador representa a porcentagem (%) de pessoas com 5 anos ou mais de idade alfabetizadas por sub-bacia hidrográfica.</p>	IBGE	1991 – 2010
SOCIAL	Pessoas de até 10 anos de idade que tinham registro de nascimento	REG	Habitantes/Bacia hidrográfica	+	<p>O registro de nascimentos refere-se ao conjunto de nascimentos que são registrados no mesmo ano de sua ocorrência ou no primeiro trimestre do ano subsequente (IBGE, 2021b). Toda criança quando nasce deve ser registrada num lugar próprio para isso, chamado Cartório (IBGE, 2021b). Mas em alguns lugares do Brasil nem sempre isso acontece (IBGE, 2021c). Muitas crianças só vão ganhar sua certidão de nascimento no ano seguinte, esse</p>	<p>Para cada setor censitário do IBGE, foi dividido o total de pessoas com de até 10 anos de idade pelo total de pessoas de até 10 anos de idade que tinham registro de nascimento, para se obter a proporção de pessoas de até de 10 anos de idade com registro de nascimento por setor censitário. Após obter os valores para os setores censitários, essa informação foi associada as sub-bacias hidrográficas, e os valores transformados por meio de uma média. Dessa forma, o indicador representa a porcentagem</p>	IBGE	1991 – 2010

SOCIAL	Saneamento Básico	SANE	Domicílios/Bacia hidrográfica	+	<p>adiamento do registro chama-se “registro tardio” (IBGE, 2021c).</p> <p>Definido pela Lei n.11.445/2007 como o conjunto de serviços, infraestrutura e instalações operacionais de abastecimento de água, esgotamento sanitário, limpeza urbana, drenagem urbana, manejo de resíduos sólidos, águas pluviais (BRASIL, 2007).O saneamento básico é um fator essencial, pois os serviços de água tratada, coleta e tratamento do esgoto e do resíduo sólido levam à melhoria da qualidade de vidas das pessoas, sobretudo na saúde infantil com redução da mortalidade infantil, melhorias na educação, na despoluição dos rios e preservação dos recursos hídricos (TRATABRASIL, 2021). A inexistência ou ineficácia de serviços de saneamento favorece ao agravamento da saúde e da qualidade de vida da população, que por consequência, afeta de forma negativa no sistema econômico, com gastos elevados para combater as enfermidades propagadas devido às condições sanitárias inadequadas (Santos et al., 2018).</p>	<p>(%) de pessoas com até 10 anos de idade com registro de nascimento, por sub-bacia hidrográfica.</p> <p>O indicador foi feito por meio da agregação de três componentes: abastecimento de água, coleta e manejo de esgoto e resíduos sólidos, para os domicílios presentes nos presentes setores censitários por meio de uma média ponderada. Após obter os valores para setores censitários, essa informação foi associada as sub-bacias hidrográficas, e os valores transformados por meio de uma média. Desta forma, o indicador apresenta o nível de saneamento básico para os domicílios, em porcentagem (%), por sub-bacia hidrográfica.</p>	IBGE	1991 – 2010
SOCIAL	Domicílios permanentes com energia elétrica	ENER	Domicílios/Bacia hidrográfica	+	<p>O consumo de energia elétrica é um relevante indicador de desenvolvimento socioeconômico, pois altas taxas de mortalidade infantil, analfabetismo e baixa qualidade de vida geralmente são indiretamente ligados a um baixo consumo de energia elétrica (Borges, 2009). Em contrapartida, a expansão do consumo de energia não equivale necessariamente a uma melhoria na qualidade de vida da população, pois existem populações que apresentam diferentes níveis de consumo de eletricidade e semelhantes níveis de qualidade de vida (Borges, 2009). Dessa forma, avaliar os efeitos deste indicador associado a outros indicadores sociais, é de extrema</p>	<p>Para cada setor censitário do IBGE, foi dividido a quantidade de domicílios permanentes com energia elétrica pelo total de domicílios permanentes, a fim de se obter a proporção de domicílios permanentes com energia elétrica por setor censitário. Dessa forma, estes valores proporcionais encontrados foram associados as sub-bacias hidrográficas, e os valores transformados por meio da média. Portanto, o indicador mediu a proporção de domicílios permanentes, em porcentagem (%), que possuíam energia elétrica, por sub-bacia hidrográfica.</p>	IBGE	1991 – 2010

ECONÔMICO	Total do rendimento nominal mensal das pessoas responsáveis	RPR	Salário mínimo de 2010/Bacia hidrográfica	+	<p>importância, pois desse modo é possível diagnosticar as reais condições nas quais a população está submetida.</p> <p>O indicador representa as pessoas responsáveis por domicílio permanente, em que essas pessoas devem ter 10 anos ou mais, reconhecida pelos moradores como responsável pela unidade domiciliar. Rendimento nominal mensal é a soma do rendimento mensal do trabalho com o proveniente de outras fontes (IBGE, 2010). Portanto, o indicador apresenta a quantidade de salários-mínimos mensais que as pessoas responsáveis recebem por sub-bacia hidrográfica.</p>	<p>Este indicador foi medido com base no salário-mínimo em 2010, data do último do censo, no qual era o valor de R\$ 510,00. Dessa forma, foi dividido o valor da renda nominal mensal dos domicílios permanentes pelo total de domicílios permanentes dos setores censitários, em seguida o resultado da renda dos domicílios por setor censitário foi dividido pelo salário-mínimo de R\$510,00, a fim de se obter a quantidade de salários-mínimos dos domicílios permanentes por setor censitário. Após obter o valor em salário-mínimo, estes valores foram associados as sub-bacias hidrográficas, e os valores transformados por meio da média. Portanto, o indicador representa a quantidade em salários-mínimos mensais, que os domicílios permanentes recebem por bacia hidrográfica.</p>	IBGE	1991 – 2010
ECONÔMICO	Pessoas responsáveis sem rendimento nominal mensal	PRS	Domicílios/Bacia hidrográfica	-	<p>O indicador representa as pessoas responsáveis por domicílios permanentes, em que essas pessoas consideradas responsáveis, devem ter 10 anos ou mais, reconhecida pelos moradores como responsável pela unidade domiciliar, sem rendimento nominal mensal, proveniente de trabalho ou outras fontes (IBGE, 2010). Portanto, o indicador apresenta a porcentagem (%) de pessoas responsáveis por domicílio desempregadas, ou sem rendimento nominal mensal por sub-bacia hidrográfica.</p>	<p>Para cada setor censitário do IBGE, foi dividido a quantidade total de domicílios permanentes sem rendimento nominal mensal pela quantidade total de domicílios permanentes, a fim de se obter a proporção de domicílios sem rendimento nominal mensal por setor censitário. Em seguida, estes valores foram associados as sub-bacias hidrográficas, e os valores transformados por meio da média. Portanto, o indicador representa a porcentagem (%) de pessoas responsáveis por domicílio sem rendimento nominal mensal por sub-bacia hidrográfica.</p>	IBGE	1991 – 2010

