INSTITUTO DE QUÍMICA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOCIÊNCIAS - GEOQUÍMICA

RODRIGO DA SILVEIRA PEREIRA

O ANTROPOCENO (1940-2020) NA BACIA HIDROGRÁFICA DA BAÍA DE GUANABARA:

análise através de um índice multidimensional como subsídio ao Sistema de Contas Econômicas Ambientais

UNIVERSIDADE FEDERAL FLUMINENSE

NITERÓI
2022

RODRIGO DA SILVEIRA PEREIRA

O ANTROPOCENO (1940-2020) NA BACIA HIDROGRÁFICA DA BAÍA DE GUANABARA: análise através de um índice multidimensional como subsídio ao Sistema de Contas Econômicas Ambientais

Tese apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Geociências da Universidade Federal Fluminense, como requisito parcial para a obtenção do Grau de Doutor. Área de Concentração: Geoquímica Ambiental.

Orientador:
Prof. Dr. Edison Dausacker Bidone

Coorientador:
Prof. Dr. Renato Campello Cordeiro

NITERÓI
2022

Ficha catalográfica automática - SDC/BGQ
Gerada com informações fornecidas pelo autor

P436a Pereira, Rodrigo da Silveira
O Antropoceno (1940-2020) na bacia hidrográfica da Baía de Guanabara : análise através de um índice multidimensional como subsídio ao Sistema de Contas Econômicas Ambientais / Rodrigo da Silveira Pereira. - 2022.
192 f.: il.

Orientador: Edison Dausacker Bidone.
Coorientador: Renato Campello Cordeiro.
Tese (doutorado)-Universidade Federal Fluminense, Instituto de Química, Niterói, 2022.

1. Indicador ambiental. 2. Poluição da água. 3. Desenvolvimento sustentável. 4. Contabilidade ambiental. 5. Produção intelectual. I. Bidone, Edison Dausacker, orientador. II. Cordeiro, Renato Campello, coorientador. III. Universidade Federal Fluminense. Instituto de Química. IV. Título.

CDD - XXX

Bibliotecário responsável: Debora do Nascimento - CRB7/6368

RODRIGO DA SILVEIRA PEREIRA

ANTROPOCENO (1940-2020) NA BACIA HIDROGRÁFICA DA BAÍA DE GUANABARA: ANÁLISE ATRAVÉS DE UM ÍNDICE MULTIDIMENSIONAL COMO SUBSÍDIO AO SISTEMA DE CONTAS ECONÔMICAS AMBIENTAIS.

Tese de doutorado apresentada ao Curso de Pós - Graduação em Geociências da Universidade Federal Fluminense, como requisito parcial para a obtenção do **Grau de Doutor**. Área de Concentração: **Geoquímica Ambiental**.

Aprovada em março de 2022.

BANCA EXAMINADORA

PROF. DR. EDISON DAUSACKER BIDONE
ORIENTADOR / UFF

PROF.ª DR.ª ELISAMARA SABADINI SANTOS
UFF

PROF. DR. HUMBERTO MAROTTA RIBEIRO
UFF

PROF. DR. RENATO CAMPELLO CORDEIRO
UFF

PROF.ª DR.ª IVONE LOPES BATISTA
IBGE

PROF.ª DR.ª MÔNICA DOS SANTOS MARÇAL
UFRJ

NITERÓI
2022

DEDICATÓRIA

À Queli Alves e ao nosso filho Angelo Alves.

Dedico aos meus pais, Clara da Silveira Pereira e José Francisco Peroba Pereira (*in memorian*).

Ao meu primeiro filho felino Feipa e ao Pedro Luiz Amendola (*in memorian*).

Ao meu amigo e meu professor Dr. Edison Dausacker Bidone, por ter me apresentado a outras e progressivas formas de pensar o mundo e as pessoas.

À toda a tradição da ciência geográfica e a todos os geógrafos do IBGE, os do passado, os do presente e os que virão.

Aos geógrafos Alberto Ribeiro Lamego e Elmo da Silva Amador. Cada um desses notáveis cientistas, no seu tempo, dedicou o seu trabalho à Guanabara e seu entorno.

À toda a população excluída e que não se entrega da periferia da Bacia Hidrográfica da Baía de Guanabara. Resistência e luta.

AGRADECIMENTOS

À Queli Alves e ao pequeno Angelo Alves, por tudo o que passamos juntos nesse tempo que foi muito difícil, extenuante e colocou a nossa convivência à prova. Sobrevivemos. Grato pela paciência e pelo apoio.

Ao Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística por meio do Comitê de Coordenação e Treinamento da Escola Nacional de Ciências Estatísticas, por me proporcionar essa experiência única de capacitação no âmbito do Serviço Público Federal.

Aos meus professores orientadores Dr. Edison Dausacker Bidone e Dr. Renato Campello Cordeiro, pela acolhida, companheirismo e confiança no meu trabalho.

Ao Dr. Ricardo Sierpe, por ter me propiciado o contato com o Dr. Edison Dausacker Bidone.

Ao Dr. Francisco Bidone pela revisão do texto referente ao índice multidimensional.

À geógrafa do IBGE Dra. Denise Maria Penna Kronemberger, por sempre me incentivar ao doutoramento.

À geógrafa do IBGE Dra. Ivone Lopes Batista, por me recomendar ao doutoramento enquanto Coordenadora de Recursos Naturais e Estudos Ambientais da Diretoria de Geociências do IBGE.

Aos professores do Departamento de Geoquímica da UFF, Dra. Elisamara Sabadini-Santos, Dr. Gabriel Nuto Nóbrega e Dr. Wilson Tadeu Machado.

Aos amigos Dr. Anderson Ribeiro Santiago, André Polly Assumpção, Fernando Silva Beiro, Karen Cazon Arraya, Luiz Alberto dos Reis Gonçalves, Dr. José Antônio Scarcello e Dr. Paulo Roberto Alves dos Santos, este último também docente do Departamento de Ciências Ambientais da UFF.

Aos médicos oncologistas Daniel Tabak e Walter Meohas.

À fisioterapeuta Natalia Vabo e ao psicoterapeuta Thiago Caetano.

Aos companheiros de luta na Geoquímica UFF Ângelo Carvalho, Eduardo Monteiro, Graziele Nascimento, Helder Martins, Dr. Manuel Moreira, Rozileni Caletti e Dra. Suzan Costa.

Aos bibliotecários do Instituto Estadual do Ambiente do Estado do Rio de janeiro.

Ao Departamento de Geoquímica da Universidade Federal, seu corpo docente, corpo discente, servidores técnico-administrativos da secretaria da coordenação e da biblioteca da Geoquímica, bem como os funcionários da manutenção e conservação. Profissionais que mantém com muito amor e perseverança a **Universidade Pública Viva e de Qualidade**.

“The north is to south what the clock is to time
There's east and there's west and there's everywhere life
I know I was born, and I know that I'll die
The in-between is mine
I am mine”

Edward Louis Severson III a.k.a. Eddie Vedder, 2002.

“O que existe é o que existe”

Thiago Caetano, 2020

RESUMO

A argumentação da tese sob conceito de Antropoceno exigiu uma abordagem dialética para além do sistema de causa-efeito baseado em estatísticas. À argumentação foram incorporadas relações políticas, econômicas e sociais como condicionantes à gênese das transformações do mundo biofísico e dos problemas socioambientais globais. Dessa forma, o 'Índice Multidimensional de Avaliação de Bacias Hidrográficas Antropizadas – IM-BHAnt' ressalta um escopo mais amplo e coerente de análise. O estudo foi desenvolvido a partir das seguintes hipóteses: i) é possível obter as estimativas de cargas e concentrações de demanda bioquímica de oxigênio (DBO) a partir de indicadores demográficos, ambientais e hidrológicos oficiais; ii) é possível obter uma estimativa do volume de sedimentos contaminados por metais-pesados a partir dos testemunhos disponíveis, taxas de sedimentação e geotecnologias; iii) é possível produzir, a partir da satisfação das duas hipóteses anteriores, a contabilização física e monetária das águas fluviais e sedimentos contaminados, a partir de valores orientadores preconizados pela legislação ambiental em vigor; iv) é possível construir as 'contas de emissões' e as 'contas de qualidade', integrantes do Sistema de Contas Econômicas Ambientais da Água (SCEA-Água), bem como as Contas Satélites (CS) e Correção de Contas (CC) em relação ao Produto Interno Bruto (PIB) para as águas fluviais e sedimentos de fundo da Baía de Guanabara (BG); v) é possível, a partir de um conjunto de indicadores-chave, construir um índice multidimensional que possibilite a avaliação da sustentabilidade e das tendências das 'rupturas natural e humana' e do '*tipping point*' na BHGB . O estudo tem como objetivo geral a elaboração do IM-BHAnt para a análise da evolução do Antropoceno (1940-2020 e prognósticos futuros) na Bacia Hidrográfica da Baía de Guanabara (BHGB), como subsídio ao SCEA-Água enfatizando a depreciação do capital natural (DCN) águas fluviais e de forma suplementar os sedimentos de fundo da BG. O estudo tem os seguintes objetivos específicos: i) a construção de um banco de dados de indicadores das dimensões do desenvolvimento sustentável; ii) a caracterização da evolução ambiental - urbanização, afecção da drenagem, geoquímica das águas fluviais e contaminação dos sedimentos costeiros; iii) a caracterização da evolução socioeconômica - população urbana, densidade demográfica urbana, distribuição e desigualdade de renda; iv) a caracterização da evolução institucional - políticas públicas para o saneamento; v) a obtenção de estimativas de DCN física e monetária para as águas fluviais e sedimentos costeiros; vi) a obtenção das estimativas de CS e CC em relação ao Produto Interno PIB da BHBG; vii) a construção das 'contas de emissões' e das 'contas de qualidade' integrantes do SCEA-Água; viii) a proposição do IM-BHAnt de forma que este permita a

avaliação da capacidade adaptativa das populações diante das mudanças climáticas, a análise de factibilidade ao atendimento das metas dos programas de saneamento da região e a inclusão da DCN águas fluviais no SCEA-Água. Os resultados indicam que o crescimento populacional, associado ao avanço da urbanização sobre a drenagem fluvial e à deficiência de saneamento ambiental, em um quadro de pobreza e desigualdade são as principais forçantes à contaminação das águas fluviais e dos sedimentos costeiros. As DCN física e as CS das águas fluviais em termos do indicador concentrações de demanda bioquímica de oxigênio (cDBO) foram estimadas em 6.404,97 hm³ (93.9% do volume das águas fluviais) e em até 19,95 bilhões de Reais (aproximadamente 75% do PIB da BHBG) no ano-base 2020. Para os sedimentos, a abordagem resultou em uma DCN física de 17,53 milhões de m³ e um valor de CS de 220,7 milhões de reais (aproximadamente 1% do PIB da BHBG). A aplicação da metodologia do SCEA-Água resultou em emissões líquidas de 59,6 mil toneladas de DBO para as águas fluviais, gerando a DCN física (qualidade das águas). A ausência de relações de causa e efeito entre população, desigualdades de distribuição de renda, perda de dignidade humana e capacidade adaptativa diante das mudanças climáticas, é suprida pela dialética e mensurada pelo índice proposto, permitindo situar a 'Crise do Antropoceno' na BHBG, avaliando a progressão das rupturas da natureza e humana já em franco andamento, e da tendência a um '*tipping point*' multidimensional, na qual as capacidades de resiliência natural e humana são mais e mais comprometidas.

Palavras-chave: 'Índice Multidimensional de Avaliação de Bacias Hidrográficas Antropizadas – IM-BHAnt'; DCN das águas fluviais, rupturas da natureza e humana; *tipping point* multidimensional; mudanças climáticas; capacidade de mitigação e adaptação.

ABSTRACT

Thesis' argumentation was based on Anthropocene concept, and a dialectic approach beyond cause-effect system typical from statistical analysis was required. Political, economic, and social relationships were incorporated to the argumentation conditioning the genesis of world's biophysical transformations and global socioenvironmental issues. According with this argumentation, the 'Multidimensional index for anthropized hydrographic basins evaluation – MI-AHBEv' highlights a more broad and coherent scope of analysis. The study was developed under the following hypothesis: i) it is feasible to obtain estimates of loads and concentrations of biochemical oxygen demand (BOD) on applying mass balance equation and per capita coefficients on demographical, environmental, and hydrological official data; ii) it is feasible to obtain an estimative of heavy metal contaminated sediments volume from published core sediments data, sediment rate data and geotechnologies applications; iii) if the two previous hypothesis were satisfied, it is possible to measure, in physical and monetary units, the amount of contaminated fluvial waters and bottom sediments of Guanabara Bay (GB), using Brazilians' legal reference guidelines; iv) it is feasible to build, from the data obtained, the 'emission accounts' and the 'water quality accounts', which compose the scope of System of Environmental and Economic Accounting – Water (SEEA-W), as well as the Satellite Accounts (SA) and the Corrected Accounts (CA) relative to the Gross Domestic Product (GDP) applied to fluvial waters and bottom sediments; v) it is possible to propose and to build a multidimensional index which permits the evaluation of the sustainability and the 'natural and human ruptures' as well as 'tipping point' evolutive tendencies on Guanabara Bay Hydrographic Basin (GBHB). The main objective of this study is to elaborate the MI-AHBEv for the evolution of Anthropocene (1920-1940 and prognostics) analysis on Guanabara Bay Hydrographic Basin- GBHB (Brazilian southeast coast), as a subsidy to the SEEA-W, emphasizing the depletion of natural capital (DNC) fluvial waters and coastal sediments, these ones as an additional. The specific objectives of the study are the following ones: i) construction of a data bank containing statistics and indicators based on sustainable development dimensions; ii) environmental evolution characterization – urbanization, drainage affection, geochemical of fluvial waters and contamination of coastal sediments; iii) socioeconomic evolution characterization – urban population, urban demographic density, income distribution and inequalities; iv) institutional evolution characterization – public policies for sanitation facilities; vi) achievement of SA and CA relative to the GBHB's GDP; vii) construction of 'water emission accounts' and 'water quality accounts', which integrates the SEEA-W; viii)

MI-AHBEv proposition and its application towards the population's adaptative capacity facing climate changing effects, the feasibility in measuring the reach of GBHB sanitation programs' goals and the inclusion of DNC fluvial waters on SEEA-W water quality metrics. The study's results indicate that the urban population growth, associated with the urban areas intervention on fluvial drainage and environmental sanitation deficiencies, under a scenario of poverty and inequalities are the main drivers to the fluvial waters and coastal sediments contamination. DNC fluvial waters and its SA in terms of biochemical oxygen demand concentration (cBOD) were estimated in 6,404.97 hm^3 (about 93.3% of fluvial waters volume) and in almost 19.95 billion of BRL (about 75% of GBHB's GDP) on the year 2020. The first approach applied to the coastal sediments results on a DNC estimative of 17.53 million of m^3, which corresponded to a estimative of SA of 220.7 million of BRL (about 1% of GBHB's GDP). The SEEA-W methodology application resulted in liquid BOD loads to fluvial waters of 59.6 thousand of tons of BOD, which generates the fluvial waters DNC measured in terms of cBOD indicator. The absence of cause-effect relationships among population, income distribution inequalities, loss of human dignity and adaptative capacity facing the climate changing effects is filled by the dialectic and measured by the MI-AHBEv, permitting the location of the 'Anthropocene Crisis' on GBHB, evaluating 'nature rupture' and 'human rupture' progression course, and the tendencies towards a multidimensional 'tipping point' where natural and human resilience capabilities are more and more committed.

Keywords: 'Multidimensional index for anthropized hydrographic basins evaluation – MI-AHBEv'; DNC fluvial waters, nature and human ruptures; multidimensional 'tipping point'; climate changing effects; mitigation and adaptation capabilities.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Pirâmide de informações 32
Figura 2 - Localização da área de estudo 44
Figura 3 - Etapas do processamento digital de imagens de sensoriamento remoto, desde a obtenção da imagem à geração dos produtos vetoriais. 50
Figura 4 - Gráfico de dispersão os indicadores domicílios particulares permanentes urbanos e áreas urbanas – 1970/2010 51
Figura 5 - Contas de emissões brutas e líquidas. 64
Figura 6 - Contas de emissões de DBO das indústrias de coleta e tratamento de esgotos..... 64
Figura 7 - Contas de qualidade das águas fluviais 64
Figura 8 - Evolução da urbanização nas sub-bacias hidrográficas localizadas à noroeste e nordeste da BHBG, para o período 1970 a 2010 78
Figura 9 - Box-plot da relação NT:PT estimada para os conjuntos de rios das porções NW e NE da BHBG..... 87
Figura 10 - Série Histórica para o indicador NT:PT – 1940/2020 89
Figura 11 - Localização dos testemunhos na Baía de Guanabara 92
Figura 12 - Soma dos PIBs municipais vs. concentrações médias de DBO para a BHBG – 1940/2020..... 99
Figura 13 - Gráfico de distribuição dos indicadores razão salário-mínimo necessário e o salário-mínimo real e concentrações de DBO ao longo do período– 1940/2020. 104
Figura 14 - Concentrações de DBO, indicadores institucionais de coleta e tratamento de esgotos domésticos – 1940/2020..... 112
Figura 15 - Interpolações volumétricas – testemunhos 115
Figura 16 - Índice multidimensional para a avaliação de bacias hidrográficas antropizadas – bacia hidrográfica da Baía de Guanabara – 1940/2050 e valor desejável..... 135
Figura 17 - Razão de Sustentabilidade de Harrison – Bacia Hidrográfica da Baía de Guanabara – 1940/2020..... 139
Figura 18 - Diagrama da abordagem dialética adotada na elaboração e aplicação do IM-BHAnt na BHBG..... 140

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Quantitativo dos IDS produzidos pelo IBGE por dimensão do DS e ano de publicação..... 35

Quadro 2 - Quantitativo dos dados oficiais de qualidade das águas para os parâmetros OD, cDBO, NT, PT e NH_4 – 1970 / 2020 53

Quadro 3 - Estrutura do índice proposto – Índice Multidimensional de Avaliação de Bacias Hidrográficas Antropizadas 66

Quadro 4 - Fontes de informação e métodos de estimativas por indicadores. 70

Quadro 5 - Síntese dos planos de saneamento ambiental para a região da BHBG – soluções tecnológicas, estimativas de custos de implementação, população atendida, cargas de DBO geradas e metas de redução de cargas de DBO 108

Quadro 6 - Etapas e resultados obtidos para as contas satélites e correção de contas – águas fluviais (ano-base 2020) 118

Quadro 7 - Etapas e resultados obtidos para as contas satélites e correção de contas – sedimentos costeiros (ano-base 2020) 120

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Características das imagens de satélites utilizadas como insumo ao estudo da evolução da urbanização na BHBG. 49

Tabela 2 - fatores de correção das concentrações de DBO em função do balanço hídrico para a região..... 75

Tabela 3 - Valores absolutos e relativos (entre parênteses) para áreas urbanas, afecção da drenagem e áreas protegidas..... 80

Tabela 4 - Testes de normalidade *Shapiro-Wilk* aplicado ao conjunto de indicadores de qualidade das águas (n=280) 81

Tabela 5 - Matriz de correlação *Spearman* aplicados ao banco de dados de monitoramento da qualidade das águas fluviais da BHBG – SANERJ (1975), FEEMA (1987; 2000) e INEA (2018) 82

Tabela 6 - Estimativas de cargas de DBO oriundas dos esgotos domésticos para os rios principais priorizados no estudo, para o período entre os decênios de 1940 e 2020 83

Tabela 7 - Estimativas de concentrações de DBO (mg/l) à jusante dos rios selecionados: 1940-2020 84

Tabela 8 - Testes de normalidade *Shapiro-Wilk* aplicados ao conjunto de dados de monitoramento da qualidade das águas fluviais da BHBG – banco de dados ANA Hidroweb (ANA, 2019), por localização 88

Tabela 9 - Matriz de correlação *Spearman* aplicados ao conjunto de dados de monitoramento da qualidade das águas fluviais da BHBG – banco de dados ANA Hidroweb (ANA, 2019) – rios da porção NW 88

Tabela 10 - Matriz de correlação *Spearman* para os dados de monitoramento da qualidade das águas – base de dados ANA Hidroweb (ANA, 2019) – rios da porção NE (n=88, p-value<0,05) 89

Tabela 11 - Identificação, localização, elemento crítico, concentração crítica, altura da concentração crítica no testemunho e altura da concentração crítica no testemunho corrigida para o ano de 2020 93

Tabela 12 - Valores absolutos para população urbana, áreas urbanas e densidade demográfica urbana – 1940/2020 95

Tabela 13 - Taxas de crescimento – médias da população urbana e das áreas urbanas: 1940 – 2020 95
Tabela 14 - Concentrações médias de DBO, somatório das cargas de DBO por sub-bacias, somatório do PIB dos municípios integrantes das sub-bacias analisadas no estudo: 1940 – 2020 97
Tabela 15 - Taxas de crescimento anuais para os indicadores selecionados – 1940-2020 98
Tabela 16 - Salário-Mínimo necessário a preços correntes e constantes por períodos específicos, salário-mínimo a preços constantes por períodos específicos e razão entre o salário-mínimo necessário e o salário-mínimo real – 1940/2020 101
Tabela 17 - Salário-mínimo real, Salário-mínimo necessário e PIB per capita (todos a preços constantes em R$ dez. 2000) e taxas de crescimento dos indicadores, 1940-2020 102
Tabela 18 - Razão entre salário-mínimo necessário e salário-mínimo real e distribuição em percentual da população com (i) até 1 salário-mínimo necessário, (ii) até 1 salário-mínimo real e (iii) acima de 20 salários-mínimos nominais – 1940/2020 105
Tabela 19 - Domicílios urbanos com acesso a coleta de esgoto por rede geral, volume de esgotos coletados e volume de esgotos tratados – porções NW e NE da BHBG – 1940/2020 110
Tabela 20 - Estimativas dos volumes das águas fluviais por classes de qualidade das águas – indicador ‘concentrações de DBO’ – nos termos da resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005) – ano de 1940 113
Tabela 21 - Estimativas dos volumes das águas fluviais por classes de qualidade das águas – indicador ‘concentrações de DBO’ – nos termos da resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005) – ano de 2020 113
Tabela 22 - Metais-traços críticos, concentrações críticas, valores orientadores, altura de violação dos valores orientadores e estimativa de volume dos sedimentos contaminados– DCN física dos sedimentos costeiros 115

Tabela 23 - Concentrações estimadas para os rios principais das porções NW e NE da BHBG, após as simulações de reduções das cargas de DBO afluentes – balanço de massas 117
Tabela 24 - Contas de emissões de DBO para as águas fluviais, para o ano de 2020, conforme a metodologia UNSD, 2012 123
Tabela 25 - Contas de emissões de DBO pelas indústrias de coleta e tratamento de esgotos (ISIC 37), para o ano de 2020, conforme a metodologia UNSD, 2012 124
Tabela 26 - Contas de Qualidade das águas 1940-2020, conforme a metodologia UNSD, 2012 125
Tabela 27 - Séries históricas dos indicadores-chave e indicadores considerados desejáveis para a sustentabilidade, por eixos – 1940/2020 127
Tabela 28 - Subíndices 'dinâmica territorial multidimensional'- DTM, 'contaminação das águas fluviais' - CAF, 'medidas protetivas e mitigadoras' MPM – 1940/2020 - índice multidimensional de avaliação de bacias hidrográficas antropizadas – IM-BHAnt – 1940/2050 e valores de subíndices e índice desejáveis para a BHBG 129
Tabela 29 - Taxas de crescimento anuais por períodos específicos, projeções para períodos específicos e estimativa de tempo necessário para o alcance dos níveis desejáveis – subíndices DTM, CAF e MPM e índice IM-BHAnt..... 130
Tabela 30 - Valor da despesa com saneamento previsto nas Leis Orçamentárias da União e taxas de crescimento anuais por décadas – 1940/2020..... 134
Tabela 31 - Taxas de crescimento anuais para os indicadores-chaves utilizados na produção do IM-BHAnt segundo os períodos 1940-1970 e 1970-2020..... 137
Tabela 32 - Razão de sustentabilidade de Harrison para os subíndices DTM, CAF e MPM e para o índice IM-BHAnt segundo os períodos especificados..... 138

LISTA DE ABRAVIATURAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
AD	Afecção da drenagem
ANA	Agência Nacional de Águas
ARst	Águas residuais sem tratamento
BG	Baía de Guanabara
BHGB	Bacia hidrográfica da Baía de Guanabara
BID	Banco Interamericano de Desenvolvimento
C	Carbono
CAF	Contaminação das águas fluviais
CC	Correção de contas
cDBO	Concentrações de Demanda bioquímica de oxigênio
CDBO	Cargas de Demanda bioquímica de oxigênio
CEDAE	Companhia Estadual de águas e esgotos do estado do Rio de janeiro
CEPERJ	Fundação Centro Estadual de Estatísticas, Pesquisas e Formação de Servidores Públicos do Rio de Janeiro
CF	Constituição federal
CFF	Consumo final das famílias
CI	Consumo intermediário
CMPr	Custo das medidas protetivas
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
Cr	Cromo
CS	Contas satélites
Cu	Cobre
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
DC	Depreciação do capital
DCN	Depreciação do capital natural
DIEESE	Departamento intersindical de estatística e estudos socioeconômicos
DNOS	Departamento nacional de obras de saneamento

DPP_{ETE}	Domicílios particulares permanentes atendidos por estações de tratamento de esgotos
DPP_{fs}	Domicílios particulares permanentes atendidos por fossas sépticas
DRSAI	Doenças relacionadas ao saneamento ambiental inadequado
DS	Desenvolvimento sustentável
DTM	Dinâmica territorial multidimensional
EOB	Excedente operacional bruto
ETE	Estações de tratamento de esgotos
ET_{fs}	Esgoto tratado por fossas sépticas
EXP - IMP	Saldo do comércio exterior
FBC	Formação bruta de capital
f_{bh}	Fatores de correção das concentrações de demanda bioquímica de oxigênio em função do balanço hídrico
$F_{DBO\ (águas\ residuais)}$	Fluxos de demanda bioquímica de oxigênio nas águas residuais
$F_{DBO\ (montante)}$	Fluxos de demanda bioquímica de oxigênio à montante nos rios
FEEMA	Fundação Estadual de Engenharia e Meio Ambiente
FIOCRUZ	Fundação Oswaldo Cruz
GFDRR	Global Facility for Disaster Reduction and Recovery
GLOVIS	United States Geological Survey Global Visualization Viewer
Hg	Mercúrio
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ICS	International Comission on Stratigraphy
IDH	Índice de Desenvolvimento Humano
IDS	Indicadores de Desenvolvimento Sustentável
IMP - SUB	Impostos líquidos de subsídios
INEA	Instituto estadual do ambiente do estado do Rio de janeiro
IPCA	Índice de Preços ao consumidor amplo
IPCC	International Panel of Climate Changing
IPEA	Instituto de Pesquisas Econômicas Aplicadas
IPEADATA	Banco de dados do Instituto de Pesquisas Econômicas Aplicadas

IQA	Índice de Qualidade das Águas
ISIC	International Standard Industrial Classification of All Economic Activities
IUGS	International Union of Geological Sciences
JICA	Japan International Co-operation Agency
Landsat	United States Program of Earth-observing satellite missions
$L_{DBO\ (total)}$	Cargas de DBO totais
$L_{DBO\ per\ capita}$	Cargas de DBO *per capita*
LOICZ	Land-Ocean Interactions in the Coastal Zone
MMA	Ministério do Meio Ambiente
MPM	Medidas Protetivas e Mitigadoras
MSS	Sensor multispectral scanner
N	Nitrogênio
NH_3	Amônia
NH_4	Amônio
$N\text{-}NO_3$	Nitrogênio – nitrato
NO_3	Nitrato
NT	Nitrogênio total
NT:PT	Razão entre o Nitrogênio total e o Fósforo total
OD	Oxigênio dissolvido
ODS	Objetivos do Desenvolvimento Sustentável
OECD	Organization for Economic Co-operation and Development
P	Fósforo
$P_{(total)}$	População total
Pb	Chumbo
Pb^{210}	Chumbo-210: isótopo radioativo pertencente a cadeia de decaimento do Urânio-238 (U^{238})
PDBG	Programa de Despoluição da Baía de Guanabara
PIB	Produto interno bruto
PIB *per capita*	Produto Interno Bruto *per capita*
$PIB_{DISPÊNDIO}$	Produto Interno Bruto pela ótica do dispêndio
$PIB_{PRODUTO}$	Produto Interno Bruto pela ótica do produto

PIB_{RENDA}	Produto Interno Bruto pela ótica da renda
PNAD	Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios
PO_4	Fosfato
Pop1SMN	População residente em domicílios particulares permanentes com rendimentos de até 1 salário-mínimo nominal
POP_{ETE}	População total atendida por estações de tratamento de esgotos
$P\text{-}PO_4$	Fósforo - fosfato
PSAM	Programa de saneamento ambiental dos municípios do entorno da Baía de Guanabara
PT	Fósforo total
$Q_{\textit{per capita}}$	Coeficiente - vazão de água servida *per capita*
$Q_{(\text{água servida})}$	Vazão total de água servida
Q_{rio}	Vazão do rio
REM	Remunerações
RGB	Composição colorida Red-Green-Blue
RMRJ	Região Metropolitana do Rio de janeiro
SANERJ	Companhia de saneamento do estado do Rio de Janeiro
SCEAA	Sistema de Contas Econômicas e Ambientais da Água
SEEA-W	System of Environmental and Economic Accounting - Water
SICEA	Sistema de Contas Econômicas e Ambientais
SIG	Sistemas de Informações Geográficas
SM necessário	Salário-Mínimo necessário
SM real	Salário-Mínimo real
SNIS	Sistema Nacional de Informações de Saneamento
TM	Sensor thematic mapper
UNGGIM	United Nations Committee of Experts on Global Geospatial Information Management
UNSD	United Nations Statistics Division
UNSDC	United Nations Sustainable Development Comission
USGS	United States Geological Survey
VBP	Valor bruto da produção
Zn	Zinco

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DO PROBLEMA..... 21
2 HIPÓTESES, OBJETIVO GERAL E OBJETIVOS ESPECÍFICOS..... 29
2.1 Hipóteses..... 29
2.2 Objetivo geral..... 30
2.3 Objetivos específicos..... 30
3 BASE TEÓRICA..... 32
3.1 Indicadores, índices e mensuração das tendências ambientais, socioeconômicas e institucionais..... 32
3.1.1 Indicadores..... 33
3.1.2 Índices..... 34
3.2 Indicadores de desenvolvimento sustentável (ids) - produção e disseminação no Brasil..... 34
3.3 PIB e contrapartidas socioeconômicas e ambientais..... 36
3.4 Qualidade das águas aplicada à correção do plano de contas nacionais (PIB) 37
3.5 Qualidade das águas e aderência às contas econômicas ambientais da água..... 39
3.5.1 Contas de Emissões..... 40
3.5.2 Contas de Qualidade das Águas..... 42
4 METODOLOGIA..... 43
4.1 Área de estudo..... 43
4.1.1 Caracterização ambiental..... 43
4.1.2 Caracterização socioeconômica..... 45
4.2 Banco de dados de indicadores ambientais, socioeconômicos e institucionais..... 47
4.3 Evolução ambiental..... 48
4.3.1 Evolução da Urbanização na BHGB..... 48
4.3.2 Evolução da afecção da drenagem fluvial pela urbanização..... 52
4.3.3 Evolução geoquímica das águas fluviais..... 52
4.3.4 Sedimentos costeiros da baía de Guanabara..... 56
4.4 Evolução socioeconômica..... 56
4.4.1 População urbana e densidade demográfica urbana..... 57
4.4.2 Produto Interno Bruto dos Municípios..... 57
4.4.3 Razão entre o Salário-mínimo necessário e Salário-mínimo real..... 57
4.4.4 População com rendimento mensal de até 1 salário-mínimo nominal..... 58
4.5 Evolução institucional..... 59
4.6 Estimativas da depreciação do capital natural (DCN) física, contas satélites (CS) e correção de contas (CC) 60
4.6.1 DCN física das águas fluviais..... 60
4.6.2 DCN física dos sedimentos de fundo da BG..... 61
4.6.3 Contas satélites e correção de contas - águas fluviais..... 61
4.6.4 Contas satélites e correção de contas - sedimentos de fundo da BG..... 62
4.7 Contas de emissões e contas de qualidade das águas..... 63
4.8 Índice integrador das dimensões ambiental, econômica, social e institucional - índice multidimensional de avaliação de bacias hidrográficas antropizadas (IM-BHAnt) 65

4.8.1 Estruturação do índice - seleção dos indicadores..... 65
4.8.2 Classificação dos indicadores..... 67
4.8.3 Obtenção/construção dos indicadores..... 69
4.8.4 Operacionalização do índice..... 73
5 RESULTADOS E DISCUSSÕES..... 77
5.1 Evolução ambiental..... 77
5.1.1 Urbanização e afecção da drenagem..... 77
5.1.2 Geoquímica das águas fluviais..... 81
5.1.3 Sedimentos de fundo da baía de Guanabara..... 91
5.2 Evolução socioeconômica..... **94**
5.2.1 População urbana e densidade demográfica urbana..... 94
5.2.2 Produto Interno Bruto municipal..... 96
5.2.3 Razão salário-mínimo necessário e salário-mínimo real..... 99
5.3 Evolução institucional..... **106**
5.4 Depreciação do capital natural, contas satélites e correção de contas (PIB)..... 113
5.4.1 DCN física das águas fluviais..... 113
5.4.2 DCN física dos sedimentos de fundo da BG..... 114
5.4.3 Contas satélites e correção de contas - águas fluviais..... 116
5.4.4 Contas satélites e correção de contas - sedimentos de fundo da BG..... 119
5.5 Contas de emissões e contas de qualidade das águas - contas econômicas e ambientais (ONU)..... 121
5.5.1 Contas de emissões..... 121
5.5.2 Contas de qualidade das águas fluviais..... 124
5.6 Proposta de índice multidimensional de avaliação de bacias hidrográficas antropizadas - IM-BHAnt - caso da BHBG..... 126
5.6.1 Análise dialética do IM-BHAnt..... 140
6 CONCLUSÕES..... 145
6.1 Satisfação das hipóteses adotadas no estudo..... 145
6.2 Atendimento aos objetivos..... 146
6.3 Adequação dos resultados ao escopo dos projetos e atividades do IBGE e contribuições para a produção de estatísticas, indicadores e para a disseminação do conhecimento e gestão de bacias hidrográficas no Brasil..... 153
REFERÊNCIAS 155
APÊNDICES..... 169
ANEXOS..... 182

1 INTRODUÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DO PROBLEMA

A zona costeira é provavelmente a mais favorável para se observar a evolução das mudanças induzidas pelo impacto antrópico no globo. Metade da população mundial reside em zonas costeiras (GFDRR, 2016). Devido ao aumento da pressão antrópica sobre o ambiente costeiro, há o aporte de cargas contaminantes, causando a degradação de rios - principal vetor de transporte dessas cargas – e corpos aquosos receptores (estuários, baías, lagunas) por assoreamento, eutrofização, contaminação por substâncias tóxicas de águas, sedimentos e biota (LOICZ, 2006); e daí para a plataforma continental e além desta, num amplo processo de que poderá desencadear a perda da resiliência[1] dos compartimentos ambientais, aqui entendido como a resultante de um processo contínuo de degradação ambiental, de forma que a condição de tais compartimentos seja comprometida. No caso presente, tal processo está associado à evolução histórica do passivo socioeconômico e institucional [2]construído por cargas orgânicas não tratadas de efluentes domésticos e, secundariamente, industriais[3], resultando em profundas alterações nos ciclos do C, N e P identificadas nas matrizes ambientais, e.g., águas e sedimentos. Dada a capacidade de retenção desses corpos receptores, a acumulação de contaminantes ocorre continuamente ao longo do tempo, sobretudo em sedimentos. Podemos tentar compreender o avanço da degradação ambiental a partir de corpos costeiros receptores individuais representativos / tipológicos como casos de transição de escala de múltiplas fontes continentais locais, atuantes nas suas bacias hidrográficas, para escalas mais abrangentes.

Em termos globais, a zona costeira possui extensão de aproximadamente 600.000 km, estimados a partir do emprego de geotecnologias (CROSSLAND *et al.*, 2005). Estuários, baías e lagunas são alguns desses sistemas, que podem estar ou não parcialmente bloqueadas por barreiras costeiras (DAVIES, 1972; KNOPPERS; KJERFVE, 1999). Os estuários e baías controlados pelos regimes de marés astronômicas representam aproximadamente 91.000 km da linha de costa (DÜRR *et al.*, 2011).

No Brasil, a partir do Século XVI, o processo de ocupação foi mais intenso na zona costeira com posterior avanço para o interior. A economia colonial e do império baseada nas

---

[1] Entende-se por resiliência nesta tese o poder de recuperação dos compartimentos ambientais para os níveis de sustentabilidade, conforme definidos pela legislação ambiental em vigor, adaptando a definição para o termo definida em Michaelis (2010).

[2] O passivo socioeconômico e institucional pode ser traduzido como a resultante da ineficiência das políticas públicas para o provimento da qualidade de vida da população.

[3] Na região da Bacia Hidrográfica da Baía de Guanabara, como será apresentado mais adiante, aproximadamente 80% das cargas de contaminantes orgânicos são provenientes dos esgotos domésticos não tratados, o que demonstra a ineficiência da institucionalidade na região.

atividades agrárias e de mineração propiciaram, pela acumulação de capital, as primeiras aglomerações e redes urbanas litorâneas, e.g., Salvador e demais aglomerações urbanas do recôncavo baiano e zona da mata. No ano de 1900, as cidades do Rio de Janeiro, São Paulo, Salvador, Recife e Belém apresentavam, cada uma delas, mais de 100.000 habitantes. Após a década de 1960, tais cidades, núcleos de regiões metropolitanas, possuíam populações superiores à 1.000.000 de habitantes. As regiões metropolitanas e cidades médias encontram-se em contínuo processo de metropolização e ampliação espacial, com áreas periféricas e serviços públicos precários, impulsionado pela associação entre o poder público e as grandes empresas privadas (SANTOS, 1993).

A importância da zona costeira para o Brasil pode ser associada à participação econômica dessa porção do território na população total e na economia do país, situada entre as dez maiores economias do mundo (WORLD BANK, 2020). O PIB dos municípios integrantes da zona costeira e regiões metropolitanas adjacentes representa 70% do PIB nacional. (IBGE, 2019). Cerca de 35% da população brasileira (aproximadamente 65 milhões de habitantes) está assentada na zona costeira (IBGE, 2010). As contrapartidas ambientais das intensas mudanças de uso e ocupação do solo na região, pelo avanço da urbanização, contribuíram para que somente 24% das formações florestais originais do bioma Mata Atlântica ainda estejam preservadas (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2015).

A Bacia Hidrográfica da Baía de Guanabara (BHGB) engloba a cidade do Rio de Janeiro e a grande parte de sua Região Metropolitana (RMRJ). São entendidas como produtos que caracterizam a expansão urbana dinamizada pela articulação entre a especulação imobiliária[4], o Estado e as empresas de transportes e comunicações (SANTOS, 1993). Essa nova fase da urbanização, verificada na RMRJ e nas demais regiões metropolitanas após a década de 1960 por privilegiar os aspectos urbanos e econômicos em detrimento dos aspectos ambientais e sociais, afirma a divisão interna do trabalho necessária à reprodução e a acumulação do capital. Tal modelo de desenvolvimento urbano das regiões metropolitanas foi decisivo para acentuar, de forma crescente, a periferização, a desigualdade, a pobreza e a exclusão social [5](SANTOS, 1993; MARICATO, 2000; ROLNIK; KLINK, 2011).

---

[4] A especulação imobiliária pode ser entendida como uma estratégia de produção do espaço urbano exclusiva, que produz áreas pouco acessíveis para grande parte da população. Segundo Maricato (2000, p. 23), “A atividade produtiva imobiliária não subjugou as atividades especulativas, como ocorreu nos países centrais do capitalismo. O mercado não se abriu para a maior parte da população que buscava moradia nas cidades. Ele deu absoluta prioridade às classes médias e altas”.

[5] Entende-se por exclusão social nesta tese a exclusão das populações vulneráveis dos direitos sociais garantidos nos termos do Art. 6° da Constituição Federal “Art. 6º São direitos sociais a educação, a saúde, o trabalho, o lazer,

Dessa forma, sendo tal recorte espacial caracterizado por profundas mudanças no uso e ocupação do solo, acompanhadas por alterações sociais, econômicas e institucionais, uma das possibilidades de caracterização da BHBG, ou de quaisquer bacias hidrográficas antropizadas localizadas na zona costeira, pode ser efetivada a partir dos indicadores que compõem as dimensões do Desenvolvimento Sustentável, conforme as recomendações das Nações Unidas (UNSDC, 2007). De acordo com United Nations (1987), o conceito de Desenvolvimento Sustentável pressupõe que seja proposto e adotado um modelo de desenvolvimento que atenda às necessidades do tempo presente, sem comprometer as necessidades das gerações futuras.

Em um sentido amplo, as perdas em qualidade das águas fluviais da BHGB, i.e., o passivo (sócio)ambiental das águas fluviais e da própria Baía de Guanabara (BG), em função do antropismo, identificado no crescente aumento das cargas orgânicas devido à intensa urbanização e ao saneamento ambiental precário permite a interpretação do problema da contaminação ambiental à luz da noção de Antropoceno[6]. A abordagem do conceito de Antropoceno adotada neste estudo é caracterizada, fundamentalmente, pela 'Crise do Antropoceno', Tal crise é aqui interpretada como a 'ruptura dos ciclos biogeoquímicos', culminando com o aprofundamento da dissociação entre a sociedade e a natureza. Em democracias fracas de grande desigualdade social, o caso de países periféricos e em desenvolvimento, como do Brasil, a 'Crise do Antropoceno' é também caracterizada pela 'degradação da condição humana' (ALEXIADIS, 2018; FOSTER *et al.*, 2010).