ECONÔMICO	Pessoas de 10 anos de idade ou mais sem rendimento nominal mensal	PS10	Habitantes/Bacia hidrográfica	-	<p>O indicador representa a quantidade de pessoas consideradas em idade ativa para trabalhar pelo IBGE, pessoas com 10 anos de idades ou mais, e que não possuíam rendimento nominal mensal (IBGE, 2010). Dessa forma, o indicador apresenta a proporção da população em idade ativa, em porcentagem (%), que não possui rendimento nominal mensal, como medida de desemprego entre as pessoas em idade ativa para trabalhar, nas sub-bacias hidrográficas.</p>	<p>Para cada setor censitário do IBGE, foi dividido a quantidade de pessoas com 10 anos de idade ou mais sem rendimento nominal mensal pela quantidade de pessoas com 10 anos ou mais de idade, a fim de se obter a proporção de pessoas com 10 anos de idade ou mais sem rendimento nominal mensal por setor censitário. Em seguida, estes valores obtidos foram associados as sub-bacias hidrográficas, e os valores transformados por meio da média. Portanto, o indicador representa a porcentagem (%) de pessoas com 10 anos de idade ou mais sem rendimento nominal mensal por sub-bacia hidrográfica.</p>	IBGE	1991 – 2010
ECONÔMICO	Agronegócio	AGRO	Área de agronegócio/ Área da bacia hidrográfica	+	<p>O agronegócio desempenha um papel indispensável na economia mundial como uma fonte importante de suprimentos alimentares (Behzadi et al., 2018). Representado pela pastagem, agricultura e silvicultura, é considerado o maior setor econômico do país, se agrupado em todas as suas dimensões: produção, consumo, indústria e serviços (Kureski et al., 2020). O agronegócio representa aproximadamente 20% do PIB nacional (CEPEA, 2017). De modo mais amplo, o agronegócio fornece alimentos, fibras e energia para população, sendo essa função prioritária num país de características como as do Brasil (Barros e Castro, 2017).</p>	<p>Foi utilizado os dados de uso e cobertura do solo da base de dados do MapBiom as coleção 5. A partir do raster para o ano de 2019, com 41 categorias de uso do solo, dessa forma foi feito processo de reclassificação para obter apenas as categorias de interesse, floresta plantada, pastagem e agricultura. Após a reclassificação do raster, foi feito uma estatística zonal utilizando o shp contendo as sub-bacias hidrográficas, utilizando a contagem, dessa forma o resultado foi a quantidade de pixels de agronegócio por sub-bacia hidrográfica, ao multiplicar a quantidade de pixels pelo tamanho original do pixel, obtém a quantidade de área de agronegócio total, que por fim é dividida pela área de cada bacia hidrográfica, resultando na proporção de área de agronegócio por área da sub-bacia hidrográficas em porcentagem (%).</p>	MapBiom as	2019

ECOAMBIENTAL	Estoque de carbono	ECO	Mg C/ Bacia hidrográfica	+	<p>As estimativas de armazenamento de carbono, considera toda a vegetação lenhosa acima do solo, incluindo florestas intactas, alteradas e manejadas, ou seja, estima a densidade de carbono acima do solo da vegetação lenhosa viva (Baccini et al., 2017). As florestas tropicais armazenam grandes quantidades de carbono e entender essa dinâmica é fundamental no contexto das mudanças climáticas, tanto em reduzir as emissões do CO₂ atmosféricas, quanto no desmatamento e degradação das florestas (Baccini et al., 2017). Perda de floresta resulta em um aumento na perda de densidade de carbono acima do solo, bem como reflorestamentos, resultam em ganhos de densidade de carbono armazenado(Baccini et al., 2017). Portanto, as florestas tropicais funcionam como uma rede de fonte de carbono, e possuem um papel de estabilizar a concentração de CO₂ na atmosfera (Baccini et al., 2017).</p>	<p>Os dados foram obtidos da base de dados do Global Forest Watch, onde foram estimados por meio de uma combinação de medições em campo aliado ao sensoriamento remoto. A partir disso, foi obtido o raster para o ano de 2000, com as informações a respeito do carbono armazenado em Mg C/ ha. Os dados então, foram associados as sub-bacias hidrográficas, e os valores foram transformados utilizando a média. Dessa forma, o indicador apresenta a média de Mg C/ sub-bacia hidrográfica.</p>	Global Forest Watch	2018
ECOAMBIENTAL	Vegetação	VEG	Área vegetação/Área da bacia hidrográfica	+	<p>As florestas fornecem uma ampla gama de serviços ecossistêmicos de importância crítica, como regulação do clima, produção de biomassa, abastecimento de água e purificação, polinização e fornecimento de habitats para espécies florestais (Liang et al., 2016; Mori et al., 2017). As florestas não representam apenas habitats vitais para a biodiversidade, mas também contribuem para o bem-estar humano de várias maneiras, incluindo sequestro de carbono, controle da erosão, redução da seca, retenção de água e purificação (Ouyang et al., 2016). O desflorestamento pode gerar extinção de espécies ou deslocamentos, mudanças nas condições climáticas e ciclagem da água, desertificação, processos erosivos e rupturas nas trocas de</p>	<p>Foi utilizado os dados de uso e cobertura do solo da base de dados do MapBiomas coleção 5. Foi utilizado o raster para o ano de 2019, com o raster contendo ao todo 41 categorias de uso do solo, dessa forma foi feito processo de reclassificação para obter apenas as categorias de interesse, vegetação e área de banhado. Após, a reclassificação do raster, foi feita uma estatística zonal utilizando o shp contendo as bacias hidrográficas, utilizando a contagem, dessa forma o resultado foi a quantidade de pixels de vegetação por sub-bacia hidrográfica, ao multiplicar a quantidade de pixels pelo tamanho original do pixel, obtém a quantidade de área de vegetação total, que por fim é dividida pela área de cada sub-bacia</p>	MapBiomas	2019