É preciso considerar as dificuldades inerentes à determinação, caracterização e mensuração das 'rupturas', sejam as da natureza (dos ciclos biogeoquímicos) ou a humana (a degradação da condição humana) em um contexto espaço-temporal no qual tais 'rupturas' já estão em plena atuação. Dessa forma, para se determinar, caracterizar e mensurar as 'rupturas' é necessária a reconstituição da história socioeconômica, ambiental e institucional da localidade

---

a segurança, a previdência social, a proteção à maternidade e à infância, a assistência aos desamparados, na forma desta Constituição". (BRASIL, 1988, p. 18).

[6] Sobre o conceito de Antropoceno, Crutzen (2000) o caracteriza como sendo o período o qual as atividades antrópicas tornam-se os principais agentes transformadores da atmosfera e do planeta Terra, da geologia e da ecologia. Nas palavras de Crutzen, "Considering these and many other major and still growing impacts of human activities on earth and atmosphere, and at all, including global, scales, it thus is more than appropriate to emphasize the central role of mankind in geology and ecology by using the term Anthropocene for the current geological epoch". Eli-da-Veiga (2019) faz uma crítica ao trabalho de Crutzen, especificamente em relação ao marco temporal para o início do Antropoceno proposto por este autor, a Revolução Industrial. De acordo com este autor, as humanidades, por englobarem nas suas discussões e metodologias as interações entre os subsistemas que compõem o Sistema Terrestre, e sobretudo a qualidade de vida das populações, em uma abordagem transdisciplinar, adotam o período da 'Grande Aceleração' (pós 2ª Guerra Mundial) como o marco temporal das significativas interferências da ação humana sobre a biosfera (ELI-DA-VEIGA, 2019).

do estudo de caso, aqui a BHBG, até um nível pré ‘rupturas’, i.e., um estágio considerado como antecedente ou inicial.

A proposta do Antropoceno requer que sejam satisfeitos os aspectos críticos da ‘Crise do Antropoceno’ a partir da abordagem histórica das suas forçantes naturais e antropogênicas, que podem ser traduzidas em sinais estratigráficos. No caso dos sedimentos costeiros, estes sinais estão presentes e podem ser interpretados como *in print* de uma “grande transformação / aceleração” do Holoceno em direção a um ’No-analogue state’ (STEFFEN *et al.*, 2015). A história das recentes transformações ambientais, presentes nos sedimentos formam a base da ’estratigrafia do Antropoceno’ (ZALASIEWICZ *et al.*, 2011; ZALASIEWICZ *et al.*, 2016). *The Anthropocene Working Group* recomenda em 2016 à *International Comission on Stratigraphy* (ICS), sub-comitê científico da *International Union of Geological Sciences* (IUGS), o ano de 1945 como início da nova época (CARRINGTON, 2016).

Em relação à estudos para identificação nos sinais estratigráficos da atividade antrópica, na região da BHBG estes tem sido desenvolvidos de forma a definir e quantificar as substâncias contaminantes - tais como metais, hidrocarbonetos, matéria orgânica, nutrientes - lançadas nas águas da BG e estocadas nos sedimentos, bem como taxas de acumulação destas substâncias ao longo de testemunhos datados (PFEIFFER *et al*., 1982; REBELLO *et al*., 1986; DE SOUZA *et al*., 1986; REGO *et al*., 1993; KJERFVE *et al*., 1997; PERIN *et al*., 1997; WASSERMAN *et al*., 2000; CARREIRA *et al*., 2002; KEHRIG *et al*, 2003; MACHADO *et al*., 2004; VILELA *et al*., 2004; KFOURI *et al*., 2005; MONTEIRO *et al*., 2011; ABREU *et al*., 2016; CORDEIRO *et al.*, 2021).

A “história gravada” nos sedimentos da BG é conhecida. Mas, como pode ser reconstituída uma narrativa da ‘Crise do Antropoceno’, gerada pela ‘ruptura dos ciclos biogeoquímicos’ a partir das águas fluviais? Se a rede de drenagem de uma bacia hidrográfica é o vetor das cargas de substâncias contaminantes das atividades humanas estocadas nos sedimentos costeiros, o estudo da contaminação das águas fluviais em uma perspectiva histórica, sobretudo das condicionantes ambientais, sociais, econômicas e institucionais, faz todo sentido dentro de um ponto de vista da noção de Antropoceno aqui adotada.

A qualidade das águas está diretamente relacionada com questões de saneamento ambiental e de qualidade de vida, tendo em vista que a contaminação universal de águas fluviais é causada, sobretudo, pela falta ou precariedade de remoção das cargas orgânicas nos efluentes domésticos, da agropecuária e industriais [e.g., o desenvolvimento e utilização do Índice de Qualidade da Água – IQA - como métrica de qualidade das águas a partir de parâmetros

biogeoquímicos e correlatos (BROWN *et al.*, 1970)]. Nos países da América Latina e Caribe, cada 1 US$ investido em saneamento gera um retorno de 7.3 US$ em bem-estar (HUTTON, 2013). Deficiências em saneamento ambiental podem levar a perdas socioeconômicas de até 7% do PIB (HUTTON *et al.*, 2016). No Brasil, as deficiências em saneamento são mais evidentes nos estratos populacionais com menores rendimentos, aprofundando as desigualdades socioeconômicas. (PIMENTEL *et al.*, 2017).

Tendo em vista que as perdas em qualidade das águas impactam negativamente a qualidade de vida das populações e que os custos para o reestabelecimento da qualidade das águas aos níveis aceitáveis definidos pela legislação implicam em quantificação física e monetária desse recurso ambiental para fins de ações governamentais, é importante que às águas fluviais sejam incorporadas no plano de contas nacionais como capital natural. Por capital natural entende-se serem os recursos naturais de um ecossistema que produzem fluxos de bens e serviços, também chamados de serviços ecossistêmicos (GIESEKE, 2016). O fluxograma com as etapas e as perguntas norteadoras à sequência lógica para a inclusão da qualidade das águas no plano de contas nacionais é apresentado no Apêndice A.

Os recursos naturais integram a função de produção de bens e serviços em uma economia (CONSIDERA *et al.*, 2009). As questões referentes a quantidade e a qualidade destes não são contempladas pelos sistemas de contas nacionais tradicionais (UNITED NATIONS, 2008). A não inclusão de indicadores de qualidade ambiental nas estimativas do PIB é uma limitação à sua utilização como métricas de bem-estar e qualidade de vida da população (HARRISON, 1989; EL SERAFY, 1991; CONSTANZA *et al.*, 1997a). Um estudo pioneiro desenvolvido no Brasil apresentou indicadores de contabilidade física e monetária dos estoques e fluxos do recurso natural água na economia do país (IBGE, 2018). Entretanto, tal estudo não contemplou indicadores de qualidade previstos na metodologia internacional adotada pelo estudo (UNSD, 2012b).

Ao ser incluída a noção de Depreciação do Capital Natural [7](DCN) na narrativa do Antropoceno a partir das águas fluviais da BHBG – tomada como estudo de caso -, pode ser identificado e quantificado o passivo socioeconômico ocasionado pela contaminação das águas

[7] Conforme será visto adiante, a Depreciação do capital Natural tem relação com a incorporação dos recursos naturais como bens mensuráveis monetariamente no processo produtivo, cuja depreciação compromete as possibilidades de crescimento econômico, especialmente no caso dos recursos naturais não-renováveis. Segundo Barbier (2014, p. 32), “This is the value of net losses to natural resources, such as minerals, fossil fuels, forests and similar sources of material and energy inputs into our economy. If we use up more natural capital to produce economic output today, then we have less for production tomorrow”.

fluviais de forma crescente e contínua, acompanhando a degradação socioeconômica e institucional dessa região.

O enfoque para a narrativa do Antropoceno a partir de uma escala local, i.e., o caso da BHBG, encontra respaldo em Biggs *et al.* (2011) quando esses autores dizem que nos sistemas complexos (e.g., Sistema Terra) existe sempre a possibilidade de que diferentes processos locais se propaguem, interatuem e magnifiquem, gerando impactos com consequências imprevisíveis a nível regional e global. Brondizio *et al.* (2016) informam que é possível abordar o conceito de Antropoceno de maneira ascendente "*from the bottom up*", começando desde as diversas realidades sociais (ou socioeconômico-ambientais locais). De qualquer forma, na escala local pode ser mais factível a análise do efeito desestabilizador das atividades antrópicas, dado o grau de conectividade e interconexão que gera. As causas e consequências ambientais e humanas vigentes no Antropoceno - incluindo a capacidade de mitigação e adaptação às mudanças climáticas[8] preconizadas pelo *Intergovernmental Panel on Climate Change* (2014) - podem ser identificadas na escala local, por indicadores de sustentabilidade, e.g., indicadores de qualidade das águas fluviais, desigualdades no acesso às políticas públicas, aumento da pobreza e exclusão social.

Dessa forma, a construção da narrativa da contaminação das águas fluviais à luz do Antropoceno aqui adotada requer a identificação/caracterização das condicionantes à contaminação das águas fluviais. Estudos de sínteses evolutivas são propostos e apresentados nesta tese para as dimensões ambiental, social, econômica e institucional, de forma a sistematizar tais condicionantes. Tais estudos contemplam indicadores representativos, sendo estes indicadores especificamente produzidos para este estudo ou identificados e adaptados de sistemas de indicadores consagrados, e.g., OECD (2003); UNCDS (2007); IBGE (2015). A partir dos estudos de síntese foram obtidos os elementos analíticos para as estimativas físicas e monetárias da DCN, bem como as Contas Satélites [9]e a correção do PIB da BHBG para os dois compartimentos ambientais entendidos como matrizes da contaminação antrópica na região: as

[8] Capacidade de mitigação e adaptação às mudanças climáticas não se restringe nessa tese somente à indicadores intrínsecos às mudanças climáticas, os quais não são abordados a não ser a pluviosidade como um fator de diluição das cargas orgânicas afluentes aos rios. O objetivo aqui é mensurar as condições proporcionadas à população para absorver os impactos das mudanças climáticas. Isto é, ao incluirmos as relações sociais e políticas na análise, procuramos conferir amplitude analítica em termos de condicionantes institucionais, e não somente de soluções tecnológicas.

[9] Definição de Contas Satélites (Satellite Accounts) de acordo com a Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OECD, 2007, p. 695): "Satellite accounts provide a framework linked to the central accounts and which enables attention to be focused on a certain field or aspect of economic and social life in the context of national accounts; common examples are satellite accounts for the environment, or tourism, or unpaid household work".

águas fluviais e os sedimentos costeiros. A inclusão da DCN águas fluviais na correção dos planos de contas nacionais preenche uma lacuna na produção das estatísticas oficiais do Brasil apresentadas nas Contas Econômicas Ambientais da Água[10]. Integrantes desse sistema, as contas de emissões e as contas de qualidade das águas fornecem estatísticas de cargas de contaminantes e de mudanças de estoques de águas fluviais ao longo do tempo.

Tanto os elementos analíticos obtidos a partir do histórico evolutivo ambiental, social, econômica e institucional quanto os obtidos a partir da inclusão da DCN nas Contas Econômicas Ambientais da Água constituem elementos para a construção da narrativa do Antropoceno na região da BHBG. Tais elementos são representados por indicadores que, uma vez integrados em um indicador sintético – Índice Multidimensional para a Avaliação de Bacias Hidrográficas Antropizadas (IM-BHAnt) – permite a avaliação das condicionantes passadas e presentes, bem como de cenários futuros inerciais ou tendenciais em termos de sustentabilidade da BHBG e de atendimento das metas institucionais assumidas nos âmbitos nacional e internacional.

Dessa forma, a proposta do estudo torna-se muito importante para o entendimento do quadro ambiental e socioeconômico da BHBG que propiciou o estado atual de contaminação das águas fluviais e dos sedimentos costeiros. Por meio da quantificação física e monetária do passivo ambiental resultante nas águas fluviais e nos sedimentos de fundo da BG, são identificadas não só as deficiências em políticas públicas de saneamento ambiental aplicadas na região, como também avaliadas as capacidades de mitigação e adaptação futuras da sociedade na região-foco.

Como referência temporal para o estudo, é adotada a referência temporal para o Antropoceno tal qual indicada por Alexiades (2018) e Eli-da-Veiga (2019) – década de 1940, o período da ‘grande aceleração’ que caracteriza o período após a 2ª Guerra Mundial. Na BHBG, tal período coincide com transição de um espaço com características fisiográficas e socioeconômicas resultantes das atividades predominantemente rurais para o espaço atual, caracterizado pela urbanização e atividades econômicas industriais e do terceiro setor (ABREU, 1987). De acordo com Santos (2002), as transições no meio-técnico científico – a lógica da produção - e a materialização de tais transições no espaço geográfico necessariamente interferem e modificam as dinâmicas sociais, econômicas e ambientais deste. Adicionalmente, a partir de 1940 a produção das estatísticas oficiais para o Brasil torna-se mais robusto com a

[10] As Contas Econômicas Ambientais da Água constituem uma referência metodológica proposta pelas Nações Unidas que tem como objetivo mensuras as abstrações, os fluxos (usos, retornos e descartes) do recurso natural água no processo produtivo em termos físicos e monetários.

fundação do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE, no ano de 1939. Dessa forma, o estudo aqui apresentado abrange o período entre 1940 e 2020.

Por outro lado, a proposta de quantificação das substâncias contaminantes e dos estoques e mudanças dos recursos hídricos a partir de referenciais legais de qualidade das águas, no caso em termos de cargas e concentrações de Demanda Bioquímica de Oxigênio (cDBO) é aderente e representa um adicional à produção do Sistema Estatístico Nacional, especificamente no âmbito do Sistema de Contas Econômicas Ambientais[11], o qual o IBGE integra a estrutura de governança. Dessa forma, o estudo atende a uma fronteira do conhecimento na produção de informações oficiais do país, constituindo uma inovação. Ainda em relação à institucionalidade do estudo apresentado, este é aderente aos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS)[12] (UNSD, 2015), especificamente os relacionados com a provisão de saneamento, cidades sustentáveis, vida na água, biodiversidade e segurança alimentar (respectivamente, os ODS 6, 11, 14, 15 e 2). Considerando os elementos apontados acima, o trabalho fornece elementos para a continuidade e aperfeiçoamento dos estudos no tema Desenvolvimento Sustentável no país.

Ao se propor uma narrativa do Antropoceno considerando os aspectos/indicadores multidimensionais influentes na qualidade das águas fluviais da BHBG integrados em um indicador sintético – IM-BHAnt, amplia-se a análise para além dos fatores/parâmetros endógenos às águas fluviais. Ao serem consideradas as condicionantes ambientais e socioeconômicas da bacia hidrográfica em um contexto histórico, bem como as políticas públicas como atenuantes à contaminação, são incorporados elementos que enriquecem a análise da resiliência do sistema fluvial diante de uma crescente e contínua contaminação. As tendências e cenários futuros possibilitam identificar a capacidade adaptativa das populações diante do Antropoceno e das mudanças climáticas, bem como a capacidade institucional em proporcionar as estratégias para a adaptação das populações e mitigação dos efeitos das mudanças climáticas (IPCC, 2014).

---

[11] O Sistema de Contas Econômicas Ambientais compreende referências metodológicas para um conjunto de contas de mensuração física e monetária dos recursos naturais na economia dos países como bens de capital, seus usos e fluxos. É composta por um grupo que inclui as Contas da Água, Contas da Floresta, Contas de Energia, Contas de Mineração e Contas Ecossistêmicas.

[12] Os Objetivos do Desenvolvimento Sustentável compreendem uma agenda composta por 17 objetivos adotada a partir do ano de 2015, que veio a substituir a agenda dos Objetivos do Desenvolvimento do Milênio, composta por 8 metas. Ambas as agendas foram propostas no âmbito das Nações Unidas. A agenda dos ODS é composta por 169 metas de ação global. No Brasil, a agenda dos ODS tem o IBGE e o IPEA como as principais instituições componentes da estrutura de governança.

2 HIPÓTESES, OBJETIVO GERAL E OBJETIVOS ESPECÍFICOS

2.1 Hipóteses

- É possível obter as estimativas de cargas e concentrações de DBO para as águas fluviais a partir de indicadores demográficos, hidrológicos e de qualidade das águas obtidos em documentos oficiais.
- É possível obter as estimativas do volume de sedimentos contaminados através dos testemunhos disponíveis e documentados para a região da BG, seus dados de concentrações de metais-pesados, taxas de sedimentação e o emprego de geotecnologias.
- Caso as duas hipóteses anteriores sejam satisfeitas, pode ser verificado se é possível a contabilização física e monetária das águas fluviais e sedimentos contaminados, tendo como referência para a contaminação a legislação aplicável e em vigor.
- A partir da satisfação da hipótese acima, verificar se é possível a construção das 'contas de emissões' e das 'contas de qualidade' para as águas fluviais, sendo estas integrantes do Sistema de Contas Econômicas Ambientais da Água, bem como se é possível a construção das Contas Satélites e Correção de Contas a partir da contabilização monetária das águas fluviais e dos sedimentos contaminados.
- A partir de um conjunto de indicadores-chave que contemplam as dimensões do Desenvolvimento Sustentável – ambiental, social, econômica e institucional – é possível a construção de um índice multidimensional para a avaliação da sustentabilidade e das tendências da evolução dos indicadores em direção às rupturas – da natureza e humana[13] no Antropoceno (1940-2020)

Sobre esta última hipótese, é importante salientar que, conforme a noção de Antropoceno adotada nesse estudo, a identificação dos pontos de rupturas da natureza e

[13] As rupturas da natureza e humana são elementos que caracterizam a noção de Antropoceno adotada no estudo, cujas tendências de avanço podem convergir para o '*tipping point*'. Para o entendimento do conceito de '*tipping point*', ou ponto de ruptura, adota-se o conceito apresentado por Alexiades (2018). Segundo este autor, o '*tipping point*' é caraterizado quando um sistema complexo (o Sistema Terra, ou no caso a BHBG, muda irrevogavelmente de estado, passando a uma condição de não-retorno às suas condições anteriores. Ainda segundo este autor, os processos que desencadeiam em uma situação de '*tipping poin*t' não são lineares, e.g., um processo de causa e efeito, sendo, portanto, muito difícil a sua determinação.

humana, bem como do '*tipping point*', é algo muito difícil. O que se quer verificar a partir da aplicação do índice são as tendências evolutivas e graduais dos indicadores-chave, que possibilitem a construção de cenários futuros, caracterizados por tais elementos do Antropoceno.

2.2 Objetivo geral

Elaborar e aplicar à BHBG o Índice Multidimensional para a Avaliação de Bacias Hidrográficas Antropizadas – IM-BHAnt, para a análise da evolução do Antropoceno (1940-2020 e prognósticos futuros), como subsídio ao 'Sistema de Contas Econômicas Ambientais da Água' no Brasil

2.3 Objetivos específicos

- Construir um banco de dados georreferenciados de estatísticas e indicadores ambientais, sociais, econômicos e institucionais em ambiente de sistema de informação geográfica - SIG;
- Caracterizar a evolução ambiental da BHBG, com ênfase na urbanização, afecção da drenagem[14], geoquímica das águas fluviais e contaminação dos sedimentos costeiros;
- Caracterizar a evolução socioeconômica da BHBG, com ênfase na população urbana, densidade demográfica urbana, indicadores de renda e de distribuição e desigualdade de renda;
- Caracterizar a evolução institucional da BHBG, com ênfase na governança e políticas públicas de saneamento – esgotamento sanitário – concebidas para a região e no nível federal;
- Estimar a DCN física e monetária das águas fluviais e dos sedimentos costeiros;
- Obter as Contas Satélites (CS) e a Correção de Contas (CC) com base nas DCN monetárias estimadas e no PIB estimado para a BHBG;
- Construir as 'contas de emissões' e 'contas de qualidade', integrantes do Sistema de Cotas Econômicas Ambientais da Água - SCEAA (UNSD, 2012b);

[14] O termo afecção é mais empregado nas ciências médicas e na psicologia. Segundo definição do dicionário Michaelis (2010), afecção significa doença ou enfermidade, A adaptação do termo para 'afecção da drenagem' significa aqui que o avanço da urbanização não acompanhado por políticas públicas eficientes de saneamento ambiental causou danos significativos à drenagem fluvial semelhantes a enfermidades.

- Propor um índice integrador de indicadores-chave selecionados nas dimensões ambiental, social, econômica e institucional que permita: i) a identificação da capacidade de adaptação das populações em termos ambientais, sociais, econômicos e institucionais, diante da evolução do Antropoceno (1940-2020), considerando os cenários de aumento da pluviosidade previstos pelo IPCC para a região sudeste do Brasil (IPCC, 2021); ii) a análise da factibilidade do atendimento dos compromissos institucionais relativos à qualidade das águas fluviais; e iii) a verificação do método proposto para a inclusão da DCN águas fluviais no SCEA-Água do IBGE.

3 BASE TEÓRICA

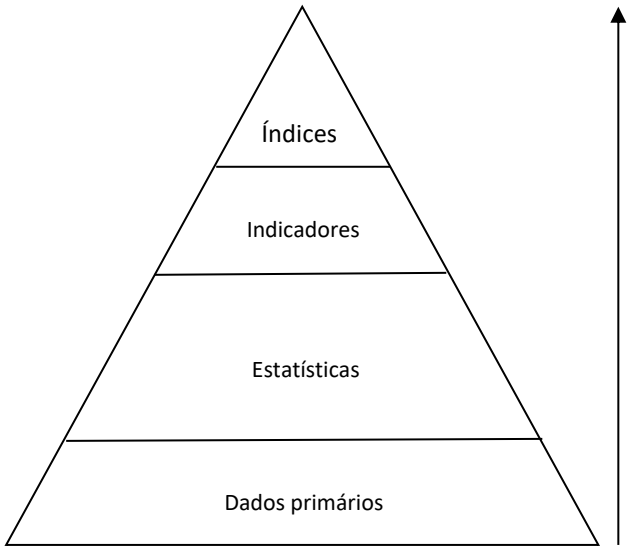
3.1 Indicadores, índices e mensuração das tendências ambientais, socioeconômicas e institucionais

Sendo produtos estatísticos, indicadores e índices devem ter como procedimento inicial para elaboração, uma cuidadosa seleção da fonte de obtenção dos dados e uma aplicação criteriosa de procedimentos para a construção de séries temporais. De acordo com Martínez (2009), os principais tipos de fontes de dados para a construção de estatísticas ambientais são:

a. Registros administrativos (dados provenientes de instituições governamentais ou não governamentais);
b. Censos;
c. Pesquisas amostrais;
d. Sistemas de monitoramento (qualidade do ar, das águas, clima, solos etc.);
e. Sensoriamento remoto;
f. Aproximações (*proxies*) e estimativas obtidas por modelagem estatística; e
g. Combinações entre as fontes acima.

A figura 1 abaixo apresenta de forma esquemática o processo de produção de indicadores e índices, entendidos aqui como produtos que sintetizam dados estatísticos.

Figura 1 - Pirâmide de informações



Fonte: Adaptado de VAN BELLEN, 2002.

3.1.1 Indicadores

Considerações a respeito de indicadores, especificamente quanto à conceituação, são fornecidos na literatura pelos trabalhos acadêmicos de Gallopín (1996) e Van Bellen (2002), bem como pelo trabalho de Martínez (2009) no âmbito das instituições responsáveis pelo direcionamento das atividades de pesquisa em estatísticas oficiais.

Segundo Gallopín (1996), os indicadores podem ser entendidos como variáveis (estritamente relacionadas com o tempo e o espaço de ocorrência ou observação) cujo sentido só é passível de compreensão quando a sua análise ocorre à luz de outra variável. Pare este autor, o conceito de indicador para que este seja relevante, para o desenvolvimento sustentável e para a qualidade ambiental, relaciona-se com as respostas obtidas da aplicação em complexos ecossistemas e sistemas socioecológicos, o que é possível a partir de uma abordagem sistêmica em oposição a abordagens puramente quantitativas ou qualitativas (sendo estas preferíveis somente na ausência de indicadores quantitativos). Os melhores indicadores são aqueles que contemplem as informações mais relevantes e que tornem aparentes fenômenos que ocorrem na realidade (GALLOPÍN, 1996).

Baseado no conceito acima exposto, Van Bellen (2002) define indicador "como variáveis individuais ou uma variável que é função de outras variáveis". De acordo com este autor, os indicadores podem ser classificados quanto a sua função em indicadores sistêmicos e indicadores de performance. Os indicadores sistêmicos (também descritivos) fornecem um grupo de medidas individuais para os tomadores de decisão, fundamentadas em referenciais técnicos. Já os indicadores de performance são ferramentas de comparação *stricto sensu*. Os indicadores têm a função de avaliar condições e tendências em relação a metas e objetivos, comparar lugares e situações, prover informações de advertência e antecipar futuras condições e tendências (VAN BELLEN, 2002).

Segundo Martínez (2009), um indicador corresponde a uma ou mais variáveis combinadas, que adquirem valores distintos no espaço e no tempo, e que sinalizam aos gestores públicos quais as áreas prioritárias para o planejamento e estratégias de implementação de medidas objetivando ao desenvolvimento sustentável. O indicador é um tipo particular de estatística que pode fornecer mais significados que os imediatamente aparentes sobre os fenômenos ou problemas pesquisados, pela capacidade de avaliar as tendências futuras, principalmente quando apresentados em

séries históricas. Em termos gerais, um indicador é uma observação empírica ou uma estimativa estatística que sintetiza aspectos de um ou mais fenômenos que são importantes para uma ou mais proposições analíticas e de monitoramento destes fenômenos através do tempo. Neste trabalho, a autora faz uma distinção entre indicadores ambientais e indicadores de desenvolvimento sustentável, sendo que os primeiros correspondem a aqueles que têm a função de descrever e apresentar os estágios e as principais dinâmicas ambientais, isto é, os *status* e as tendências (qualidade da água, do solo, biodiversidade, oferta energética, etc.), e os últimos tem como objetivo apresentar as dinâmicas sociais, econômicas e ambientais e suas inter-relações, e que para a sua construção é imprescindível integrar pelo menos duas destas dinâmicas, de forma a obter um conjunto ou sistema de indicadores de desenvolvimento sustentável dotados de transversalidade.

3.1.2 Índices

O conceito de índice pode ser derivado do conceito de indicador proposto por Van Bellen (2002). Dessa forma, um índice é um número simples resultante de uma função simples de duas ou mais variáveis ou é uma função complexa resultante da aplicação de modelos de simulação. Segundo este autor, índices agregados são um aperfeiçoamento, mas o processo de obtenção destes pode conter problemas por excluir uma ou mais particularidades inerentes ao bem-estar humano. Para Gallopín (1996), um índice é um número simples que é função de duas ou mais variáveis, usualmente um somatório de variáveis individuais, uma multiplicação ou outro número resultante da aplicação de procedimento matemático. Uma importante característica inerente aos índices remonta à subjetividade nas ponderações das variáveis componentes (VAN BELLEN, 2002).

3.2 **Indicadores de desenvolvimento sustentável** (IDS) – **produção e disseminação no Brasil**

A produção dos IDS no Brasil tem como principais indutores e fundamentos teóricos as resoluções e demais tratativas da Conferência das Nações Unidas para o Meio Ambiente e Desenvolvimento, na cidade do Rio de Janeiro, no ano de 1992 – Rio 92. O principal documento resultante da Rio 92 foi a Agenda 21, o qual apresentou um escopo de 134 IDS para o

acompanhamento do desenvolvimento e da sustentabilidade nos países signatários (UNITED NATIONS, 1992).

De forma a favorecer a operacionalidade e o alcance da produção dos indicadores, a Comissão para o Desenvolvimento Sustentável das Nações Unidas – UNSCD – promoveu ajustes no escopo dos indicadores. Dessa forma, a versão da Agenda 21, apresentada no ano de 2001 no âmbito da Conferência Rio +10, possuía 59 IDS. Já a versão definitiva, apresentada sob a forma de uma referência metodológica para a produção dos IDS, apresentava como escopo um conjunto de 50 indicadores *core*, considerados os principais para o acompanhamento do desenvolvimento e sustentabilidade, e um conjunto de 46 indicadores adicionais (UNSCD, 2007).

No Brasil, o IBGE foi a instituição pioneira no arranjo interinstitucional, na sistematização da produção estatística e na produção dos IDS. Como referências metodológicas, o IBGE adotou os documentos das Nações Unidas. Além de ser uma produção aderente às referências institucionais adotadas em nível mundial, a organização dos IDS apresenta os indicadores distribuídos em temas, sendo estes enquadrados nas quatro dimensões do desenvolvimento sustentável: ambiental, social, econômica e institucional.

O primeiro volume da série 'Indicadores de Desenvolvimento Sustentável – Brasil' foi publicado pelo IBGE no ano de 2002. Demais volumes foram publicados nos anos de 2004, 2008, 2010, 2012 e 2015. O quadro 1 abaixo apresenta o quantitativo dos IDS produzidos pelo IBGE por dimensões do DS.

Quadro 1 - Quantitativo dos IDS produzidos pelo IBGE por dimensão do DS e ano de publicação

Dimensão do DS	**Ano da publicação dos IDS pelo IBGE**					
	2002	**2004**	**2008**	**2010**	**2012**	**2015**
Ambiental	17	22	23	20	20	19
Social	19	19	19	19	21	21
Econômica	10	12	12	11	12	11
Institucional	4	6	6	5	9	12
TOTAL DE IDS	50	59	60	55	62	63

Fonte: Produzido pelo autor a partir de IBGE, 2002, 2004, 2008b, 2010b, 2012, 2015.

A partir do ano de 2015, a produção dos IDS no IBGE foi incorporada à produção dos indicadores para o atendimento da agenda dos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável - ODS, a qual o Brasil é um dos países signatários. De acordo com tal agenda, os indicadores

deverão ser produzidos para o acompanhamento das metas do DS, cujo prazo é até o ano de 2030. (UNITED NATIONS, 2015).

3.3 PIB e contrapartidas socioeconômicas e ambientais

O PIB é o agregado macroeconômico resultante do saldo entre os fluxos de bens e serviços dentro da economia, da remuneração dos fatores de produção e do saldo do comércio exterior de um país. Em síntese, o PIB corresponde à soma dos valores adicionados à produção e circulação de bens e serviços em um ano-base (UNITED NATIONS, 2008; IBGE, 2016).

O PIB pode ser obtido a partir das óticas do produto e do dispêndio, em função da produção e circulação de bens e serviços (IBGE, 2016). Pela ótica do produto, o cálculo do PIB obedece à seguinte identidade:

$$\boldsymbol{PIB_{PRODUTO} = VBP - CI + (IMP - SUB)} \qquad \textbf{(3.1)}$$

Por essa identidade, o PIB representa um saldo entre os valores brutos da produção (*VBP*) dos setores institucionais e seus respectivos consumos intermediários (*CI*), i.e., os valores monetários dos insumos à produção, acrescido do saldo líquido dos impostos e subsídios (*IMP – SUB*) recolhidos e destinados para as atividades produtivas.

Pela ótica do dispêndio, o PIB é obtido a partir da seguinte identidade:

$$\boldsymbol{PIB_{DISPÊNDIO} = CFF + (FBC - DC) + (EXP - IMP)} \qquad \textbf{(3.2)}$$

Nessa identidade, o PIB é composto pela demanda por bens e serviços – consumo final (*CFF*), a formação bruta de capital fixo, que é o saldo entre a formação bruta de capital (*FBC*), i.e., investimentos, e a depreciação dos bens de capital manufaturados (*DC*), acrescido do saldo do comércio exterior (*EXP – IMP*).

A terceira ótica do PIB é obtida a partir da remuneração dos fatores de produção (IBGE, 2016). Dessa forma, o PIB pela ótica da renda é obtido a partir de:

$$\boldsymbol{PIB_{RENDA} = REM + EOB + (IMP - SUB)} \qquad \textbf{(3.3)}$$

Na qual o PIB é obtido pela soma das remunerações (*REM*), o excedente operacional bruto (*EOB*), que corresponde ao saldo entre o valor adicionado e as remunerações por setor institucional, e os impostos líquidos de subsídios (*IMP – SUB*).

É consenso que as contrapartidas socioeconômicas e ambientais, traduzidas em custos, influenciam sobre o indicador PIB, não sendo este, portanto, considerado uma boa métrica para o bem-estar e qualidade de vida da população (CONSTANZA *et al.*, 1997b; BIDONE *et al.*, 2002). Considerando as três identidades para o cálculo do PIB, os custos socioeconômicos e

ambientais, embutidos no indicador, são melhores associados respectivamente**,** com óticas da renda e do dispêndio.

A ótica da renda evidencia a remuneração dos fatores de produção, dentre estes, a renda das famílias. A renda como um indicador de bem-estar, está relacionada com as preferências e restrições ao consumo. De acordo com Hicks (1948), o objetivo da renda, em termos práticos, é fornecer às pessoas (i.e., famílias), uma estimativa de quanto elas podem consumir no presente, sem comprometer a sua qualidade de vida em uma situação futura. Em outras palavras, a manutenção de padrões de consumo deve ser sustentável ao longo do tempo, garantindo o pleno bem-estar das famílias (alimentação, habitação, transporte, lazer, educação, saúde etc.).

Constanza *et al.* (1997b) apresentam uma derivação do conceito de renda proposto por Hicks (1948) aplicada à noção de desenvolvimento sustentável (UNITED NATIONS, 1987), i.e., estabelecer padrões de produção e consumo no presente de forma a não comprometer a qualidade ambiental, não permitir o esgotamento dos recursos naturais e das funções ambientais para as gerações futuras.

Entretanto, ao se tratar os recursos naturais como fatores de produção para bens e serviços, torna-se pertinente a questão das modificações devidas ao aparelho produtivo - perdas quantitativas e qualitativas nos estoques, i.e., depreciação dos estoques. Dessa forma, o conceito de "renda sustentável", prevê uma correção da renda nacional a partir de tais modificações, adicionadas dos custos das medidas de proteção ambiental (e.g., políticas públicas de conservação ambiental, incrementos na capacidade de coleta e tratamento de esgotos por prestadores de serviços públicos e privados).

De outra forma: ao considerar-se águas, solo etc. como recursos naturais/fatores de produção, as perdas em quantidade e qualidade destes recursos ao longo do tempo são custos socioeconômicos e ambientais, podendo ser entendidas de forma análoga à depreciação dos bens de capital manufaturados, ou seja, como Depreciação do Capital Natural (DCN). Trata-se, portanto, de uma componente do cálculo do PIB na ótica do dispêndio, i.e., a DCN representa um fator limitante para a capacidade de geração de fluxos de bens e serviços destinados ao consumo final (demanda agregada) dentro de uma economia.

3.4 Qualidade das águas aplicada à correção do plano de contas nacionais (PIB)

As contas tradicionais (PIB no caso) falham em não refletir a poluição e a deterioração ambiental em geral, e a questão é como as contas podem ser corrigidas para refletir esses

problemas mais adequadamente, os quais geralmente reduzem o valor do PIB por configurarem DCN.

A noção de DCN – adaptada de Peskin (1991) - é utilizada nessa tese como uma métrica, em termos físicos e monetários, para a quantificação da perda de quantidade e/ou de qualidade de um recurso natural impedindo o seu uso para uma ou mais funções/serviços ambientais e socioeconômicos; de fato, segundo o autor supracitado, é necessário considerar todos os usos. Para solucionar esse problema, Hueting (1991) propõe (i) o emprego de padrões físicos referenciais para a medida da disponibilidade de funções ambientais e do uso sustentável de um determinado recurso natural (padrões de sustentabilidade), e (ii) os custos das medidas para a manutenção/recuperação desses padrões. Estes últimos a serem utilizados na correção das contas.

Esta estratégia tem sido testada em rios da BHGB e outros – (e.g., BIDONE, 2000; BIDONE *et al*., 2002; BIDONE; LACERDA, 2004). Ao nosso conhecimento sua utilização simultânea para águas fluviais e sedimentos é inovadora, sobretudo envolvendo os objetivos de correção do PIB e de entendimento crítico da evolução do Antropoceno, porque integrada à outras dimensões de sustentabilidade. A correção do PIB pelas perdas de qualidade ambiental e socioeconômica pode representar uma melhor estimativa, em termos monetários, para o bem-estar de uma população, de forma análoga ao conceito de renda sustentável (CONSTANZA *et al*., 1997b).

Para a consecução da estratégia preconizada, a determinação da DCN em rios requer o estabelecimento de indicadores de qualidade de águas, de forma a possibilitar a quantificação das modificações em termos físicos ao longo do tempo devido ao antropismo. Adota-se como premissa que as modificações ambientais causadas pela crescente e intensa atividade humana sobre o meio ambiente promovem uma ruptura metabólica dos ciclos biogeoquímicos de nutrientes, cuja evolução representa uma ruptura maior, mais profunda, entre a sociedade e a natureza (FOSTER *et al.*, 2010; ALEXIADES, 2018). Para a análise dos indicadores de qualidade são necessários dados de (i) concentrações *background* (níveis naturais), geralmente, uma função das variáveis fisiográficas da bacia hidrográfica (e.g., geomorfologia, solos, vegetação e regime de chuvas); (ii) concentrações estabelecidas pela legislação como critérios numéricos/limites legais para os usos/classes das águas; e, (iii) concentrações de monitoramento das contribuições antrópicas ao longo do tempo relacionadas à ocupação do território e ao uso dos recursos (e.g., demografia, urbanização, agricultura). Além das concentrações citadas, a escolha do(s) indicador(es) deve considerar outras informações, tais

como o tipo de fonte de contaminação (e.g., cargas orgânicas de esgotos domésticos não tratados), a representatividade do monitoramento na bacia hidrográfica e os tipos de usos da água. A ausência de dados de concentração de contaminantes, caso corrente no Brasil, pode ser suprida por estimativas usando geotecnologias e técnicas de balanço de massa.

Um possível indicador para a qualidade das águas vinculado à noção de 'ciclos biogeoquímicos' é a razão NT:PT de Redfield, que se mostrou eficiente para classificar de acordo com o nível de contaminação - em ordem crescente de contaminação ($100 \geq$ NT:PT ≥ 0.01) - os rios afluentes das serras Geral e do Mar às regiões costeiras do S-SE do Brasil (BIDONE *et al.*, 1999). É um indicador biogeoquímico do efeito de cargas orgânicas em ecossistemas aquáticos (produção primária, eutrofização etc.), considerando como 'nível ótimo de qualidade' valores da razão NT:PT (mol:mol) entorno de 16:1 (REDFIELD, 1958).

Relembrando que o indicador a ser empregado corresponde ao 'padrão físico de sustentabilidade' proposto por Hueting (1991), é preciso ressaltar que para tornar possível o uso do recurso para o maior número de funções, a concentração do padrão indicador deve ser a mais adequada à realidade local de acordo com a legislação.

A DCN pode ser obtida a partir do custo necessário para recuperar a qualidade perdida da água através do seu tratamento ($\$.m^{-3}$), tendo como referência o nível ótimo de qualidade ou de sustentabilidade ambiental (e.g. NT:PT ~ 16:1), ou de uma determinada classe de água definida pela legislação, obedecendo a identidade abaixo:

$$\boldsymbol{CC = PIB - \sum CMPr - \sum DCN} \qquad \textbf{(3.4)}$$

Na qual *CC* é a correção de contas; $\sum CMPr$ é o custo total para implantação de sistema de esgoto; $\sum DCN$ é a depreciação do capital natural água fluvial. Nesta tese a DBO tem funcionado bastante bem como indicador da qualidade das águas fluviais, com a vantagem de ser um parâmetro legal (CONAMA n. 357, 2005) de uso mais frequente nos documentos e bancos de dados pesquisados e disponíveis, e mais utilizada em projetos de engenharia sanitária. Pode substituir ou complementar o uso da razão N:P.

3.5 Qualidade das águas e aderência às contas econômicas ambientais da água

As conferências internacionais para o meio ambiente e desenvolvimento das Nações Unidas, originaram algumas iniciativas para o engajamento de países no acompanhamento da questão ambiental, e fomento às políticas públicas ambientais. Dentre essas, destaca-se a Agenda 21 (UNITED NATIONS, 1992), que consiste em um conjunto de ações que prevê a implantação de estratégias multiescalares (escala local à escala global) para o desenvolvimento

sustentável, a partir da ampla representatividade social e estratégias participativas. No Brasil, a implantação da Agenda 21 e demais encaminhamentos da Rio+10 foram alguns dos indutores para a produção, no nível nacional, dos Indicadores de Desenvolvimento Sustentável, entre os anos de 2002 e 2017 (IBGE, 2017).

Sob a perspectiva da quantificação dos recursos naturais na produção de bens e serviços dos países, tanto em termos físicos (estoques e fluxos, principalmente) quanto em medidas monetárias (e.g., valor dos recursos naturais na composição dos valores adicionados dos setores institucionais), foi desenvolvido o sistema de contas satélites em um sentido amplo (UNITED NATIONS, 2012a), e metodologias específicas para os recursos naturais água e florestas, por exemplo (UNITED NATIONS, 2012b; 2014). No Brasil, recentemente foram produzidos os primeiros resultados físicos e monetários a respeito dos estoques e fluxos da água, por setores institucionais, na economia do país (IBGE, 2018).

Neste tópico, com ênfase na questão da qualidade das águas, serão abordados os casos específicos das contas de emissões (*Water Emission Accounts*) e de qualidade das águas (*Water Quality Accounts*), integrantes do *System of Environmental Economic Accounting – Water* - SEEA-W (UNITED NATIONS, 2012b).

3.5.1 Contas de emissões

As Contas de Emissões têm por objetivo avaliar, dentro de um ano de referência na economia, as cargas de substâncias contaminantes adicionadas às águas residuais e corpos receptores. Apesar do emprego do termo emissões no SEEA-W (UNITED NATIONS, 2012b), o termo carga parece ser mais apropriado, tendo em vista que a estrutura das contas de emissões se assemelha à um balanço de massas de substâncias contaminantes. De acordo com Bidone (2000), a quantificação das cargas é de fundamental relevância em levantamentos em todos os estudos hidrogeoquímicos básicos, de controle de qualidade de águas e no estabelecimento de políticas para as bacias hidrográficas. Em outras palavras, as Contas de Emissões representam um esforço para a contabilização das pressões antrópicas sobre os recursos hídricos.

Entretanto, as cargas de contaminantes não são constantes no tempo e no espaço, em uma bacia hidrográfica. Estas diferem entre bacias hidrográficas, cada qual com singularidades em termos de substrato, cobertura vegetal, antropismo e usos da água, que se traduzem em aportes de substâncias e diferentes composições geoquímicas das águas ao longo da rede de drenagem. A adoção da bacia hidrográfica como o limite para abordagem do problema não só permite uma abordagem mais aderente às Geociências, como pode constituir um importante

instrumento de gestão ambiental, nos termos da Política Nacional de Recursos Hídricos (BRASIL, 1997).

A metodologia das contas de emissões trata as questões locacionais e de responsabilidades, relativas às cargas de contaminantes, de forma pragmática. Ao fixar um período de referência como sendo um ano-base da economia de um país, o SEEA-W (UNITED NATIONS, 2012b) adere ao sistema de contas nacionais. Ao classificar as cargas como pontuais (indiretas) e não-pontuais (diretas) faz uma distinção geográfica entre as cargas que são recebidas e tratadas pelas estações de tratamento de efluentes (i.e., cargas reduzidas, indiretas e pontuais) e as cargas que são diretamente lançadas nos corpos receptores, sem passagem por sistemas de tratamento de efluentes (cargas não reduzidas, diretas, não pontuais). Estas últimas são oriundas do escoamento superficial urbano, esgoto lançado *in natura* e das águas de irrigação (fontes difusas). Em ambos os casos, é muito difícil determinar a responsabilidade das cargas por setores institucionais da economia. As estações de tratamento de esgotos recebem águas residuais de fontes industriais e residenciais, bem como as provenientes da drenagem urbana (no caso da ausência de redes coletoras separadoras, uma realidade em grande parte do país).

Operacionalmente, as Contas de Emissões se resumem ao somatório entre as cargas de contaminantes de origens pontuais e não-pontuais (cargas brutas) e as cargas que chegam aos corpos receptores após tratamento em estações de tratamento de esgotos. Tal saldo é obtido para cada um dos setores institucionais da economia e para as cargas das águas fornecidas por outras bacias limítrofes (transposição).

Uma particularidade das Contas de Emissões é a previsão de uma conta específica para as indústrias de provisão de serviços de coleta e tratamento de esgotos. Obedecendo a operacionalização das contas para toda a economia, trata-se do somatório entre as cargas coletadas e não-tratadas e as cargas coletadas e tratadas, desagregadas por tipo de corpo hídrico receptor. A interpretação dos resultados específicos para tais indústrias podem ser muito importante para o acompanhamento das políticas públicas de saneamento em diferentes escalas, bem como das demais estratégias institucionais para a avaliação da degradação ambiental e de controle da qualidade das águas continentais.

3.5.2 Contas de Qualidade das Águas

As contas de qualidade têm uma relação mais estreita com os *outputs* hídricos das atividades econômicas, ou seja, com a depreciação dos recursos hídricos após o ano-base da economia, na medida em que adotam como premissas referenciais de qualidade a função dos usos da água, e.g., resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005). Diferente das Contas de Emissões, as contas de qualidade propõem saldos físicos por classes de uso e qualidade de água, em valores inicial e final. Os saldos por ano-base podem ser interpretados como mudanças no status de uso e qualidade dos recursos hídricos.

Apesar de relacionada com uma métrica de degradação de bem de capital na economia ambiental, os resultados não são apresentados em unidades monetárias. Ao se adotar a comparação de ativos por classes de uso e qualidade em unidades físicas os resultados podem não ser satisfatórios, na medida em que classes de usos e referenciais de qualidade obedecem à normativas especificas em cada país. Dessa forma, uma primeira limitação que pode ser identificada nessas contas é a questão da escala para a comparação internacional. Portanto, as contas de qualidade são mais aplicáveis para comparações dentro do país, entre bacias hidrográficas.

Outra importante limitação é a própria quantificação volumétrica em rios, considerando as variações sazonais das forçantes climáticas e a falta de informações sistemáticas em monitoramentos hídricos. Em relação ao comportamento das substâncias contaminantes nos corpos hídricos lóticos, é muito importante considerar os cenários de contaminação em uma bacia hidrográfica e a capacidade depuradora dos ambientes fluviais.

As limitações acima elencadas permitem afirmar que tais contas ainda requerem desenvolvimento metodológico, a partir da utilização de métricas e agregações adaptadas à disponibilidade de dados. A complexibilidade de uma bacia de drenagem pode ser simplificada com o emprego de contribuições de outros campos científicos, tais como o geoprocessamento e a classificação supervisionada de imagens de sensores ópticos (NOVO, 2008) aplicada ao *driver* antrópico para a degradação ambiental, integrada a indicadores demográficos, socioeconômicos, geoquímicos e balanços de massa (CARSTENS; AMER, 2019; LI *et al.*, 2018).

4 METODOLOGIA

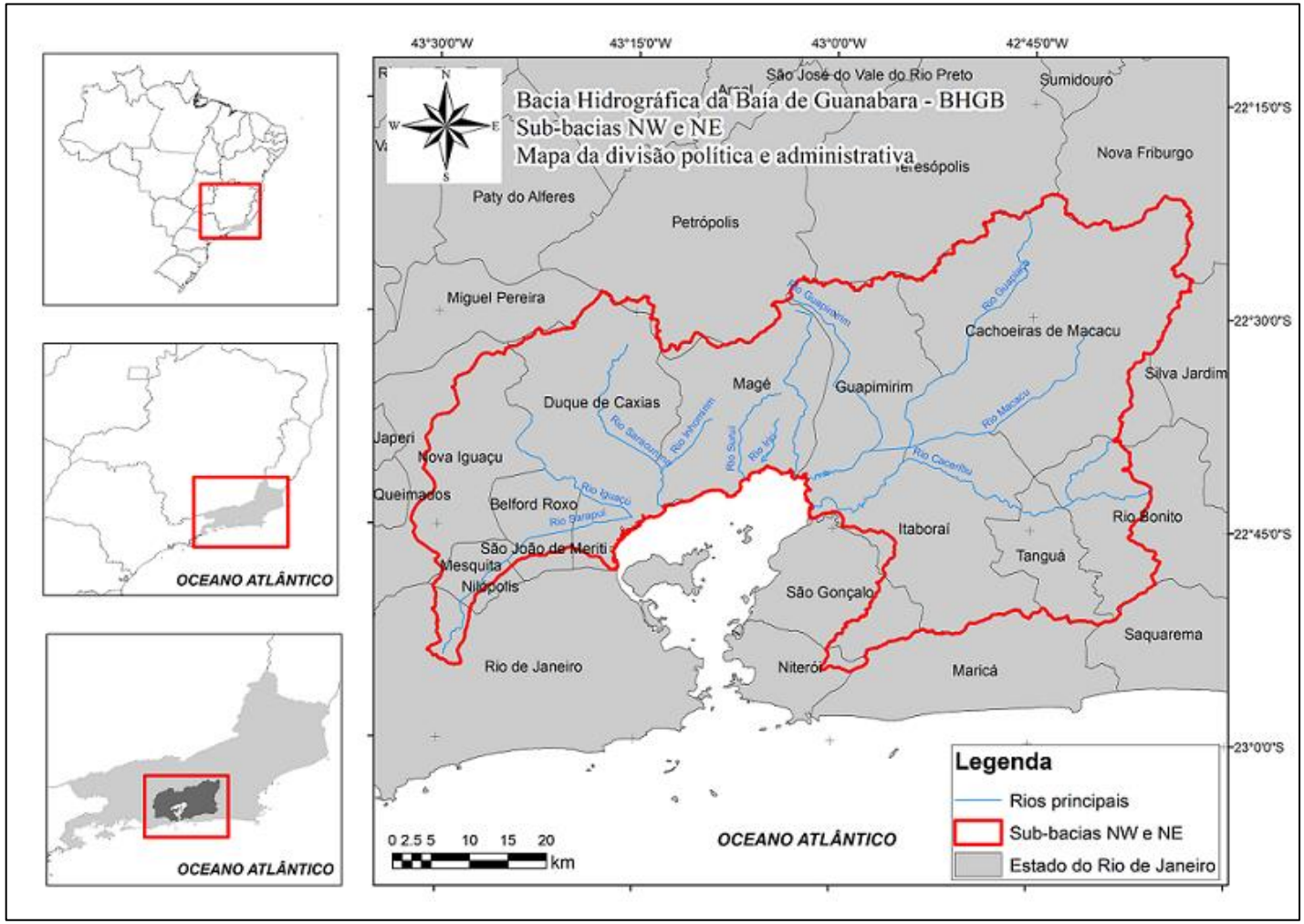
4.1 Área de estudo

4.1.1 Caracterização ambiental

A BHGB está localizada na região sudeste do Brasil, no Estado do Rio de Janeiro, zona costeira do oceano Atlântico (-43°30, -22°30'; -42°30', -22°50'. A precipitação média é de 1.170 mm e a temperatura média é de 23.7°C, sendo o clima local caracterizado como quente e úmido, com até 3 meses seco (COOPETEC, 2014). Possui aproximadamente 4.080 km² de área e rede de drenagem constituída por aproximadamente 55 rios que drenam para a BG (AMADOR, 1997 *apud* SILVEIRA *et al.*, 2017).

Em termos fisiográficos, a BHBG está inserida em um grande complexo de bacias hidrográficas costeiras, que se estende pela costa SE do Brasil, desde o Rio Grande do Sul até o Rio de Janeiro. Trata-se de uma região cujo limite são as escarpas da Serra Geral, mais ao Sul, e da Serra do Mar, no estado do Rio de Janeiro. Tal configuração confere a região um gradiente altimétrico abrupto, no qual a variabilidade do relevo é bem definida, sendo as planícies costeiras extensas. As rochas que compõem a Serra do Mar, na qual se localizam as cabeceiras da drenagem afluente da BHBG, são predominantemente gnaisses e migmatitos do pré-cambriano, com associações de rochas graníticas intrusivas e diques de diabásio. As planícies costeiras são compostas por sedimentos quaternários aluviais recentes. Os solos relacionam-se às características geomorfológicas da região, variando de solos coluviais nas maiores altitudes, latossolos nos domínios de colonas a solos hidromórficos nas planícies. A vegetação é composta por formações florestais tropicais, i.e., vegetação da Mata Atlântica, preservada nas cabeceiras, como mudanças de uso e cobertura principalmente para os usos agrícola e urbano. Tais diferenciações no uso e cobertura do solo refletem a qualidade das águas dos rios que drenam a BHBG, variando de águas pristinas a altamente impactadas pela urbanização e industrialização (BIDONE *et al.*, 1999). A vazão média afluente ao corpo receptor da BHBG, a BG, foi estimada em 220,6 m³/s. As sub-bacias contribuintes dos rios Iguaçu-Sarapuí, Estrela-Inhomirim-Saracuruna, Suruí, Iriri, Roncador, Guapi-Macacu e Caceribu correspondem a 83% da área da BHGB, e os canais principais dessas sub-bacias possuem vazão correspondente a aproximadamente 70% da vazão total afluente à BG (JICA, 1994). Estas sub-bacias serão objeto de estudo e estão representadas no mapa da figura 2 abaixo como Sub-bacias NW e NE.

Figura 2 - Localização da área de estudo



Fonte: Elaborado pelo autor a partir de IBGE, 2019.

Dados sobre qualidade das águas e cargas orgânicas corroboram o estágio de degradação das águas fluviais da BHGB e da Baía de Guanabara. Bidone (2011) informa que no ano de 2000, 68% dos valores obtidos para a DBO, a partir de estações de monitoramento da FEEMA (atual INEA), estavam acima do limite preconizado pela resolução CONAMA 357/2005 para águas de classe 2 (acima de 5 mg/L). No ano de 2019, esta taxa foi de 55% (INEA, 2019). Valores de IQA (abaixo de 65) para as classes ruim ou péssima das águas da Baía de Guanabara foram detectados em 50% dos monitoramentos efetuados no ano de 2018 (INEA, 2018). De acordo com Kjerfve *et al.* (1997), a razão NT:PT média nas águas superficiais da BG foi estimada em 13 e em 14.8 nas águas do fundo, o que configura maiores aportes de P, que é um nutriente relacionado às cargas orgânicas de esgotos.

As condicionantes meteorológicas e oceanográficas da área de estudo, bem como a dinâmica territorial do uso do solo podem ser os fatores determinantes das taxas de sedimentação verificadas na BG. Amador (1980) através de reconstituição cartográfica e dados de batimetria por métodos geofísicos identificou taxas de sedimentação variando de 0,25 cm/ano (entre os anos de 1849 e 1922) a 0,81 cm/ano (entre os anos de 1962 e 1968). Godoy *et al.* (2012) determinaram taxas de sedimentação variando entre 0,26 e 0,96 cm/ano e ao norte da Ilha do Governador e entre 0,44 e 0,98 cm/ano à leste da Ilha do Fundão a partir de métodos de datação isotópica com Pb^{210}. Cordeiro *et al*. (2021) apresentam resultados de taxas de sedimentação de até 2,5 cm/ano para a porção noroeste da BG, caracterizando o período de industrialização da região. Os sedimentos na BGB apresentam distribuição similar entre tamanho do grão, matéria orgânica e substâncias tóxicas, sendo estas associadas à emissão de contaminantes de origem antrópica, sendo que a carga orgânica proveniente de aportes de esgotos não tratados é responsável por 80% da DBO (SILVEIRA *et al.*, 2017). Estudos desenvolvidos por Carreira *et al.* (2002; 2004), Cordeiro *et al.* (2015), Baptista-Neto *et al.* (2006) e Sabadini-Santos *et al.* (2014) identificam a presença de “hot spots” de contaminação na BG, associados ao antropismo do continente. Soares-Gomes *et al.* (2016) apresentam detalhada caracterização ambiental da Baía de Guanabara e seu entorno, em aspectos ambientais e socioeconômicos.

4.1.2 Caracterização socioeconômica

A BHGB está inserida na Região Metropolitana do Rio de Janeiro, que possui o segundo maior PIB e 20% de participação relativa nos PIB das regiões metropolitanas do Brasil (IBGE,

2019). De acordo com dados derivados do último censo demográfico (IBGE, 2010), a região possuía aproximadamente 11.4 milhões de habitantes, sendo a população predominantemente urbana, representando 99.5% do total. A taxa de crescimento da população urbana no ano de 2010 em relação ao ano de 2000 foi de 0.5% a.a. Nos aglomerados subnormais, essa taxa foi 2.6% a.a. No ano de 2010, havia na região 16 mil estabelecimentos industriais, sendo que 70% destes correspondiam às indústrias de transformação, e.g., mecânica, metalurgia, química, têxtil, bebidas e alimentos (FUNDAÇÃO CEPERJ, 2012). Em relação aos indicadores socioeconômicos para os municípios da região no ano de 2010, o IDH variou entre 0.654 e 0.837, i.e., de médio a alto. A renda *per capita* para estes municípios variou entre 240 e 1,140 US$ (ATLAS BRASIL, 2020). Aproximadamente 33% da população não possuía rendimentos, 19% da população da região possuía rendimentos totais inferiores a 1 salário-mínimo (US$ 285), 41% possuíam renda de até 2 salários-mínimos (US$ 570), de acordo com as estatísticas de rendimento do último censo demográfico (IBGE, 2010). A relação entre o salário-mínimo nominal e o PIB per capita para a região no ano de 2010 era de 0,12, de acordo com derivação das estatísticas compiladas pelo Ipea (IPEA, 2019). A desigualdade pela renda domiciliar per capita, mensurada pelo índice de Gini, variou entre 0,46 e 0,64, com valor médio de 0,50 (IBGE, 2010). No ano de 2010, aproximadamente 7% da população total da RMRJ estava abaixo da linha de pobreza – US$ 60, sendo que 2% estavam na condição de extremamente pobres – renda per capita abaixo de US$20 (ATLAS BRASIL, 2020).

Em termos de indicadores de pressão ambiental, 11% da população não tinha abastecimento de água por rede geral, em 2018, 40% não tinha serviço de coleta de esgotos e 2% não tinha serviço de coleta de resíduos sólidos (MINISTÉRIO DO DESENVOLVIMENTO REGIONAL, 2020). Entretanto, a distribuição dos serviços de saneamento na região é bastante desigual, sobretudo para o abastecimento de água e a coleta dos esgotos, especificamente nos municípios que compõem a região da baixada fluminense (MARQUES, 1996, QUINTSRL; BRITO, 2014; QUINTSRL, 2018). A ineficiência dos serviços de coleta de resíduos pode ser constatada pelos seus efeitos na drenagem urbana, impulsionando assoreamentos e inundações, tendo em vista que em 2008, todos os municípios integrantes da BHBG apresentavam disposição inadequada dos resíduos sólidos na rede de drenagem como um dos fatores agravantes dos alagamentos e inundações (IBGE, 2008). O tratamento de esgotos na região é predominantemente do tipo primário, com algumas estações de tratamento que operam com tratamento secundário em volume reduzido (ANA, 2015). No ano de 2018 as deficiências em saneamento na região foram a causa de 30 mil internações e 2,0 mil óbitos na região por doenças

relacionadas ao saneamento ambiental inadequado - DRSAI, que incluem as doenças de veiculação hídrica (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2020). A caracterização socioeconômica da região, quantitativa e qualitativamente, permite afirmar que, apesar de sua importância para a economia do Brasil, trata-se de uma região extremamente desigual, com importantes problemas socioeconômicos e com grande parcela da população em níveis muito inferiores de qualidade de vida, resultando em um processo contínuo de deterioração ambiental, traduzido na perda de qualidade das águas.

4.2 Banco de dados de indicadores ambientais, socioeconômicos e institucionais

Foram selecionados um total de 59 estatísticas, indicadores e índices, distribuídos por 15 temas (contemplando aproximadamente 178 mil dados) e agrupados em 3 das 4 dimensões do desenvolvimento sustentável — ambiental, social e econômica, conforme as orientações internacionais da Comissão das Nações Unidas para o Desenvolvimento Sustentável (UNSDC, 2007), também aplicáveis ao framework da agenda dos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável – ODS (UNITED NATIONS, 2015). Os indicadores não necessariamente respondem por uma única dimensão. Múltiplas interpretações são possíveis, de forma a facilitar a compreensão do objeto a ser estudado, no caso, a reconstituição histórica da qualidade das águas fluviais da BHBG, na medida em que é adotada uma leitura sistêmica do ambiente, sem dissociação entre as diferentes esferas que o compõem (ELI-DA-VEIGA, 2019). As fontes utilizadas na compilação desse material foram exclusivamente provenientes dos institutos oficiais de pesquisa, produção e disseminação de dados do Brasil, e.g., IBGE, IPEA, FEEMA, INEA etc. Esse material foi digitado, organizado em planilhas eletrônicas e convertidos para arquivos compatíveis com banco de dados (.dbf). O material selecionado procurou atender, quando possível, o período de 1940 até os dias atuais.

De forma a dar referência geográfica ao conteúdo de informações, foram selecionados, organizados arquivos vetoriais dos objetos geográficos da região da BHBG, sendo este conteúdo em formato *shapefile* e *raster*, proveniente das instituições oficiais de produção de informação geográfica do Brasil, além do banco de imagens de satélites disponibilizado pelo *United States Geological Service* (USGS). Na ausência de dados digitais, esses foram produzidos a partir de documentação em formato analógico. Tanto o conteúdo estatístico quanto o geográfico é disponibilizado gratuitamente pelas instituições detentoras desses materiais.

Os conteúdos geográfico e estatístico, após a preparação, foram organizados em sistema de informação geográfica (ArcMap v. 10.3), com o objetivo de promover a consulta integrada entre a informação estatística e respectiva ocorrência geográfica, através do módulo de relacionamento entre tabelas, utilizando como chave primária, objetos geográficos (e.g., sub-bacia hidrográfica, distrito, município, ponto de monitoramento de qualidade da água). A alimentação do banco de dados é um processo contínuo, à medida que novos dados venham a ser disponibilizados, propiciando o uso em estudos futuros. No Apêndice B é apresentada uma tabela com o quantitativo de dados integrantes e a figura com a tela inicial do sistema.

4.3 Evolução ambiental

A evolução ambiental da BHBG é apresentada nesse estudo como sendo a resultante das principais forçantes antrópicas que modificaram a bacia hidrográfica no período 1940-2020. Dessa forma, temos a urbanização como a forçante principal de modificação do uso do solo, bem como pela afecção da drenagem fluvial, conferindo às águas fluviais cargas de contaminantes que, sendo a drenagem o vetor de transporte das cargas, às direcionam para as áreas à jusante: as águas da BG e os sedimentos costeiros.

Considerando as forçantes antrópicas, geração de contaminantes e contaminação das águas e sedimentos como as componentes do passivo ambiental na região, nessa etapa são apresentados os processos para a obtenção dos indicadores que melhor permitiram a leitura da síntese da evolução ambiental da região.

4.3.1 Evolução da Urbanização na BHGB

A evolução da área urbanizada da BHBG utilizou como insumos principais as imagens de satélite disponibilizadas pelo USGS, acessadas pelo portal *Global Visualization Viewer* – GLOVIS, e os censos demográficos do Brasil. Foram selecionadas as melhores imagens disponíveis dos sensores Landsat 2 (para as décadas de 1970 e 1980), e Landsat 5 (1990, 2000 e 2010), obedecendo ao critério temporal da data de referência dos censos demográficos, para a codificação órbita/ponto 217/76. O processamento digital de imagens foi realizado com a utilização dos módulos específicos do ArcMap 10.3.

Após a obtenção das imagens e devidas correções em termos cartográficos, foram construídas composições coloridas R-G-B para a melhor visualização das áreas edificadas. Para

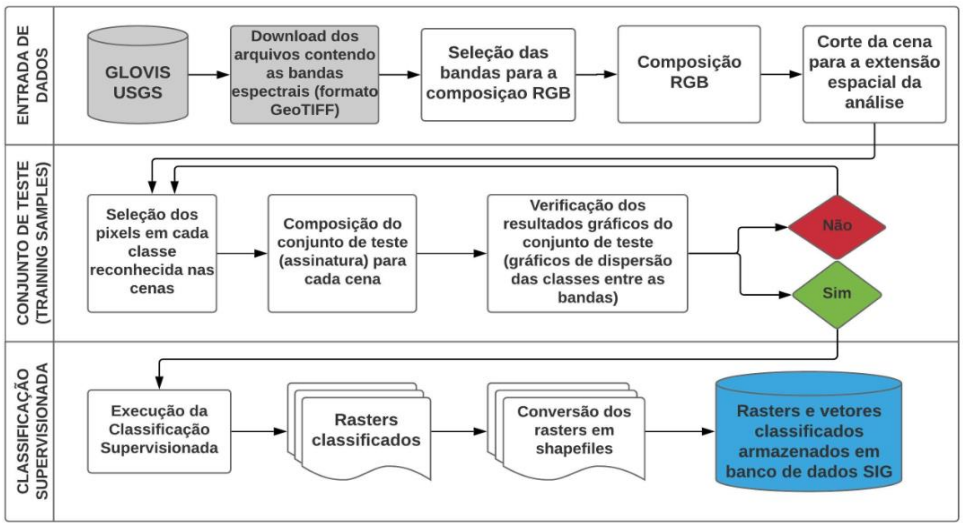
os sensores Landsat 2 MSS, com resolução espacial de 60 metros, a melhor composição RGB foi a partir das bandas 5-6-4. Para os sensores Landsat 5 TM, a melhor composição foi obtida a partir das bandas 5-4-3. As características de cada sensor, dentre elas o ano da informação, a órbita/ponto, resolução espacial, data da cena e as bandas utilizadas para a composição RGB são apresentadas na Tabela 1. Nas composições coloridas, foram selecionados polígonos representativos de uso do solo, i.e., um conjunto de teste amostral, e aplicado o método de classificação supervisionada (NOVO, 2008). A validação desse método é feita por pares de classes mapeadas a partir de gráficos de dispersão entre as bandas utilizadas. Os resultados da validação são apresentados no Apêndice C. Uma vez obtido o resultado satisfatório, as imagens classificadas foram convertidas em arquivos vetoriais e armazenadas no banco de dados. Os vetores classificados como áreas urbanas e periurbanas em km² para os decênios 1970, 1980, 1990, 2000 e 2010 foram selecionados e inseridos no banco de dados. O fluxo operacional do processamento digital de imagens é apresentado na figura 3.

Tabela 1 - Características das imagens de satélites utilizadas como insumo ao estudo da evolução da urbanização na BHBG

Ano da imagem	Sensor	Órbita / Ponto	Resolução espacial (m)	Data da cena	Composição RGB
1975	Landsat 2 MSS	233/76	60	1975/07/09	5-6-4
1981	Landsat 2 MSS	233/76	60	1981/02/01	5-6-4
1991	Landsat 5 TM	217/76	30	1991/08/06	5-4-3
2000	Landsat 5 TM	217/76	30	2000/08/14	5-4-3
2010	Landsat 5 TM	217/76	30	2010/08/26	5-4-3

Fonte: Elaborado pelo autor a partir de USGS, 2018.

Figura 3 - Etapas do processamento digital de imagens de sensoriamento remoto, desde a obtenção da imagem à geração dos produtos vetoriais

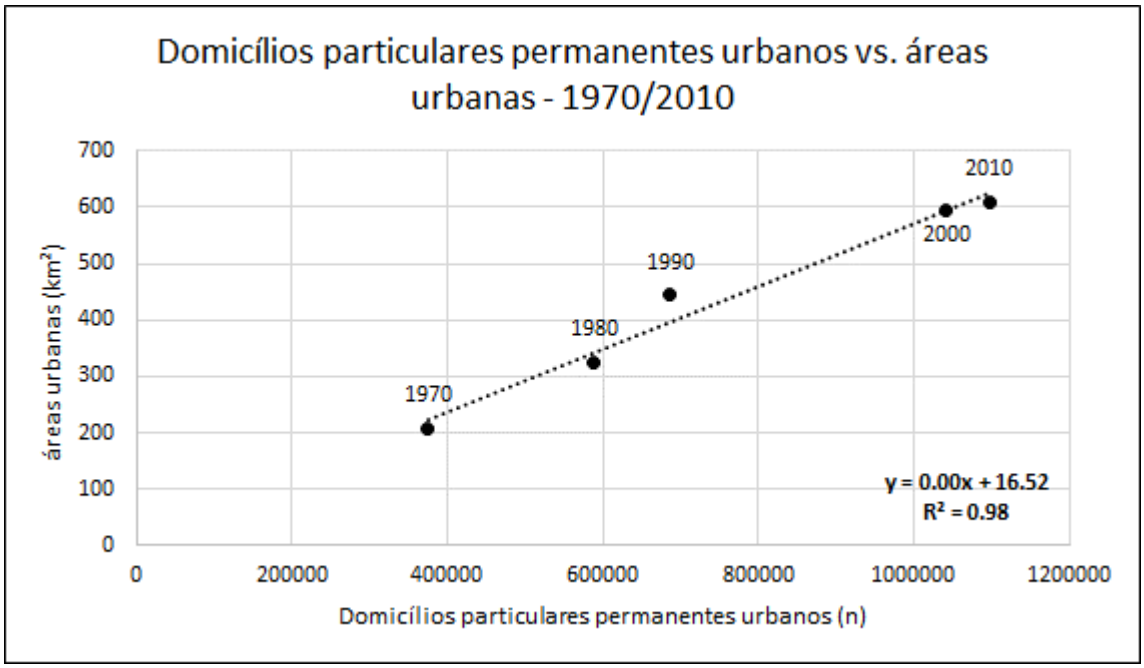


Fonte: Elaborado pelo autor, 2020.

No sentido de compatibilização entre as informações geográficas obtidas e as informações estatísticas referentes as áreas urbanas oficiais dos censos demográficos, as áreas urbanas foram refinadas por processamento vetorial a partir do recorte oficial dos setores censitários urbanos adotado no censo demográfico de 2010 (IBGE, 2010), no ambiente do banco de dados. Esse procedimento foi adotado para os anos de 1970 a 2010.

Para os anos de 1940 a 1960, diante da ausência dos recursos de sensoriamento remoto, as áreas urbanas foram estimadas por uma aproximação teórica – regressão linear ($y = ax + b$) a partir de gráfico de dispersão ($x \sim y$) entre o indicador x quantidade de domicílios particulares permanentes urbanos recenseados e o indicador y áreas urbanas para o período 1970/2020 – figura 4. Após a obtenção da equação da reta, os valores do indicador x foram substituídos pela quantidade dos domicílios particulares permanentes recenseados entre 1940 e 1960 (IBGE, 1951, 1955, 1968).

Figura 4 - Gráfico de dispersão os indicadores domicílios particulares permanentes urbanos e áreas urbanas – 1970/2010



Fonte: Elaborado pelo autor, 2022.

De acordo com a literatura consultada a respeito da evolução urbana da cidade do Rio de Janeiro e sua região metropolitana, a urbanização na região foi intensificada a partir da decadência da economia agrícola local (GEIGHER; SANTOS, 1954; SOARES, 1962; ABREU, 1987). A partir do capital acumulado pela elite rural, iniciou-se um processo de especulação imobiliária, com a conversão de terras antes cultivadas em loteamentos urbanos. Com a intensificação das atividades industriais, comércio e serviços e a construção das infraestruturas de transporte de massa, e.g., a ferrovia ao fim do século XIX e as grandes rodovias a partir da década de 1940, foram criadas as condições para o aumento populacional por migrações internas e para a expansão urbana para a periferia da cidade do Rio de Janeiro, então capital do Brasil. O modelo de desenvolvimento urbano é caracterizado espacialmente pela ampliação radial de antigos núcleos urbanos e posteriores agregações de novos núcleos residenciais e industriais surgidos ao longo das infraestruturas de transportes (GEIGHER; SANTOS, 1954; SOARES, 1962). Em síntese, a dinâmica demográfica e socioeconômica da região está associada, historicamente, com o processo de industrialização, geração de empregos, infraestruturas de transportes e a consequente expansão das áreas habitadas à periferia do município do Rio de Janeiro (ABREU, 1987).

4.3.2 Evolução da afecção da drenagem fluvial pela urbanização

A influência espacial da urbanização sobre a drenagem foi especializada e quantificada, sob uma perspectiva histórica, a partir do avanço da área urbanizada sobre a drenagem das bacias hidrográficas. A estimativa da drenagem submetida à área urbana foi obtida a partir da sobreposição das camadas das áreas urbanas e da drenagem para toda a região da BHBG, e do corte da drenagem em ambiente SIG, utilizando a ferramenta *clip* do ArcMap 10.3. De forma a maximizar os resultados, foi utilizada a drenagem na escala 1: 25 000, disponibilizada pelo IBGE. Esse procedimento foi aplicado para o período 1970/2010. Para os demais anos os resultados foram obtidos por curvas de crescimento e decrescimento logístico.

4.3.3 Evolução geoquímica das águas fluviais

4.3.3.1 Identificação dos processos biogeoquímicos no banco de dados das águas fluviais

Nessa etapa foi feita uma análise exploratória dos dados oficiais existentes para o monitoramento das águas fluviais dos principais rios da BHBG, a partir da década de 1970 até o final da década de 2010 (SANERJ, 1975; FEEMA, 1987; JICA, 1994; FEEMA, 2000, JICA, 2003; INEA, 2018). Testes de correlação de *Spearman* com 95% de intervalo de confiança foram efetuados no pacote estatístico R para a verificação das correlações entre os parâmetros geoquímicos das águas fluviais de forma a identificar os processos de aporte de matéria orgânica, oxidação da matéria orgânica e a formação dos produtos inorgânicos a partir da oxidação da matéria orgânica. Nessa etapa foram utilizados 41 resultados de monitoramentos de qualidade das águas fluviais, as quais apresentaram por completo seguintes parâmetros: OD, cDBO, NT, PT e NH_4.

Nos documentos referentes ao período entre 1975 e 2003, os resultados foram apresentados em valores médios por ponto de monitoramento, portanto, não discretizados por monitoramentos. O quantitativo dos monitoramentos integra as estatísticas apresentadas nos relatórios. Já para o período entre 2010 e 2020, os dados discretizados por campanhas de monitoramento são disponibilizados. Porém, algumas lacunas de parâmetros foram identificadas. O quadro a seguir apresenta o quantitativo dos dados de monitoramento entre as décadas de 1970 até o ano de 2020, por parâmetros de qualidade das águas fluviais OD, cDBO, NT, PT e NH4.

Quadro 2 - Quantitativo de dados oficiais de qualidade das águas para os parâmetros OD, DBO, NT, PT e NH4 – 1970 / 2020

Parâmetros de qualidade das águas fluviais	Quantidade de dados
OD	1.081
cDBO	1.107
NT	395
PT	987
NH4	853

Fonte: Elaborado pelo autor a partir de SANERJ, 1975; FEEMA, 1987; JICA, 1994; FEEMA, 2000, JICA, 2003; INEA, 2018.

4.3.3.2 Cargas de DBO para a drenagem fluvial

Para as estimativas de cargas e fluxos de DBO para a drenagem superficial foi feita a estimativa da população residente urbana para cada sub-bacia selecionada na BHGB. A estimativa das cargas orgânicas foi obtida a partir da seguinte relação (adaptada de VON SPERLING, 2007):

$$\boldsymbol{L_{DBO\ (total)} = P_{(total)} \times L_{DBO\ per\ capita}} \qquad \textbf{(4.1)}$$

Na qual:

L DBO (total): Carga total em função da população urbana (t/dia) e do total de população urbana atendida por tratamento de esgoto do tipo secundário. Para se estimar as cargas tratadas, aplica-se o fator de redução de DBO por tipo de tratamento (VON SPERLING, 2007) na população atendida por tratamento de esgotos (JICA, 2003; ANA, 2015);

P (total): População urbana total residente em domicílios particulares permanentes (hab);

L DBO per capita: Coeficiente de carga diária de DBO per capita (kg/hab/dia). Na literatura, o valor recomendado para o dimensionamento de sistemas de tratamento de efluentes é 0,054 kg/hab/dia (IMHOFF; FAIR, 1956; JICA, 2003; ABNT, 2011).

As águas residuais geradas por cada sub-bacia contribuinte foram obtidas a partir da seguinte relação:

$$\boldsymbol{Q_{(água\ servida)} = P_{(total)} \times Q_{per\ capita}} \qquad \textbf{(4.2)}$$

Onde:

Q (água servida): volume total de água servida em função da população (l/s)

P (total): População urbana total residente em domicílios particulares permanentes (hab);

Q per capita: Volume de água residual gerada per capita (m³/hab/dia). Na literatura, são apresentados alguns valores para esse coeficiente (JICA, 2003; TCHOBANOGLOUS; SCHROEDER, 1985; VON SPERLING, 2007; IBGE, 2018). Aqui optou-se pelo valor de 0,2 m³/hab/dia, adotado pela Companhia Estadual de Águas e Esgotos do Estado do Rio de Janeiro - CEDAE (JICA, 2003). Para a correção do volume de água residual que efetivamente drena à bacia hidrográfica, foi adotado o fator de retenção de 0,2 (JICA, 2003).

A partir dos resultados obtidos para as cargas e vazões de águas servidas, foram derivados as concentrações e os fluxos de DBO (t/dia) para os rios.

4.3.3.3 Concentrações de matéria orgânica nos rios

As concentrações nos rios após a descarga de águas residuais (mg/l) foram estimadas a partir do modelo hidrológico de concentração de misturas (VON SPERLING, 2007).

$$\boldsymbol{C_{DBO\ rio(jusante)}} = \frac{\boldsymbol{F_{DBO\ (montante)}} + \boldsymbol{F_{DBO\ (águas\ residuais)}}}{\boldsymbol{Q_{(rio)}} + \boldsymbol{Q_{(água\ servida)}}} \qquad \textbf{(4.3)}$$

No qual:

C_{DBO} rio(jusante): concentração de DBO (mg/l) do rio estimada após o aporte de águas residuais;

F_{DBO} (montante): Fluxo de DBO a montante do rio (t/dia), em ambiente preservado, obtido a partir das vazões e concentrações disponíveis na literatura (SANERJ, 1975);

F_{DBO} (águas residuais): Fluxo de DBO oriundo das águas residuais (t/dia), com e/ou sem tratamento;

Q (rio): vazão dos rios (l/s) à jusante (JICA, 1994);

Q (água servida): vazão da água servida (l/s) que chega ao rio principal.

Após a obtenção das estimativas da cDBO pelo método de concentração de misturas (balanço de massas), foi feita a comparações dos resultados obtidos com dados de monitoramento dos rios à jusante para as décadas de 1970, 1980, 1990, 2000 e 2010 – 2018 (SANERJ, 1975; FEEMA, 1987; JICA, 1994; FEEMA, 2000; JICA, 2003; INEA, 2018), considerando as lacunas (médias decenais de n = 716) – teste de comparação de medidas de tendências centrais para amostras independentes *Wilcoxon–Mann*, no programa / software estatístico R.

No Anexo A são apresentados os dados de qualidade das águas (cDBO) utilizados como valores de background para as estimativas dos fluxos de DBO a montante dos rios (SANERJ, 1975), e as variáveis hidrológicas utilizadas no modelo de concentração de misturas, tais com as vazões à montante e à jusante dos rios principais (SANERJ,1975; JICA, 1994).

4.3.3.4 Razão molar NT:PT

Outro indicador de qualidade de água proposto ao estudo é a relação molar entre as concentrações de NT e PT (nitrogênio e fósforo totais), que é um indicador de produtividade primária em ambientes aquáticos e proxy de eutrofização (REDFIELD, 1958). Este indicador é considerado na análise como o indicador da 'ruptura dos ciclos biogeoquímicos'.

Estimativas lineares a partir de coeficientes per capita para N e P possuem limitações, que podem ser explicadas pelos ciclos biogeoquímicos específicos para cada um desses elementos, as reciclagens de nutrientes na interface água-sedimentos e a dificuldade em se estimar para esses elementos as contribuições per capita orgânicas e inorgânicas. Por se tratar de um indicador relacionado com a decomposição da matéria orgânica em ambientes aquáticos, a estimativa deste obedeceu às seguintes etapas (*data driven*):

- Organização dos dados, análise exploratória dos dados, identificação de outliers, testes de normalidade e preparação das amostras por espacialidade – n rios NW=199; n rios NE=88.
- Testes de normalidade *Shapiro-wilk*: todos os parâmetros apresentam distribuição não-normal - Identificação dos processos biogeoquímicos por correlação não-paramétrica de *Spearman*.
- Determinação da razão NT/PT para o decênio de 2010 a partir do banco de dados disponibilizado pela Agência Nacional de Águas - ANA Hidroweb. Box-plot para a verificação do comportamento da variável.
- Construção do indicador NT:PT para o total dos rios da margem W e E – 1990 a 2010 – Banco de dados (médias disponíveis para 1990 e 2000 – FEEMA, 2000. Para 2010, ANA, 2019 n=287).
- Aplicação de curvas de crescimento (projeções geométricas) para o ano de 2020 e para o período 1940 – 1980 – estimativas dos indicadores NT:PT
- Elaboração de gráfico com os resultados em comparação com o valor de referência adotado (REDFIELD, 1958).

4.3.4 Sedimentos costeiros da baía de Guanabara

Os sedimentos costeiros são os receptores finais da contaminação ambiental oriunda da bacia de drenagem. Em função das suas características texturais (granulometria, essencialmente), os sedimentos têm a propriedade de estocar os contaminantes em ambientes de baixa energia hidrodinâmica e com grande quantidade de matéria orgânica, a qual os metais-traços oriundos da contaminação antrópica encontram-se adsorvidos ou mesmo complexados.

A proposta metodológica de quantificação do estoque de sedimentos contaminados considerando as concentrações de metais pesados acima dos limites legais mais restritivos é um dos aspectos inovadores desse estudo. A metodologia empregada nessa etapa é a seguinte:

- Banco de dados: Testemunhos PDBG (JICA, 1994), testemunhos autorais publicados (KFOURI *et al.*, 2005; MONTEIRO, 2008; OLIVEIRA, 2009; FIGUEIREDO *et al.*, 2014; CORDEIRO *et al*., 2021) e testemunho utilizado na preparação de relatórios técnicos de monitoramentos de impactos ambientais (RELATÓRIO DE MONITORAMENTO AMBIENTAL REDUC, 2006). Os dados de concentrações de elementos-traço (‘metais pesados’) dos testemunhos são apresentados no Anexo B.
- Verificação em banco de dados das curvas de concentrações dos metais-traços disponíveis à luz da Resolução CONAMA 454/2012 para os níveis de concentrações L1 – mais restritivos (BRASIL, 2012);
- Identificação nos testemunhos datados e na literatura (OLIVEIRA, 2009; GODOY *et al.*, 2012) das velocidades de sedimentação (cm.y-1);
- Recomposição das alturas dos testemunhos a partir da aplicação das velocidades de sedimentação para o ano de 2020;

4.4 Evolução socioeconômica

Por evolução socioeconômica da BHBG entende-se como a síntese resultante do conjunto de indicadores que permitem caracterizar a área de estudo considerando essa dimensão. Para o estudo foram selecionados como elementos de caracterização socioeconômica a população e a renda. A seguir são apresentadas as etapas para a obtenção dos indicadores selecionados.