ECOAMBIENTAL	Espécies de peixes nativos	RP	Espécies/Bacia hidrográfica	+	<p>carbono e serviços ecossistêmicos (Sweeney et al., 2004, Lobón-Cerviá et al., 2016).</p> <p>A região Neotropical possui a maior biodiversidade de peixes do mundo (Pelicice et al., 2017). Os peixes desempenham uma variedade de funções ecossistemas, como ciclagem de nutrientes, pastoreio e transporte de sementes, além de serviços que beneficiam diferentes setores da sociedade humana, como a pesca (Hoeinghaus et al., 2009; Castello et al., 2013). O desenvolvimento de atividades que compõem os diversos usos água, como: represamento de rios, alterações hidrológicas, introdução e estabelecimento de um conjunto de espécies não nativas, poluição e a destruição de habitats, tem afetado de forma negativa as comunidades des peixes nativos (Minckley et al., 2003; Pelicice et al., 2017).</p> <p>As Unidades de Conservação (UC's), aqui chamadas de áreas protegidas, são locais protegidos por lei, por meio da Lei n 9.985-00, que criou o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) e o estabelecimento do Cadastro Nacional de Unidades de Conservação (CNUC), no início dos anos 2000, sendo que as áreas protegidas podem ser divididas em duas categorias, de uso restrito e sustentável, no qual o principal objetivo é a preservação da biodiversidade local, variando o nível de rigidez para o acesso de pessoas a estes locais (BRASIL, 2000; BPBES, 2020a). As áreas protegidas são reconhecidas como os instrumentos mais eficazes para conservação de espécies in situ e preservação de serviços ecossistêmicos básicos,</p>	<p>hidrográfica, resultando na proporção de área de vegetação por área da sub-bacia hidrográficas em porcentagem (%).</p> <p>As ocorrências para as espécies de peixes nativos foram retiradas da base de dados do GBIF, SpLink, FishNet2 e PecesArgentina. Por meio da localização da ocorrência, as informações foram associadas as bacias hidrográficas nível 6 do Hydrosهد, uma resolução mais grosseira, em seguida transformadas para sub-bacias hidrográficas do nível 10 do Hydrosهد, uma resolução mais fina e a mesma resolução dos demais indicadores, por meio da média, a fim de atribuir valores para todas as bacias hidrográficas. Dessa forma, o indicador representa a riqueza média de espécies de peixes nativos por sub-bacia hidrográfica.</p> <p>Os dados para este indicador foram obtidos da base de dados do World Database on Protected Areas (WDPA), no qual compila informações de áreas protegidas a nível mundial. Para este indicador, foi medido quais sub-bacias hidrográficas apresentavam áreas protegidas seus domínios, portanto, as sub-bacias hidrográficas com presença de áreas protegidas receberam o valor 1, enquanto que aquelas com ausência de áreas protegidas, receberam o valor 0.</p>	Gbif, Splink, Fishnet2	2001 – 2020
ECOAMBIENTAL	Áreas Protegidas	AP	Presença ou Ausência	+	<p>As Unidades de Conservação (UC's), aqui chamadas de áreas protegidas, são locais protegidos por lei, por meio da Lei n 9.985-00, que criou o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) e o estabelecimento do Cadastro Nacional de Unidades de Conservação (CNUC), no início dos anos 2000, sendo que as áreas protegidas podem ser divididas em duas categorias, de uso restrito e sustentável, no qual o principal objetivo é a preservação da biodiversidade local, variando o nível de rigidez para o acesso de pessoas a estes locais (BRASIL, 2000; BPBES, 2020a). As áreas protegidas são reconhecidas como os instrumentos mais eficazes para conservação de espécies in situ e preservação de serviços ecossistêmicos básicos,</p>	<p>Os dados para este indicador foram obtidos da base de dados do World Database on Protected Areas (WDPA), no qual compila informações de áreas protegidas a nível mundial. Para este indicador, foi medido quais sub-bacias hidrográficas apresentavam áreas protegidas seus domínios, portanto, as sub-bacias hidrográficas com presença de áreas protegidas receberam o valor 1, enquanto que aquelas com ausência de áreas protegidas, receberam o valor 0.</p>	WDAP	2021

AMBIENTAL NEGATIVO	Barragens	BGS	Barragens/Bacia hidrográfica	<p>como qualidade do ar, conservação do solo e água, regulação do clima e outros (BPBES, 2020a). Nesse sentido, a criação de UCs justifica-se tanto para fins de conservação de biodiversidade quanto para o desenvolvimento econômico da região em que está localizada, uma vez que o turismo bem praticado pode movimentar a economia local (BPBESa, 2020).</p> <p>A dinâmica natural dos rios nacionais tem sido profundamente atingida pela construção de reservatórios (BPBES, 2020c). Aos impactos das próprias barragens sobre os ecossistemas aquáticos, somam-se outras formas de degradação, como poluição, eutrofização, sobrepesca e mudanças climáticas (BPBES, 2020c). O represamento de rios leva, por diferentes caminhos, a impactos negativos na biota aquática, especialmente na redução de diversidade de espécies de peixes migradoras, pois os represamentos interrompem as rotas migrações (Agostinho et al., 2003). Além desta interrupção, ainda ocorre a redução ou eliminação de áreas críticas (desova, desenvolvimento inicial) e o isolamento genético, que também podem ser apontados como impactos negativos causados pelo represamento (Agostinho and Gomes, 2002).</p>	<p>Os dados de barragens no alto rio Paraná, foram obtidos a partir da base de dados da Agência Nacional das Águas (ANA), que disponibiliza um banco de dados atualizado sobre as diversas formas de uso da água: abastecimento humano, aquicultura, contenção de rejeitos de mineração, contenção de resíduos industriais, dessedentação animal, irrigação, regularização da vazão, pequenas centrais hidrelétricas (PCH), centrais geradoras hidrelétricas (CGH) e usina hidrelétrica (UHE). Com o banco de dados formado, foi associado as barragens pela localização as sub-bacias hidrográficas, dessa forma foi obtido a quantidade de barragens total por sub-bacia hidrográfica.</p>	ANA	2021
AMBIENTAL NEGATIVO	Gases do efeito estufa	GEE	tCO ₂ e(GWP-AR5)/Bacia hidrográfica	<p>As estimativas de emissão dos gases do efeito estufa (GEE), foram obtidos para a agricultura que cobre estimativas de todas as emissões antropogênicas não-CO₂ (CH₄ e N₂O) de solos de sistemas agrícolas (pecuária e cultivo), exceto para combustão de combustível e emissões de esgoto (Azevedo et al., 2018). Para o setor elétrico que ocorre na combustão do combustível, o conteúdo de energia química do combustível é</p>	<p>Os dados para emissão de gases do efeito estufa, foram obtidos da base de dados do SEEG Brasil, para o ano de 2015. Os dados estão expressos na forma de equivalentes de CO₂ (CO₂e), que foi o método de conversão utilizado no desenvolvimento do banco de dados. Com os dados convertidos, eles foram associados aos municípios da bacia do alto rio Paraná, e na sequência os valores foram</p>	SEEG Brasil	2018