4.4.1 População urbana e densidade demográfica urbana

Às áreas urbanizadas obtidas foram associadas as estatísticas de população urbana, através da união de tabelas por chave primária, no ambiente do banco de dados. Para os anos de 2000 e 2010, foram utilizadas a codificação por setores censitários, uma vez que estes se encontram disponibilizados na documentação dos censos (IBGE, 2000; 2010). Para os anos de 1970, 1980 e 1991, a agregação da população obedeceu ao nível político-administrativo mais estável ao longo do tempo, os distritos, de acordo com os censos demográficos (IBGE, 1975, 1983, 1991). Para os anos de 1940, 1950 e 1960 foram compatibilizados os distritos e a população urbana das áreas urbanizadas estimadas para as sub-bacias priorizadas, disponibilizados nos censos demográficos correspondentes a essas décadas (IBGE, 1951, 1955, 1968)[1]

4.4.2 Produto Interno Bruto dos Municípios

Este indicador corresponde à métrica oferta de bens e serviços produzidos na região, sendo subtraídos os seus custos de produção. As estatísticas para a construção do indicador foram compiladas a partir do banco de dados disponibilizado pelo Ipea (IPEADATA, 2020). Sendo uma base de dados cuja máxima desagregação é por municípios, a soma dos PIBs municipais para os municípios que integram as sub-bacias priorizadas no estudo corresponde a um indicador *proxy* do PIB do conjunto da região. Para esse indicador, toda a série histórica entre 1940 e 2010 está disponível (à preços constantes em Reais do ano 2000). Para o ano de 2020, foi utilizado o indicador para o último ano da informação (2016), deflacionado para valores do ano 2000 pela aplicação dos deflatores implícitos do PIB disponibilizados pelo IBGE.

4.4.3 Razão entre o Salário-mínimo necessário e Salário-mínimo real

[1] Foi adotada uma divisão por setores censitários quando a informação estava disponibilizada (censos de 1991, 2000 e 2010). A agregação por distritos foi adotada para os anos censitários anteriores. Para esse fim, foram utilizados, além dos censos demográficos, documentação referente à divisão político-administrativa dos municípios integrantes da análise para o período 1940-1990, especificamente em relação à criação de novos distritos e municípios.

Por meio dessas estatísticas é proposto um indicador que seja representativo da demanda por bens e serviços de grande parcela da população da região da BHGB. O conceito de 'Salário-Mínimo necessário' compreende a estimativa da remuneração mínima necessária para que um trabalhador possa garantir, para si mesmo e à sua família, as necessidades básicas vitais previstas no Art. 7°, inciso IV da CF (BRASIL, 1988), a saber: moradia, alimentação, educação, saúde, lazer, vestuário, higiene, transporte e previdência social. Difere da métrica do 'Salário-Mínimo nominal', adotado pelo Governo Federal anualmente através de decretos-lei, por considerar o maior valor da cesta básica nos termos do Decreto-Lei n° 399/1938 (BRASIL, 1938) vigente dentre as localidades pesquisadas no país, por estimar qual o percentual da renda das famílias que é destinada para a aquisição da cesta básica de alimentos, bem como estender o valor da cesta básica para o consumo de uma família composta por 2 adultos e 2 crianças (DIEESE, 2016).

Sendo um valor de referência mínimo para a garantia das necessidades previstas no Art. 7º, inciso IV da CF (BRASIL, 1988). O valor do salário-mínimo necessário é adotado no estudo como um valor *proxy* da provisão das condições de 'dignidade humana'. Já o valor do salário-mínimo nominal é adotado como um valor proxy de 'subsistência' das famílias. A razão entre o 'salário-mínimo necessário' e o 'salário-mínimo nominal' fornece um indicador representativo de quão o distante a renda domiciliar encontra-se do atendimento das garantias constitucionais, i.e., da satisfação das condições de 'dignidade humana'.

Adicionalmente, este indicador pode suprir a ausência de dados/informações/estatísticas métricas mais robustas e consagradas de desigualdade, e.g., Índice de Gini, tendo em vista que há limitações em termos de abrangência geográfica e de série histórica para o período compreendido pelo estudo.

4.4.4 População com rendimento mensal de até 1 salário-mínimo nominal

Esse indicador é diretamente derivado das estatísticas dos censos demográficos. Está disponível para os anos censitários de 1960 até 2010 (IBGE, 1968, 1975, 1983, 1991, 2000, 2010). Para os anos censitários 1940, 1950 e 2020, foram obtidas estimativas por curvas de crescimento logístico aplicados aos dados censitários, obedecendo ao melhor ajuste possível.

Esse indicador fornece uma caracterização da classificação populacional em função da classe de renda. De acordo com a literatura sobre a região da BHBG, são esperados resultados que demonstrem que classe com população com renda mensal de até 1 salário-mínimo nominal

seja a prevalente, dentre a população residente em domicílios particulares permanentes. Dessa forma, ao utilizar esse indicador em conjunto com o indicador apresentado no item anterior, há uma melhor caracterização da área de estudo em termos de nível de pobreza e distribuição de renda, considerando as limitações de índices mais consagrados e robustos anteriormente apontadas.

4.5 Evolução institucional

A evolução institucional na região da BHBG aqui é restrita às políticas públicas para a promoção do saneamento ambiental na região, especificamente no que se refere ao tratamento de esgotos. Dessa forma, os indicadores selecionados referem estritamente às soluções tecnológicas apresentadas pelos projetos (quando disponíveis), aos custos de implementação dos projetos que foram planejados para a região a partir da década de 1990 (ano de 1994), bem como os referentes às metas para população atendida por coleta e tratamento de esgotos e de redução das cargas orgânicas de esgotos domésticos. Em termos de alcance das políticas públicas implementadas, os indicadores selecionados são operacionais de coleta e tratamento de esgotos domésticos. As fontes dos indicadores foram os seguintes documentos e bases de dados institucionais:

- The study on recuperation of Guanabara Bay system (JICA, 1994)
- The study on management and improvement of the environmental conditions of Guanabara Bay in Rio de Janeiro, the Federative Republic of Brazil (JICA, 2003)
- Avaliação ex-post do componente ambiental do Plano de Despoluição da Baía de Guanabara - PDBG. Oriental Consultants/JICA/BID. Relatório final (BIDONE, 2011)
- Programa de Saneamento Ambiental dos municípios do entorno da Baía de Guanabara - PSAM
- Lei Federal n° 14.026 de 15 de julho de 2020 – que altera o marco legal do saneamento básico e as competências da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) e do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (BRASIL, 2020);

- Ministério do Desenvolvimento Regional - Sistema nacional de informações sobre saneamento (SNIS)

4.6 Estimativas da depreciação do capital natural (DCN) física, contas satélites (CS) e correção de contas (CC)

4.6.1 DCN física das águas fluviais

Para a estimativa da DCN das águas fluviais foi utilizado o indicador cDBO. Foi adotado o valor preconizado pela resolução CONAMA 357/2005 para águas doces classe II – águas que podem ser destinadas ao abastecimento para consumo humano após tratamento convencional; à proteção das comunidades aquáticas; à recreação de contato primário nos termos da Resolução CONAMA 274/2000; à irrigação para a agricultura e de áreas verdes com as quais a população venha a ter contato direta; e a aquicultura e atividades de pesca - (até 5,0 mg DBO/l) como o limiar de sustentabilidade para as águas fluviais (BRASIL, 2005).

A escolha deste critério legal atende à noção de 'padrão físico de sustentabilidade' proposta por Hueting (1991), porque torna possível o uso do recurso para o maior número de funções, de forma adequada à realidade local.

As estimativas volumétricas da DCN física das águas fluviais, para o ano de 2020, foram obtidas a partir das seguintes etapas:

- Enquadramento dos rios analisados nas classes de qualidade de águas doces, a partir dos valores do indicador 'concentrações de DBO' conforme os valores limites para esse indicador de acordo com as classes de enquadramento nos termos da legislação ambiental de referência.
- Estimativas dos volumes das águas fluviais, por classes de qualidade das águas, a partir das estimativas de vazões fluviais apresentadas por JICA (1994).
- Totalização dos volumes de águas fluviais com concentrações acima do valor adotado como o limiar de sustentabilidade (5mg/L).

4.6.2 DCN física dos sedimentos de fundo da BG

A DCN física dos sedimentos foi determinada em função da disponibilidade de testemunhos na região que apresentam dados de metais-traço em suas análises geoquímicas, agrupados de acordo com a localização nas porções NW e NE da Baía de Guanabara, com a correção das alturas dos testemunhos para o ano de 2020 a partir das velocidades de sedimentação determinadas em estudos para as regiões, conforme as etapas descritas no item 4.3.4.

A estimativa da DCN a partir dos dados corrigidos dos testemunhos foi obtida da seguinte forma:

- Interpolação dos testemunhos pela altura máxima (h) em função da concentração do elemento por ordem de decrescente de toxicidade (HAKANSON, 1980, 1984 *apud* SILVEIRA *et al.*, 2017) – método dos vizinhos próximos com o emprego de geotecnologias;
- Estimativa do volume de sedimentos contaminados – emprego de geotecnologias.

4.6.3 Contas satélites e correção de contas - águas fluviais

As contas satélites são operacionalizadas a partir da aplicação da equação 3.4 e compreendem a quantificação monetária dos custos de implantação das medidas protetivas e de mitigação à contaminação que contemplam sistemas de esgotamento sanitário - $\sum CMPr$ (ETEs, Lagoas de estabilização, redes de coleta, infraestruturas específicas, dentre outros), bem como quantificação monetária da DCN física - $\sum DCN\ monetária$, isso é, o custo para o tratamento das águas residuais lançadas na rede de drenagem de forma que as concentrações atinjam o referencial de qualidade adotado para o indicador utilizado como métrica. As Contas Satélites (CS) contemplam o resultado da soma entre as parcelas $\sum CMPr$ e $\sum DCN\ monetária$, cuja obtenção é dada da seguinte forma:

- Determinação do montante de cargas de DBO que deverá ser reduzida, de forma que as águas fluviais atinjam a concentração máxima de 5,0 mg/l DBO – balanços de massas;
- Obtenção de custo de remoção de cargas de DBO t/dia, a partir das soluções de esgotamento sanitário planejadas e propostas para a região da BHBG nos termos

do PDBG - primeira e segunda fases, com as soluções recomendadas e a performance em termos de redução de cargas de DBO (JICA, 1994, p. 16-53, p. 16-99, p. 16-102; JICA, 2003, p. 4-6) - $\sum CMPr$;

- Obtenção do custo operacional das infraestruturas de tratamento de esgoto em m³, a partir da aplicação de coeficiente obtido por Santos (2018) em estudo utilizando dados primários de 44 estações de tratamento de esgotos, aplicado ao montante de águas residuais geradas - $\sum DCN\ monetária$;
- Correção monetária dos valores em termos de conversão de moeda e conversão dos valores para preços constantes (em Reais - ano 2000), pelo IPCA-IBGE.
- Correção do valor do PIB para a base em Reais do ano 2000 pela metodologia dos deflatores do PIB, produzidos pelo IBGE.

4.6.4 Contas satélites e correção de contas – sedimentos de fundo da BG

A partir da quantificação do volume de sedimentos com concentrações de metais-traço acima dos limites legais preconizados pela legislação ambiental (CONAMA, 2012), a metodologia proposta para a estimativa das CS em sedimentos obedece a seguinte identidade:

$$\boldsymbol{CS_{sedimentos} = f(vol.dragado, custos\ de\ remo\text{ção}, custos\ de\ destina\text{ção})} \quad \textbf{(4.4)}$$

Considerando a identidade acima, as CS para os sedimentos foram obtidas da seguinte forma:

- Custos de remoção: custos globais de dragagem aplicados por m³ de sedimentos, conforme recomendações da Controladoria Geral da União (CONTROLADORIA GERAL DA UNIÃO, 2020);
- Custos de destinação: custos por m³ do acondicionamento dos sedimentos dragados em tecnologia Geotubes® (MASTIN; LEBSTER, 2007). O acondicionamento dos sedimentos contaminados e dragados em tais estruturas correspondem a uma alternativa considerada cara. Entretanto, é uma alternativa segura para sedimentos que apresentam concentrações de metais pesados que ultrapassam os limites legais mais restritivos. De acordo com a ‘Convention on the Prevention of Marine Pollution by Dumping of Wastes and Other Matter 1972’ (London Convention, 1972), a capacidade de suporte do mar em assimilar

as substâncias contaminantes, a ponto de torná-las inofensivas ao ecossistema marinho é limitada. Dessa forma, conforme as preconizações da London Convention, não é permitida a disposição dos sedimentos dragados da Baía de Guanabara em sites localizados em áreas externas à esta (SILVEIRA *et al.*, 2017).

- As CS são o resultado da soma entre as parcelas custos de remoção e custos de destinação;
- Correção monetária dos valores em termos de conversão de moeda e conversão dos valores para preços constantes (em Reais - ano 2000), pelo IPCA-IBGE.
- Correção do valor do PIB para a base em Reais do ano 2000 pela metodologia dos deflatores do PIB, produzidos pelo IBGE.

4.7 Contas de emissões e contas de qualidade das águas

Esta etapa prevê a obtenção dos resultados derivados das estimativas de cargas e de concentrações de DBO estimadas para as águas fluviais, conforme metodologia apresentada nos itens 4.4.2. e 4.4.3.

Conforme dito no item 3.3.1. da base teórica, as contas de emissões referem-se aos contaminantes que são gerados pelos setores institucionais da economia e destinadas às águas fluviais, considerando as remoções das cargas pelas infraestruturas de coleta e tratamento de esgotos de uma região em determinado ano-base. Já as contas de qualidade (item 3.3.2. da base teórica) apresenta as variações nos estoques de águas fluviais, considerando classes de qualidade das águas.

Para fins de adequação à metodologia apresentada pela UNSD (2012) adotada pelo IBGE, e considerando que o desenvolvimento e os resultados obtidos nessa etapa são aderentes ao Plano de Contas Econômicas e Ambientais desenvolvido pelo IBGE, as contas de emissões e de qualidade das águas foram obtidas para o último ano das informações disponíveis, 2020.

A seguir são apresentados nas figuras 5, 6 e 7 os planos tabulares referentes à essa etapa.

Figura 5 - Contas de emissões brutas e líquidas – DBO

B. Emissões brutas e líquidas por setores institucionais da economia

Demanda Bioquímica de Oxigênio (em 1 000 t / ano 2020)	Indústrias por classificação ISIC							Famílias	Resto do Mundo	Total
	1 a 3	5 a 33; 41 a 43	35	36	37	38,39; 45-99	Total			
1. Emissões brutas (=1.a + 1.b)										
1.a. Emissões diretas para a água (= 1.a.1 + 1.a.2 = 1.a.i + 1.a.ii)										
1.a.1. Sem tratamento										
1.a.2. Após tratamento on site										
1.a.i. Para águas interiores										
1.a.ii. Para o mar										
1.b. Emissões para o sistema de esgotos (ISIC 37)										
2. Realocações de emissões pela ISIC 37										
3. Emissões líquidas (=1.a + 2)										

Fonte: Modificada de UNSD, 2012b.

Figura 6 - Contas de emissões de DBO das indústrias de coleta e tratamento de esgotos

B. Emissões pela ISIC 37 (coleta e tratamento de esgotos)

Demanda Bioquímica de Oxigênio (em 1 000 t / ano 2020)	ISIC 37 - Indústrias de coleta e tratamento de esgotos
4. Emissões para os corpos receptores (= 4.a + 4.b)	
4.a Após o tratamento	
Para águas interiores	
Para o mar	
4.b Sem tratamento	
Para águas interiores	
Para o mar	

Fonte: Modificada de UNSD, 2012b.

Figura 7 - Contas de qualidade das águas fluviais ()

Contas de Qualidade das águas fluviais (1940 - 2020)

Estoques e mudanças nos estoques (hm³)	Classes de Qualidade das Águas (CONAMA n° 357/2005) - parâmetro DBO				
	Classe especial	Classe I	Classe II	Classe III	Classe IV
Estoque Inicial (1940)					
Mudanças nos estoques (Final - inicial)					
Estoque Final (2020)					

Classes de Qualidade das Águas (CONAMA n° 357/2005) - DBO (mg/l)				
Classe especial	Classe I	Classe II	Classe III	Classe IV
background	até 3.0	até 5.0	até 10.0	acima de 10.0

Fonte: Modificada de UNSD, 2012b.

4.8 Índice integrador das dimensões ambiental, econômica, social e institucional – índice multidimensional de avaliação de bacias hidrográficas antropizadas (IM-BHAnt)

Essa etapa compreende a elaboração de um índice a partir da integração de indicadores-chave selecionados nas diferentes dimensões de sustentabilidade. A partir do índice aqui proposto, é esperado que seus resultados ao longo do período 1940-2020 possibilitem uma narrativa do Antropoceno na região da BHBG, a partir do processo de degradação das águas fluviais. Tal processo de degradação é aqui entendido como uma resultante da evolução ambiental, socioeconômica e institucional da região em questão.

4.8.1 Estruturação do índice – seleção dos indicadores

Em termos de estruturação do índice, são propostos três eixos norteadores: ‘dinâmica territorial multidimensional’, ‘contaminação das águas fluviais’ e ‘medidas protetivas e mitigadoras’.

O eixo ‘dinâmica tendencial multidimensional’ refere-se aos elementos de forçante e pressão socioeconômica e ambiental observados nas bacias hidrográficas (aqui no caso particular da BHBG). Aborda os seguintes temas: População, mudanças de uso e cobertura da terra (ênfase urbanização e na afecção da drenagem), indutores à perda de qualidade das águas fluviais e renda domiciliar para a ’subsistência’ e ‘dignidade humana’ das famílias.

O eixo ‘contaminação das águas fluviais’ é representativo do estado das águas fluviais diante das forçantes e da pressão exercida sobre os recursos hídricos. Tem como tema a qualidade das águas fluviais. Nesse eixo, elementos inerentes às mudanças climáticas, especificamente a tendencia de aumento ou diminuição da pluviosidade na região da BHBG, estão inclusos. Aumento ou diminuição foram avaliados estimando o balanço hídrico e fatores de correção das concentrações e considerando os resultados das estimativas resultantes dos estudos desenvolvidos por FIOCRUZ (2014) e IPCC (2021).

Tanto o eixo ‘dinâmica territorial multidimensional’ quanto o eixo ‘contaminação das águas fluviais’ fornecem elementos analíticos para a capacidade de adaptação das populações diante da evolução do Antropoceno na região, e um proxy para o conceito de ‘ruptura humana’.

O eixo ‘medidas protetivas e mitigadoras’ é representativo da governança nos aspectos socioeconômicos e ambientais – gestão territorial - em resposta à perda contínua de qualidade

das águas fluviais na região. Tem como tema a institucionalidade (políticas públicas) da provisão de serviços de coleta e tratamento dos esgotos domésticos. Através desse eixo é possibilitada a análise da factibilidade do atendimento atual e futuro dos compromissos institucionais relativos à qualidade das águas fluviais (e um proxy para o conceito 'ruptura da natureza'), bem como a verificação da metodologia para a obtenção da DCN águas fluviais e a inclusão deste indicador no SCEA-Água. Para o melhor entendimento, o quadro 3 a seguir apresenta a estrutura do índice proposto.

Quadro 3 - Estrutura do índice proposto – Índice Multidimensional de Avaliação de Bacias Hidrográficas Antropizadas (IM-BHAnt)

Eixos	Temas	Indicadores
Dinâmica territorial multidimensional	População	População urbana residente em domicílios particulares permanentes
	mudanças de uso e cobertura da terra	afecção drenagem
	Indutores à perda de qualidade das águas fluviais	volume águas residuais s/tratamento (m^3/ano). Cargas de DBO (t/ano).
	renda domiciliar para a manutenção das necessidades básicas e dignidade humanas	Proporção da população com rendimento mensal de até 1 salário-mínimo nominal. Razão entre o salário-mínimo necessário e o salário-mínimo real (preços constantes).
Contaminação das águas fluviais	Qualidade das águas fluviais	Concentrações de DBO (mg/l).

Medidas protetivas e mitigadoras	Institucionalidade da provisão (políticas públicas) dos serviços de coleta e tratamento de esgotos	Custo decenal do tratamento de esgoto como proporção do custo para o atendimento das metas institucionais (R$ ano 2000). Percentual do volume de águas residuais que é tratada

Fonte: Elaborado pelo autor, 2022.

4.8.2 Classificação dos indicadores

Uma importante etapa anterior à operacionalização matemática do índice proposto é a avaliação de cada indicador em termos dos seus efeitos socioeconômicos e ambientais na região da BHBG. Considerando que quase todos os indicadores apresentam tendência de crescimento em valor ao longo da série histórica, faz-se necessário distinguir dentre os indicadores aqueles cujo crescimento é benéfico ou não. Dessa forma, cada indicador previamente foi classificado em positivo ou negativo. Tal classificação influi na construção dos subíndices definidos por cada eixo, tendo em vista que os indicadores classificados como negativos serão representados no cômputo pelo inverso do seu valor.

Dessa forma, os indicadores que compõem o eixo ‘Dinâmica territorial multidimensional’ apresentam na sua maioria características negativas. O indicador ‘afecção drenagem’ (km) representa o avanço da urbanização sobre a rede de drenagem, sendo este considerado um indicador negativo. Os indicadores ‘volume das águas residuais s/tratamento (m^3/ano)’ e ‘Cargas de DBO (t/ano)’ são negativos pois representam os elementos de pressão sobre os recursos hídricos.

O indicador ‘Proporção da população com rendimento mensal de até 1 salário-mínimo nominal’ apresenta um decrescimento na série histórica que configura uma melhora na distribuição de renda, apesar da prevalência dessa classe de rendimento sobre as demais nas estatísticas oficiais desde a década de 1960. Esse indicador foi considerado negativo devido às necessidades da operacionalização matemática (a normalização por valores máximos e mínimos representa melhor a diminuição em percentual verificada para essa classe, o que é visto como uma melhora, ainda que pequena).

O indicador ‘Razão entre o salário-mínimo necessário e o salário-mínimo real’ foi caracterizado como um indicador negativo tendo em vista que a razão representa a quantidade de salários-mínimos oficiais que seriam necessários para a manutenção das necessidades básicas de um trabalhador e sua família, com base na Constituição Federal (BRASIL, 1988) e em series históricas do custo da cesta básica e demais componentes do consumo familiar definidos pela Constituição (DIEESE, 2016).

O indicador ‘População urbana residente em domicílios particulares permanentes’ foi considerado negativo. Apesar das críticas quanto a uma possível abordagem neomalthusiana do crescimento populacional, ao considerar tal indicador como uma componente negativa ao índice mantém-se o alinhamento lógico com demais indicadores de forçante e pressão ambiental que possuem relação com o crescimento populacional (e.g., volume de águas residuais sem tratamento, cargas de DBO e afecção da drenagem).

As altas taxas de crescimento populacional e seus efeitos ambientais, sociais, econômicos e institucionais tem sido objeto de análise na literatura sobre meio ambiente, desenvolvimento econômico.

O documento ‘Relatório Brundtland’ em seu capítulo 2 sugere alguns objetivos que deveriam ser contemplados pelas políticas públicas ambientais e econômicas dos países, compatíveis com os princípios do desenvolvimento sustentável. Dentre tais objetivos, um em especial refere-se à necessidade de manutenção de níveis de crescimento populacional sustentáveis, i.e., níveis de crescimento populacional que não comprometam a capacidade de suporte do meio ambiente e evitem a deterioração da sociedade e das instituições (UNITED NATIONS, 1987).

Arrow *et al.* (2004) constroem uma argumentação baseada na inclusão da natureza como um bem de capital integrante do processo produtivo. Segundo esses autores, em regiões pobres do mundo, as altas taxas de crescimento populacional constituem um obstáculo para o alcance de um desenvolvimento econômico que seja sustentável. A argumentação apresentada conclui que os ganhos pela acumulação de capital manufaturado, conhecimento e capital humano propiciados pelo crescimento populacional e econômico não compensam, monetariamente, as perdas pela degradação do capital natural.

Das Gupta *et al.* (2011) apresentam uma revisão bibliográfica sobre a relação entre o crescimento populacional, o crescimento econômico e a redução da pobreza nos países de baixa renda, bem como à respeito da pressão exercida pela população nos recursos naturais. De acordo com esses autores, a literatura em geral indica que as baixas taxas de fertilidade estão associadas

com maiores oportunidades para o aumento da produtividade e para maiores investimentos futuros. Ainda segundo os autores, o rápido crescimento populacional associado com políticas públicas ineficientes de proteção ambiental pode comprometer, além do crescimento econômico, a disponibilidade dos recursos naturais.

Crist *et al.* (2017) partem do pressuposto que o crescimento populacional implica em maior necessidade de produção de alimentos e em consequente perda de biodiversidade. Para esses autores, a garantia da sustentabilidade da biodiversidade e do bem-estar humano requerem estratégias que atenuem as altas taxas de crescimento populacional.

O indicador que compõe o eixo ‘Contaminação das águas fluviais’, ‘Concentrações de DBO (mg/l)’ é um indicador classificado como negativo por ser intrínseco à qualidade das águas e representar a evolução de sua contaminação.

Ambos os indicadores do eixo ‘Medidas protetivas e mitigadoras’ foram considerados positivos por representar a capacidade institucional na provisão dos serviços de saneamento necessários à manutenção da qualidade ambiental e socioeconômica da região, especialmente das águas fluviais que constituem um dos corpos receptores dos efluentes do tratamento de esgotos.

4.8.3 Obtenção/construção dos indicadores

Após a classificação dos indicadores quanto aos benefícios que conferem em termos socioeconômicos e ambientais à região da BHBG, estes foram obtidos ou construídos de maneira direta ou indireta. Entende-se pelos indicadores obtidos ou construídos de forma direta os indicadores cujo valores estavam disponíveis para toda a série histórica ou para parte dela e que integram o banco de dados. Por indicadores obtidos ou construídos de forma indireta, estes compreendem os indicadores obtidos a partir estimativas por métodos matemáticos. O quadro 4 abaixo apresenta uma síntese dos indicadores obtidos/construídos, suas fontes de informação e seus métodos diretos e/ou indiretos para a obtenção/construção.

Quadro 4 - Fontes de informação e métodos de estimativas por indicadores

Indicador	Fontes de informação	Método de obtenção direta ou indireta
População urbana residente em domicílios particulares permanentes (n° habitantes)	1940 - 2010 IBGE (1951;1955;1968;1975;1983;1991;2000;2010) 2020 Ausência de informações	1940-2010 Censos demográficos – direto. 2020: Curvas de crescimento logístico - indireto
afecção drenagem (km)	1970 – 2010: (USGS, 2018; IBGE, 2019)	1940 – 1960: Curvas de decrescimento logístico a partir dos resultados para o período 1970 – 2010 – indireto. 1970 - 2010 Banco de dados: Geotecnologias, processamento digital de imagens e base cartográfica 1:25000 - direto 2020: Curvas de crescimento logístico - indireto
volume águas residuais s/tratamento (m³/ano)	1940 - 2020 JICA (1994) ABNT (2012)	1940 - 2020 Coeficientes *per capita* de água servida gerada - indireto
Cargas de DBO (t/ano)	1940-2020 ABNT (2012)	1940 - 2020 Coeficientes *per capita* de cargas de DBO - indireto
Percentual da população com rendimento mensal de até 1 salário-mínimo nominal	1940 – 1950 Ausência de informações 1960 – 2010	1940 - 1950 Curvas de decrescimento logístico - indireto

	IBGE (1968;1975;1983;1991;2000;2010) 2020 Ausência de informações	1960 – 2010 Banco de dados: Obtidas nos censos demográficos (dados por municípios e distritos) - direto 2020 –Curva de crescimento logístico - indireto
Razão entre o salário-mínimo necessário e o salário-mínimo nominal	2000 – 2020 IPEA (2021) DIEESE (2016)	1940 – 2020 Curvas de decrescimento logístico aplicadas ao valor do 'salário-mínimo necessário' - indireto Razão estimada a partir dos valores do salário-mínimo real (Ipeadata), feitas as devidas correções pelo IPCA (IBGE) - direto
Concentrações de DBO (mg/l)	1940 - 2020 Von Sperling (2007)	1940 – 2020 Balanços de massa a partir dos valores de vazão dos rios (SANERJ, 1975; JICA, 1994) e concentrações de DBO background (SANERJ, 1975; ANA, 2019) - indireto
Custo decenal do tratamento de esgoto como proporção do PIB (1000 R$ a preços constantes do ano 2000)	1940 Ausência de informações 1950 - 2010 MINISTÉRIO DAS CIDADES (2011) REZENDE (2014) IBGE (2018)	1940 Curvas de decrescimento logístico – indireto, 1950 – 1990 Ausência de informações sobre projetos de saneamento na região de estudo por rede geral. Custo do tratamento de esgotos estimado a partir do custo de

		instalação de fossa séptica por domicílio conforme Ministério das Cidades (2011) – R$ 1148,49 (a preços do ano 2000) - indireto 2000-2010 Custo global *per capita* médio para o Brasil conforme estimativas de projetos do Ministério das Cidades (2008) - R$ 451.82 per capita (a preços de 2000) - indireto Consumo intermediário derivado das atividades industriais de águas e esgotos (IBGE, 2018) - 0.13 R$/m³ (a preços de 2000) – indireto 2020 Curvas de crescimento logístico – indireto.
Percentual do volume de águas residuais que é tratada em relação ao volume de águas residuais gerado	1940 Ausência de informações 1950 – 1990 IBGE (1955;1968;1975;1983;1991) 2000 – 2020: IBGE (2000;2010) –SNIS (2020)	1940 Estimativas por curvas de decrescimento logístico – indireto. 1950 – 1990 Razão entre o volume tratado por fossas sépticas (coeficientes *per capita* aplicado ao total de domicílios com fossas sépticas – censos demográficos) e o volume de águas residuais

		gerado (coeficientes *per capita*) – indireto. 2000 – 2020 Razão entre o volume tratado por fossas sépticas (coeficientes *per capita* aplicado ao total de domicílios com fossas sépticas – censos demográficos) e por coleta e tratamento por estações de tratamento de esgotos, e o volume de águas residuais gerado (coeficientes *per capita*) -indireto.

Fonte: Elaborado pelo autor, 2022.

4.8.4 Operacionalização do Índice

O índice multidimensional é a resultante da média aritmética dos sub índices obtidos para cada um dos eixos. Todos os indicadores que compõem as fórmulas de cálculo dos subíndices são normalizados para os valores máximos e mínimos. Dessa forma, temos que:

Para o eixo 'Dinâmica territorial multidimensional':

$$\boldsymbol{DTM} = \frac{\left(\frac{\mathbf{1}}{\boldsymbol{AD}}\right) + \left(\frac{\mathbf{1}}{\boldsymbol{ARst}}\right) + \left(\frac{\mathbf{1}}{\boldsymbol{CDBO}}\right) + \left(\frac{\mathbf{1}}{\boldsymbol{Pop1SMN}}\right) + \left(\frac{\mathbf{1}}{\boldsymbol{SM\ necessário/SM\ real}}\right)}{\mathbf{5}} \quad (\mathbf{4.5})$$

No qual:

$\left(\frac{1}{AD}\right)$: afecção da drenagem;

$\left(\frac{1}{ARst}\right)$: quantidade de águas residuais sem tratamento geradas em m³/ano;

$\left(\frac{1}{CDBO}\right)$: cargas de DBO em t/dia;

$\left(\frac{1}{Pop1SMN}\right)$: proporção da população com renda de até 1 salário-mínimo nominal;

$\left(\frac{1}{SM\ necessário/SM\ neal}\right)$: razão entre o salário-mínimo necessário e o salário-mínimo real, valores à preços constantes de 2020, corrigidos pela variação do índice de preços ao consumidor amplo (IPCA) produzido pelo IBGE.

Para o eixo 'Contaminação das águas fluviais':

$$\boldsymbol{CAF} = \frac{\left(\frac{\mathbf{1}}{\boldsymbol{cDBO}} \times \boldsymbol{f_{bh}}\right)}{\mathbf{5}} \qquad (\mathbf{4.6})$$

No qual:

$\frac{1}{cDBO}$: concentrações de DBO em mg/l, normalizadas pelo valor de referência para as concentrações de DBO em águas doces de Classe II (CONAMA, 2005).

f_{bh} : fator de correção das concentrações de DBO (razão entre as concentrações obtidas pelo balanço de massas e as concentrações projetadas) pelo balanço hídrico (THORNTHWAITE; MATHER, 1955; FIDERJ, 1978; INMET, 2019) para a área de estudo, de forma a incluir as alterações nas concentrações pelo aumento ou diminuição das vazões em função da pluviosidade ao longo da série histórica.[2]

O balanço hídrico e a metodologia para a construção são apresentados no Apêndice D. Os valores calculados para f_{bh} são apresentados na tabela 2 abaixo:

[2] Conforme dito no último objetivo específico (p. 31), estudo desenvolvido pelo IPCC (2021) identifica cenário de aumento da pluviosidade para a região sudeste do continente sul-americano, na qual se localiza a BHBG.

Tabela 2 - Fatores de correção das concentrações de DBO em função do balanço hídrico para a região

Ano	Fator de correção das concentrações (f_{bh})
1940	1,32
1950	1,28
1960	1,12
1970	1,17
1980	1,08
1990	1,09
2000	1,05
2010	0,94
2020	0,92

Fonte: Elaborado pelo autor, 2021.

Para o eixo 'Medidas protetivas e mitigadoras' temos uma diferenciação em sua estimativa em termos temporais, devido à diferença da tecnologia para tratamento de esgotos adotada na métrica entre os períodos de 1940 a 1990 e de 2000 a 2020. Dessa forma, o subíndice é calculado a partir das equações a seguir:

$$\boldsymbol{MPM}_{(1940-1990)} = \frac{(\boldsymbol{DPP_{fs}} \times \mathbf{4} \times \mathbf{1148.49}) + \boldsymbol{ET_{fs}}}{\mathbf{2}} \qquad (\mathbf{4.7})$$

No qual:

$(\boldsymbol{DPP_{fs}} \times \mathbf{4} \times \mathbf{1148.49})$: custo total de implantação de fossas sépticas nos domicílios que declararam tal solução de esgotamento sanitário nos recenseamentos oficiais, sendo o valor do custo unitário obtido em fontes documentais de políticas públicas de saneamento (REZENDE, 2014), deflacionados para o ano-base 2000.

$\boldsymbol{ET_{fs}}$: volume do esgoto tratado por fossas sépticas como proporção do total das águas residuais não tratadas, por aplicação de coeficientes de águas residuais geradas *per capita* (ABNT, 2011) aos domicílios com fossas sépticas de acordo com as estatísticas dos censos demográficos.

$$\boldsymbol{MPM}_{(2000-2020)} = \frac{\left[(\boldsymbol{DPP_{fs}} \times \mathbf{4} \times \mathbf{1148.49}) + (\boldsymbol{POP_{ETE}} \times \mathbf{451.82}) + \mathbf{10}(\boldsymbol{ARct} \times \mathbf{0.13})\right] + \left(\boldsymbol{ET_{fs}} + \boldsymbol{ET_{ETE}}\right)}{\mathbf{2}} \qquad (\mathbf{4.8})$$

No qual:

$\left[\left(\boldsymbol{DPP_{fs}} \times \mathbf{4} \times \mathbf{1148.49}\right) + \left(\boldsymbol{POP_{ETE}} \times \mathbf{451.82}\right) + \mathbf{10}\left(\boldsymbol{ARct} \times \mathbf{0.13}\right)\right]$: custo decenal do tratamento de esgoto por fossas sépticas e por ETEs, obtido em função da aplicação do custo global para a instalação de fossa séptica em domicílios (REZENDE, 2014) e do custo global per capita para a instalação de ETEs à população atendida por ETEs na região (MINISTÉRIO DAS CIDADES, 2011; ANA, 2015), somado ao custo total de tratamento de esgotos aplicado ao montante das águas residuais que são tratadas (IBGE, 2018; SNIS, 2020). O custo é expresso como proporção da estimativa de custo para o atendimento das metas institucionais da legislação em vigor (BRASIL, 2020).

$\left(\boldsymbol{ET_{fs}} + \boldsymbol{ET_{ETE}}\right)$: volume de águas residuais tratadas por fossas sépticas e por ETE como proporção do total das águas residuais geradas (SNIS, 2020).

Após a construção dos sub índices, o índice multidimensional, denominado ‘Ìndice Multidimensional de Avaliação de Bacias Hidrográficas Antropizadas – IM-BHAnt é dado por:

$$\boldsymbol{IM - BHAnt} = \frac{\boldsymbol{DTM + CAF + MPM}}{\mathbf{3}},$$

$$\boldsymbol{tal\ que}\ (\mathbf{0,000} \leq \boldsymbol{IM - BHAnt} \leq \mathbf{1,000}) \qquad (\mathbf{4.8})$$

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

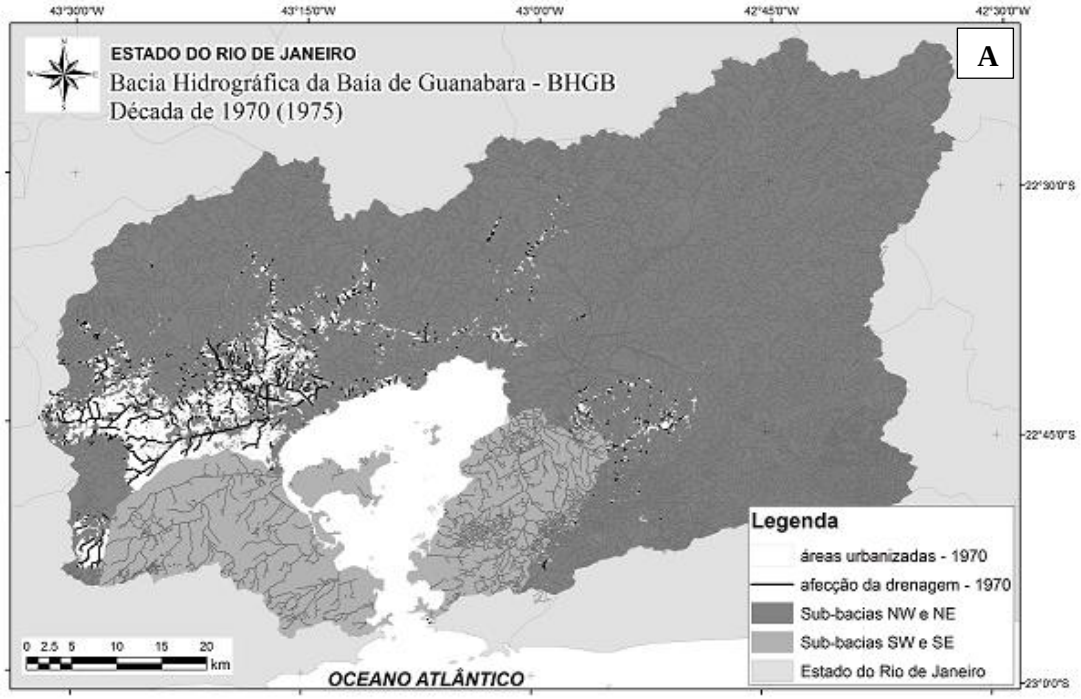
5.1 Evolução ambiental

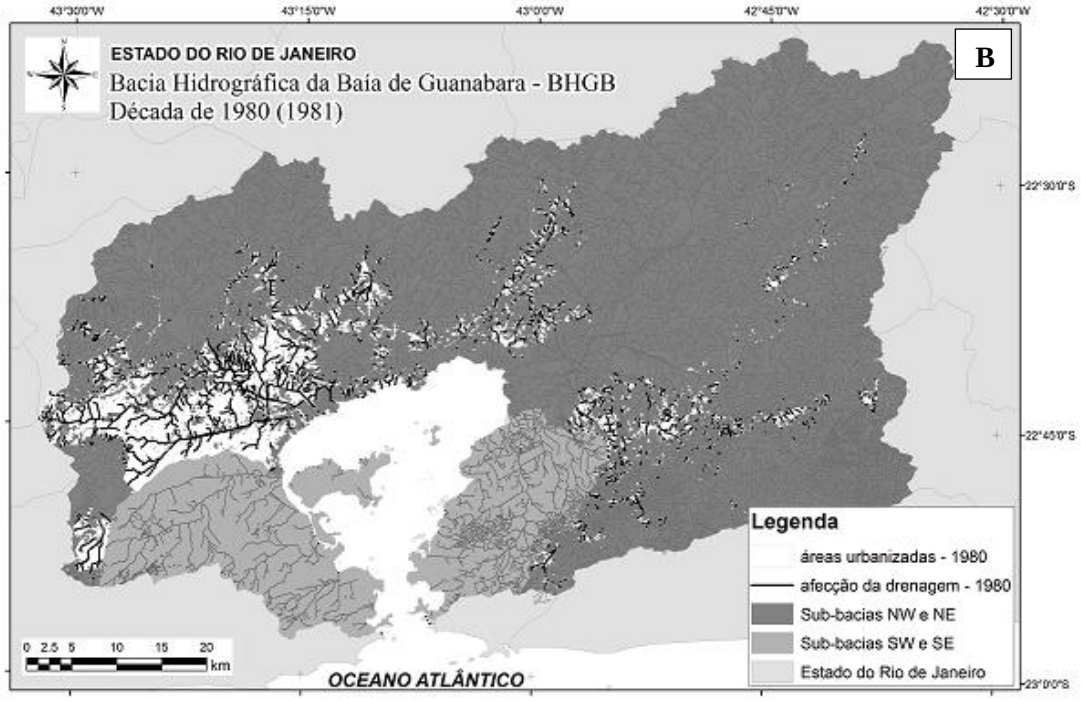
5.1.1 Urbanização e afecção da drenagem

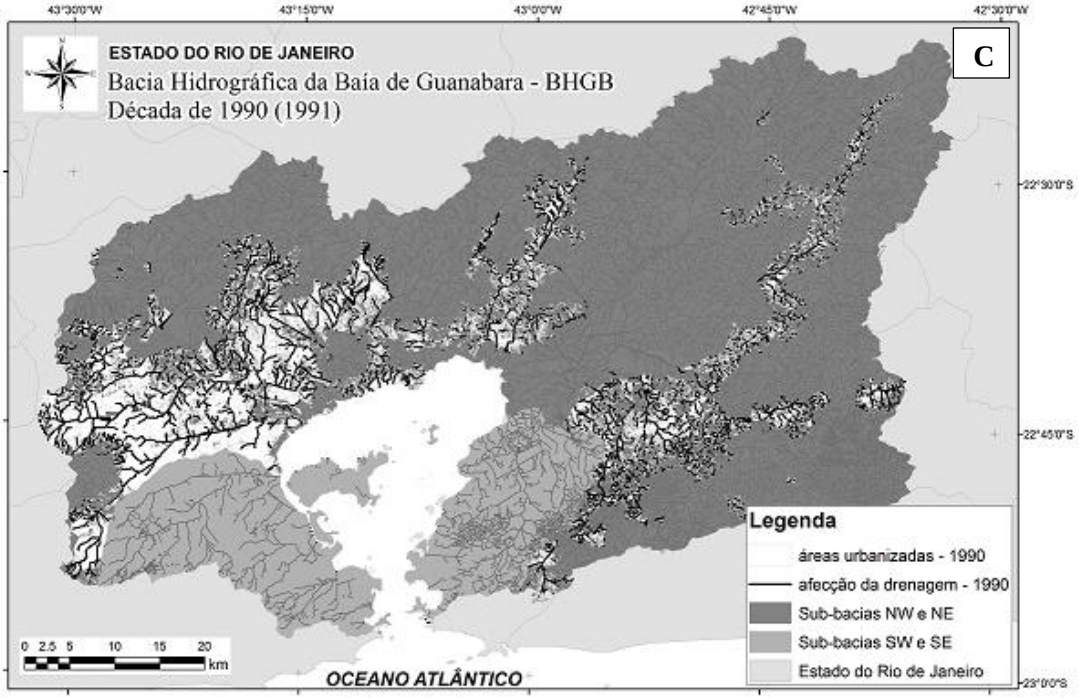
Os mapas que integram a figura 8 apresentam duas informações: as áreas urbanizadas e a afeção da drenagem, obtidas pela aplicação das geotecnologias descritas na metodologia, especificamente nos itens 3.3.1 e 3.3.2. Limitações em termos da disponibilidade das imagens de satélites, restritas à primeira metade da década de 1970, bem como, aqueles referentes aos resultados dos censos demográficos para a década que se inicia no ano de 2020, por se tratar de estimativas, impedem que sejam produzidos mapas para todo o período analisado. A leitura dos mapas em conjunto com as estatísticas apresentadas na tabela 3 permite afirmar que durante as décadas de 1940 e 1970 houve um grande crescimento em áreas urbanas, comparado com o período 1970 - 2020, com taxas médias de crescimento de área urbana de 10,5% a.a., comparados as taxas de 2.2% a.a. do período 1970-2020. Dessa forma, são observadas ao longo das décadas a partir de 1970 taxas decrescentes para o avanço da urbanização.