AMBIENTAL NEGATIVO	Espécies de peixes invasores	EI	Espécies/Bacia hidrográfica	<p>convertido em calor e nas emissões fugitivas, que são liberações intencionais e não intencionais que ocorrem durante processos de produção de carvão, petróleo e gás natural (Azevedo et al., 2018). Para os processos industriais, onde ocorre a transformação do material químico ou físico em atividades industriais (Azevedo et al., 2018). Para o setor de resíduos, que cobre estimativas de emissões de GEE de resíduos sólidos e tratamento de águas residuais e descarte. E a mudança no uso do solo, que estão associadas à cobertura do solo e mudanças do usuário mapeados usando dados de satélite (Azevedo et al., 2018). Todas as estimativas também são expressas em termos de equivalentes de CO₂ (CO₂e) usando GWP (aquecimento global Potencial) e valores de conversão GTP (Potencial de Mudança de Temperatura Global) do segundo, quarto e quinto relatórios de avaliação do IPCC. As estimativas incluem as emissões e remoções de GEE (Azevedo et al., 2018).</p> <p>As espécies invasoras causam importantes modificações na composição, na estrutura e no funcionamento dos ecossistemas (BPBES, 2020d). São organismos que, são introduzidos de fora da sua área de distribuição natural, e ameaçam ecossistemas, habitats e outras espécies (MMA, 2006). A introdução dessas espécies é considerada a segunda maior causa de extinção de espécie do planeta, afetando diretamente a biodiversidade, economia e a saúde humana (MMA, 2006). Os principais efeitos negativos das espécies de peixes invasores são a redução da diversidade de espécies nativas, alteração do habitat, hibridização, competição, predação, parasitismo, bem como mudanças das teias alimentares, alteram a ciclagem de nutrientes,</p>	<p>associados as sub-bacias hidrográficas, por meio de uma média. Portanto, o indicador apresenta a média de emissão de CO₂e para as sub-bacias hidrográficas.</p> <p>Para este indicador, foi utilizado bases de dados online, SpeciesLink, GBIF, FishNet2 e PecesArgentina. Dessa forma, os registros de ocorrência foram associados as sub-bacias hidrográficas pela localização, sendo utilizada as sub-bacias hidrográficas nível 6 do Hydroshed, um nível grosseiro, e em seguida transformados por meio dos valores de média para as bacias hidrográficas nível 10 do Hydroshed, um nível mais fino e o mesmo utilizado para os demais indicadores, a fim de atribuir valores para todas as sub-bacias hidrográficas. Portanto, este indicador representa a riqueza de espécies de peixes invasores por sub-bacia hidrográfica, onde altos valores representam uma alta quantidade de</p>	Gbif, Splink, Fishnet2	2001 – 2020
-------------------------------	------------------------------	----	-----------------------------	--	---	------------------------	-------------

AMBIENTAL NEGATIVO	Agrotóxico na água	AGT	Agrotóxico/Bacia hidrográfica	<p>reduzem a riqueza de espécies (Pelicice e Agostinho, 2009; Simberloff e Rejmánek, 2011). Este indicador busca representar a fragilidade das bacias hidrográficas em relação introdução de espécies de peixes, que podem prejudicar o funcionamento dos ecossistemas aquáticos.</p> <p>Agrotóxicos, também chamados pesticidas, são produtos ou agentes de processos físicos, químicos ou biológicos, destinado ao uso nos setores de produção, armazenamento e beneficiamento de produtos agrícolas, pastagens, bem como de ambientes industriais (CNJ, 2021). Embora os agrotóxicos sejam aplicados ao solo, essas substâncias podem ser transportadas por longas distâncias por evaporação e precipitação, os agrotóxicos também atingem corpos d'água pelo escoamento superficial e por percolação através do solo para as águas subterrâneas (Souza et al., 2020). A presença dos agrotóxicos no meio aquático, pode causar efeitos adversos em organismos não visados, incluindo humanos, como: induzir disfunção endócrina, oxidativa, estresse, problemas do sistema imunológico e neurológico e alterações cromossômicas, entre outros efeitos que podem ser mais graves em mulheres grávidas e crianças (Souza et al., 2020). Por essas razões, é muito importante que a água potável seja tratada a fim de remover contaminantes antes da distribuição para a população (Souza et al., 2020).</p>	<p>espécies e, portanto, uma provável situação desfavorável para o ecossistema.</p> <p>Os dados para o indicador AGT, foram obtidos na base de dados do Sistema de Informação de Vigilância da Qualidade de Água para o Consumo Humano (Sisagua), do Ministério da Saúde, onde constam informações referentes a 27 tipos de agrotóxicos na água, entre os anos de 2014 e 2017. Portanto, o levantamento foi feito em nível de município, onde foi verificado se existia ou não a concentração de agrotóxicos na água. Sendo assim, os valores encontrados para os municípios foram associados as sub-bacias hidrográficas, e os valores transformados por meio da média. Para os municípios onde não foi realizada coleta de dados, foi necessário fazer uma média dos valores encontrados para sub-bacias hidrográficas vizinhas, a fim de atribuir valor para todas as sub-bacias hidrográficas analisadas. Dessa forma, o indicador representa a quantidade de diferentes tipos de agrotóxico na água encontrado por sub-bacia hidrográfica.</p>	Ministério da Saúde	2014 - 2017
-------------------------------	-----------------------	-----	----------------------------------	--	---	------------------------	-------------

Quadro 1: Descrição dos indicadores.

APÊNDICE B – Análise de multicritério pelo método AHP

Para aplicar o método AHP os decisores devem realizar uma avaliação paritária entre os indicadores, determinando qual é mais importante entre A e B, e utilizar uma escala de pesos, para representar este grau de importância, com valores variando entre 1 e 9, sendo que 1 representa igual importância, enquanto que o 9, representa uma preferência absoluta de um indicador sobre outro. Esta escala está representada no quadro 2, a seguir:

Intensidade de Importância em uma escala absoluta	Definição	Explicação
1	Importância igual	Duas atividades contribuem igualmente para o objetivo
3	Moderada importância de uma sobre a outra	Experiência e julgamento favorecem moderadamente uma atividade sobre a outra
5	Importância forte	Experiência e julgamento favorecem fortemente uma atividade sobre a outra
7	Importância muito forte	Uma atividade é fortemente favorecida e sua dominância demonstrada na prática
9	Importância extrema	Quando se procura uma condição entre duas definições
2,4,6,8	Valores intermediários entre dois julgamentos adjacentes	Quando se procura uma condição entre duas definições

Quadro 2: Escala de pesos do julgamento de importância

A partir do julgamento dos decisores, baseado nesta escala de julgamento desenvolvido por Saaty (1991), é construído uma matriz de julgamento. Esta matriz de julgamento possui sua diagonal principal o valor 1, enquanto que os demais valores são recíprocos, ou seja, se acima da diagonal o valor é 3, abaixo de diagonal será 1/3 (Fig. 10).

$$A = \begin{bmatrix} 1 & a_{12} & \vdots & a_{1n} \\ 1/a_{21} & 1 & \vdots & a_{2n} \\ \vdots & \vdots & \ddots & \vdots \\ 1/a_{n1} & 1/a_{n2} & \vdots & 1 \end{bmatrix} \text{ Em que: } \begin{array}{l} a_{ij} > 0 \rightarrow \text{positiva;} \\ a_{ij} = a_{ji} \rightarrow 1; \\ a_{ij} = 1/a_{ji} \rightarrow \text{recíproca;} \\ a_{ik} = a_{ij} \times a_{jk} \rightarrow \text{consistência.} \end{array}$$

Figura 10: Matriz de julgamento

Após obter a matriz de julgamento, soma-se as colunas, em seguida dividi pelo somatório da coluna, o resultado é a matriz normalizada, o cálculo para a obtenção desta matriz, se encontra na figura 11, enquanto que a matriz resultante deve apresentar a estrutura contida na figura 12.

$$* a_{ij} = \frac{a_{ij}}{\sum_{i=1}^n a_{ij}}$$

Figura 11: Equação para obter a matriz normalizada

$$* \mathbf{A} = \begin{bmatrix} * a_{11} & \cdots & * a_{1n} \\ \vdots & \ddots & \vdots \\ * a_{n1} & \cdots & * a_{nn} \end{bmatrix} n$$

Figura 12: Estrutura da matriz normalizada

Após, elaborar a matriz normalizada $*\mathbf{A}$, é calculado o valor médio das linhas da matriz, a fim de obter o peso relativo, também chamado de prioridades médias locais (PMLi), representa na equação da figura 13.

$$PML_i = \frac{\sum_{j=1}^n * a_{ij}}{n}$$

Figura 13: Equação das prioridades médias locais (PMLi)

A partir da equação PMLi, é possível obter a equação Bi, no qual consiste na multiplicação da soma dos elementos de cada linha correspondente, a equação se encontra na figura 14.

$$B_i = \sum_{j=1}^n a_{1j} \cdot PML_j$$

Figura 14: Equação Bi

Em seguida, é necessário encontrar o valor Ci, que corresponde a divisão entre o vetor Bi e a sua respectiva PMLi, conforme a equação na figura 15.

$$C_i = \frac{B_i}{PML_i}$$

Figura 15: Equação C_i

Dessa forma, é possível obter o $\lambda_{m\acute{a}x}$, calculando a média dos resultados de cada linha, para obter a importância relativa, conforme expressa a equação da figura 16.

$$\lambda_{m\acute{a}x} = \frac{\sum_{j=i}^n C_j}{n}$$

Figura 16: Equação do $\lambda_{m\acute{a}x}$

Após obter as importâncias relativas, é testado a consistência dos julgamentos, calculado por meio do índice de inconsistência (IC), representada pela equação na figura 17.

$$IC = \frac{(\lambda_{m\acute{a}x} - n)}{n - 1}$$

Figura 17: Equação para o índice de inconsistência

A partir do resultado do cálculo de IC, é possível calcular a razão de consistência (RC), apresentado na equação da figura 18. Com o valor de IC, é necessário utilizar o valor do índice randômico (IR), que é tabelado conforme a ordem da matriz de julgamento, apresentado na figura 19.

$$RC = \frac{IC}{IR}$$

Figura 18: Equação da razão de consistência (RC)

Ordem da matriz (nxn)	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Índice Randômico	0	0	0,58	0,9	1,12	1,24	1,32	1,41	1,45	1,49

Figura 19: Valores de IR para o cálculo da razão de consistência, Saaty (1991).

Conforme Saaty (1991) o valor máximo de inconsistência é de 10%, ou seja, RC deve ser menor ou igual a 0,10, para que o resultado seja considerado confiável. Segundo Saaty

(1991), valores superiores a 10%, representam valores exagerados e não condizem com a realidade no processo de comparação. Dessa forma, caso o julgamento registre um RC maior que 10%, é necessária uma reavaliação dos julgamentos, a fim de reduzir a inconsistência.

Para reduzir a ocorrência de julgamentos, com RC maior que 10%, foi recomendado aos julgadores que utilizassem os valores da escala de julgamento apenas entre os valores 1 e 3, o objetivo é reduzir a inconsistência entre os julgadores. Dessa forma, no final do processo é obtido o peso de importância dos indicadores, para as dimensões propostas.

Para o cálculo do consenso do grupo, usamos a entropia de Shannon e seu particionamento em dois componentes independentes (diversidade alfa e beta) para derivar o indicador de consenso AHP. Pesos iguais podem resultar em uma situação de impasse para resolver uma decisão problema, portanto, é necessário medir o resultado agregado do consenso para o grupo (Goepel, 2018). O consenso é calculado como a média aritmética ponderada do consenso de todas as categorias, para alternativas, tomando o indicador consenso da matriz consolidada de avaliação das alternativas ponderada com as prioridades globais (Goepel, 2018). O indicador de consenso AHP varia de 0% (sem consenso) a 100% (pleno consenso) (Goepel, 2018; Tab. 4).

Indicador consenso	Tomadores de decisão
<50%	Muito baixo
50% - 65%	Baixo
65% - 75%	Moderado
75% - 85%	Alto
> 85%	Muito alto

Tabela 4: Interpretação para o indicador consenso AHP.

Uma das principais vantagens do AHP são as comparações de pares para determinar os pesos e gerar um *ranking* de prioridade, em comparação com outros métodos de ponderação onde os pesos são atribuídos arbitrariamente (Reza et al., 2011). O AHP pode converter a avaliação subjetiva de pesos relativos (importância, probabilidade ou preferência) para um conjunto de escala de razão geral de prioridade e pontuação (Sadiq et al., 2003).

Entre as desvantagens, argumenta-se que não existe base teórica para a formação das hierarquias, e quando os tomadores de decisão são confrontados com situações idênticas sua decisão pode derivar para soluções diferentes (Lepetu et al., 2012). É também argumentado que os rankings produzidos pela AHP são arbitrários, pois utilizam uma escala de razão, e dessa forma o tomador de decisão pode determinar um ponto de preferência em uma escala de razão sem uma referência de linha base, o que pode levar a uma reversão da classificação,

que é a situação onde as classificações podem mudar quando alternativa é considerada (Lepetu et al., 2012). Por fim, o AHP foi criticado pela ausência de uma teoria subjacente sólida (Lepetu et al., 2012).

Os tomadores de decisão que responderam ao questionário se encontram na tabela 5, onde é possível verificar qual o cargo ocupado por cada um deles.