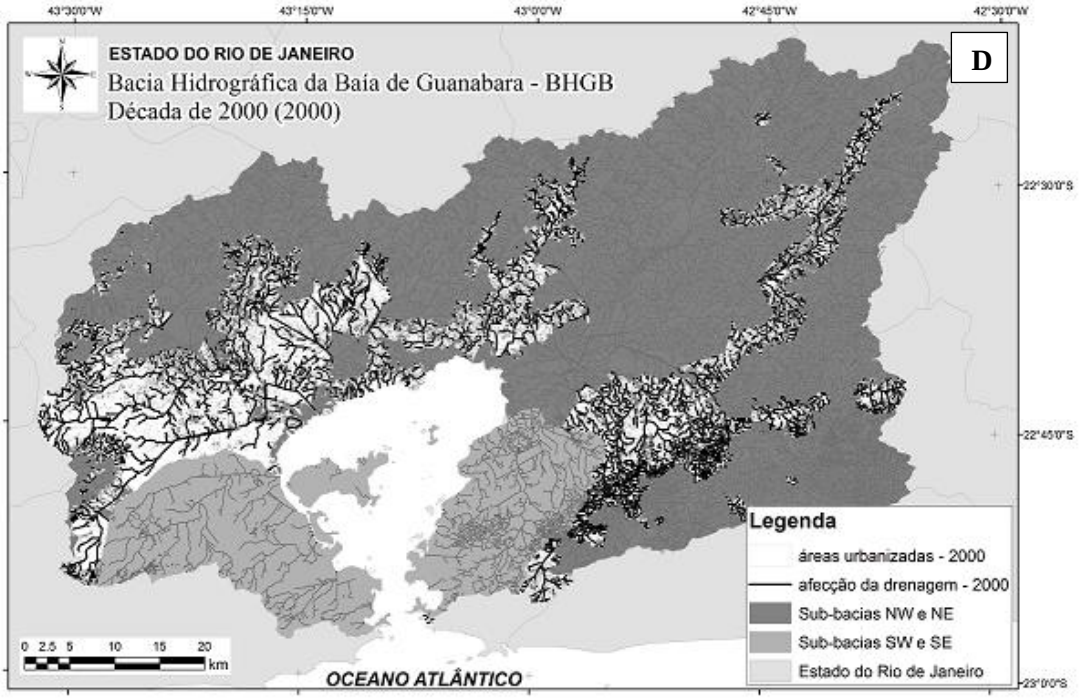
Outra importante observação que pode ser feita a partir da série histórica dos mapas produzidos é o avanço das áreas urbanizadas em direção às cabeceiras de drenagem, em tese as áreas mais preservadas da BHGB, i.e., áreas com maior presença de vegetação, além das áreas de manguezais à nordeste da Baía de Guanabara. Dessa forma, é importante salientar o papel institucional desempenhado pelas Unidades de Conservação de gestão Federal (Estação Ecológica da Guanabara, Parque Nacional da Serra dos Órgãos, Reserva Biológica do Tinguá, Área de Proteção Ambiental da região serrana de Petrópolis e uma pequena parte da Área de Proteção Ambiental da bacia do rio São João) e Estadual (Estação Ecológica Paraíso, Parque Estadual dos Três Picos, Área de Proteção Ambiental da bacia do Rio Macacu e Área de Proteção Ambiental do Gericinó-Mendanha) como elementos espaciais limitantes às mudanças no uso do solo e transição de áreas florestadas em ambientes antropizados, especificamente a partir da década de 1980, no qual o avanço da urbanização é bem identificado nos mapas.

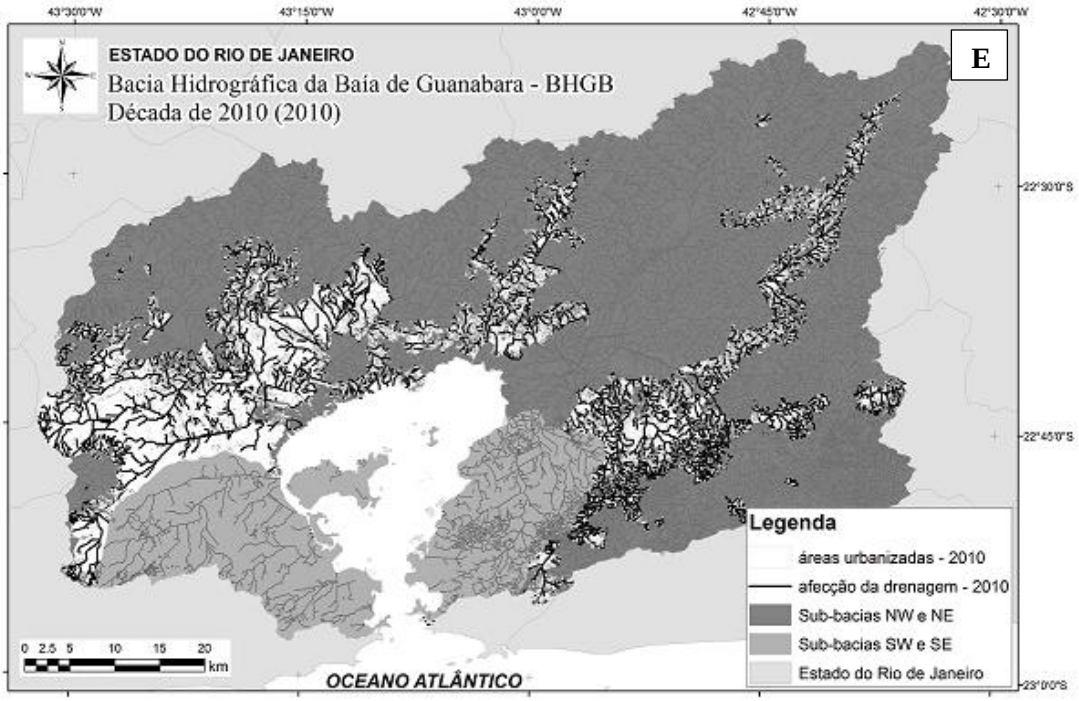
Figura 8 - Evolução da urbanização nas sub-bacias hidrográficas localizadas à noroeste e nordeste da BHBG, para o período 1970 a 2010






43°30'0"W
43°15'0"W
43°0'0"W
42°45'0"W
42°30'0"W
ESTADO DO RIO DE JANEIRO
Bacia Hidrográfica da Baía de Guanabara - BHGB
Década de 1990 (1991)
C
22°30'0"S
22°45'0"S
23°0'0"S
Legenda
áreas urbanizadas - 1990
afecção da drenagem - 1990
Sub-bacias NW e NE
Sub-bacias SW e SE
Estado do Rio de Janeiro
0 2.5 5 10 15 20
km
OCEANO ATLÂNTICO


43°30'0"W
43°15'0"W
43°0'0"W
42°45'0"W
42°30'0"W
ESTADO DO RIO DE JANEIRO
Bacia Hidrográfica da Baía de Guanabara - BHGB
Década de 2000 (2000)
D
22°30'0"S
22°45'0"S
23°0'0"S
Legenda
áreas urbanizadas - 2000
afecção da drenagem - 2000
Sub-bacias NW e NE
Sub-bacias SW e SE
Estado do Rio de Janeiro
0 2.5 5 10 15 20
km
OCEANO ATLÂNTICO



Fonte: Modificado de Pereira *et al*., 2021.
Nota: A. 1970; B. 1980; C. 1990; D. 2000 e E. 2010, indicadas no canto superior direito de cada mapa.

Tabela 3 - Valores absolutos e relativos (entre parênteses) para áreas urbanas, afecção da drenagem e áreas protegidas

Decênios	[1]Áreas urbanas (km²)	[2] Afecção da drenagem (km)	Áreas protegidas (km²)
1940	10,5 (0,4)	11,3 (0,2)	-
1950	31,2 (1,3)	33,6 (0,5)	-
1960	128,4 (5,3)	137,9 (2,0)	-
1970	208,3 (8,6)	223,9 (3,3)	-
1980	325,9 (13,5)	498,0 (7,4)	663,6 (19,5)
1990	443,9 (18,4)	736,6 (11,0)	664,4 (19,5)
2000	592,8 (24,6)	1114,6 (16,6)	997,1 (29,2)
2010	609,3 (25,3)	1194,1 (17,8)	997,1 (29,2)
[3]2020	621.6 (25,4)	1218.2 (17,9)	997,1 (29,2)

Fonte: Elaborado pelo autor, 2020.
Notas: [1] A área total das sub-bacias abordadas no estudo (Iguaçu-Sarapuí, Estrela-Inhomirim-Saracuruna, Suruí, Iriri, Roncador, Guapi-Macacu e Caceribu) foi estimada em 2.411,5 km² (aproximadamente 59,1% da área total da BHBG). Esta área exclui o total em áreas de conservação, de acordo com os bancos de dados oficiais de unidades de conservação mantidos pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA) e Instituto Estadual do Ambiente do Rio de Janeiro (Inea). [2] O comprimento total da rede de drenagem foi estimado em 6.711,3 km. [1, 2] As estimativas foram obtidas a partir da aplicação de geotecnologias em produtos de sensoriamento remoto disponibilizados gratuitamente pelo United States Geological Survey (USGS), bases cartográficas (IBGE e MMA) e censos demográficos (IBGE), especificamente para as décadas de 1940, 1950, 1960 nas quais as áreas urbanizadas foram estimadas a partir da quantidade de domicílios urbanos recenseados. [3] Estimativas obtidas por procedimentos estatísticos e matemáticos (regressão logística).

5.1.2 Geoquímica das águas fluviais

Nessa seção serão tratados os resultados e as discussões referentes aos indicadores geoquímicos das águas fluviais utilizados na análise, sendo estes as cargas e concentrações de demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e a relação entre os aportes de matéria orgânica oriunda das cargas orgânicas não tratadas e a eutrofização das águas fluviais, por meio do indicador NT:PT.

A primeira etapa da análise compreende a realização de testes de normalidade de *Shapiro-Wilk*, após a normalização dos indicadores pelos valores máximos e mínimos. Os resultados são apresentados na tabela 4.

Tabela 4 - Testes de normalidade Shapiro-Wilk aplicado ao conjunto de indicadores de qualidade das águas (n=280)

Indicadores	W	*p-value*
cDBO	0.81391	4.817e-05
OD	0.94196	0.07054
NO_3	0.86635	0.00066
PO_4	0.49811	1.208e-09
NH_4	0.50268	1.358e-09

Fonte: Elaborado pelo autor a partir de SANERJ, 1975; FEEMA, 1987, 2000; INEA, 2021.

A segunda etapa da análise do banco de dados de monitoramentos de qualidade das águas fluviais elaborado foi a identificação dos processos biogeoquímicos que caracterizam corpos hídricos que recebem grande quantidade de matéria orgânica, considerando que os esgotos domésticos não tratados respondem por aproximadamente 80% das cargas orgânicas afluentes à Baía de Guanabara (JICA, 1994). A aplicação de estatísticas não-paramétricas de correlação entre os indicadores cDBO, OD, NO_3, PO_4 e NH_4 - tendo em vista a predominância da não-normalidade nas distribuições dos indicadores, conforme os resultados da tabela 4 (coeficiente de correlação de *Spearman*) - em um conjunto de 280 resultados de monitoramento produzidos pelas agências governamentais de meio ambiente do Estado do Rio de Janeiro permitiu a construção da matriz de correlação entre os indicadores, apresentada na tabela 5.

Tabela 5 - Matriz de correlação *Spearman* aplicados ao banco de dados de monitoramento da qualidade das águas fluviais da BHBG – SANERJ (1975), FEEMA (1987; 2000) e INEA (2018) - (n=280, p-value≤0,05 para os valores de *rho* em negrito)

Indicadores	DBO	OD	NO_3	PO_4	NH_4
DBO	1,00	**-0,71**	0,06	**0,49**	**0,75**
OD	-0,71	1,00	**0,26**	**-0,31**	**-0,73**
NO3	0,06	0,26	1,00	**0,25**	0,17
PO4	0,49	-0,31	0,25	1,00	**0,52**
NH4	0,75	-0,73	0,17	0,52	1,00

Fonte: Elaborado pelo autor, 2021.

Os resultados da matriz de correlação de *Spearman* para os indicadores de qualidade das águas indicam que são observados os processos biogeoquímicos característicos em corpos hídricos com grande aporte de matéria orgânica. Há forte correlação negativa entre a DBO e o OD, indicando o consumo deste para a oxidação da matéria orgânica. A produção de compostos inorgânicos a partir do consumo de matéria orgânica também é observada, mais especificamente pela correlação negativa entre o OD e PO_4, já que a correlação positiva entre OD e NO_3, em conjunto com a correlação forte e negativa entre o OD e NH_4 é um indicador de ocorrência do processo de denitrificação. Adicionalmente, a correlação positiva entre a DBO e PO_4 é um importante indicador para a contaminação das águas fluviais por esgotos domésticos.

5.1.2.1 Cargas de matéria orgânica para a drenagem fluvial

As cargas de matéria orgânica expressas em DBO foram estimadas considerando que análise aqui proposta adota a urbanização como *driver* antrópico para a perda de qualidade das águas. Dessa forma, as cargas expressas em toneladas ao dia (t/dia) de DBO foram obtidas a partir da equação 4.1., com a aplicação de coeficientes *per capita* de cargas de DBO à população urbana da área de estudo, estimada para cada decênio. Na tabela 6 são apresentadas as estimativas das cargas de DBO para os rios selecionados, em séries históricas.

Tabela 6 - Estimativas de cargas de DBO oriundas dos esgotos domésticos para os rios principais priorizados no estudo, para o período entre os decênios de 1940 e 2020

Rios principais	Cargas de DBO (t/dia) por decênios								
	1940	1950	1960	1970	1980	1990	2000	2010	2020
Rio Iguaçu	1,7	4,2	10,8	27,4	42,4	51,8	64,6	68,1	69,9
Rio Sarapuí	2,1	5,3	13,7	35,0	47,9	54,9	56,4	46,6	43,9
Rio Estrela	0,1	0,3	0,5	1,3	2,2	2,8	4,0	4,8	4,9
Rio Inhomirim	0,2	0,4	0,9	2,2	4,2	4,3	5,5	6,2	6,4
Rio Saracuruna	0,2	0,4	0,8	2,0	3,7	6,2	8,8	9,8	10,1
Rio Suruí	0,0	0,0	0,1	0,1	0,5	0,7	0,9	1,0	1,0
Rio Iriri	0,1	0,1	0,1	0,2	0,4	0,4	0,6	0,6	0,6
Rio Roncador	0,5	0,7	1,3	1,4	2,2	2,4	2,6	2,9	3,0
Rio Macacu	0,1	0,2	0,5	0,6	1,0	1,4	1,9	2,3	2,4
Rio Guapiaçu	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Rio Guapimirim	0,1	0,1	0,4	0,4	1,2	1,0	1,4	2,4	2,5
Rio Caceribu	0,1	0,2	1,4	1,8	3,6	11,6	17,4	18,2	18,7
TOTAL	**5,2**	**11,9**	**30,5**	**72,4**	**109,3**	**137,5**	**164,1**	**162,9**	**163,4**

Fonte: Elaborado pelo autor, 2020.

Um primeiro exame da série histórica das cargas apresentadas na tabela 6 nos permite identificar que há grandes diferenças geográficas em termos de aporte de cargas orgânicas à drenagem. Os rios localizados na porção noroeste possuem maiores populações urbanas ao longo da série histórica, especificamente as populações nas bacias dos rios Sarapuí e Iguaçu. As populações dos rios Estrela, Inhomirim e Saracuruna, também localizados na região noroeste da BHBG, experimentam um importante aumento das suas cargas de DBO a partir da década de 1970. No ano de 2020, as cargas somadas dos rios Estrela, Inhomirim e Saracuruna (21,4 t/dia) correspondem a aproximadamente 19% das cargas oriundas dos rios Sarapuí e Iguaçu (113,8 t/dia), sendo essas últimas, responsáveis por aproximadamente 70% das cargas de DBO nas águas fluviais que drenam para a Baía de Guanabara. Os rios localizados na região nordeste possuem em suas bacias menores populações urbanas, portanto, contribuem com as menores cargas de DBO afluentes à Baía de Guanabara. Exceção é o rio Caceribu, com cargas crescentes desde a década de 1960.

5.1.2.2 Concentrações de matéria orgânica nos rios

As concentrações de matéria orgânica expressas em DBO à jusante nos principais rios selecionados foram obtidas a partir das variáveis que compõem as equações 4.2 e 4.3. Dessa

forma, além das cargas de DBO convertidas em fluxos de DBO para os rios a partir das estimativas lineares de águas servidas por coeficientes *per capita*, variáveis hidrológicas são fundamentais para os condicionamentos dos rios após os aportes de fluxos de água servida, sendo a principal delas, as vazões dos rios que podem aumentar ou atenuar as concentrações de DBO a jusante. Os fluxos de DBO das águas servidas para os rios são praticamente as cargas de DBO estimadas, na medida em que os valores das concentrações de DBO na água servida foram estimadas em 0,0003 t/dia, ou 300 mg/l. Tais valores corroboram os valores de concentrações de DBO para esgotos brutos apresentados por Von Sperling (2007), variando entre 250 e 450 mg/L, sendo o valor de 300 mg/L considerado o valor típico.

Os resultados para o indicador cDBO em mg/l foram obtidas a partir da aplicação da equação do balanço de massas (equação 4.3). As variáveis que compõem a equação por rios priorizados são apresentadas no Apêndice E, quantidade de águas servidas, fluxos de DBO a montante dos rios principais (estimados a partir dos dados de concentrações de DBO à montante) e as vazões fluviais à montante. Na tabela 7 são apresentadas as estimativas das concentrações de DBO à jusante, resultante da aplicação do balanço de massas nos rios selecionados, em séries históricas.

Tabela 7 - Resultados para o indicador cDBO (mg/l) à jusante dos rios selecionados: 1940-2020

Rios principais	Concentrações de DBO (mg/l) por decênios								
	1940	1950	1960	1970	1980	1990	2000	2010	2020
Rio Iguaçu	0,4	1,1	2,9	7,2	11,0	13,4	16,5	17,4	17,8
Rio Sarapuí	1,0	2,6	6,5	16,1	21,7	24,6	25,0	20,6	19,4
Rio Estrela	0,3	0,6	1,1	2,8	5,1	6,6	8,8	9,8	10,1
Rio Inhomirim	0,8	1,9	3,7	9,2	17,1	17,6	22,0	24,8	25,4
Rio Saracuruna	0,7	1,6	3,1	7,6	13,9	22,5	31,2	34,4	35,2
Rio Suruí	0,1	0,1	0,1	0,4	1,4	1,8	2,4	2,6	2,6
Rio Iriri	1,2	1,6	1,8	4,5	9,1	9,1	13,8	13,1	13,4
Rio Roncador	0,6	0,9	1,7	1,9	3,1	3,3	3,6	4,1	4,2
Rio Macacu	0,2	0,2	0,7	0,7	1,3	1,9	2,5	3,0	3,1
Rio Guapiaçu	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Rio Guapimirim	1,2	1,4	4,3	4,9	13,1	11,2	15,1	25,9	26,5
Rio Caceribu	0,0	0,1	0,4	0,6	1,2	3,8	5,6	5,9	6,0
Média	**0,5**	**1,0**	**2,2**	**4,7**	**8,2**	**9,6**	**12,2**	**13,5**	**13,7**

Fonte: Elaborado pelo autor, 2020.

Ao compararmos os resultados das cargas de DBO com as concentrações, identificamos que as vazões dos rios atenuam as cargas afluentes, de forma que os rios que apresentam as maiores cargas de DBO, não necessariamente apresentam as maiores concentrações de DBO à jusante, e.g., os rios Sarapuí e Iguaçu possuem as maiores cargas de DBO, entretanto, ao fim da série histórica as suas concentrações de DBO (17,8 e 19,4 mg/l respectivamente) são inferiores às concentrações de rios localizados em sub-bacias contiguas, tais como os rios Inhomirim e Saracuruna (25,5 e 35,2 mg/l respectivamente). Um importante fator que deve ser considerado em relação às concentrações de DBO no rio Sarapuí é a existência de uma estação de tratamento de esgotos – ETE Sarapuí - Esta estação de tratamento de esgotos foi concebida no âmbito do PDBG, nos anos 1990-2000, para uma vazão de 1,5 m^3/s em tratamento secundário (JICA, 2003). Atualmente, a ETE Sarapuí apresenta uma seção de tratamento terciário, a uma vazão de 0,025 m^3/s (ANA, 2015).

Em termos geográficos, é possível identificar duas porções distintas na área de estudo a partir do indicador cDBO. Os rios localizados na porção à NW possuem maiores valores do indicador cDBO, quando comparados aos rios da margem NE. Uma exceção pode ser representada pelo rio Guapimirim. Localizado na bacia do Guapi-Macacu, com as menores populações urbanas, possui características de rios da região noroeste. Neste rio, os valores do indicador cDBO variaram de 4,9 mg/L na década de 1970 para 13,1 mg/L na década de 1980, em tendência de crescimento. Na porção NW, rios como Estrela e Suruí apresentam concentrações de DBO que se aproximam das concentrações dos rios localizados à nordeste. O rio Iriri e sua sub-bacia, por ter concentrações muito próximas às médias para todos os rios, pode ser convencionado como o limite entre as porções NW e NE da área de estudo. Ao serem verificados os valores das médias totais para todos os rios por décadas, e considerando como um referencial de sustentabilidade o limite de concentração de DBO preconizado pela Resolução CONAMA 357/2005 no valor de 5,0 mg DBO/l, os resultados apresentados na tabela 7 indicam que tal referencial de sustentabilidade foi atingido a partir da década de 1970, e a curva das concentrações de DBO nos rios analisados apresentam valores médios com tendencia crescente.

De forma a validar os resultados do indicador cDBO obtidos a partir da aplicação do modelo de balanço de massas, o teste de comparação de medidas de tendências centrais de *Wilcox-Mann* entre os valores de cDBO obtidos pelo balanço de massas e os valores de cDBO obtidos pelos monitoramentos de qualidade das águas (médias para os rios priorizados no

período 1970-2020 – n=59) indicou que não há diferença significativa entre as medidas de tendência central para os dois conjuntos de indicadores (estatística W=2030, *p-value*=0.66).

5.1.2.3 Razão molar NT:PT

Um dos indicadores utilizados como proxies para qualidade de água é a relação entre os produtos excedentes oriundos do aporte de matéria orgânica antrópica, Nitrogênio (N) e Fósforo (P). Além disso, no estudo esse indicador é utilizado para determinar e mensurar a 'ruptura da natureza', caracterizada pela ruptura dos ciclos biogeoquímicos. Nas águas não contaminadas, as espécies inorgânicas NO_3 e PO_4 têm como uma de suas origens o intemperismo químico das rochas que compõem o substrato e a lixiviação dos solos. Para os compostos inorgânicos do N, a contribuição atmosférica também é significativa. Ao longo dos rios, a partir das crescentes intervenções nas bacias de drenagem, com os usos de fertilizantes nas áreas rurais e a disposição de efluentes em maiores quantidades nas áreas urbanas, a contaminação das águas fluviais com matéria orgânica resulta, pelos ciclos biogeoquímicos do C, N e P, na decomposição da matéria orgânica com a utilização do oxigênio dissolvido, desnitrificação e liberação de compostos inorgânicos nas águas fluviais (MEYBECK, 1993).

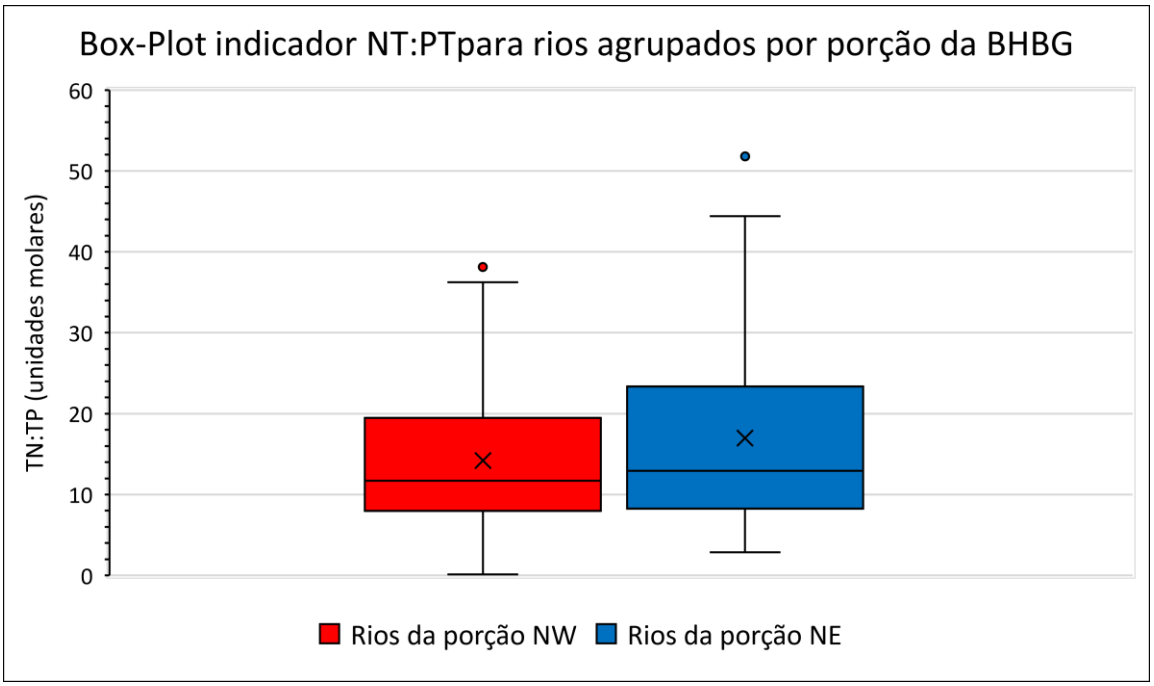
Argumentação favorável ao uso do indicador N-NO_3:P-PO_4 é apresentada por Bidone *et al.* (1999). Segundo estes autores, a legislação ambiental brasileira para a qualidade das águas não considera as particularidades das águas em ambientes tropicais, bem como o aumento da produtividade primaria em função da maior disponibilidade ou da limitação de nutrientes nos ambientes fluviais. Além disso, as peculiaridades socioeconômicas das bacias hidrográficas litorâneas do Brasil, no geral densamente povoadas e com déficits em tratamento de esgotos, conferem características ecológicas às águas fluviais que não encontram referenciais de qualidade na legislação. Ainda segundo os autores, métricas isoladas de NO_3 e PO_4 são insuficientes, na medida em que grande parte da matéria orgânica pode estar sendo consumida por ação das bactérias denitrificadoras, que liberam o oxigênio do NO_3 e o N é convertido em NH_4, e na medida em que o PO_4 está diretamente relacionado com esgotos domésticos não tratados (BIDONE *et al.*, 1999).

Entretanto, para fins de estabelecimento de limites espaço-temporais para a contaminação das águas fluviais na região, é necessário utilizar um indicador que possibilite a comparação com uma referência de qualidade. Como não há previsão legal, a proposta é a utilização da razão entre as concentrações de NT e o PT, convertida para unidades em mol,

sendo o limite que separa águas não-eutrofizadas das águas eutrofizadas o valor de razão molar igual a 16:1 (REDFIELD, 1958). Dessa forma, valores acima dessa relação representam um ambiente eutrofizado, no qual há um desequilíbrio dos ciclos biogeoquímicos desses nutrientes nas águas.

Os resultados são apresentados sob a forma de gráficos, tendo em vista a agregação dos indicadores pelas porções NW e NE da bacia hidrográfica, que apresentam importantes diferenças em termos de condicionantes à contaminação, especificamente, a dinâmica do uso do solo.

Figura 9 - Box-plot da relação NT:PT estimada para os conjuntos de rios das porções NW e NE da BHBG



Fonte: Elaborado pelo autor, 2021.

Pela figura 9 acima observa-se que os valores das medianas são muito próximas tanto para os rios da margem NW quanto para a margem NE. Entretanto, o resultado do teste de *Wilcox-Mann* para a comparação entre as medidas de tendências centrais para os dois conjuntos de dados indica que há diferença significativa entre estes (W=6413, *p-value* = 0.0003). Os valores das medianas são 11,7 para os rios da porção NW e 12,9 para os rios da porção NE. Para os rios da margem NE há uma discreta, porém, maior dispersão nos resultados e no geral qualidade das águas melhor em comparação com o setor NW. De forma a aprofundar as interpretações da análise exploratória do indicador NT:PT, sua dinâmica espaço-temporal e

seus fatores condicionantes, após a constatação da não normalidade da distribuição dos indicadores de qualidade das águas do banco de dados analisado (ANA, 2018) conforme os resultados do teste de Shapiro-Wilk apresentados na tabela 8, foram realizadas estatísticas de correlação não-paramétrica de *Spearman* entre os indicadores tanto para os rios da porção NW quanto para os rios da porção NE (tabelas 9 e 10, respectivamente).

De forma semelhante ao conjunto de dados utilizado para a análise dos processos biogeoquímicos em relação ao indicador DBO, para este conjunto de dados tomados para ambos os setores, que viabilizou a análise do indicador NT:PT por apresentar os valores de NT e PT ao longo de toda a série de monitoramento, foi observada a forte correlação negativa entre a DBO e o OD, bem como forte correlação positiva entre a DBO e o PT que é acompanhada por uma forte correlação negativa ente o OD e o PT. É observada também forte correlação negativa entre o OD e o NT, uma forte correlação positiva entre o NT e NH4, o que indica o consumo de O do NO_3 pela denitrificação. Dessa forma, o N é o elemento limitante, fazendo com que ocorra uma diminuição da razão NT:PT em uma tendência de eutrofização das águas fluviais.

Tabela 8 - Testes de normalidade Shapiro-Wilk aplicados ao conjunto de dados de monitoramento da qualidade das águas fluviais da BHBG – banco de dados ANA Hidroweb (ANA, 2019), por localização

Indicadores	Porção Noroeste - NW (n=199)		Porção Nordeste - NE (n=88)	
	W	*p-value*	W	*p-value*
DBO	0,665	8,95E-15	0,571	1,25E-14
OD	0,812	2,20E-16	0,866	2,02E-07
NT	0,862	1,82E-12	0,743	4,19E-11
NH_3-NH_4	0,579	2,20E-16	0,664	6,92E-13
NO_3	0,776	3,79E-16	0,911	1,54E-05
PT	0,442	2,20E-16	0,733	2,30E-11

Fonte: Elaborado pelo autor, 2021.

Tabela 9 - Matriz de correlação *Spearman* aplicados ao conjunto de dados de monitoramento da qualidade das águas fluviais da BHBG – banco de dados ANA Hidroweb (ANA, 2019) – rios da porção NW (n=199, p-value<0,05)

Indicadores	DBO	OD	NT	NH_3-NH_4	NO_3	PT
DBO	1,00	**-0,76**	0,60	0,50	-0,68	**0,70**
OD	-0,76	1,00	**-0,73**	-0,66	**0,77**	**-0,80**
NT	0,60	-0,73	1,00	**0,85**	-0,61	**0,79**
NH_3-NH_4	0,50	-0,66	0,85	1,00	-0,56	**0,70**
NO_3	-0,68	0,77	-0,61	-0,56	1,00	**-0,74**
PT	0,70	-0,80	0,79	0,70	-0,74	1,00

Fonte: Elaborado pelo autor, 2021.

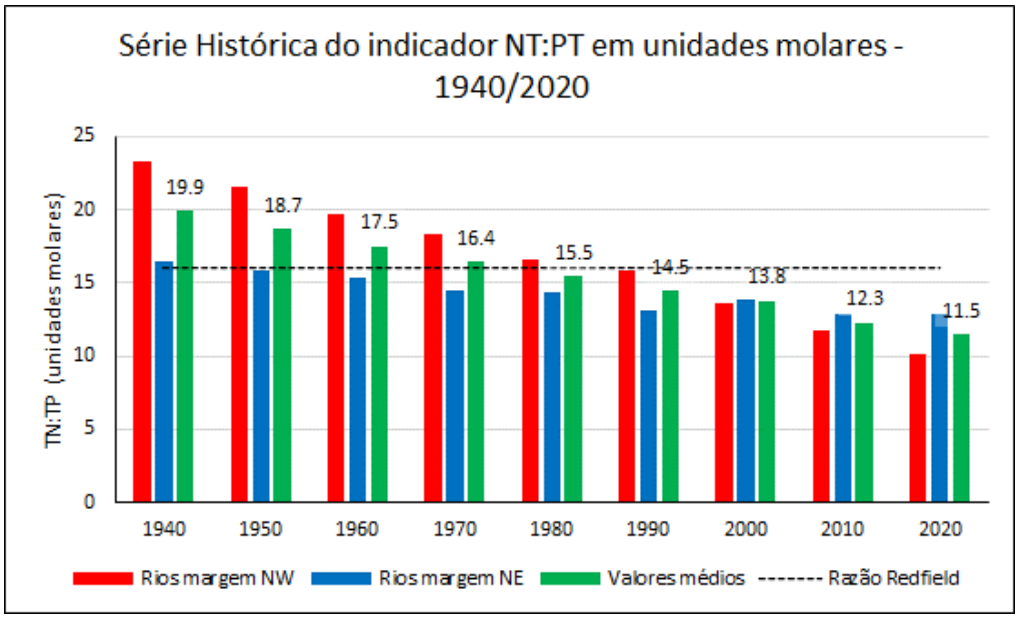
Tabela 10 - Matriz de correlação *Spearman* para os dados de monitoramento da qualidade das águas – base de dados ANA Hidroweb (ANA, 2019) – rios da porção NE (n=88, p-value<0,05)

Indicadores	DBO	OD	NT	NH_3-NH_4	NO_3	PT
DBO	1,00	**-0,82**	**0,70**	**0,70**	-0,53	**0,82**
OD	-0,82	1,00	**-0,81**	**-0,81**	0,54	**-0,87**
NT	0,70	-0,81	1,00	**0,81**	-0,52	**0,81**
NH_3-NH_4	0,70	-0,81	0,81	1,00	-0,57	**0,76**
NO_3	-0,53	0,54	-0,52	-0,57	1,00	-0,57
PT	0,82	-0,87	0,81	0,76	-0,57	1,00

Fonte: Elaborado pelo autor, 2021.

O conjunto de dados de monitoramento de qualidade das águas utilizado para a construção do indicador NT:PT apresenta importantes lacunas cronológicas. Os dados permitiram a construção da série histórica a partir da década de 1990 até a década de 2020. Para a reconstituição da série histórica entre a década de 1940 e de 1980, foram empregadas curvas de crescimento ajustadas ao modelo de progressão geométrica. Os resultados obtidos são apresentados no gráfico da figura 10. De acordo com os resultados apresentados no gráfico, o limiar de sustentabilidade ecológica adotado no estudo, i.e., a 'ruptura dos ciclos biogeoquímicos' foi alcançado na década de 1970.

Figura 10 - Série Histórica para o indicador NT:PT – 1940/2020



Fonte: Elaborado pelo autor a partir de FEEMA, 2000; ANA, 2019.
Nota: Os resultados para os indicadores entre as décadas de 1940 e 1980 foram estimados por curvas de crescimento – progressão geométrica.

De forma a validar as correlações observadas, testes de correlação de *Spearman* entre os indicadores DBO e NT:PT foram aplicados ao conjunto de dados de monitoramento bem como às médias decenais de todos os rios dos indicadores DBO e NT:PT estimados. Para os dados do monitoramento de qualidade das águas, há moderada correlação negativa entre os indicadores DBO e NT:PT (n=287, rho = -0,37, *p-value* < 0,05). Já para os dados das médias decenais de todos os rios, a correlação é forte e negativa (n=6, *rho* = -0.95, *p-value* <0.001).

Tanto os resultados dos testes de correlação apresentados no parágrafo acima quanto os resultados apresentados nas tabelas 9 e 10, que indicam as correlações mais fortes e positivas entre os indicadores cDBO e PT, sugerem que o aumento das concentrações do PT diante do aumento das cargas orgânicas. Dessa forma, o NT torna-se o elemento limitante e, como consequência, há a diminuição da razão NT:PT.

Quanto a variação da qualidade das águas mensurada a partir do indicador NT:PT, considerando as duas porções da BHBG, NW e NE, os resultados das estatísticas de correlação apresentados na tabela 8 indicam uma forte correlação positiva entre os indicadores DBO e PT (0,82), bem como fortes correlações negativas entre os indicadores OD e PT (-0,87) e OD e NH_3-NH_4 (-0,81). Estes resultados em conjunto com a tendência do indicador NT:PT verificada no gráfico da figura 10 permitem afirmar que as águas fluviais da porção NE, em tese bem preservadas estão em processo de degradação. De acordo com resultados apresentados na tabela 5, as concentrações médias de DBO dos rios principais da porção NE (rios Suruí, Iriri, Roncador, Guapimirim, Guapiaçu, Macacu e Caceribu) eram de 0,5 mg/L em 1940. Durante a década de 1990, o limite de enquadramento para águas doces classe II pelo indicador cDBO, de 5,0 mg (BRASIL, 2005), foi ultrapassado. Em 2020, esse indicador apresentou valor de 8,0 mg/L. Dessa forma, o processo de degradação das águas fluviais não é somente uma particularidade dos rios da porção NW, cuja perda de qualidade se dá em função de um processo histórico de urbanização mais intenso a partir da década de 1940.