Quantidade	Tomadores de decisão
1	Engenheiro Ambiental Autônomo
2	Ex-chefe do Parque Nacional de Ilha Grande e da APA das Ilhas e Várzeas do Rio Paraná
3	Promotora de Justiça e Coordenadora Regional do Grupo de Atuação Especializada em Meio Ambiente, Habitação e Urbanismo (GAEMA)
4	Assessora da Promotora de Justiça e Coordenadora do GAEMA
5	Química no Ministério Público do Paraná (MPPR)
6	Promotor de Justiça no Ministério Público do Paraná (MPPR)
7	Geógrafa no Ministério Público do Paraná (MPPR)
8	Contador no Consorcio Intermunicipal da APA Federal do Noroeste do Paraná
9	Presidente de cooperativa industrial
10	Assistente social municipal
11	Docente no programa de Pós-Graduação em Sociologia/PPGSOC UEL
12	Engenheiro Florestal no Ministério Público do Paraná (MPPR)
13	Engenheira Ambiental no Ministério Público do Paraná (MPPR)
14	Analista de infraestrutura do Ministério da Economia
15	Servidora Itaipu Binacional
16	Analista ambiental da Secretária de Meio Ambiente do Mato Grosso
17	Secretária de Meio Ambiental Municipal
18	Servidora do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis (IBAMA)
19	Servidora da Companhia Energética de Minas Gerais (Cemig)

Tabela 5: Cargo ocupado pelos tomadores de decisão

APÊNDICE C – Processo de consulta pública aos tomadores de decisão

O processo de consulta pública com tomadores de decisão, foi desenvolvido a fim de coletar a opinião dos tomadores de decisão sobre qual o peso de importância dos indicadores, dentro de cada dimensão proposta para o desenvolvimento sustentável. Dessa forma, foi elaborado um *e-mail* para cada dimensão, contendo informações básicas a respeito da proposta do trabalho, bem como planilhas suporte com definições sobre os indicadores, um *tutorial* por escrito e um vídeo instrucional com informações de como o usuário deveria manusear a ferramenta AHP de forma correta (Fig. 20 a 24).

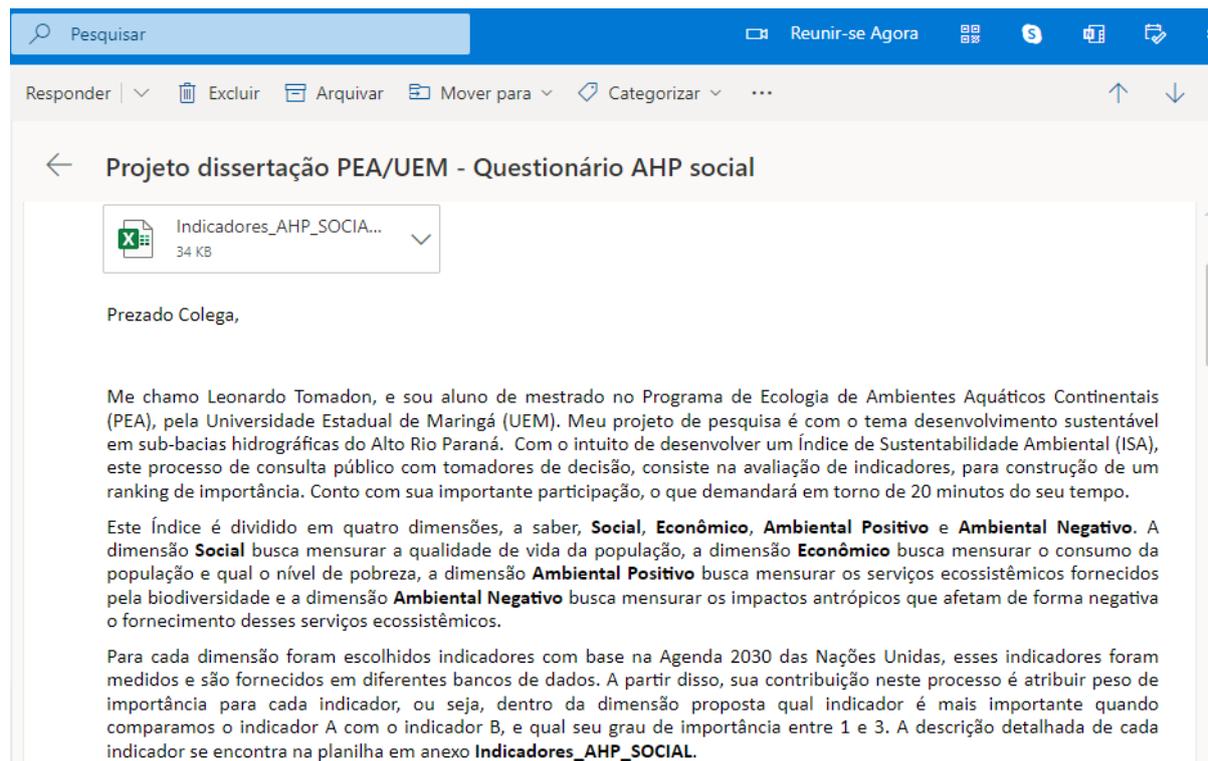


Figura 20: *E-mail* elaborado para direcionar o processo de consulta público.

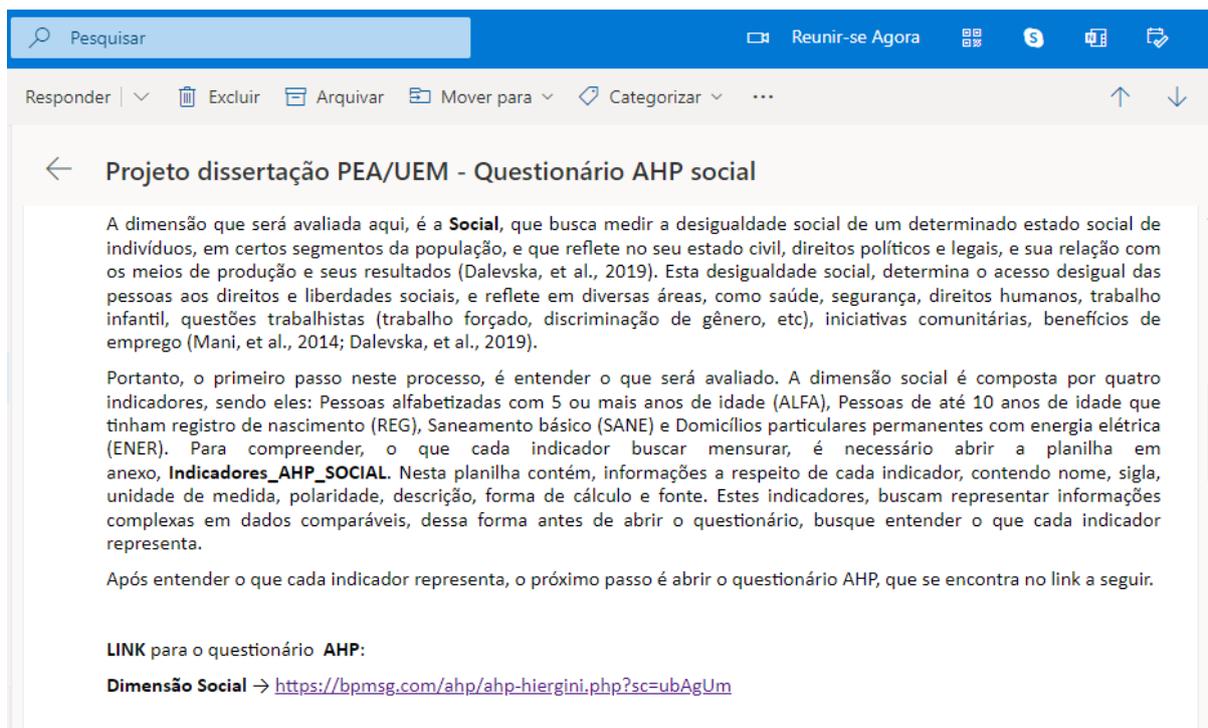


Figura 21: E-mail elaborado para direcionar o processo de consulta público.

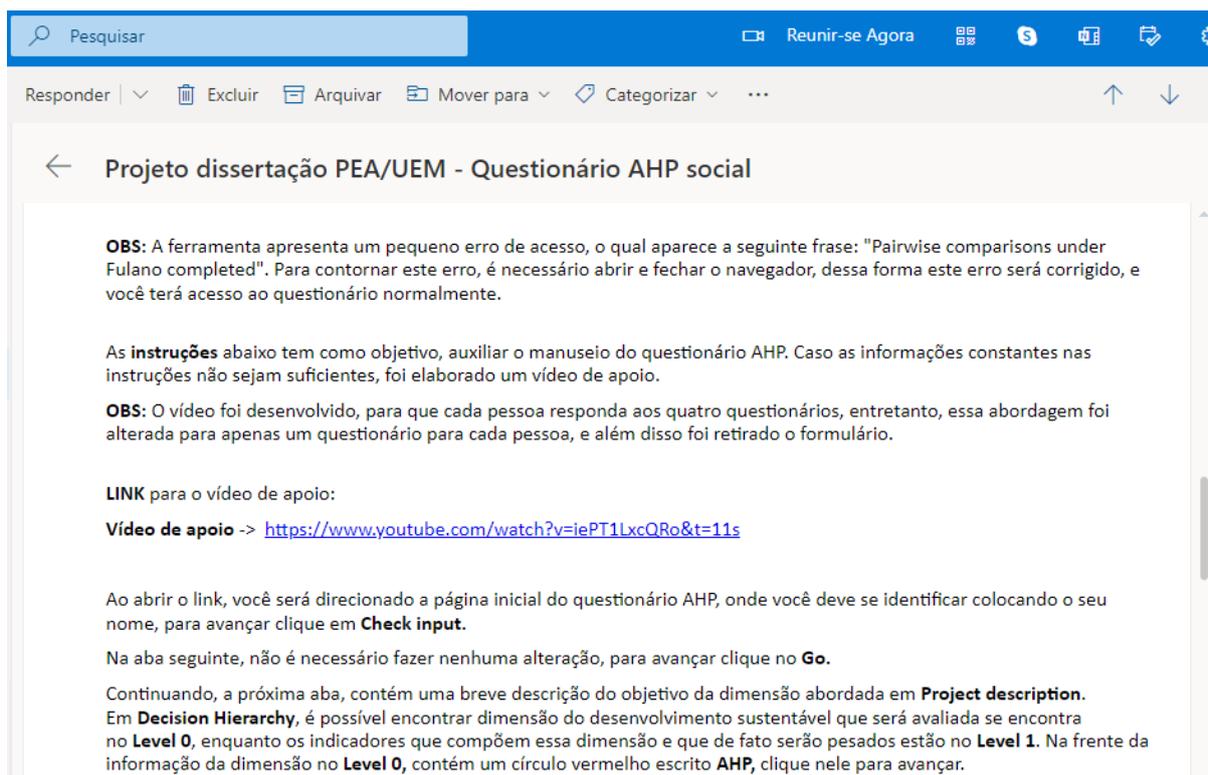


Figura 22: E-mail elaborado para direcionar o processo de consulta público.

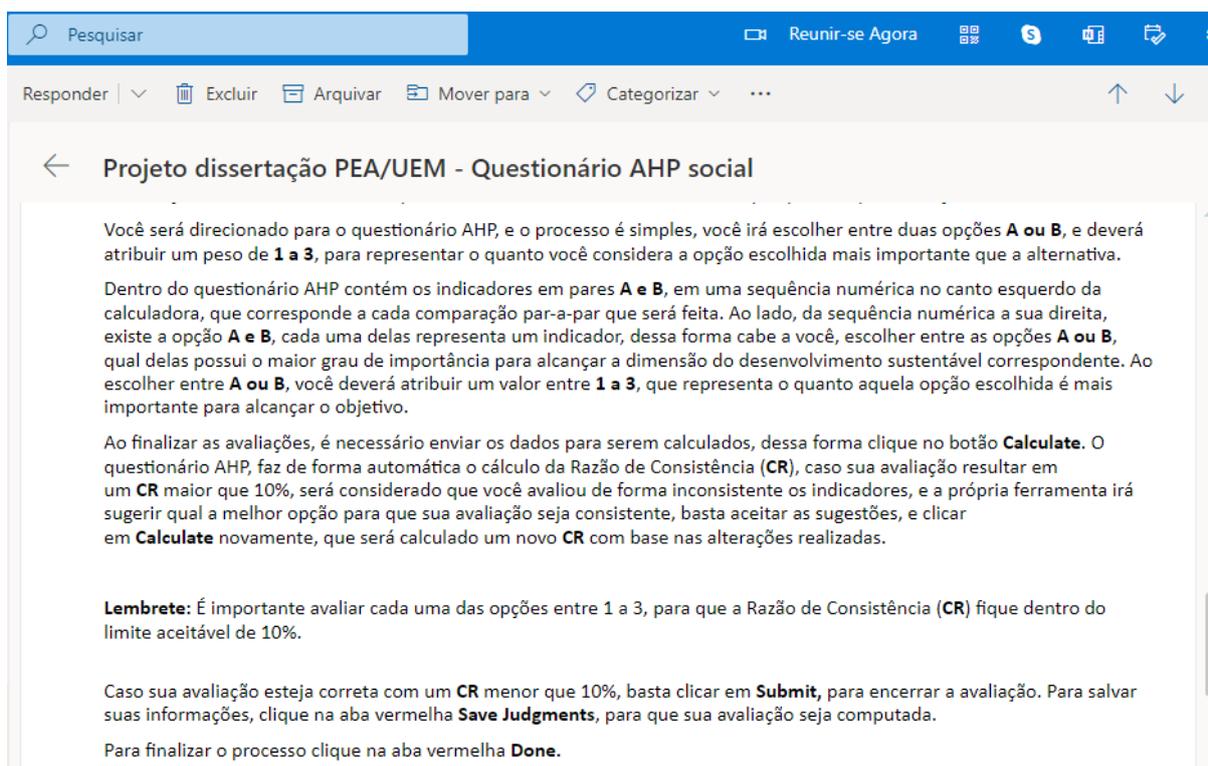


Figura 23: E-mail elaborado para direcionar o processo de consulta público.