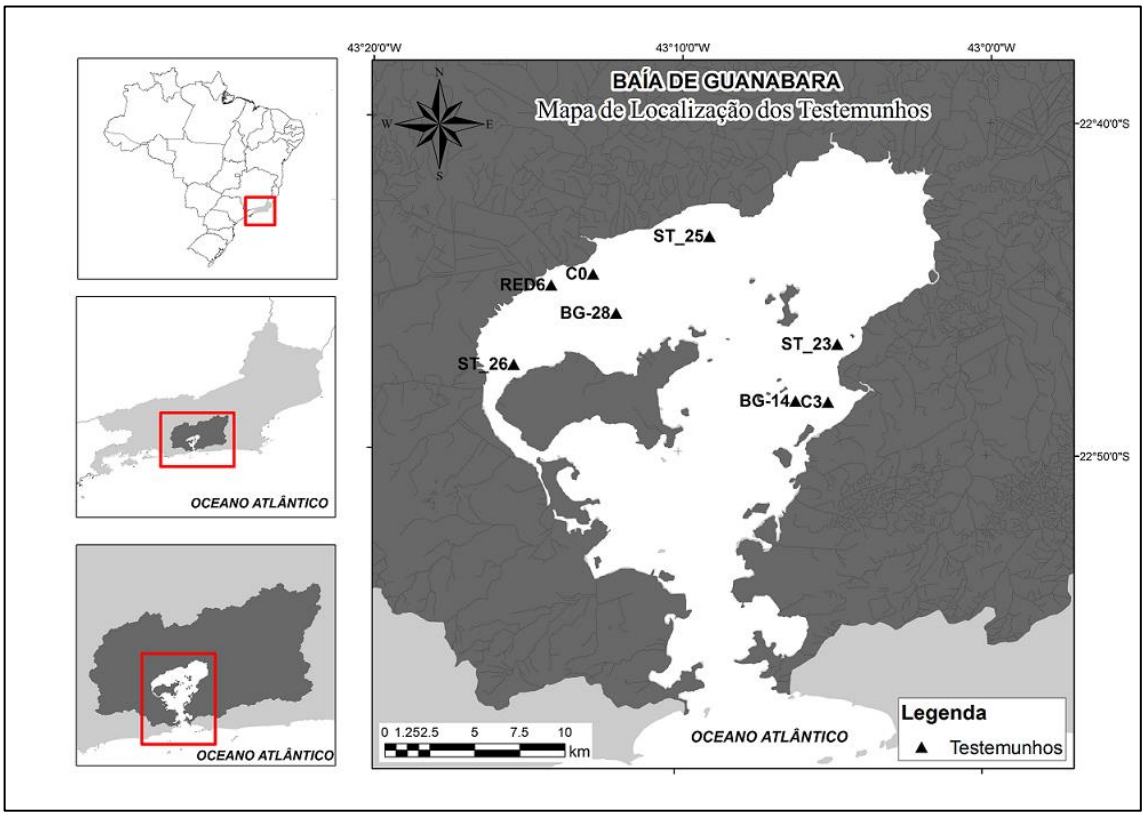
Os resultados de perda de qualidade das águas dos rios da porção NE aqui apresentados corroboram resultados obtidos por Morena (2017). Em seu estudo cujo objetivo é estimar a DCN de três sub-bacias hidrográficas integrantes da BHBG, classificadas em função das alterações em sua fisiografia e qualidade das águas (Guapi-Macacu - menos impactada; Caceribu - intermediária e Iguaçu-Sarapuí - altamente impactada), a análise estatística do banco de dados construído pela autora apresentou resultados para coliformes acima do limite estabelecido para a legislação ambiental, ainda que a maioria dos resultados para os indicadores

OD e cDBO estivessem enquadrados nos limites legais nos termos da resolução CONAMA n° 357/2005 (BRASIL, 2005). Ainda segundo a mesma autora, áreas urbanizadas na bacia do Guapi-Macacu localizadas nas proximidades das cabeceiras, em tese as áreas mais preservadas, são contribuintes à contaminação das águas fluviais desses rios. O IQA para essa sub-bacia foi enquadrado como médio (50 < IQA < 70), o que traz evidências a um processo de degradação das águas fluviais em curso.

5.1.3 Sedimentos de fundo da baía de Guanabara

A figura 11 apresenta o mapa de localização dos testemunhos sedimentares utilizados no estudo. As etapas previstas na metodologia permitiram a aplicação das velocidades de sedimentação para o ajuste dos topos dos testemunhos para o ano de 2020. Dessa forma, foram aplicados aos testemunhos localizados na porção NW da BG velocidades de sedimentação de 1,58 $cm.y^{-1}$ (GODOY *et al.*, 2012; CORDEIRO *et al.*, 2021). Para os testemunhos localizados na porção NE, a velocidade de sedimentação aplicada foi de 1,43 $cm.y^{-1}$ (OLIVEIRA, 2009). Após o ajuste das alturas dos topos dos testemunhos, foi possível a identificação nestes, agrupados por setores NW e NE da Baía de Guanabara, das alturas atualizadas nas quais os valores de concentrações críticos dos metais-traços, de acordo com a Resolução CONAMA/454 de 2012, nos seus valores mais restritivos (nível L1) foram atingidos.

Figura 11 - Localização dos testemunhos na Baía de Guanabara



Fonte: Elaborado pelo autor, 2021.

Na tabela 11 são apresentados os resultados da caracterização dos testemunhos selecionados e utilizados na análise, em relação aos elementos críticos, suas concentrações e as suas alturas corrigidas para o ano de 2020. Esta última informação é fundamental para a operacionalização das estimativas volumétricas dos sedimentos contaminados, assunto cujo resultados serão abordados mais adiante.

Tabela 11 - Identificação, localização, elemento crítico, concentração crítica, altura da concentração crítica no testemunho e altura da concentração crítica no testemunho corrigida para o ano de 2020

Identificador do Testemunho	Localização na BG	UTM E (m)	UTM N (m)	Elemento	Concentração crítica (mg/g)	Altura da concentração crítica (m)	Referência	Altura da concentração crítica - ano de 2020 (m)
ST-25	NW	689900	7486000	Pb	0,05	-0,075	JICA (1994)	-0,52
ST-26	NW	679000	7479000	Cu	0,08	-0,89	JICA (1994)	-1,33
RED-6	NW	681097,708	7482967,051	Cu	0,05	-0,15	Relatório Petrobrás REDUC (2006)	-0,45
BG-28	NW	684705	7481409	Cr	0,10	-0,37	Oliveira (2009) Godoy *et al* (2012), Cordeiro *et al* (2021)	-0,61
C0	NW	683419,463	7483578,885	Cr	1,63	-0,47	Kfouri *et al* (2005)	-0,79
ST-23	NE	697000	7480000	Pb	0,05	-0,45	JICA (1994)	-0,87
C3	NE	696463,447	7476461,579	Zn	0,17	-0,41	Kfouri *et al* (2005)	-0,71
BG-14	NE	694668	7476534	Cu	0,05	-0,99	Oliveira (2009); Figueiredo *et al* (2014)	-1,22

Fonte: Elaborado pelo autor, 2021.

5.2 Evolução socioeconômica

5.2.1 População urbana e densidade demográfica urbana

As estimativas da população urbana contidas nas porções NW e NE da BHGB, para fins de adequação aos recortes utilizados nos censos demográficos do IBGE, estão ao nível máximo de distritos. Todas as alterações referentes a divisão político-administrativa dos municípios que compõem a região foram consideradas, a partir da década de 1940. Atualmente as porções NE e NW da BHBG contemplam 12 municípios. Estas englobam totalmente os municípios de Belford Roxo, Mesquita, Duque de Caxias, Magé, Guapimirim, Tanguá e Cachoeiras de Macacu, e parcialmente os municípios de Nilópolis, São João de Meriti, Nova Iguaçu, Itaboraí e Rio Bonito. Tais porções ainda comtemplam uma pequena parte dos municípios do Rio de janeiro, Niterói e São Gonçalo. O mapa da divisão político-administrativa do Estado do Rio de Janeiro, com ênfase nas porções NW e NE da BHBG, é apresentado no Anexo C.

Para o ano de 2020, devido à ausência de dados censitários, a população urbana foi estimada a partir do método de curvas de crescimento logístico, tendo em vista a taxa decrescente da população verificada ao longo da série histórica. A partir do conhecimento das populações urbanas, e da compatibilização dessas estatísticas aos recortes distritais e suas alterações ao longo do período 1940-2020, foi possível a incorporação desses dados aos recortes de áreas urbanizadas por distritos[17], no ambiente SIG no qual foi construído o banco de dados. Com as duas informações, populações urbanas e áreas urbanizadas, devidamente compatibilizadas, foi possível a construção de um indicador que as relacione: densidade demográfica urbana. Na tabela 12 abaixo são apresentados os resultados referentes a este item.

[17] Conforme dito anteriormente (p. 57, nota de rodapé n. 15), o ponto de partida para a compatibilização foram os setores censitários, disponíveis para os censos demográficos de 1991, 2000 e 2010. Na ausência dessa informação disponibilizada em uma base cartográfica vetorial, foi utilizada a documentação dos censos demográficos (1940 a 1980) em conjunto com a documentação oficial das divisões político-administrativas dos municípios abordados na área de estudo.

Tabela 12 - Valores absolutos para população urbana, áreas urbanas e densidade demográfica urbana – 1940/2020

Decênios	População urbana - hab	Áreas urbanas km² (% em relação a área da BHBG)	Densidade demográfica urbana - hab/km²
1940	95.695	10,5 (0,4)	9.087
1950	219.985	31,2 (1,3)	7.061
1960	562.138	128,4 (5,3)	4.379
1970	1.340.015	208,3 (8,6)	6.432
1980	2.025.771	325,9 (13,5)	6.215
1990	2.547.766	443,9 (18,4)	5.740
2000	3.157.961	592,8 (24,6)	5.327
2010	3.332.459	609,3 (25,3)	5.469
[1]2020	3.421.253	621.6 (25,4)	5.606

Fonte: Elaborado pelo autor, 2020.
Notas: [1] Estimativas obtidas por procedimentos estatísticos e matemáticos (regressão logística).

Os valores em termos absolutos permitem uma melhor interpretação da dinâmica populacional e espacial da região quando representados pelas suas taxas de crescimento. Na tabela 13 esses resultados são apresentados.

Tabela 13 - Taxas de crescimento – médias da população urbana e das áreas urbanas: 1940 – 2020

Períodos	Taxas de crescimento – médias (% a.a.)	
	População urbana	Áreas urbanas
1940 - 1950	4,8	6,0
1950 - 1960	9,5	14,7
1960 - 1970	6,3	5,0
1970 - 1980	10,2	11,4
1980 - 1990	1,2	5,1
1990 - 2000	3,0	5,0
2000 - 2010	1,4	0,2
2010 - 2020	0,3	0,0
Taxa média	4,6	5.9

Fonte: Elaborado pelo autor, 2020.

Ao se verificarem as médias das taxas de crescimento para todas as sub-bacias, observa-se que, em geral, as taxas de crescimento das áreas urbanas (em média 5,9% a.a.) são maiores

que as taxas de crescimento da população urbana (4.6% a.a.), o que reflete um decréscimo verificado nas densidades demográficas urbanas. Tal indicador representa uma abordagem diferente da densidade demográfica tradicional, sendo o denominador um valor fixo. Ao se adotar o denominador a área urbana como variável, o indicador reflete não somente o crescimento da população como também o avanço da urbanização, por permitir mensuração no tempo da conversão de áreas não urbanas em urbanas, i.e., permite a identificação das mudanças do uso e cobertura do solo. As maiores taxas de crescimento para ambos os indicadores são as registradas para os períodos 1950 a 1980, variando de 4,8 a 10,2 % a.a. para a população urbana, e 6,0 a 14.7% a.a. para as áreas urbanas.

Dessa forma, os resultados sugerem que as maiores taxas de crescimento tanto da população quanto das áreas urbanizadas verificada no período entre 1940 e 1980 corrobora com o período de maior desenvolvimento da região em termos de industrialização e ocupação impulsionada pela construção das grandes rodovias, em um período de intensa atividade econômica que caracterizou o país, especificamente entre as décadas de 1960 e 1970 (ABREU, 1987; CORDEIRO *et al.*, 2012; PEREIRA *et al.*, 2021). A desconcentração da população urbana é demonstrada numericamente por taxas de crescimento maiores das áreas urbanizadas superiores às taxas de crescimento da população urbana permitem afirmar que a urbanização é considerada um driver antrópico para a contaminação ambiental das águas fluviais da BHBG.

5.2.2 Produto Interno Bruto municipal

Os resultados obtidos a partir das estatísticas oficiais do Produto Interno Bruto referentes ao total de municípios que compõem as porções NW e NE da BHBG indicam que, tal qual o aumento da população da urbanização, este indicador também apresenta um aumento importante ao longo da série histórica.

Ao incluirmos na análise dos resultados para esse indicador os resultados para os indicadores de qualidade das águas anteriormente apresentados, especificamente as cargas e as concentrações de DBO, ambos crescentes ao longo da série histórica, temos uma leitura das relações entre o crescimento populacional, o crescimento econômico e a contaminação das águas fluviais da região. A tabela 14 apresenta os resultados a serem discutidos nessa seção.

Tabela 14 - Concentrações médias de DBO, somatório das cargas de DBO por sub-bacias, somatório do PIB dos municípios integrantes das sub-bacias analisadas no estudo: 1940 – 2020

Decênios	Concentrações DBO - média (mg/l)	Cargas de DBO - total (t/dia)	PIB dos municípios (1.000 R$ ano 2000)
1940	0,5	5,17	205.506,47
1950	1,0	11,88	545.464,97
1960	2,2	30,36	1.758.735,36
1970	4,7	72,36	5.254.030,27
1980	8,2	109,39	10.979.950,93
1990	9,6	137,58	10.856.353,43
2000	12,2	164,14	19.373.055,85
2010	13,5	162,96	24.673.982,74
2020[1]	13,7	163,37	26.595.683,00

Fonte: Elaborado pelo autor, 2020.
Nota: Dados do PIB obtidos em IPEA (2019) a preços constantes de 2000. [1] Para o ano de 2020, a população urbana foi estimada pelo ajuste de curvas de regressão logística aos dados de 1940 a 2010, e o PIB corresponde ao somatório dos PIB dos municípios para o ano de 2016 à preços constantes do ano de 2010, deflacionados pelos deflatores implícitos do PIB até o ano de 2000.

Seguindo a lógica das discussões sobre os indicadores de população e áreas urbanizadas, um exame mais interessante desses indicadores para o fim de caracterização da região e das interações entre os indicadores ambientais e econômicos é a partir da verificação das taxas de crescimento dos indicadores. A tabela 15 apresenta as taxas de crescimento para os indicadores, derivados da tabela anterior.

Tabela 15 - Taxas de crescimento anuais para os indicadores selecionados – 1940-2020

Decênios	Taxas de crescimento (% a.a.)		
	Concentrações DBO - média (mg/l)	Cargas de DBO - total (t/dia)	PIB dos municípios (1.000 R$ ano 2000)
1940 - 1950	7,2	8,7	10,3
1950 - 1960	8,2	9,8	12,4
1960 – 1970	7,9	9,1	11,6
1970 - 1980	5,7	4,2	7,6
1980 - 1990	1,6	2,3	-0,1
1990 - 2000	2,4	1,8	6,0
2000 - 2010	1,0	-0,1	2,4
2010 - 2020	0,1	0,0	0,8
Taxa média de crescimento	4,3	4,5	6,4

Fonte: Elaborado pelo autor, 2020.

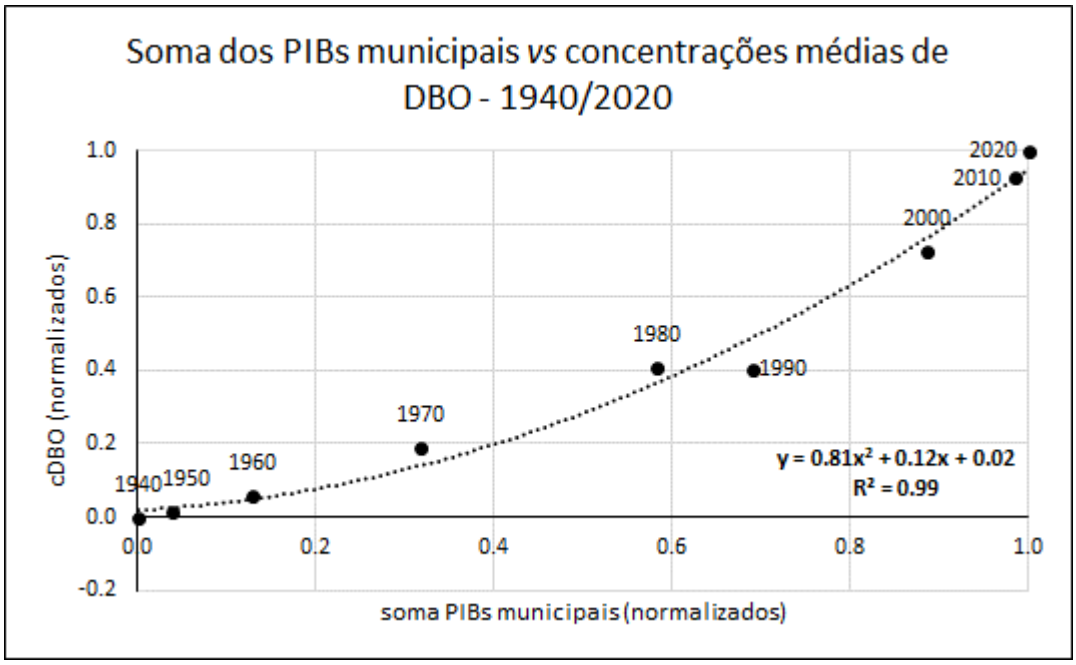
Pelos resultados da tabela 15 acima, podemos verificar que o período entre as décadas de 1940 e 1970 apresentaram grande intensidade em termos de crescimento econômico. Tal intensidade foi acompanhada pelas maiores taxas de crescimento verificadas tanto para as cargas quanto para as concentrações de DBO. Ainda que seja verificado um movimento decrescente nas taxas de crescimento para todos os indicadores a partir da década de 1980, não podemos afirmar que há uma relação de causa e efeito entre o crescimento econômico e a contaminação das águas fluviais.

Por si só, o PIB é um indicador de intensidade da atividade econômica da região. Também é um indicador consagrado para a mensuração da riqueza de determinado recorte territorial, seja na comparação entre países ou de diferentes áreas dentro de um mesmo país. Entretanto, a partir dos resultados é possível afirmar que o crescimento econômico na região e o aumento do passivo ambiental nas águas fluviais são concomitantes. O fato de o crescimento econômico na região não ter contemplado investimentos em infraestruturas de saneamento ambiental pode ser um elemento institucional que explique tal concomitância entre o crescimento econômico e o crescimento do passivo ambiental.

O gráfico da figura 12 apresenta a relação entre os indicadores concentrações DBO e somatório dos PIB municipais ao longo da série histórica. Ao observarmos a tendência da série representada no gráfico, observamos um crescimento exponencial na relação entre os indicadores. Tal tendência de crescimento pode ser um indicador de passivo ambiental

associado ao crescimento econômico, na medida que investimentos em saneamento ambiental implicaria em aumento do PIB dos municípios, e diminuiriam as concentrações, conferindo à curva após o tempo de eficácia das políticas públicas de saneamento um aspecto em 'U' invertido semelhante ao descrito por Kuznets em relação ao crescimento econômico e a redução da desigualdade (MILANOVIC, 2016). Ao ser aplicado um teste de correlação de *Spearman*, verificou-se uma forte e significativa correlação entre os indicadores (valor *rho* para correlação de *Spearman* = 0,98, *p-value* = < 0,001).

Figura 12 - Soma dos PIBs municipais *vs.* concentrações médias de DBO para a BHBG – 1940/2020



Fonte: Elaborado pelo autor, 2021.

5.2.3 Razão salário-mínimo necessário e salário-mínimo real

O indicador objeto de discussões nessa sessão representa um proxy de indicador de desigualdade em termos de renda, na medida em que um indicador clássico amplamente utilizado e mundialmente consagrado, o Índice de Gini, está apenas disponível a partir da década de 1990, e a sua construção requer dados que não estão disponibilizados nos bancos de dados de amplo acesso. O salário-mínimo necessário representa uma métrica mínima de remuneração ao trabalhador que garante os direitos constitucionais para este e sua família, conforme o Art. 7°, inciso IV da CF (BRASIL, 1988). Tal métrica é resultante de estudos mensais realizados pelo Dieese, com base nos valores da cesta básica (Decreto Lei nº 399 de 1938) e demais garantias constitucionais ao trabalhador. Já o salário-mínimo nominal é um

valor definido pelo Governo Federal, publicado anualmente por meios de Decretos-Lei e tem como principal indexador para a sua definição a correção pelo Índice de Preços ao Consumidor Amplo (IPCA), obtido a partir do consumo das famílias com renda de até 40 salários-mínimos.

No estudo em questão esse indicador é, antes de tudo, um indicador *proxy* do afastamento que a população se encontra da 'dignidade humana' e, portanto, da 'ruptura humana', afetando diretamente a sua capacidade de sobrevivência / resistência e adaptação às mudanças socioambientais. Nesse sentido, a desigualdade fruto da má distribuição de renda é a principal causa que estamos considerando no estudo, além da precariedade institucional.

Para a construção do indicador, foi necessária a equiparação dos valores à uma referência temporal comum. Dessa forma, os valores tanto para o salário-mínimo necessário quanto para o salário-mínimo real (real porque nas bases de dados os valores se encontram corrigidos para o índice de preços do último mês do ano corrente) foram convertidos para o mesmo mês e ano-base, para o estabelecimento da razão. Adicionalmente, foram necessários o preenchimento de lacunas de informação, tendo em vista que a produção das estatísticas do salário-mínimo necessário data do início do Plano Real (julho de 1994). Para esse fim, foram aplicadas curvas de decrescimento logístico, que foi o melhor ajuste obtido para a obtenção das estimativas. A tabela 16 apresenta os resultados obtidos nessa etapa.

Tabela 16 - Salário-Mínimo necessário a preços correntes e constantes por períodos específicos, salário-mínimo a preços constantes por períodos específicos e razão entre o salário-mínimo necessário e o salário-mínimo real – 1940/2020

Mês e ano-base	SM necessário preços corr. [1]	SM necessário preços ctes. R$ dez. 2020 [2]	SM real preços ctes. R$ jul. 2021 [3]	SM real preços ctes. R$ dez. 2020 [4]	SM necessário/SM real
dez/40	...	2766,51	948,17	905,07	3,06
dez/50	...	2780,68	403,96	385,60	7,21
dez/60	...	2805,01	1557,37	1486,58	1,89
dez/70	...	2847,20	816,49	779,38	3,65
dez/80	...	2921,62	934,70	892,22	3,27
dez/90	...	3056,94	443,56	423,40	7,22
dez/00	1004,26	3317,12	544,90	520,13	6,38
dez/10	2227,53	3875,72	933,27	890,85	4,35
dez/20	5421,84	5421,84	1097,37	1047,49	5,18

Fonte: Elaborado pelo autor, 2020.
Notas: [1] Dados obtidos diretamente em Dieese (2021). [2] Estimativas por curvas de decrescimento logístico para o período entre dez/90 e dez/40. Valores para o período dez/00 e dez/10 ajustados pelo IPCA-IBGE. [3] Dados obtidos diretamente em Ipeadata (2020). [4] Valores ajustados pelo IPCA-IBGE. (...) sem informações disponíveis.

Ao verificarmos os resultados apresentados na última coluna da tabela 16 acima, podemos afirmar que, considerando todas as correções feitas para os valores, o salário-mínimo efetivamente pago aos trabalhadores sempre esteve defasado em relação aos custos das garantias constitucionais conferidas ao valor da remuneração. O menor valor da razão é de aproximadamente 2 para o mês ano-base de dezembro de 1960. Após a década de 1980, o salário-mínimo necessário correspondia a aproximadamente 7 vezes o salário-mínimo real. Para todo o período 1940-2020, o salário-mínimo necessário corresponde, em média, a 5 salários-mínimos reais.

Ainda que tais resultados possam ser aplicáveis para todo o país, na região da BHBG eles se tornam ainda mais relevantes quando comparamos a evolução dos indicadores salário-mínimo necessário e o PIB *per capita* da região. A tabela 17 apresenta os valores do salário-mínimo necessário e do PIB *per capita*, a preços constantes para o ano 2000, e as suas respectivas taxas de crescimento para o período 1940-2020.

Tabela 17 - Salário-mínimo real, Salário-mínimo necessário e PIB per capita (todos a preços constantes em R$ dez. 2000) e taxas de crescimento dos indicadores, 1940-2020

Ano	SM real a preços ctes. R$ dez. 2000	Taxa de crescimento SM real (% a.a.)	SM necessário preços ctes. R$ dez. 2000 [1]	Taxa de crescimento SM necessário (% a.a.)	PIB per capita (R$ ano 2000)	Taxa de crescimento PIB *per capita* (% a.a.)
1940	274,01		837,56	-	2.147,51	-
1950	116,74	-8,2	841,85	0,1	2.479,55	1,4
1960	450,06	14,4	849,22	0,1	3.128,65	2,4
1970	235,96	-6,3	861,99	0,1	3.920,87	2,3
1980	270,12	1,4	884,52	0,3	5.420,13	3,3
1990	128,18	-7,2	925,49	0,5	4.261,13	-2,4
2000	157,47	2,1	1.004,26	0,8	6.134,67	3,7
2010	269,71	5,5	1.173,38	1,6	7.404,14	1,9
2020	317,13	1,6	1.641,46	3,4	8.036,65	0,8

Fonte: Elaborado pelo autor, 2020.

Ao compararmos os dois indicadores em relação as suas taxas de crescimento, observa-se uma taxa maior para PIB *per capita* ao longo de toda a série histórica, exceto para o período entre 1980 e 1990 e para o período 2010-2020, nos quais verificam-se retrações da atividade econômica do país bem como da região da BHBG. Em média, o PIB per capita cresceu a taxas maiores, a quase 1 % acima do salário-mínimo necessário ao ano. De acordo com os resultados, caso a remuneração do salário-mínimo nominal fosse o salário-mínimo necessário, apesar de apresentar taxa de crescimento em média 0,5% superior ao ano em relação ao salário-mínimo real, ainda estaria distante da taxa de crescimento do PIB *per capita* na região da BHBG. É importante salientar que o indicador PIB *per capita* deve ser utilizado com ressalvas, sendo a principal delas a questão da horizontalidade da distribuição da soma dos valores adicionados das economias municipais por toda a população.

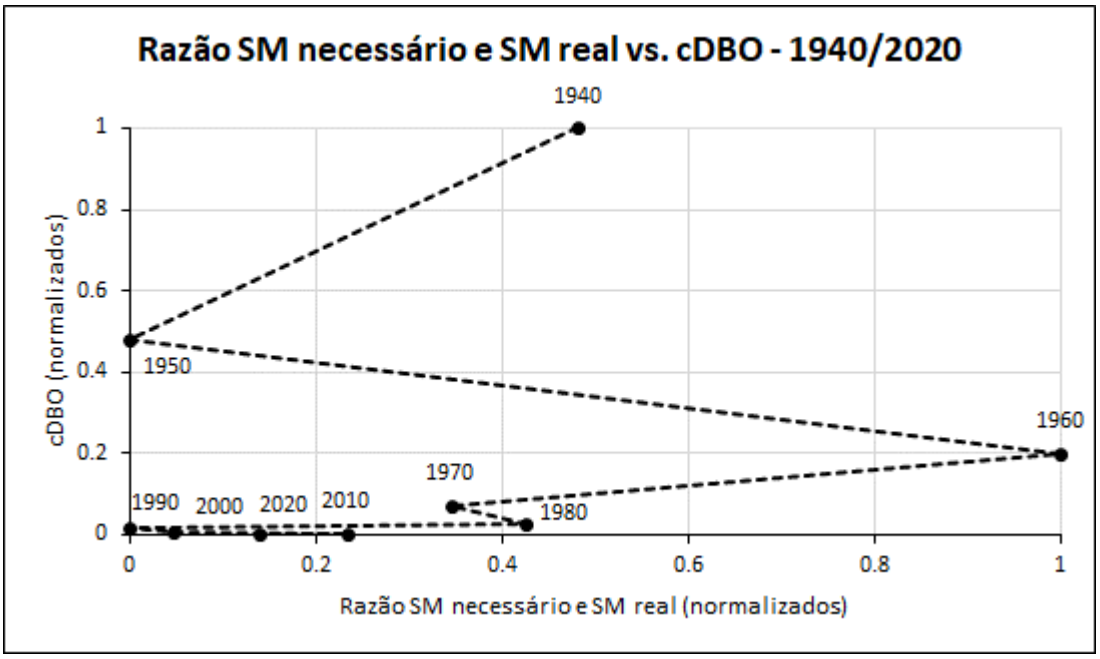
Podemos entender os resultados obtidos para a razão entre o salário-mínimo necessário e o salário-mínimo real como a distância em termos de renda que separa as famílias das condições ideais para a sua ’dignidade humana’. De forma análoga, podemos entender as concentrações de DBO nos rios, anteriormente apresentadas, tendo ultrapassado o referencial de qualidade adotado nos termos da legislação ambiental em vigor durante a década de 1970 - e com tendência de crescimento ao longo de toda a série histórica -, representam a distância que

separa o atual estado das águas fluviais das condições ideais de fornecer serviços socioambientais, i.e., em outros termos é uma medida da DCN água fluvial.

O gráfico apresentado na figura 13 nos fornece a distribuição no período 1940-2020 dos indicadores razão SM necessário/SM real e cDBO. Tais indicadores são representativos da qualidade ambiental das águas fluviais e das condições de dignidade humana, subsistência e um *proxy* de desigualdade adotado no estudo. Os indicadores foram tomados em seus valores inversos e normalizados para facilitar a construção do gráfico e a sua interpretação. Dessa forma os valores mais próximos de '0' representam os piores valores dos indicadores ao longo da série histórica e os valores próximos de '1' os melhores valores. A linha que conecta as décadas em sequência representa a tendência de ambos os indicadores ao longo da série histórica.

Pelos resultados apresentados no gráfico podemos afirmar que a partir da década de 1960 verifica-se um período caracterizado por perda de qualidade ambiental das águas fluviais em conjunto com a perda de condições de dignidade humana e de subsistência (aumento da pobreza e da desigualdade). Quanto a qualidade ambiental das águas fluviais, a perda é contínua ao longo da série histórica conforme resultados apresentados anteriormente. Já em relação às condições de dignidade humana e subsistência, um dado a ser destacado é o acentuado recuo do indicador razão SM necessário/SM real durante a década de 1940. Nesse período, o salário-mínimo nominal foi reajustado por duas vezes no ano de 1943 - Decretos-leis n° 5.670/43 e n° 5.977/43 (BRASIL, 1943a, 1943b). Após esses reajustes, o valor do salário-mínimo passou o período de 8 anos sem ser reajustado, o que ocorreu somente ao primeiro dia do ano de 1952, conforme o Decreto-lei n° 30.342/51 (BRASIL, 1951). Tal período sem reajuste implica em perda de valor real do salário-mínimo, o que pode explicar o deslocamento acentuado para a esquerda do gráfico durante a década de 1940. Outro importante movimento observado no gráfico se dá a partir da década de 1990 e 2000. Um movimento para a direita na curva que está associado com o aumento do poder de compra do salário-mínimo nominal em função da adoção de políticas progressistas de distribuição de renda. A partir da década de 2010, é verificado um novo movimento para a esquerda do gráfico.

Figura 13 - Gráfico de distribuição dos indicadores razão salário-mínimo necessário e o salário-mínimo real e concentrações de DBO ao longo do período 1940/2020



Fonte: Elaborado pelo autor, 2022.

Considerando os resultados do desenvolvimento econômico da região, apresentados pelos indicadores PIB e PIB *per capita* (tabelas 14 e 17) e os resultados do gráfico acima, verifica-se que o crescimento econômico não se traduz em qualidade ambiental e dignidade humana. Cada vez mais há o afastamento de um quadro socioeconômico e ambiental considerados direitos constitucionais, aqui tomadas como referências legais de sustentabilidade. Em relação às condições de qualidade ambiental, o Art. 225 da CF define o meio ambiente ecologicamente equilibrado como um direito fundamental. Ainda nesse sentido, está em tramitação no Congresso Nacional a Proposta de Emenda Constitucional n°6/21, que tem como objetivo tornar a água potável como uma das garantias fundamentais para a população. Sobre as garantias de dignidade humana, observa-se que o valor do salário-mínimo se distancia das garantias preconizadas no Art. 7°, inciso IV da CF (BRASIL, 1988).

5.2.4 Rendimento da população

Nos resultados apresentados pelo item anterior pode ser verificada a caracterização da desigualdade em termos de renda através da proposição de um proxy que pode ser obtido para toda a série histórica. Nesse item, temos a dimensão populacional da distribuição da renda. Os resultados apresentados são derivados das estatísticas dos censos demográficos e referem-se à distribuição da população por classes de rendimento domiciliar em número de salários-mínimos

nominais. A tabela 18 apresenta os resultados da distribuição da população com rendimento de até 1 salário-mínimo nominal, com rendimentos de até 1 salário-mínimo necessário e com rendimentos acima de 20 salários-mínimos, para os anos censitários de 1940 a 2010, e resultados para o ano de 2020 obtidos a partir de pesquisas amostrais com ano-base 2019.

Tabela 18 - Razão entre salário-mínimo necessário e salário-mínimo real e distribuição em percentual da população com (i) até 1 salário-mínimo necessário, (ii) até 1 salário-mínimo real e (iii) acima de 20 salários-mínimos nominais – 1940/2020

Ano	Razão SM necessário / SM real [1]	Classe de rendimento em salários-mínimos nominais na pesquisa populacional correspondente à razão SM necessário / SM real	População até salário-mínimo necessário (%)	População até 1 salário-mínimo nominal (%)	População acima 20 salário-mínimo nominais (%)
1940	3,06	...	...	...	...
1950	7,21	0-10	...	...	...
[2]1960	1,89	0-5	...	81,10	...
[2]1970	3,65	0-5	97,24	80,32	...
[2]1980	3,27	0-5	95,70	55,62	...
[2]1990	7,22	0-10	99,20	64,12	0,17
[2]2000	6,38	0-5	91,00	56,50	0,41
[2]2010	4,35	0-5	98,41	60,95	0,15
[3]2020	5,18	0-5	92,90	60,00	...

Fonte: Elaborado pelo autor, 2021.
Notas: [1] Para as décadas entre 1950 e 1990 as razões foram estimadas por curva de decrescimento logístico aplicada ao valor do salário-mínimo necessário para as décadas de 2000 a 2020
[2] Dados dos censos demográficos para unidades da federação (1960-1980) e municípios integrantes da BHBG (1990-2010). IBGE (1968;1975;1983;1991;2000;2010)
[3] Estimativas por ajuste de curva de decrescimento logístico à série histórica.
... Sem dados disponíveis.

De acordo com os resultados apresentados na tabela 18, observamos na região da BHBG uma queda no percentual da população com rendimentos de até 1 salário-mínimo nominal. Entretanto, nas décadas de 1960 e 1970 esse valor foi de aproximadamente 80% e na década de 2020, aproximadamente 60% da população ainda estavam enquadradas nessa classe de rendimento. Dessa forma, os resultados indicam que, apesar de uma pequena melhora na distribuição da renda verificada nas últimas décadas, ainda é muito grande a diferença em termos populacionais entre a classe de menores rendimentos e a de maiores rendimentos (acima de 20 salários-mínimos nominais). Quando produzida a estimativa do percentual da população utilizando como recorte o salário-mínimo necessário, um percentual médio de

aproximadamente 96% da população se enquadra na classe de rendimento entre 0 e até o salário-mínimo necessário.

Os resultados obtidos permitem afirmar que a região compreendida pelas porções NW e NE da BHBG é caracterizada por uma grande disparidade em termos de distribuição de renda, ainda que os resultados para as décadas recentes indiquem uma tendencia de melhoria. Quanto à capacidade do salário-mínimo nominal prover as garantias constitucionais ao trabalhador, é importante ressaltar que o custo da cesta básica nos anos de 2000 e 2010 era equivalente a aproximadamente 75% e 47,5% do valor do salário-mínimo. Dessa forma, ainda que tenha havido uma melhora, o comprometimento de aproximadamente 50% da renda domiciliar com a cesta básica individual é um indicador de situação de 'ruptura humana', na medida em que as demais necessidades constitucionais ficam comprometidas para 60% da população que possui renda domiciliar de até 1 salário-mínimo nominal.

Para fins de qualificação desse indicador com outro indicador muito importante para a caracterização da 'ruptura humana' na região, o percentual da população enquadrada como extremamente pobre (pessoas com renda domiciliar per capita de até US$ 1.90 por dia, conforme critérios do Banco Mundial para países de renda média) de acordo com os resultados do censo demográfico do ano de 2000 era de 3,33%. Os resultados do censo demográfico de 2010 apontaram uma melhora nesse indicador, sendo que a população enquadrada como extremamente pobre passou a ser de 1,87%. Entretanto, de acordo com os resultados da Pesquisa Nacional por Amostras de Domicílios – PNAD do IBGE, no ano de 2017, o percentual da população extremamente pobre na RMRJ registrou um aumento, passando a ser de 3,44% (ATLAS BRASIL, 2020).

5.3 Evolução institucional

A questão da institucionalidade na região da BHBG, especificamente nas suas porções NW e NE, pode ser entendida como os efeitos das políticas públicas sobre a qualidade ambiental das águas e do estoque de contaminantes de origem antrópica nos sedimentos costeiros. A dimensão institucional aplicada à região, relativa aos planos de saneamento ambiental, possui três momentos importantes: o PDBG – fase 1 (entre os anos de 1994 e 2003) e fase 2 (entre os anos de 2003 e 2010), e o PSAM (a partir do ano de 2012). Adicionalmente, no nível federal

houve a sanção da Lei Federal n° 14.026 de 15/07/2020, que apresenta novas diretrizes para a gestão do saneamento ambiental no Brasil.

O quadro 5 apresenta uma síntese dos principais componentes integrantes de tais planos e da legislação atual, em termos das soluções tecnológicas propostas, os custos estimados, as metas de atendimento populacional e de redução do aporte de cargas orgânicas em DBO geradas pela população.

Quadro 5 - Síntese dos planos de saneamento ambiental para a região da BHBG – soluções tecnológicas, estimativas de custos de implementação, população atendida, cargas de DBO geradas e metas de redução de cargas de DBO

Política, plano ou programa de abrangência local ou nacional	Soluções tecnológicas propostas	Estimativas de custos de implementação (R$ a preços ctes. 2000)	População atendida	Estimativas de cargas de DBO geradas	Metas de redução de cargas orgânicas – DBO (%)
The study on recuperation of Guanabara Bay system (JICA, 1994)	3 Lagoas de estabilização + 1 Estação de tratamento de Esgotos para as bacias NW e NE	72,60 milhões Reais/t/dia DBO	2050000 habitantes (61,5%)	170,4 t/dia	94,0 t/dia (55.2%) até 2010
The study on management and improvement of the environmental conditions of Guanabara Bay in Rio de Janeiro, the Federative Republic of Brazil (JICA, 2003)	25 Estações de Tratamento de Esgotos para as bacias NW e NE	135,35 milhões Reais/t/dia DBO	3045400 habitantes (89,0%)	193,2 t/dia	90,2 t/dia (46,7%) até 2020
Programa de Saneamento Ambiental dos municípios do entorno da Baía de Guanabara – PSAM (KCI, 2016)	Soluções descentralizadas definidas e apresentadas nos Planos Básicos Municipais de Saneamento	Recursos financiados pelo Banco Interamericano de Desenvolvimento no total de 429,1 milhões de Reais.	Até 2020 - Conectar 60% da população à rede de coleta. Até 2025 - Conectar 80% da população à rede de coleta. Até 2032 - Conectar 95% da população à rede de coleta.	...	Até 2020 - Reduzir carga de DBO em 50% Até 2025 - Reduzir carga de DBO em 68%. Até 2032 - Reduzir carga de DBO em 85%.

Lei Federal 14.026 de 15/07/2020 (BRASIL,2020)	...	...	90% da população do Brasil com coleta e tratamento de esgotos até 31/12/2033	...	...

Fonte: Elaborado pelo autor a partir de JICA, 1994; JICA, 2003; KCI, 2016; BRASIL, 2020.

Ao examinarmos as metas propostas por JICA (1994) e JICA (2003), apesar de serem inferiores em termos percentuais às metas propostas pelo PSAM e pela Lei Federal 14.026/2020, estas não foram atendidas. Somente uma ETE foi implementada na região NW da BHBG (ETE Sarapuí) e o plano como um todo foi considerado ineficiente para o reestabelecimento da qualidade ambiental da região (SONODA, 2013). Em relação às metas estabelecidas pelo PSAM, estas ainda estão em curso, apesar do não atendimento das metas previstas para o ano de 2020.

A tabela 19 abaixo apresenta os resultados para os indicadores que permitem situar a região da BHBG nos termos das políticas públicas para o saneamento ambiental, especificamente no que tange a coleta e ao tratamento de esgotos domésticos.

Tabela 19 - Domicílios urbanos com acesso a coleta de esgoto por rede geral, volume de esgotos coletados e volume de esgotos tratados – porções NW e NE da BHBG – 1940/2020

Ano	Domicílios urbanos com acesso a coleta de esgoto por rede geral (%)	Volume de esgotos coletados (1000 m³/ano)	Volume de esgotos tratados (1000 m³/ano)	Volume de esgotos tratados em relação ao volume de esgotos coletados (%)
1940	...	...	...	...
1950	...	...	...	...
1960	10,0	...	...	...
1970	10,0	...	...	...
1980	20,0	...	...	...
1990	20,0	...	...	...
2000	26,0	5579	25	0,4
2010	25,0	92356	4595	5,0
2020	47,1	131728	11729	8,9

Fonte: Elaborado pelo autor a partir de IBGE, 1968, 1975, 1983, 1991, 2000, 2010; SNIS, 2021.
Nota: ... sem informação disponível.

Pelos resultados apresentados na tabela 19 acima, o indicador que representa o atendimento dos domicílios urbanos por coleta de esgotos por rede geral, derivado das estatísticas dos censos demográficos, demonstra que os números ainda estão muito distantes das metas previstas tanto pelo PSAM quanto pela Lei Federal n° 14.026. Em termos de volume de esgotos coletados e tratados, apesar de um incremento verificado nos anos para os quais as informações estão disponíveis, é preciso que essas estatísticas sejam observadas com ressalvas.

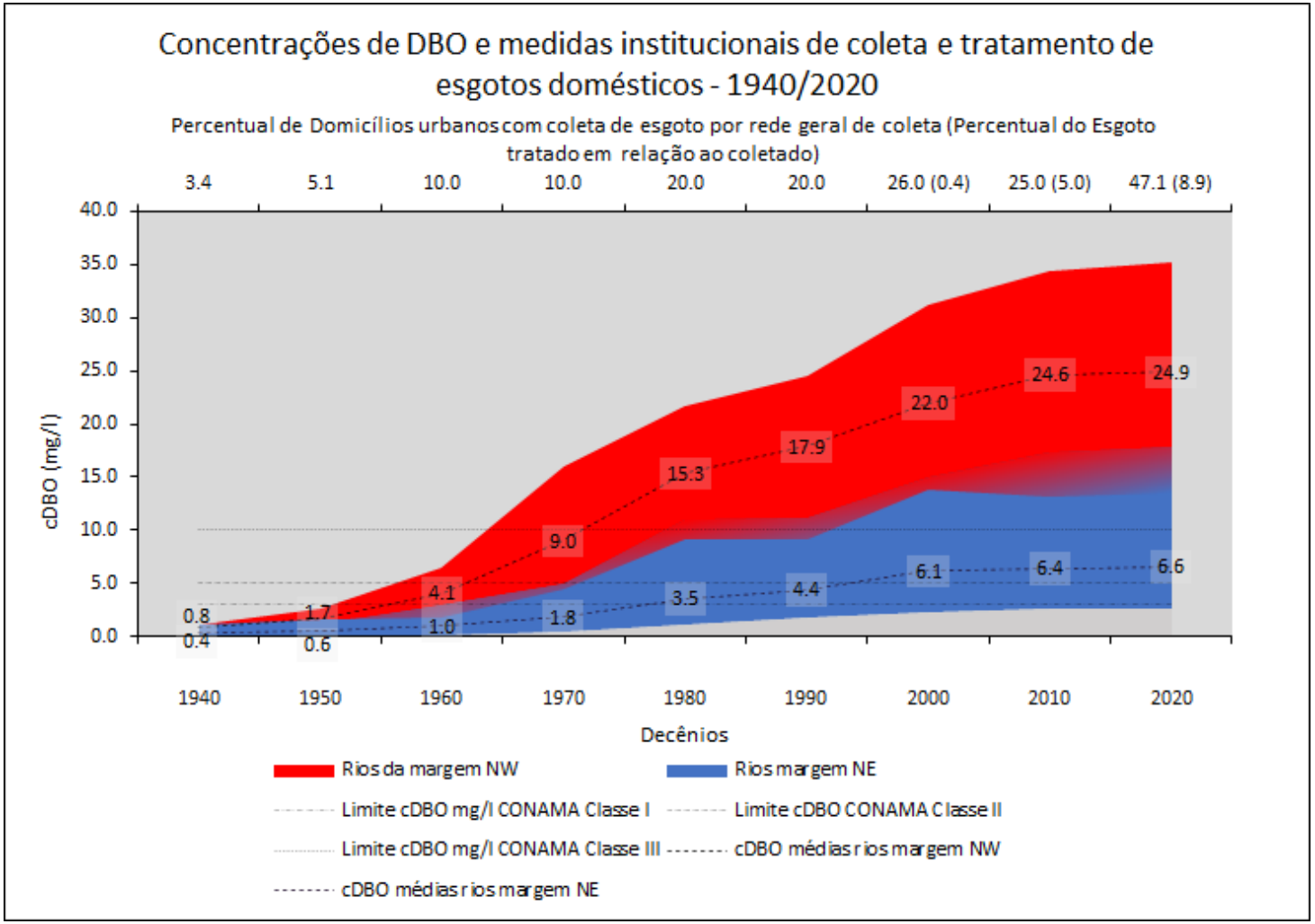
O questionário do SNIS é auto declaratório e respondido pelas empresas que prestam o serviço de esgotamento sanitário nos municípios, sendo que não há registros para todos os municípios integrantes da região da BHBG para toda a série histórica. Entretanto, apesar das lacunas de informação, os resultados demonstram que o tratamento de esgotos na região é praticamente incipiente.

À exemplo das áreas e populações urbanas, os volumes de esgotos não coletados bem como os volumes de esgotos coletados e não tratados constituem forçantes para a contaminação das águas fluviais e, consequentemente, dos sedimentos costeiros. Teste de correlação não-paramétrica de *Spearman* aplicado aos indicadores 'domicílios urbanos com acesso a coleta de esgotos por rede geral' e 'concentrações médias de DBO' para o período entre 1960 e 2020 indica que há forte e significativa correlação entre estes (n=7, *rho*=0.94, p-value=0,001). Dessa forma, podemos afirmar que a questão institucional é fundamental para a manutenção das condições da qualidade das águas fluviais na região, tendo em vista que a pouca eficiência destas, produziu um quadro crescente de degradação verificado através dos indicadores de qualidade das águas.

Na figura 14 os indicadores institucionais 'domicílios urbanos com acesso a coleta de esgotos por rede geral' e 'volume de esgotos tratados em relação ao volume de esgotos coletados' e o indicador ambiental 'concentrações médias de DBO' são apresentados em gráfico de série histórica. Pela figura, é importante notar que a ausência de políticas públicas eficientes para o saneamento na região, em um contexto de incremento populacional e das áreas urbanas influencia tanto os rios da porção NW quanto os rios da porção NE.

Considerando os referenciais de qualidade das águas preconizados pela resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005), é observado no gráfico que os rios da margem NW atingem o limite de 5,0 mg DBO/l – águas Classe II, a partir da década de 1960. Já na década de 1970, o limite para as águas Classe III, de 10,0 mg DBO/l é ultrapassado, e o processo de perda de qualidade das águas é contínuo e crescente nas décadas subsequentes. Para os rios da margem NE, o limite para águas classe II em média é atingido na década de 1990, também em uma tendência de aumento da perda de qualidade das águas ao longo da série histórica.

Figura 14 - Concentrações de DBO, indicadores institucionais de coleta e tratamento de esgotos domésticos – 1940/2020



Fonte: Elaborado pelo autor, 2020.

5.4 Depreciação do capital natural, contas satélites e correção de contas (PIB)

5.4.1 DCN física das águas fluviais

Os resultados da DCN águas fluviais têm direta relação com o limite de sustentabilidade para as águas fluviais adotado no estudo (5,0 mg DBO/l), definido pela legislação ambiental. Dessa forma, o total do volume estimado de águas fluviais que possui valores para o indicador 'concentrações de DBO' acima do valor orientador de referência constitui em capital natural águas fluviais que teve as suas características de qualidade alteradas, em um nível que é necessário um custo para a sua recuperação. As tabelas 20 e 21 abaixo apresentam informações sobre as classes de qualidade das águas a partir do indicador 'concentrações de DBO', as vazões fluviais utilizadas como referência e volumes de águas fluviais estimados por classes de enquadramento, para os anos de 1940 e 2020.

Tabela 20 - Estimativas dos volumes das águas fluviais por classes de qualidade das águas – indicador 'concentrações de DBO' – nos termos da resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005) – ano de 1940

Classes das águas doces (CONAMA 357/2005)	Limite de concentração de DBO da classe (mg/l)	Vazão de referência em m³/s (JICA, 1994)	Volume (m³/ano)	Volume (hm³/ano)
Classe I	3,0	4,4	4,52E+09	4522,26
Classe II	5,0	8,8	2,30E+09	2298,97
Classe III	**10,0**	43,5	**0,00**	**0,00**
Classe IV	**Acima de 10,0**	159,6	**0,00**	**0,00**

Fonte: Elaborado pelo autor, 2021.

Tabela 21 - Estimativas dos volumes das águas fluviais por classes de qualidade das águas – indicador 'concentrações de DBO' – nos termos da resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005) – ano de 2020

Classes das águas doces (CONAMA 357/2005)	Limite de concentração de DBO da classe (mg/l)	Vazão de referência em m³/s (JICA, 1994)	Volume (m³/ano)	Volume (hm³/ano)
Classe I	3,0	4,4	1,39E+08	138,75
Classe II	5,0	8,8	2,78E+08	277,52
Classe III	**10,0**	43,5	**1,37E+09**	**1371,82**
Classe IV	**Acima de 10,0**	159,6	**5,03E+09**	**5033,15**

Fonte: Elaborado pelo autor, 2021.

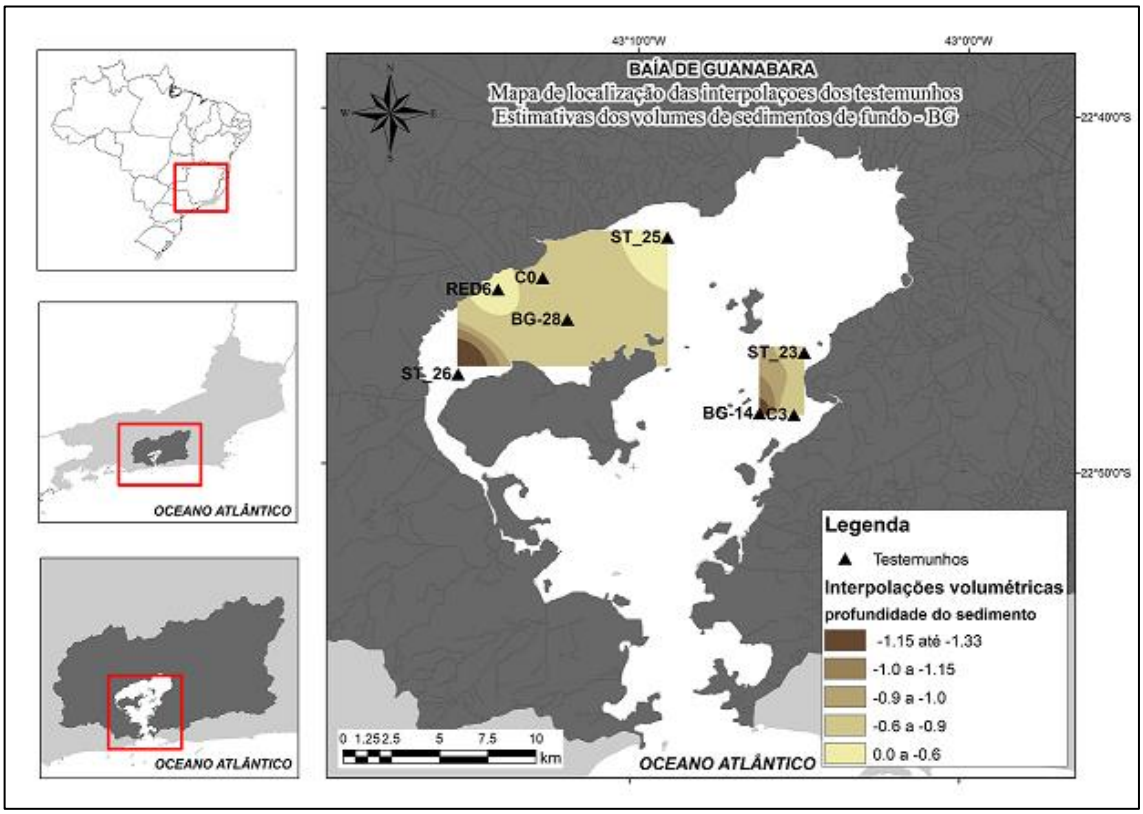
De acordo com os resultados apresentados na tabela 20, podemos afirmar que em 1940, a DCN física das águas fluviais era inexistente e que aproximadamente 33,7% do volume das águas fluviais estava enquadrado na classe II e o restante na classe I. Em 2020 (tabela 21), temos uma situação completamente diferente, apenas 6,1% dos volumes das águas fluviais estavam enquadrados até a classe II e a grande maioria das águas fluviais, 93.9%, estava acima do referencial de sustentabilidade, ou seja, tal percentual representou em 2020, a DCN física das águas fluviais.

5.4.2 DCN física dos sedimentos de fundo da BG

A figura 15 apresenta o mapa com as interpolações volumétricas dos testemunhos por setor da BG. A DCN física dos sedimentos foi obtida a partir da quantificação das superfícies interpoladas em volume, limitadas acima pelos topos dos testemunhos reconstituídos a partir das taxas de sedimentação, e abaixo pela altura correspondente a espessura do pacote sedimentar na qual foi identificada a violação dos limites das concentrações de metais pesados nos termos da legislação ambiental. Após a aplicação de geotecnologias para a quantificação dos volumes dos sedimentos para cada um dos setores, foram obtidas as estimativas dos volumes de sedimentos contaminados.

A tabela 22 apresenta as informações sobre os testemunhos utilizados, especificamente em termos do metal-traço identificado como crítico, i.e., que apresentou valores de concentrações superiores aos preconizados pela resolução CONAMA 454/2012, a altura de violação da concentração do metal-traço crítico no testemunho e o volume estimado de sedimentos contaminados, em milhões (10^6) de metros cúbicos (m^3).

Figura 15 - Interpolações volumétricas – testemunhos



Fonte: Elaborado pelo autor, 2021.

Tabela 22 - Metais-traços críticos, concentrações críticas, valores orientadores, altura de violação dos valores orientadores e estimativa de volume dos sedimentos contaminados – DCN física dos sedimentos costeiros

ID	Metais-traços críticos	Concentrações (mg/g)	Valores orientadores L1 - águas salobras (mg/g) [1]	Altura de violação dos valores orientadores (m)	Estimativa de volume de sedimentos contaminados (10^6 m³)
ST-25	Pb	0,05	0,05	-0,52	
ST-26	Cu	0,08	0,03	-1,33	
RED-6	Cu	0,05	0,03	-0,45	14,60
BG-28	Cr	0,10	0,09	-0,61	
C0	Cr	1,63	0,09	-0,79	
ST-23	Pb	0,05	0,05	-0,87	
C3	Zn	0,17	0,15	-0,71	2,93
BG-14	Cu	0,05	0,03	-1,22	

Fonte: Elaborado pelo autor, 2021.
Nota: [1] Adaptado de BRASIL, 2012.

A partir dos resultados da interpolação, foi obtido o volume total de sedimentos contaminados de 17,53 milhões de m³. Apesar de se tratar de uma abordagem inovadora, de baixíssimo custo e acessível, é experimental. Portanto, as suas limitações precisam ser consideradas. A principal delas é a baixa densidade de testemunhos na região, o que pode conferir uma estimativa subestimada aos resultados.

Considerando os resultados de qualidade das águas fluviais, ainda que uma redução das cargas de DBO em 90% pudesse ter um efeito positivo em termos de redução das concentrações de DBO à níveis sustentáveis, é importante que seja considerado o estoque de substâncias contaminantes nos sedimentos como potencial fonte de pressão ao sistema fluvial. Diante de uma mudança do potencial redox nas águas fluviais – de um ambiente redutor para um ambiente oxidante (e.g., diante dos efeitos das mudanças climáticas, com o aumento da pluviosidade e maior oxigenação das águas fluviais e, sobretudo, a redução no tempo de renovação das águas devido a eventos / forçantes de entrada de águas marinhas /oceânicas), tais substâncias contaminantes poderão ser liberadas na coluna d'água, retroalimentando o sistema fluvial.

5.4.3 Contas satélites e correção de contas - águas fluviais

Os primeiros resultados dessa seção representam o total do montante das cargas de DBO à drenagem fluvial que necessitariam ser reduzidos de forma que as concentrações dos rios principais possam atingir o referencial de qualidade adotado para o indicador 'concentrações de DBO' (valor de referência para qualidade das águas doces Classe 2 para o indicador DBO (mg/l), nos termos da Resolução CONAMA 357/2005 – 5,0 mg DBO/l). Após a aplicação da equação do balanço de massas em simulações de redução das cargas de DBO estimadas para o ano 2020 em 60, 70, 80, 90 e 99%, os resultados obtidos indicam que seria necessária uma redução das na ordem de 90% para que os rios atingissem ao referencial de qualidade adotado. Os resultados das concentrações de DBO obtidas a partir da simulação são apresentados na tabela 23 abaixo.

Tabela 23 - Concentrações estimadas para os rios principais das porções NW e NE da BHBG, após as simulações de reduções das cargas de DBO afluentes – balanço de massas

Rios principais	Concentrações de DBO (mg/l)					
	2020	2020 (1)	2020 (2)	2020 (3)	2020 (4)	2020 (5)
Rio Iguaçu	17,6	7,1	5,3	3,6	1,8	0,2
Rio Sarapuí	24,9	11,5	8,7	5,8	2,9	0,3
Rio Estrela	10,3	4,0	3,0	2,0	1,0	0,1
Rio Inhomirim	27,4	10,2	7,6	5,1	2,5	0,3
Rio Saracuruna	35,5	14,1	10,6	7,0	3,5	0,4
Rio Suruí	2,7	1,1	0,8	0,5	0,3	0,0
Rio Iriri	12,9	5,4	4,0	2,7	1,3	0,1
Rio Roncador-Santo Aleixo	8,7	1,7	1,3	0,8	0,4	0,0
Rio Macacu	3,5	1,2	0,9	0,6	0,3	0,0
Rio Guapiaçu	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Rio Guapimirim	34,8	10,6	8,0	5,3	2,7	0,3
Rio Caceribu	5,9	2,4	1,8	1,2	0,6	0,1

Fonte: Elaborado pelo autor, 2021.
Notas: (1) redução de carga de DBO em 60%; (2) redução de carga de DBO em 70% (3) redução de carga de DBO em 80%; (4) redução de carga de DBO em 90% e (5) redução de carga de DBO em 99%. A redução das cargas foi aplicada às cargas de DBO estimadas para o ano 2020.

Uma vez conhecida a quantidade das cargas de DBO afluentes à rede de drenagem que necessitam ser reduzidas, é possível satisfazer as parcelas da equação 3.4: $\sum CMPr$ *e* $\sum DCN$ *monetária*. Através da aplicação de coeficientes de custos por redução de cargas de DBO em t/dia derivados das soluções propostas nos planos propostos por JICA (1994), e JICA (2003) apresentados no quadro 4, e de coeficientes custos operacionais de ETEs e lagoas de estabilização obtidos em estudo desenvolvido por Santos (2018) por m³ de águas residuais a serem tratadas, tais parcelas foram obtidas.

De posse das estimativas dos custos de medidas protetivas e dos custos de tratamento das águas residuais, com o emprego da equação 3.4., foram estimados os resultados para as contas satélites águas fluviais (CS), bem como a correção de contas (CC), tendo como base o PIB das porções NW e NE da BHBG, pelas contas satélites águas fluviais. No quadro 6 são apresentados os resultados obtidos.

Quadro 6 - Etapas e resultados obtidos para as contas satélites e correção de contas – águas fluviais (ano-base 2020)

Depreciação do Capital Natural Águas Fluviais em termos monetários, Contas Satélites e Correção do Produto Interno Bruto - PIB	Base soluções propostas por JICA (1994)	Base soluções propostas por JICA (2003)
Custos das medidas protetivas: CMPr – custos globais para implementação das infraestruturas de coleta, tratamento e destinação final dos esgotos domésticos (milhões de Reais a preços ctes. ano 2000/t DBO/dia)	72,60	135,35
Custos das medidas protetivas: CMPr – para a redução das cargas de DBO em 90% (milhões de Reais a preços ctes. ano 2000)	10676,86	19909,40
Depreciação do Capital Natural: DCN – custos operacionais para o tratamento dos efluentes domésticos (milhões de Reais a preços ctes. ano 2000) [1]	34,70	47,45
Contas Satélites (CS) para as águas fluviais: CMPr + DCN (milhões de Reais a preços ctes. ano 2000)	**10711,56**	**19956,85**
Correção de Contas: PIB - CS Águas Fluviais (milhões de milhões de Reais a preços ctes. ano 2000) [2]	**15884,12**	**6638,83**
Correção de Contas: CS Águas Fluviais / PIB (%)	**59,72**	**75,04**

Fonte: Elaborado pelo autor, 2021.
Nota: [1] Estimativas obtidas a partir da aplicação de coeficientes de custo de tratamento por m³ de águas residuais conforme SANTOS (2018; 71) - resultados estatísticos para 44 observações de instalações de tratamento de esgotos (R$ 0,14 para lagoas de estabilização e R$ 0,19 para ETE) às vazões de águas residuais estimadas para o ano de 2020, na BHBG (249,72 milhões de m³/ano estimados para o ano 2020). [2] Valor do PIB utilizado no cálculo: 26.595,68 milhões de Reais (a preços constantes do ano 2000).

Os resultados demostram que as CS para as águas fluviais estimadas para os coeficientes derivados de ambos os planos de saneamento elaborados para a região da BHBG representam importante parcela do PIB da região, entre 60% e aproximadamente 75%. Para efeitos de comparação com a participação de setores institucionais da economia no PIB nacional, a participação do setor de serviços na economia nacional foi de aproximadamente 70% do PIB de 2020 e a da indústria, na ordem de 11 %. Dessa forma, podemos afirmar que as deficiências históricas de saneamento ambiental na região, no caso em esgotamento sanitário, poderiam alavancar o PIB da região por aumento dos investimentos, e teriam uma contrapartida positiva na melhoria da qualidade das águas e da qualidade ambiental para a população.

Sobre os estudos apesentados nos planos de saneamento elaborados para a região (JICA, 1994, 2003), estes apresentam soluções de saneamento visando a melhoria das condições da

Baía de Guanabara, considerando nas simulações de qualidade das águas, os processos da hidrodinâmica estuarina e a circulação das águas da Baía de Guanabara pelo aporte de águas oceânicas. Dessa forma, tais estudos não necessariamente priorizam a adoção de limites de sustentabilidade para a drenagem fluvial. Em simulação feita com o emprego da equação do balanço de massas para os indicadores de cargas e concentrações de DBO, caso as infraestruturas tivessem sido inteiramente implementadas, as concentrações de DBO nas águas fluviais seriam reduzidas à patamares da década de 1970 (aproximadamente 6,0 mg/l).

Sobre uma estimativa de CS e CC a partir de dados derivados do PSAM, é preciso pontuar que a questão da estrutura de governança do plano, caracterizada pela descentralização da implementação dos projetos de saneamento, sendo estes a cargo dos municípios participantes, impossibilitou nesse momento a construção de tais estimativas. De acordo com dados obtidos na homepage do PSAM em janeiro de 2021 (psam.eco.br), os projetos de saneamento licitados e em licitação contemplavam aproximadamente 7,1% da população urbana total de 2020, 12,1% da vazão de águas residuais de 2020 e um investimento equivalente a apenas 0.9% do PIB da BHBG. É importante salientar que o PSAM possui metas de redução das cargas de DBO na ordem de 50% e de atendimento de 60% da população por coleta de esgotos, vencidas no ano de 2020 (quadro 4), sendo que o PSAM prevê que tais metas em 2032 são da ordem de 95% e 85%, respectivamente.

5.4.4 Contas satélites e correção de contas - sedimentos de fundo da BG

Os resultados obtidos nessa seção referem-se ao somatório dos custos globais de dragagem do volume de sedimentos contaminados (DCN física dos sedimentos costeiros -tabela 22) e os custos de acondicionamento em soluções consideradas adequadas e aplicadas previamente em outras operações de dragagem dos sedimentos de sedimentos na região da Baía de Guanabara, e.g., a dragagem do Canal do Cunha e do Canal do Fundão (PEREIRA, 2012). Conforme apresentado na metodologia desse item, para os custos globais de dragagem, foram adotados coeficientes preconizados pela CGU (2020), tendo em vista a proposta de trabalho a partir da integração entre as dimensões do desenvolvimento sustentável (aqui nesse caso entre indicadores ambientais, socioeconômicos e institucionais). As contas satélites para os sedimentos costeiros correspondem à soma das parcelas custos globais de dragagem e custos totais de acondiciomento em Geotubes® (MASTIN; LEBSTER, 2007) partir de custos por m³

de sedimentos dragados. Os resultados para as contas satélites e correção das contas (através do PIB da região), são apresentados no quadro 7 a seguir.

Quadro 7 - Etapas e resultados obtidos para as contas satélites e correção de contas – sedimentos costeiros (ano-base 2020)

Depreciação do Capital Natural Sedimentos em termos Físicos e monetários, Contas Satélites e Correção do Produto Interno Bruto - PIB	Porção NW	Porção NE	TOTAL
Volume estimado de sedimentos contaminados: Depreciação do Capital Natural Sedimentos física (10^6 m³)	14,60	2,93	17,53
Custos de dragagem (milhões de Reais a preços ctes. ano 2000)	98,50	20,50	119,00
Custos de acondicionamento em Geotubes® (milhões de Reais a preços ctes. ano 2000)	84,70	17,00	101,70
Contas Satélites (CS): Depreciação do Capital Natural Sedimentos monetária (milhões de Reais a preços ctes. ano 2000)	183,20	37,50	**220,70**
PIB ano 2020 (milhões de milhões de Reais a preços ctes. ano 2000)	...	...	26595,68
Correção de Contas: PIB - CS Sedimentos (milhões de milhões de Reais a preços ctes. ano 2000)	...	...	**26374,98**
Correção de Contas: CS Sedimentos / PIB (%)	...	...	**0,83**

Fonte: Elaborado pelo autor, 2021.
Notas: Custos globais sendo somatório dos custos de mobilização da draga, remoção dos sedimentos e desmobilização da draga: R$ 6,68/m³ sedimentos a preços do ano 2000 (CGU, 2020). Custos de acondicionamento em Geotubes®: R$ 5,80/m³ sedimentos a preços do ano 2000 (MASTIN; LEBSTER, 2007). (...) Sem informação disponível. Nessa estimativa não são considerados os custos de manutenção do sistema de acondicionamento dos sedimentos contaminados ao longo de sua vida útil.

Para os sedimentos, apesar das limitações anteriormente apontadas, os resultados indicam que as CS desse compartimento ambiental, em caráter experimental, corresponderam a aproximadamente 1% do PIB das regiões NW e NE da BHBG. Tal estimativa pode ser aprimorada a partir da minimização das limitações anteriormente apontadas, especificamente no que se refere a densidade de testemunhos na região. Ao compararmos a área total da superfície delimitada pelos testemunhos utilizados para a estimativa dos volumes, estimada em 23,7 km², esta corresponde a apenas 6,2% da área da Baía de Guanabara, de 384 km² (KJERFVE *et al.*, 1997)

5.5 Contas de emissões e contas de qualidade das águas - contas econômicas e ambientais (ONU)

5.5.1 Contas de emissões

As contas de emissões compreendem a distribuição das substâncias contaminantes às águas fluviais pelos setores institucionais da economia, bem como as emissões das cargas de contaminantes atenuadas pelas indústrias de coleta e tratamento de efluentes. Para o fim da contabilidade das emissões, é necessário que seja definido um indicador que norteie as estimativas e que este possa ser aplicável para a economia como um todo. Dessa forma, as cargas de DBO representam um bom indicador, na medida em que este é amplamente consagrado na concepção de projetos de infraestruturas de tratamento de esgotos e é adotado como meta operacional dos planos de saneamento concebidos para a região da BHBG.

É importante considerar as limitações para a produção dos resultados das contas de emissões. As estatísticas de emissão de cargas de DBO abrangentes para todos os setores institucionais da economia do país são inexistentes, na medida que constituem informações por vezes muito específicas e não contempladas pelas pesquisas oficiais sobre os setores agropecuário e industrial. Na região da BHBG, pelo menos dois estudos com ênfase no saneamento da região contemplaram um inventario das emissões de cargas de DBO de origem das indústrias, sendo estes desenvolvidos por SANERJ (1975) e JICA (1994). Este último ainda apresenta estimativas de emissões de cargas de DBO para as atividades comerciais.

Para o setor institucional famílias, as estatísticas de população atendida por serviços de coleta e tratamento de esgotos para as infraestruturas que atendem a população na região são mais sistematizadas, sendo os bancos de dados disponibilizados pela ANA (2015) e pelo SNIS (2020) o que há de mais abrangente e atualizado em termos de estatísticas oficiais de acesso a esgotamento sanitário no país. O IBGE produz e mantém em seus bancos de dados estatísticas da Pesquisa Nacional de Saneamento Básico, bastante abrangente, mas que carece de uma periodicidade bem definida.

Uma forma de preencher as lacunas de informação para o indicador em questão aplicado ao setor institucional ‘Famílias’ é a partir da aplicação de coeficientes de cargas de DBO per capita à população (ABNT, 2011), qualificando-a entre aquela que é atendida ou não por tratamento de esgotos domésticos. Dessa forma, as contas de emissões utilizam os indicadores

já produzidos e apresentados anteriormente (cargas de DBO), bastando somente um ajuste dimensional.

Os resultados para as contas de emissões estimadas para o ano de 2020 são apresentados na tabela 24, em milhares de toneladas de DBO/ano. Para o setor institucional ‘Famílias’, as emissões brutas correspondem à soma das emissões sem coleta e tratamento com as emissões direcionadas para as indústrias de coleta e tratamento de esgotos. Esse valor totaliza 67,4 mil t DBO/ano, no qual a parcela sem tratamento totaliza 59,6 mil t DBO/ano (88,4%) e a parcela tratada 7,8 mil t DBO/ano (11,6%). As emissões líquidas correspondem ao saldo entre as emissões brutas e as emissões destinadas para outros setores institucionais, nesse caso as ‘indústrias de saneamento’, sendo correspondente a própria parcela das cargas não tratadas e direcionadas para as águas fluviais. Os resultados das contas de emissões para as ‘indústrias de saneamento’ apresentam as cargas que são emitidas por essa indústria para os corpos receptores (tabela 25). Um dado essencial para a quantificação das emissões após o tratamento dos efluentes é a capacidade de remoção do sistema de tratamento. De acordo com informações apresentadas por ANA (2015), a ETE Sarapuí opera com tratamento secundário, que pode ter uma eficiência em média de 80% de remoção das cargas de DBO (VON SPERLING, 2007). Dessa forma, as indústrias de saneamento na região emitem 1,6 mil t DBO/ano após o tratamento das cargas que recebem, um valor que corresponde a apenas 2,4% do total de cargas brutas emitidas pelo setor institucional ‘Famílias’.

A soma entre as emissões líquidas para ambos os setores institucionais totaliza 61,2 mil t DBO/ano. Ao convertermos esse resultado para emissões em t DBO/dia, temos o valor de 167,3, o que corrobora o total das cargas de DBO às águas fluviais estimado para o ano de 2020.

Tabela 24 - Contas de emissões de DBO para as águas fluviais, para o ano de 2020, conforme a metodologia UNSD, 2012b

Parâmetro: Demanda Bioquímica de Oxigênio (em 1000 t para o ano 2020)	Tipologias industriais conforme a classificação internacional padronizada das atividades industriais – ISIC (ONU, 2008)							Famílias	Resto do Mundo	Total
	1 a 3	5 a 33 41 a 43	35	36	37	38,39; 45-99	Total			
1. Emissões brutas (=1.a + 1.b)					1,6			67,4		
1.a. Emissões diretas para a água (= 1.a.1 + 1.a.2 = 1.a.i + 1.a.ii)					1,6			59,6		
1.a.1. Sem tratamento					0			59,6		
1.a.2. Após tratamento *on site*					1,6			0		
1.a.i. Para águas interiores					1,6			59,6		
1.a.ii. Para o mar					0			0		
1.b. Emissões para o sistema de esgotos (ISIC 37)					0			7,8		
2. Realocações de emissões pela ISIC 37					0			0		
3. Emissões líquidas (=1.a + 2)					1,6			59,6		

Fonte: Elaborado pelo autor, 2021.
Notas: As tipologias industriais conforme a classificação ISIC Rev. 4 (UNITED NATIONS, 2008) são apresentadas no Anexo D.

Tabela 25 - Contas de emissões de DBO pelas indústrias de coleta e tratamento de esgotos (ISIC 37), para o ano de 2020, conforme a metodologia UNSD, 2012

Demanda Bioquímica de Oxigênio (em 1 000 t / ano 2020)	ISIC 37 - Indústrias de coleta e tratamento de esgotos
4. Emissões para os corpos receptores (= 4.a + 4.b)	1,6
4.a. Após o tratamento	1,6
Para águas interiores	1,6
Para o mar	0
4.b. Sem tratamento	0
Para águas interiores	0
Para o mar	0

Fonte: Elaborado pelo autor, 2021.

Apesar da dificuldade na obtenção de estatísticas sobre emissões de contaminantes para os corpos hídricos para os demais setores institucionais da economia, trata-se de uma fronteira do conhecimento na produção de estatísticas e indicadores ambientais no âmbito do SCEA-Água. Os resultados obtidos para as porções NW e NE da BHBG, ainda que restritos ao setor institucional 'Famílias' e às emissões deste setor para as indústrias de saneamento, encontram relevância na medida em que estudos desenvolvidos anteriormente no âmbito das instituições de gestão ambiental do Estado do Rio de Janeiro apontam que, historicamente, o maior percentual de cargas de DBO afluentes à Baía de Guanabara pela sua bacia de drenagem são oriundas de esgotos domésticos, sendo estes estimados em 56,4% (SANERJ, 1975), 79,5% (FEEMA, 1983) e 77,5% (JICA, 1994).

5.5.2 Contas de qualidade das águas fluviais

As contas de qualidade das águas fluviais podem ser entendidas como mudanças nos estoques de tais recursos hídricos superficiais e o saldo entre condições iniciais e finais de qualidade das águas, a partir de um indicador, entre dois anos-base distintos (UNSD, 2012). As contas de qualidade das águas são alimentadas pelas estatísticas derivadas das estimativas de DCN física das águas fluviais e do enquadramento dos volumes estimados nas classes de qualidade das águas definidas pelo indicador que as define. A tabela 26 apresenta as contas de qualidade para o total das águas fluviais das porções NW e NE da BHBG. Os resultados

contemplam as mudanças de classes de qualidade das águas a partir do indicador ‘concentrações de DBO’, bem como os estoques iniciais e finais referentes ao período 1940-2020.

Tabela 26 - Contas de Qualidade das águas 1940-2020, conforme a metodologia UNSD, 2012

Estoques e mudanças nos estoques (hm³)	Classes de qualidade das águas fluviais de acordo com a resolução CONAMA n° 357/2005 – parâmetro concentrações de DBO (mg/l)				
	Classe Especial	Classe I	Classe II	Classe III	Classe VI
Estoque inicial (1940)	4522,26	2298,97	0,00	0,00	0,00
Mudanças nos estoques (estoque inicial – estoque final)	-4522,26	-2160,22	277,52	1371,82	5033,15
Estoque final (2020)	0,00	138,75	277,52	1371,82	5033,15
Limites de concentrações de DBO (mg/l)	background	Até 3,0	Acima de 3,0 e até 5,0	Acima de 5,0 e até 10,0	Acima de 10,0

Fonte: Elaborado pelo autor, 2021.

Pelos resultados da tabela 26 acima, podemos concluir que o total de águas fluviais estimado para o ano de 1940 se enquadrava na classe especial e na classe I. Já para o ano de 2020, os as estimativas de estoques para as águas de classes especial inexistem, e os estoques de águas enquadradas na classe I e tiveram uma redução de 94,0% em relação aos estoques de 1940. Em 2020, os maiores volumes de águas fluviais estão classificados nas classes III e IV, totalizando 94,0% do estoque das águas fluviais em 2020.

Conforme os resultados obtidos nas contas de qualidade das águas, podemos afirmar que estes corroboram o histórico de grande incremento dos drivers de contaminação, especificamente a urbanização e o crescimento populacional, diante de um quadro de ineficiência também histórica das políticas públicas para o provimento de serviços de saneamento na região, igualmente demonstrada a partir dos resultados do quadro institucional da região da BHBG.

Ainda que tenham sido verificadas limitações nas estatísticas de qualidade das águas para os períodos anteriores a 1970, os valores de concentração obtidos a partir da aplicação do

balanço de massas mostraram ser robustos, conforme apontado pelos resultados das estatísticas de correlação apresentados no item 5.1.2.2.

Assim como as contas de emissões, as contas de qualidade aqui apresentadas representam um esforço pioneiro para a produção destas informações no âmbito de bacias hidrográficas. Portanto, estes resultados podem representar importante contribuição em termos de metodologia para a produção estatística oficial, no âmbito dos sistemas de contas econômicas e ambientais produzidos pelo IBGE.

5.6 Proposta de índice multidimensional de avaliação de bacias hidrográficas antropizadas – IM-BHAnt – caso da BHBG

De forma a serem discutidos os resultados obtidos para essa seção, é necessário que sejam retomados os objetivos que nortearam o índice aqui proposto: i) identificar a capacidade de adaptação das populações, em termos ambientais, sociais, econômicos e institucionais, diante da evolução do Antropoceno, considerando o cenário de aumento da pluviosidade, na região na qual está localizada a BHBG, previstos por IPCC (2021); ii) analisar a factibilidade de atendimento dos compromissos institucionais assumidos para a qualidade das águas fluviais e iii) verificar o método proposto para a obtenção da DCN e a sua inclusão no SCEA-Água.

Os resultados quantitativos dos indicadores-chaves, subíndices e do índice em suas planilhas de cálculo são apresentados no Apêndice F.

Na tabela 27 são apresentadas as séries históricas dos indicadores bem como o agrupamento dos indicadores por eixos conforme definidos na metodologia (quadro 2). Os resultados quantitativos obtidos para os subíndices DTM, CAF e MPM e os resultados quantitativos para o IM-BHAnt na tabela 28.

Tabela 27 - Séries históricas dos indicadores-chave e indicadores considerados desejáveis para a sustentabilidade, por eixos – 1940/2020

Eixos	Indicadores	Série histórica									Desejável
		1940	1950	1960	1970	1980	1990	2000	2010	2020	
Dinâmica territorial multidimensional	População (n. hab.)	95.695	219.985	562.138	1.340.015	2.025.771	2.547.766	3.157.961	3.332.459	3.421.253	3.421.253
	Volume de águas residuais sem tratamento (m³/ano)	6.985.736	16.058.908	41.036.074	97.821.095	147.881.283	185.986.918	203.959.153	214.375.815	220.857.777	22.085.778
	População com rendimentos de até 1 salário-mínimo nominal (%)	81,0	81,0	81,1	80,3	55,6	64,1	56,5	61,0	60,0	1,0
	Razão Salário-mínimo necessário e salário-mínimo real	3,1	7,2	1,9	3,7	3,3	7,2	6,4	4,4	5,2	1,0
	Cargas de DBO (t/dia)	5,2	11,9	30,4	72,4	109,4	137,6	164,1	163,0	163,4	4,6
	Afecção da drenagem (km)	11,3	33,6	137,9	223,9	498,0	736,6	1114,6	1194,1	1218,2	1,0

Contaminação das águas fluviais	Concentrações de DBO (mg/l)	0,5	1,0	2,2	4,7	8,2	9,6	12,2	13,5	13,7	1,4
Medidas protetivas e mitigadoras	Custo do tratamento de esgotos (%)	47,9	33,7	22,1	16,5	22,3	26,7	39,5	43,7	43,1	97,5
	Volume de esgotos tratados (%)	82,1	57,8	37,9	28,3	38,2	45,8	41,0	48,2	50,0	90,0

Fonte: Elaborado pelo autor, 2022.

Nota: Sobre os indicadores considerados desejáveis: a) foi mantida a população estimada para o ano de 2020 por ser a população algo inerente ao processo de crescimento das cidade; b) o volume de águas residuais não tratadas corresponde à 10% do valor desse indicador para o ano de 2020, de forma a serem atendidas as metas institucionais de coleta de esgotos; c) para o indicador população com rendimentos de até 1 salário-mínimo nominal optou-se por um valor arbitrário diferente do valor igual a zero, de forma a permitir a operacionalização matemática do índice. Adicionalmente, tal valor traduz que toda a população possui rendimentos acima de 1 salário-mínimo; d) para o indicador razão salário-mínimo necessário e salário-mínimo real, a igualdade entre ambos representa a condição ideal; e) o indicador Cargas de DBO corresponde à 10% do valor deste indicador para o ano de 2020, de forma a serem atendidas as metas institucionais para a redução das cargas de DBO; f) para o indicador afecção da drenagem, a condição ideal seria representada pela preservação das áreas de preservação permanente de rios, córregos e reservatórios, nos termos da legislação ambiental em vigor; g) o valor do indicador concentrações de DBO considerado desejável corresponde à média das concentrações obtidas a partir do balanço de massas, utilizando os mesmos dados de entrada do modelo (vazões e concentrações à montante), adotando uma redução de 90% das cargas afluentes de DBO; h) o custo de tratamento de esgotos representa o percentual relativo ao custo estimado para o atendimento das metas institucionais – 90% da população atendida por coleta e tratamento de esgotos e 90% do esgoto coletado tratado (BRASIL, 2020); h) o indicador volume de esgoto tratado corresponde ao percentual previsto nas metas institucionais, conforme o item ‘g’.

Tabela 28 - Subíndices ‘dinâmica territorial multidimensional’- DTM, ‘contaminação das águas fluviais’ - CAF, ‘medidas protetivas e mitigadoras’ MPM – 1940/2020 - índice multidimensional de avaliação de bacias hidrográficas antropizadas – IM-BHAnt – 1940/2050 e valores de subíndices e índice desejáveis para a BHBG

Ano-base (Década)	Subíndice DTM	Subíndice CAF	Subíndice MPM	IM-BHAnt
1940 (déc. 1930)	0,533	1,000	0,629	0,721
1950 (déc. 1940)	0,166	0,541	0,345	0,350
1960 (déc. 1950)	0,129	0,250	0,112	0,164
1970 (déc. 1960)	0,042	0,081	0,001	0,041
1980 (déc. 1970)	0,040	0,028	0,115	0,061
1990 (déc. 1980)	0,004	0,013	0,205	0,074
2000 (déc. 1990)	0,005	0,001	0,245	0,084
2010 (déc. 2000)	0,019	0,001	0,328	0,116
2020 (déc. 2010)	0,011	0,001	0,339	0,117
2030	0,012	0,001	0,340	0,118
2040	0,012	0,001	0,340	0,118
2050	0,012	0,001	0,340	0,118
DESEJÁVEL	0,674	0,536	1,000	0,737

Fonte: Elaborado pelo autor, 2022.