Ao receber o e-mail com os direcionamentos, os tomadores de decisão foram orientados a abrir um arquivo em anexo, no qual continha informações descritivas dos indicadores selecionados, com as seguintes informações: dimensão a que o indicador pertence, sigla do indicador, unidade, descrição do indicador e a fonte de onde foi retirado (Fig. 24).

INDICADOR	SIGLA	UNIDADE	POLARIDADE	DESCRIÇÃO	MÉTODO DE CALCULO	FONTE	PERÍODO
Pessoas alfabetizadas com 5 ou mais anos de idade	ALFA	Habitantes/Bacia hidrográfica	POSITIVO	O IBGE considera como pessoas alfabetizadas, aqueles que possuem 5 anos ou mais de idade, e são capazes de ler e escrever um bilhete simples no idioma que conhece (IBGE, 2010). O acesso à educação de qualidade é direito fundamental para o desenvolvimento da cidadania e a ampliação da democracia, dessa forma os investimentos públicos em educação são de extrema importância para a redução da pobreza e criminalidade e ampliação do crescimento econômico, bem-estar e acesso aos direitos fundamentais pela população (IBGE, 2021).	Para cada setor censitário foi dividido o total de pessoas com 5 anos ou mais de idade pelo total de pessoas com 5 anos ou mais de idade alfabetizadas, para se obter a proporção do total de pessoas com 5 anos ou mais de idade alfabetizadas em relação ao total de pessoas com 5 anos ou mais de idade. Com os valores da proporção, essa informação foi associada às bacias hidrográficas, e os valores foram transformados por meio de uma média. Dessa forma, o indicador representa a porcentagem (%) de pessoas com 5 anos ou mais de idade alfabetizadas por bacia hidrográfica.	IBGE	1991 - 2010
Pessoas de até 10 anos de idade que tinham registro de nascimento	REG	Habitantes/Bacia hidrográfica	POSITIVO	O registro de nascimentos refere-se ao conjunto de nascimentos que são registrados no mesmo ano de sua ocorrência ou no primeiro trimestre do ano subsequente (IBGE, 2021). Toda criança quando nasce deve ser registrada num lugar próprio para isso, chamado Cartório (IBGE, 2021). Mas em alguns lugares do Brasil nem sempre isso acontece (IBGE, 2021). Muitas crianças só vão ganhar sua certidão de nascimento no ano seguinte, esse adiamento do registro chama-se "registro tardio" (IBGE, 2021).	Para cada setor censitário do IBGE, foi dividido o total de pessoas de até 10 anos de idade pelo total de pessoas de até 10 anos de idade que tinham registro de nascimento, para se obter a proporção de pessoas de até 10 anos de idade com registro de nascimento em relação ao total de pessoas de até 10 anos de idade. Com os valores para os setores censitários, essa informação foi associada às bacias geográficas, e os valores foram transformados por meio de uma média. Dessa forma, o indicador representa a porcentagem (%) de pessoas com até 10 anos de idade com registro de nascimento, por bacia hidrográfica.	IBGE	1991 - 2010

Figura 24: Planilha com a descrição dos indicadores.

Após entender o que cada um dos indicadores busca mensurar, o tomador de decisão foi convidado a responder aos questionários AHP (Fig. 25). Para tal tarefa, o *e-mail* orientava a abrir um *link*, no qual o direcionava para a página da AHP *online*. Sendo que, para manusear a ferramenta, o *e-mail* continha um direcionamento por escrito, como um passo a passo, e foi feito um vídeo de apoio, para que aqueles que tivessem dificuldade com o passo a passo escrito, como uma alternativa. Foi feito o *upload* do vídeo no *youtube*, sendo assim todos os participantes tiveram acesso e puderam assisti-lo antes de manusear a ferramenta AHP *online*. O vídeo consiste, em uma abordagem inicial explicando o e-mail que foi enviado aos participantes, em seguida traz as instruções de abrir a planilha e entender os indicadores, na sequência abrir o *link* com o questionário AHP *online* e responde de forma arbitrária ao questionário, a fim de demonstrar como os participantes devem proceder de forma correta (Fig. 26).

With respect to *Dimensão social*, which criterion is more important, and how much more on a scale 1 to 9?

	A - wrt <i>Dimensão social</i> - or B?		Equal	How much more?
1	<input checked="" type="radio"/> Pessoas alfabetizadas com 5 ou mais anos de i	<input type="radio"/> Pessoas de até 10 anos de idade que tinham re	<input checked="" type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9
2	<input checked="" type="radio"/> Pessoas alfabetizadas com 5 ou mais anos de i	<input type="radio"/> Saneamento básico (SANE)	<input checked="" type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9
3	<input checked="" type="radio"/> Pessoas alfabetizadas com 5 ou mais anos de i	<input type="radio"/> Domicílios particulares permanentes com energ	<input checked="" type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9
4	<input checked="" type="radio"/> Pessoas de até 10 anos de idade que tinham re	<input type="radio"/> Saneamento básico (SANE)	<input checked="" type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9
5	<input checked="" type="radio"/> Pessoas de até 10 anos de idade que tinham re	<input type="radio"/> Domicílios particulares permanentes com energ	<input checked="" type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9
6	<input checked="" type="radio"/> Saneamento básico (SANE)	<input type="radio"/> Domicílios particulares permanentes com energ	<input checked="" type="radio"/> 1	<input type="radio"/> 2 <input type="radio"/> 3 <input type="radio"/> 4 <input type="radio"/> 5 <input type="radio"/> 6 <input type="radio"/> 7 <input type="radio"/> 8 <input type="radio"/> 9
CR = 0% Please start pairwise comparison				
<input type="button" value="Calculate"/>				

Figura 25: Questionário AHP *online*.



Figura 26: Vídeo de apoio para manusear a AHP.