De forma a apresentar subsídios para a análise tendencial dos subíndices e do índice ao longo do período 1940 – 2020, a tabela 29 apresenta informações tais como as taxas de crescimento anual dos subíndices DTM, CAF e MPM e do índice IM-BHAnt para o período total da série histórica, para o período entre os anos-base 1940 e 1980, para o período entre os anos-base 1980 e 2000 e para o período entre os anos-base 2000 e 2020. Adicionalmente, são apresentadas simulações das taxas de crescimento anuais dos subíndices e do índice necessárias para o atendimento dos níveis desejáveis, utilizando como referência inicial os valores para o ano-base 2000. Outras simulações feitas utilizaram como base os valores obtidos para os

subíndices e para o índice referentes ao ano de 2020, e a projeção destes por crescimento vegetativo para aos anos de 2030 e 2050.

Tabela 29 - Taxas de crescimento anuais por períodos específicos, projeções para períodos específicos e estimativa de tempo necessário para o alcance dos níveis desejáveis – subíndices DTM, CAF e MPM e índice IM-BHAnt

Indicadores	Subíndice DTM	Subíndice CAF	Subíndice MPM	IM-BHAnt
Taxa de crescimento anual 1940-2020 (%)	-4,68	-8,16	-0,77	-2,24
Taxa de crescimento anual 1940–1980 (%)	-6,28	-8,58	-4,15	-5,99
Taxa de crescimento anual 1980-2000 (%)	-9,97	-15,29	3,83	1,59
Taxa de crescimento anual 2000-2020 (%)	4,40	0,47	1,65	1,71
Taxa de crescimento anual necessária 2000 – desejável (%)	63,77	87,47	15,12	24,33
Projeção dos subíndices e do índice a partir de 2020 para 2030 por crescimento vegetativo	0,018	0,001	0,399	0,139
Projeção dos subíndices e do índice a partir de 2020 para 2050 por crescimento vegetativo	0,042	0,004	1,000	0,427
Tempo em anos necessário para se atingir os subíndices e índice desejáveis[1]	95	1308	66	108

Fonte: Elaborado pelo autor a partir dos dados da tabela 27, 2022.
Nota: Para as estimativas do tempo em anos necessário para se atingir aos subíndices e índice desejáveis, foram utilizados os valores observados para o ano-base de 2020, e as taxas de crescimento anuais para o período 2000-2020, sendo todas positivas para a totalidade dos subíndices e para o índice.

O subíndice ‘DTM’, conforme dito anteriormente, fornece elementos para a análise da capacidade adaptativa da população diante do Antropoceno e das mudanças climáticas. Especificamente, tais elementos se referem às forçantes e às pressões exercidas sobre as águas fluviais.

De acordo com os resultados obtidos, o subíndice em questão apresenta forte decrescimento entre os anos-base de 1940 e 1980, atingindo nesta o seu valor mínimo (0,004). Uma primeira forçante e primordial para explicar essa queda observada é o aumento populacional. De acordo com os indicadores apresentados na tabela 26, no período entre os ano-base 1940 e 1990, a população cresceu a taxas anuais de 6,78%. O efeito do aumento populacional pode ser verificado no indicador afecção da drenagem. No mesmo período, o avanço da urbanização sobre a rede de drenagem ocorreu a taxas de crescimento anuais de

8,71%. Aumentos são também verificados nos indicadores de pressão sobre os recursos hídricos relacionados com a população, tais como o volume de águas residuais sem tratamento e as cargas de DBO. Os indicadores de forçante referentes à renda e desigualdade também apresentam importante contribuição para essa queda, mesmo que a taxas menores. Ainda que a população com rendimentos de até 1 salário-mínimo nominal tenha decrescido a taxas discretas de -0,47% ao ano, a razão entre o salário-mínimo necessário e o salário-mínimo real teve um aumento com taxas de 1,73% ao ano.

A partir da década de 1990, são observadas flutuações no subíndice, mas a tendência deste é de crescimento. Nesse caso, tal crescimento é principalmente atribuído aos indicadores de renda e desigualdade, que apresentam importante melhora a partir da década de 1990 (ano-base de 2000). A razão entre o salário-mínimo necessário e o salário-mínimo real recuou a taxas anuais de -1,10%, com a adoção de políticas públicas de redistribuição de renda. Os demais indicadores continuam a apresentar uma tendência de piora no período, com exceção da população com rendimentos de até 1 salário-mínimo nominal, com uma discreta redução a taxas de 0,22% ao ano. Entretanto, é importante frisar que em termos da evolução do total do PIB dos municípios da região, o período compreendido entre 1940 e 1980 apresentou taxas médias anuais de crescimento estimadas em 10,5%, de acordo com os resultados apresentados no item 5.2.2 (tabela 14).

Ao serem observados os resultados apresentados na tabela 29, verifica-se que o subíndice DTM apresentou taxas de crescimento anuais negativas para os períodos compreendidos entre os anos-base 1940 e 2020 (-4,68%), entre os anos-base 1940 e 1980 (-6,28%) e entre os anos-base 1980 e 2000 (-9,97%). Somente no período entre os anos-base 2000 e 2020, esse subíndice apresentou taxas de crescimento anuais positivas (4,40%).

Ainda pelos resultados da tabela 29, utilizando como valores de referência o valor para o subíndice DTM verificado no ano-base 2000, para se atingir o valor considerado desejável seria necessário um crescimento a taxas anuais de 63,77%. Ainda nessa tabela, utilizando o valor do subíndice DTM para o ano-base 2020, foram feitas projeções por crescimento vegetativo para os anos de 2030 e 2050. Os valores obtidos, 0,018 e 0,042 respectivamente, encontram-se muito distantes do valor considerado ideal, de 0,674 (tabela 27).

A simulação feita utilizando as melhores taxas de crescimento anuais para o subíndice DTM (4,40%) a partir do valor para o ano-base 2020 indicam que, à essas taxas de crescimento, o valor considerado ideal será alcançado em 95 anos.

O subíndice ‘CAF’ tal como o subíndice ‘DTM’ também se propõe à análise da capacidade adaptativa da população diante de profundas mudanças no ambiente. Trata-se de uma componente que, apesar de apresentar resultados intrínsecos à qualidade das águas ao longo do período do estudo, representam o estado e o condicionamento das águas fluviais diante das forçantes e pressões exercidas sobre os recursos hídricos.

Para todo o período 1940-2020, o subíndice em questão apresenta tendencia de decrescimento ao longo de toda a série histórica, a taxas anuais de -8,16% (tabela 28). No ano-base 2000, esse subíndice atinge o seu valor mínimo, 0,001, permanecendo até o final da série histórica, bem como nas projeções para os anos de 2030, 2040 e 2050. No período entre os anos-base 1980 e 2000, o subíndice apresentou as maiores taxas negativas de crescimento anual, -15,29% (tabela 29), no qual o indicador cDBO aumentou a taxas de 2,04% anuais, de acordo com resultados derivados da tabela 26. No período entre os anos-base 2000 e 2020, o subíndice CAF apresentou taxas de crescimento anuais positivas no valor de 0,47%, o que corrobora a diminuição da taxa de crescimento do indicador cDBO para o mesmo período, de 0,57% ao ano, sendo as menores taxas de crescimento ao longo da série histórica. Tal resultado pode ser associado com o início da implementação dos PDBG e PSAM, a partir do final da década de 1990.

Pelos resultados da tabela 29, utilizando como valores de referência o valor para o subíndice CAF verificado no ano-base 2000, para se atingir o valor considerado desejável seria necessário um crescimento a taxas anuais de 87,47%. Ainda nessa tabela, utilizando o valor do subíndice CAF para o ano-base 2020, foram feitas projeções por crescimento vegetativo para os anos de 2030 e 2050. Os valores obtidos, 0,001 e 0,004 respectivamente, encontram-se muito distantes do valor considerado ideal, de 0,536 (tabela 27).

A simulação feita utilizando as melhores taxas de crescimento anuais para o subíndice DTM (0,47%) a partir do valor para o ano-base 2020 indicam que, à essas taxas de crescimento, o valor considerado ideal será alcançado em 1.308 anos.

O subíndice ‘MPM’ está relacionado com a capacidade de atendimento das metas assumidas institucionalmente para a qualidade das águas na região, bem como à verificação da metodologia empregada para a estimativa da DCN e sua inclusão no SCEA-Água. Em termos quantitativos, apresenta duas componentes: o custo do tratamento de esgoto, cuja estimativa é derivada das estimativas de DCN monetária das águas fluviais considerando as alternativas de tratamento por fossas sépticas (1940 a 1980) adicionadas às soluções de tratamento por estações de tratamento de esgotos (a partir de 2000); e as estimativas do percentual do esgoto coletado

em relação ao esgoto tratado. Em termos qualitativos, representam os indicadores de impacto e resposta, diretamente relacionados com a institucionalidade e as políticas públicas para o provimento dos serviços de saneamento na região, no período.

Durante o período entre os anos-base 1940 e 1980, este subíndice apresenta uma tendencia decrescente com taxas anuais de -4,15% (tabela 29), chegando ao valor mínimo possível no ano-base 1970 (0,001 – tabela 27). Nesse período, a documentação disponível sobre tratamento de esgotos na região é restrita aos censos demográficos. Os primeiros estudos desenvolvidos por agências regionais datam da década de 1970 (SANERJ, 1975) e constituem esforços para estudos de inventários de contaminações das águas fluviais e monitoramentos de qualidade das águas. Dessa forma, nesse período a solução de tratamento de esgotos prevalente nas estatísticas oficiais constituíam soluções domiciliares. Nesse período, o volume de águas residuais gerados cresceu a taxas de 9,2% a.a., enquanto a quantidade de domicílios urbanos com solução de esgotamento sanitário por fossas sépticas cresceu 5,4% a.a., caracterizando uma defasagem entre a geração e o tratamento de esgotos domésticos.

A partir da década de 1980, é observada uma tendência de crescimento do subíndice. Entretanto, é somente a partir da década de 1990 que grandes projetos de saneamento são planejados e aplicados na região. Ainda que resultados anteriormente apresentados (item 5.3, tabela 19) e os resultados do indicador 'Volume de esgotos tratados (%)' indiquem que tais projetos foram ineficientes em cumprir com as metas a que se propuseram nos prazos e recursos disponíveis, a incorporação do tratamento de esgoto por ETEs a partir da década de 2000 pode ser identificado como responsável por esse aumento no subíndice a partir da década de 1990. De acordo com os resultados apresentados na tabela 28, o subíndice MPM apresentou taxas de crescimento anuais positivas tanto para o período entre os anos-base 1980 e 2000 (3,83%), quanto para o período compreendido entre os anos-base 2000 e 2020 (1,65%).

Pelos resultados da tabela 28, utilizando como valores de referência o valor para o subíndice MPM verificado no ano-base 2000, para se atingir o valor considerado desejável seria necessário um crescimento a taxas anuais de 15,12%. Ainda nessa tabela, utilizando o valor do subíndice MPM para o ano-base 2020, foram feitas projeções por crescimento vegetativo para os anos de 2030 e 2050. Os valores obtidos foram 0,399 e 1,000 respectivamente. Nesse caso, ainda que a projeção para o ano de 2030 esteja distante do valor desejável, a projeção para o ano de 2050 satisfaz ao valor desejável, de 1,000 (tabela 29).

A simulação feita utilizando as melhores taxas de crescimento anuais para o subíndice DTM (1,65%) a partir do valor para o ano-base 2020 indicam que, à essas taxas de crescimento, o valor considerado ideal será alcançado em 66 anos.

Outras informações que permitem qualificar a evolução do subíndice MPM na série histórica se referem ao montante de despesas em saneamento previstos nas Leis Orçamentárias da União. A tabela 30 apresenta os resultados de tais despesas.

Tabela 30 - Valor da despesa com saneamento previsto nas Leis Orçamentárias da União e taxas de crescimento anuais por décadas – 1940/2020

Ano	Valor nominal da despesa previsto na lei orçamentária da União	Moeda vigente	Taxa de crescimento anual (%)
1940	1.242.021:116$1	Réis	...
1950	3.601.382.540,00	Cruzeiro	...
1960	53.140.380.640,00	Cruzeiro	30,89
1970	610.316.660,00	Cruzeiro Novo	27,65
1980	28.847.616.710,26	Cruzeiro	47,05
1990	167.556.085.821,34	Cruzeiro	19,24
2000	161.087.818,29	Real	38,75
2010	516.093.376,53	Real	12,35
2020	825.697.720,55	Real	4,81

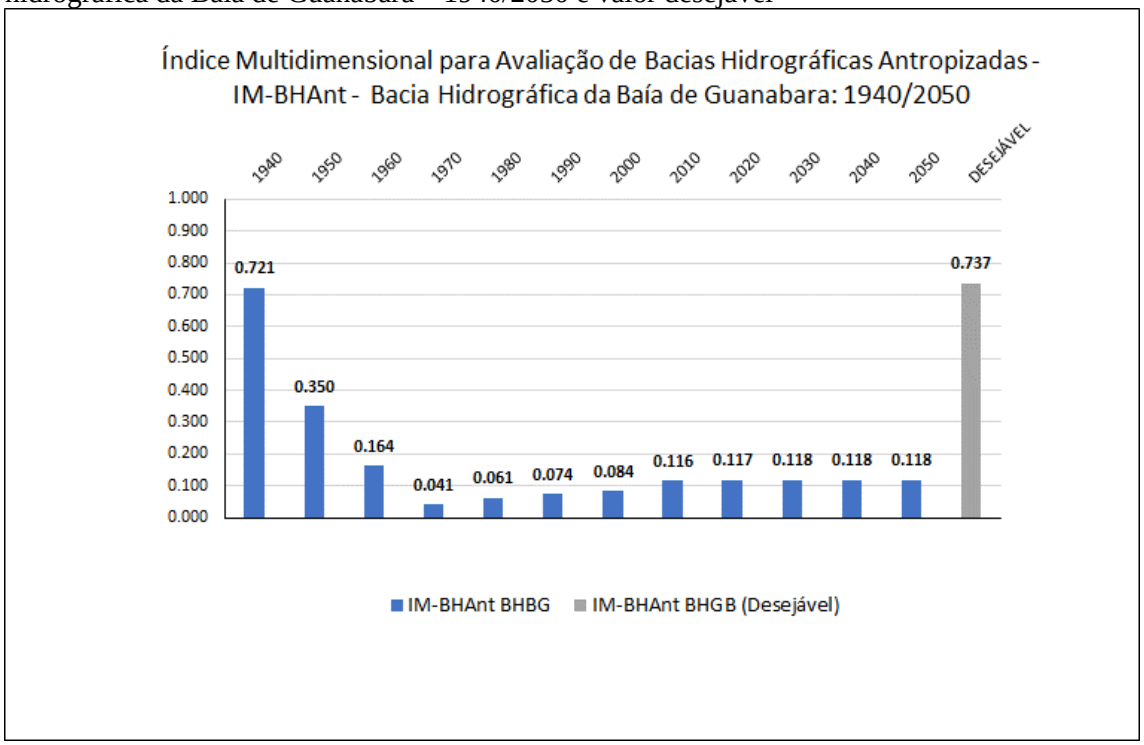
Fonte: Elaborado pelo autor a partir de BRASIL, 1950, 1959, 1970; SECRETARIA DO TESOURO NACIONAL, 2022.
Notas: Para a obtenção das estimativas das taxas de crescimento anuais, foi necessária a conversão das moedas vigentes para os períodos 1960-1970, 1970-1980 e 1990-2000. Conversor de moedas brasileiras disponível em http://www.igf.com.br/calculadoras/conversor_1.aspx. Entre os anos de 1940 e 1970, o valor da despesa orçamentária não está discriminado por setor, sendo um valor global para todo o ministério responsável pelas obras de saneamento, a cargo do Departamento Nacional de Obras de Saneamento - DNOS (de 1940 a 1960 a despesa está localizada no Ministério da Viação e Obras Públicas e no ano de 1970 no Ministério do Interior).

Ainda que haja limitações em termos de serem apresentados os valores nominais das dotações orçamentárias, é importante os verificar em termos de suas taxas de crescimento anuais (com as devidas conversões de moedas). Resultados derivados da tabela 30 indicam que no período compreendido entre os anos-base 1950 e 1980, as despesas orçadas em saneamento cresceram a taxas anuais de 34,93%. Já para o período entre os anos-base 1980 e 2000, a dotação orçamentária cresceu a incríveis taxas de 156,63% ao ano, sendo que no período seguinte, entre os anos-base 2000 e 2020, o crescimento foi discreto comparando com os períodos anteriores, a taxas de 8,51% ao ano. Exceto para o período entre os anos-base 1950 e 1980, os demais resultados corroboram as taxas de crescimento do subíndice MPM para esses períodos. Uma

possível explicação para a não-aderência dos resultados verificados para o período 1950-1980 pode residir na falta de informações discretizadas para o orçamento do setor saneamento, entre os anos de 1950 e 1970, sendo tais dotações orçamentarias representativas de todas as despesas à cargo do Ministério responsável pela gestão do saneamento no Brasil (Ministério da Viação e Obras Públicas – 1950 e 1960 e Ministério do Interior – 1970).

O 'IM-BHAnt' foi obtido para toda a série histórica e para as condições consideradas desejáveis. Para este índice, foram estimados valores para as décadas de 2030, 2040 e 2050. A partir dessas simulações, busca-se a aderência do índice com a agenda dos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ONU, 2015) e com os estudos desenvolvidos no âmbito do IPCC, especialmente em termos de inclusão de medidas protetivas e adaptativas nas estratégias de mitigação dos impactos às populações, decorrentes das mudanças climáticas (IPCC, 2014). A figura 16 apresenta em gráficos os resultados obtidos para o índice.

Figura 16 - Índice multidimensional para a avaliação de bacias hidrográficas antropizadas – bacia hidrográfica da Baía de Guanabara – 1940/2050 e valor desejável



Fonte: Elaborado pelo autor, 2022.

De acordo com os resultados, é observada uma tendência de queda abrupta entre as décadas de 1940 e 1970. Tal queda pode ser interpretada como uma resultante da queda verificada para os três subíndices no período, no qual as forçantes e as pressões exercidas nos recursos hídricos provocaram a perda na qualidade das águas fluviais. Os indicadores de

impacto e resposta demonstram que nesse período, as deficiências nos serviços de saneamento foram determinantes para o quadro de depreciação dos recursos hídricos fluviais.

O período 1940-1980 apesar do aumento notável do PIB é caracterizado, de acordo com os indicadores e subíndices, por um quadro de pobreza, desigualdade e ausência de institucionalidade que, de forma integrada, propiciou a contaminação das águas fluviais de forma crescente, contínua e para além dos limites sustentáveis.

O período de 1990-2020 apresenta tendência de crescimento do índice, muito em função das políticas públicas de redistribuição de renda anteriormente citadas sobretudo na década 2000 a meados da década 2010, a partir da década de 2000, bem como pela melhoria, ainda que discreta, nos indicadores de saneamento por rede geral e tratamento de esgotos por ETEs na região, que eram praticamente inexistentes até a década de 2000. Entretanto, tais melhorias nas dimensões social, econômica e institucional não se traduziram em melhoria da qualidade das águas.

A tendência do IM-BHAnt pode ser melhor entendida a partir das taxas de crescimento anual dos indicadores-chaves para os dois períodos selecionados de acordo com a trajetória do gráfico apresentado na figura 16. Por esse gráfico, podem ser identificados dois períodos distintos. Um período de diminuição do IM-BHAnt (um estado de piora em termos multidimensionais na BHBG) entre o período compreendido pelos anos-base 1940 e 1970, e um período de discreto crescimento e estabilidade do IM-BHAnt (um estado de melhora) entre o período compreendido entre os anos-base de 1970 e 2020. Na tabela 31 são apresentadas as taxas de crescimento anuais para os indicadores-chaves utilizados na produção do IM-BHAnt segundo os períodos selecionados acima identificados.

Tabela 31 - Taxas de crescimento anuais para os indicadores-chaves utilizados na produção do IM-BHAnt segundo os períodos 1940-1970 e 1970-2020

Indicador-chave	Taxa de crescimento anual 1940-1970 (%)	Taxa de crescimento anual 1970-2020 (%)
População (n. hab.)	9,20	1,89
População com rendimentos de até 1 salário-mínimo nominal (%)	-0,03	-0,58
Salário-mínimo real[1]	-0,50	0,59
Afecção da drenagem (km)	10,47	3,45
Volume de águas residuais sem tratamento (m^3/ano)	9,20	1,64
Concentrações de DBO (mg/l)	7,40	2,18
Custo do tratamento de esgotos (%)	-3,48	1,93
Volume de esgotos tratados (%)	-3.48	1.14

Fonte: Elaborado pelo autor a partir dos dados da tabela 26, 2022.
Nota: Como métrica de renda optou-se pelo Salário-mínimo real por representar uma proxy da renda de subsistência das famílias – o pior cenário, e por ser o valor previsto por decretos-lei.

Pelos resultados apresentados na tabela 31, as tendências de queda do IM-BHAnt para o período 1940-1970 estão associadas as maiores taxas de crescimento dos indicadores que compõem o subíndice ‘CAF’ (indicador-chave Concentrações de DBO, taxas de crescimento positivas) e que compõem o subíndice ‘MPM’ (indicadores-chaves Custo do tratamento de esgoto e Volume de esgotos tratados, com taxas de crescimento negativas). É importante destacar as taxas decrescentes verificadas para o indicador Salário-mínimo real, que denota uma fragilidade em termos de renda das famílias, acentuando a pobreza e a exclusão social. Para o período 1970-2020, todas as taxas são positivas e menores que as registradas para o período anterior, o que implica na atenuação da queda do IM-BHAnt e seu discreto crescimento. A taxa de crescimento anual negativa para o indicador-chave População com rendimentos de até 1 salário-mínimo nominal pode estar associada com uma melhoria na distribuição da renda, especialmente a partir da década de 2000.

Da mesma forma que os subíndices, o índice simulado para as condições multidimensionais adotadas como desejáveis demonstra que, apesar da tendencia de crescimento verificada nas últimas décadas bem como nas estimativas para 2030, 2040 e 2050,

a região da BHBG ainda está muito distante daquilo do que é considerado ideal termos de capacidade adaptativa das populações diante da ‘crise do Antropoceno’ e das mudanças climáticas, bem como à preservação da qualidade das águas.

As tendencias de sustentabilidade dos subíndices DTM, CAF e MPM, e do índice IM-BHAnt podem ser verificadas a partir do indicador ‘razão de sustentabilidade de Harrison’ (HARRISON, 1989). Esse indicador, obtido pela razão entre o dado de um período posterior e o dado de um período anterior, fornece como resultado se houve uma evolução (um valor maior que 1, o que caracteriza a sustentabilidade) ou uma involução (um valor menor do que 1, o que caracteriza a insustentabilidade). A tabela 32 abaixo apresenta os resultados obtidos para o indicador ‘razão de sustentabilidade de Harrison’.

Tabela 32 - Razão de sustentabilidade de Harrison para os subíndices DTM, CAF e MPM e para o índice IM-BHAnt segundo os períodos especificados

Período	Subíndice DTM	Subíndice CAF	Subíndice MPM	IM-BHAnt
1940 a 1950	0,311	0,541	0,549	0,486
1950 a 1960	0,778	0,462	0,324	0,466
1960 a 1970	0,323	0,323	0,009	0,251
1970 a 1980	0,954	0,342	115,333	1,481
1980 a 1990	0,090	0,465	1,775	1,211
1990 a 2000	1,367	0,078	1,195	1,133
2000 a 2010	3,843	1,000	1,341	1,388
2010 a 2020	0,615	1,099	1,034	1,011

Fonte: Elaborado pelo autor a partir dos dados da tabela 27, 2022.

Pelos resultados da tabela 32, podemos afirmar que o subíndice ‘DTM’ apresenta situação de insustentabilidade entre o período compreendido entre os anos-base 1940 e 1990, se tornando sustentável somente a partir do ano-base 2000 e até o ano base 2010. No ano-base 2020, tal subíndice voltou a apresentar condições de insustentabilidade. Tal oscilação nas últimas décadas pode estar associada com a diminuição da pobreza e da desigualdade entre os anos base 2000 e 2010, no qual o indicador razão salário-mínimo necessário e salário-mínimo real apresentou taxa anual de crescimento negativa em 1,89%, e um aumento no período subsequente, no qual o indicador apresentou taxa anual de crescimento positiva em 1,75%.

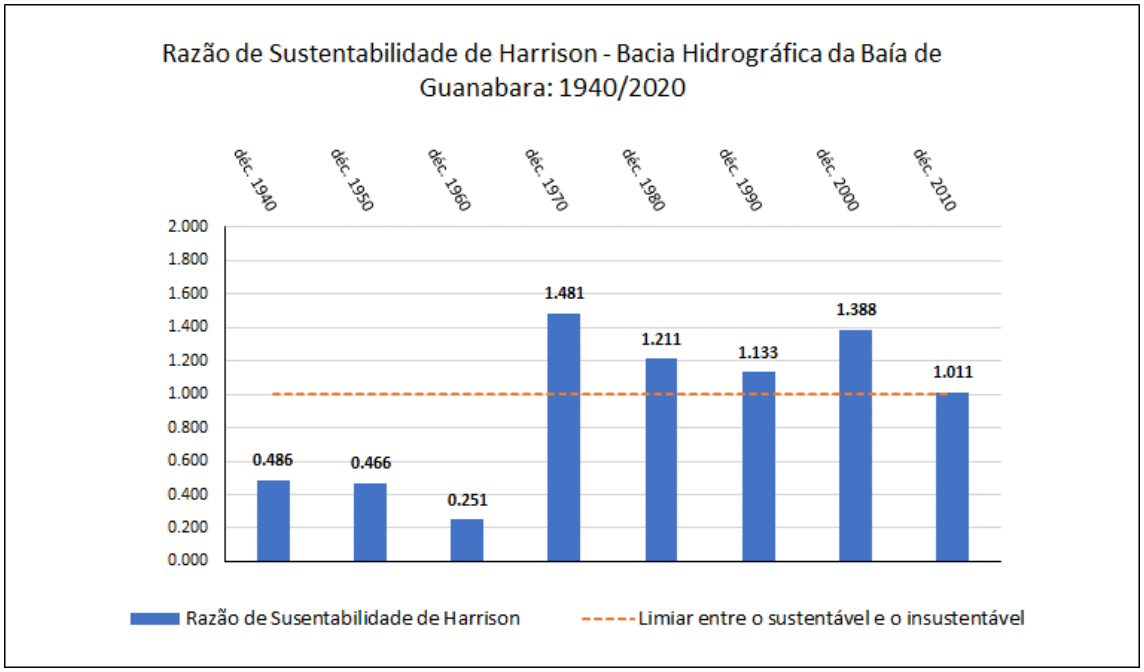
Já o subíndice ‘CAF’ apresenta situação de insustentabilidade entre os anos-base de 1940 e 2000. A partir do ano de 2010, o subíndice apresenta uma situação próxima a

estabilidade, o que resulta na permanência das condições de qualidade das águas aquém dos limites de sustentabilidade para o indicador cDBO adotados no estudo.

Quanto ao subíndice ‘MPM’, a situação de sustentabilidade verificada a partir do ano-base de 1980 pode ser explicada pelas despesas previstas nas Leis Orçamentárias para o setor de saneamento a partir do ano de 1980. Pelos resultados da tabela 29, mesmo com as limitações em termos da utilização de valores nominais, a taxa média de crescimento anual entre os anos-base 1980 e 2020 foi de 24,44%. Entretanto, apesar de os resultados corroborarem a situação de sustentabilidade do subíndice ‘DTM’ verificada, é importante salientar que o valor da dotação orçamentária não significa que o montante se traduz em investimentos em saneamento. Trata-se somente de uma previsão.

Em relação aos resultados para o indicador ‘razão de sustentabilidade de Harrison’ para o IM-BHAnt, entre os anos base de 1940 e 1970, este apresenta condições de insustentabilidade para a região da BHBG. Já a partir do ano-base de 1980, a situação se inverte, configurando uma situação de sustentabilidade (figura 17). Tais resultados corroboram as tendências observadas para o IM-BHAnt apresentadas no gráfico da figura 15. Entretanto, é importante salientar que, apesar de uma tendência de sustentabilidade demonstrada pelo indicador ‘razão de sustentabilidade de Harrison’, a região da BHBG ainda está mito distante daquilo o que é considerado o desejável, conforme dito anteriormente.

Figura 17 - Razão de Sustentabilidade de Harrison – Bacia Hidrográfica da Baía de Guanabara – 1940/2020



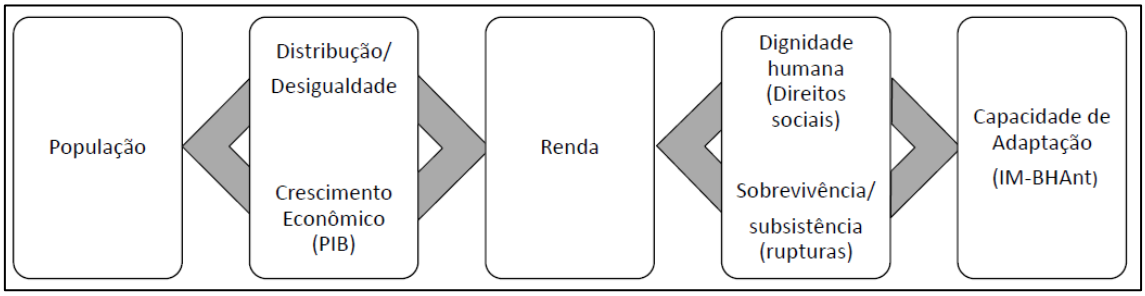
Fonte: Elaborado pelo autor, 2022.

5.6.1 Análise dialética do IM-BHAnt

O objetivo geral desse estudo é o de elaborar e aplicar à BHBG o IM-BHAnt, analisando a evolução do Antropoceno (1940-2020 e prognósticos) e suas implicações, segundo as hipóteses definidas e seguindo os objetivos específicos elencados.

A consecução do objetivo geral da tese exigiu uma abordagem dialética para além do sistema de causa e efeito baseado nas observações estatísticas realizadas. Os métodos e resultados estatísticos obtidos foram já discutidos ao longo do texto e sintetizados neste capítulo de Conclusões. O diagrama da figura 18 elaborado neste estudo, sintetiza o enfoque dialético e foi inspirado nas discussões propostas por Iglesias-Ríos (2019), onde se propõe um viés crítico ao conceito de Antropoceno. Aqui entende-se que este conceito se limita à ênfase no papel do ser humano na transformação do mundo biofísico e na gênese dos problemas socioambientais globais, desconsiderando que toda ação humana é atravessada por relações políticas, econômicas e sociais. Relações estas que, por sua vez, são o reflexo direto de relações de poder e de desigualdades. A aplicação de um índice multidimensional para a avaliação da sustentabilidade em bacias hidrográficas antropizadas deve, portanto, ressaltar um escopo mais amplo de análise, na qual relações de causa-efeito das ações humanas sobre as transformações ambientais são também percebidas como o resultado das valorizações econômicas de apropriação da natureza e do espaço.

Figura 18 - Diagrama da abordagem dialética adotada na elaboração e aplicação do IM-BHAnt na BHBG



Fonte: Elaborado pelo autor a partir de anotações de BIDONE, 2022.

População

O crescimento populacional e a urbanização sem o devido planejamento (prerrogativa público-institucional) são as principais forçantes físicas de modificação do uso do solo/recursos naturais, no caso presente afetando a drenagem fluvial afluente e a própria BG. Suas causas históricas estão, entre outros, na decadência da economia agrícola local, inversão de capital na

conversão/especulação imobiliária das terras cultivadas em urbanas, intensificação das atividades industriais, comércio e serviços e a construção das infraestruturas de transporte, criando condições para a periferização - aumento populacional por gentrificação e migrações internas, seguindo um modelo de desenvolvimento urbano caracterizado espacialmente pela ampliação radial de antigos núcleos urbanos - na periferia e zonas rurais da cidade do Rio de Janeiro - e posteriores agregações de novos núcleos.

Os demais indicadores de forçante e pressão ambientais na BHBG apresentaram um alinhamento lógico e estatístico com o crescimento populacional urbano, o qual decresceu a taxas anuais de cerca de 9,0 % na década de 1940 para 0,3 % na década 2010 até o ano de 2020. Ao final, com a redução da oferta de trabalho/emprego nos setores agrícola e industrial, a urbanização por comportar o setor hegemônico de serviços (com maior percentual de participação no PIB nacional, conforme dito anteriormente), torna-se a principal ou única opção para geração de trabalho/empregos suficientes. Com relação à redução dos custos de obras de infraestrutura, a urbanização o acesso das populações periféricas na BHBG às condições de moradia adequadas, caracterizando espaços urbanos carentes em infraestruturas e equipamentos públicos e de periferização.

Crescimento Econômico – Distribuição e Desigualdade - Renda

A questão passa a ser a qualidade de vida da população, a qual é portadora de dois elementos que, no sistema econômico vigente no País, se não conflitantes, no mínimo não estabelecem necessariamente uma relação de causa e efeito: o ‘crescimento econômico’ e a ‘distribuição e desigualdade’ em termos de renda.

O PIB sumariza a soma dos valores adicionados à produção e circulação de bens e serviços caracterizando a atividade econômica nacional em um ano-base, conceito passível de aplicação à uma dada região, a BHBG p.ex. O crescimento da produção como medido pelo PIB é chamado de ‘crescimento econômico’, o qual por sua vez é associado a um crescimento de qualidade de vida da população. O crescimento da população com um atraso também é refletido no PIB. É consenso que as contrapartidas socioeconômicas e ambientais, traduzidas em custos, afetam o PIB, mas não são nele incluídas. Ainda, o crescimento mínimo preconizado pelo Relatório Brundtland (UNITED NATIONS, 1987) para as políticas oficiais é de 3,0 % a.a. dobrando o valor do PIB a cada 23 anos. Na BHBG, excetuando a denominada ‘década perdida’ de 1980 e parte dos 1990 (PIB médio com taxas anuais negativas de crescimento de -0,11 %), e a última década de 2010 até o ano de 2020 (PIB médio com taxas anuais positivas de

crescimento de 0,76 %.), todas as demais desde 1940 apresentaram PIB superiores ao mínimo preconizado. Então, as populações na BHBG deveriam estar melhores em termos de qualidade de vida, o que não é o caso conforme os resultados obtidos ao longo da série histórica. Portanto, o PIB não pode ser considerado uma boa métrica para a qualidade de vida da população.

Considerando o PIB da região da BHBG, a distribuição da renda é muito desigual. Em 1940 aproximadamente 80% da população recebia até 1 salário-mínimo; em 2020 esse percentual era de cerca de 60%. Um decréscimo pequeno e lento variando a taxas de crescimento anuais positivas de 0,01 % na década de 1950 taxas anuais de crescimento negativas de -0,2 % na década 2010 até o ano de 2020 (-3,6% ao ano na 'década perdida' de 1980) com uma oscilação caracterizada por taxas de crescimento anuais positivas de 1,0 % na década de 2000-2010.

A população com renda mensal superior a 20 salários-mínimos era inferior a 0,17% em 1990 e 0,15% em 2010, portanto praticamente permaneceu inalterada, apesar da oscilação positiva observada na década de 2000-2010 de 0,41%.

O Índice de Gini - expressa o grau de concentração na distribuição do rendimento da população, varia de 0 (zero), situação de perfeita igualdade, a 1 (um), situação de desigualdade máxima - não apresentou variação, permanecendo em 0,5 desde 1990. Um índice em torno de 0,5 é considerado um valor representativo de fortes desigualdades, conforme os Indicadores de Desenvolvimento Sustentável - IDS (IBGE, 2015).

Do exposto conclui-se que, quando se objetiva a qualidade de vida da população da BHBG, 'crescimento econômico' e 'distribuição e desigualdade' são elementos que não expressam uma relação de causa e efeito, i.e., o crescimento econômico medido pelo PIB não implica em distribuição de renda e não gera redução da desigualdade, ou seja, no caso o PIB cresceu sem distribuição e com desigualdade.

Esses elementos se relacionam dialeticamente, e sua contradição é observável e, em termos da realidade socioeconômica descrita no caso, equacionável/resolvível pela 'renda'. Nesse sentido, é importante retomar o conceito de renda proposto por Hicks (1948) apresentado anteriormente nesse estudo, reforçando o objetivo da renda sendo o de fornecer às pessoas (i.e., famílias) a manutenção de padrões de consumo sustentáveis ao longo do tempo, garantindo a sua qualidade de vida.

Sobrevivência/Subsistência – Dignidade humana/Direitos sociais – Capacidade de Mitigação e Adaptação

O salário-mínimo (SM real) é utilizado na tese como proxy de Sobrevivência/Subsistência. No Capítulo II, Art. 7º sobre os direitos dos trabalhadores da Constituição da República Federativa do Brasil de 1988, é dito que: "inciso IV – salário-mínimo, fixado em lei, nacionalmente unificado, capaz de atender às suas necessidades vitais básicas e às de sua família com moradia, alimentação, educação, saúde, lazer, vestuário, higiene, transporte e previdência social, com reajustes periódicos que lhe preservem o poder aquisitivo, sendo vedada sua vinculação para qualquer fim". O texto constitucional nunca foi cumprido. Em dezembro de 2021 o SM real era de R$1.100,00 e a cesta básica de alimentos consumia cerca de 65% (ou 133h de trabalho) deste valor, ou seja, o SM real supre apenas o suficiente para a sobrevivência biológica de um trabalhador.

Sobre a 'dignidade humana', no Art. 1º da Constituição é dito que: "A República Federativa do Brasil, formada pela união indissolúvel dos Estados e Municípios e do Distrito Federal, constitui-se em Estado Democrático de Direito e tem como fundamentos: ... III – a dignidade da pessoa humana". Portanto, nesta tese considera-se que a 'dignidade da pessoa humana' enquanto princípio, é valor supremo e fundamento da Carta Magna brasileira, e que esse princípio será atingido quando atendidos os 'direitos sociais' cf. o Art. 6º da Constituição: "São direitos sociais a educação, a saúde, a alimentação, o trabalho, a moradia, o transporte, o lazer, a segurança, a previdência social, a proteção à maternidade e à infância, a assistência aos desamparados, na forma desta Constituição".

Esses direitos são setores de atividades na área de políticas sociais as quais configuram poderosas dinâmicas estruturantes da sociedade. Garantir o acesso universal aos direitos sociais permite reduzir as desigualdades. No caso específico da 'moradia' (incluindo o saneamento ambiental) na BHBG os indicadores do 'Subíndice medidas protetivas e mitigadoras' do Índice Multidimensional proposto, mostram que os investimentos ao longo do período 1940-2020 sempre estiveram muito aquém do necessário para garantir a universalização dos serviços e condições dignas de habitação para a maioria da população.

A precariedade da atuação institucional reflete na incapacidade de mitigar a poluição das águas fluviais, reduzindo a sua disponibilidade futura e gerando os altos valores da CMPr e DCN, convertidas em CS, utilizados para corrigir o PIB da região da BHBG, como uma métrica de não mitigação responsável pela 'ruptura natural' ('ruptura dos ciclos biogeoquímicos') observada pelos indicadores endógenos, e.g. cDBO, NT:PT.

O uso da ‘renda’ serve de proxy para melhor expressar a dicotomia observada entre os elementos ‘sobrevivência/subsistência’ e ‘dignidade humana/direitos sociais’. A renda familiar satisfaz apenas parte dos gastos de uma família, tipicamente 60%, os outros 40% constituem necessidades de consumo coletivo, i.e., acesso aos direitos sociais (DOWBOR, 2021).

O indicador SM necessário / SM real proposto na tese mostra que, ao longo do período 1940-2020, mais de 95% da população recebia e ainda recebe menos de 5 vezes o valor do salário-mínimo necessário (SM necessário para uma família de 4 pessoas) calculado pelo DIEESE – o mais próximo indicador de atendimento aos ‘direitos sociais’ constitucionais, ou seja, da ‘dignidade humana’ - para suprir as despesas com alimentação, moradia, saúde, educação, vestuário, higiene, transporte, lazer e previdência. Essa diferença é um proxy da ‘ruptura humana’.

Do exposto, constata-se que a ‘capacidade adaptativa’ das populações da BHBG depende e implica em promover a recuperação das causas da ‘ruptura humana’ e sua consequente ‘ruptura natural’ medida nas águas fluviais e nas DCN e CS resultantes. O Índice Multidimensional de Avaliação de Bacias Hidrográficas Antropizadas é aqui utilizado para medir a ‘capacidade adaptativa’ na BHBG. Para isso, ele é comparado à situação ótima desejável definida por valores hipotéticos possíveis dos indicadores do índice. O melhor desempenho do índice foi no período 2000-20 - que engloba a década de 2003-2013, a denominada “The Golden Decade of Brazil” pelo Banco Mundial – com taxa de crescimento do índice de 1,71% a.a. Entretanto, para atingir a situação desejável a taxa deveria ter alcançado entorno de 24% a.a. De fato, o valor do índice na situação desejável foi 6 vezes maior do que o calculado para 2020. A sua projeção para 2030, tendo como ano-base 2020 e a taxa do período 2000-20, considerando um crescimento vegetativo, resulta em um valor 5 vezes menor do que a situação desejável, e 2 vezes para o horizonte de 2050.

O não controlar das supracitadas causas significa uma trajetória em direção a um ‘*tipping point’* ou situação de não retorno ou não resiliência, natural e humana, já em franco solapamento (Crise do Antropoceno) das bases do futuro na região.

6 CONCLUSÕES

6.1 Satisfação das hipóteses adotadas no estudo

A partir dos resultados e discussões aqui apresentados, podemos verificar se esses são aderentes e satisfazem as hipóteses adotadas no estudo em questão. A hipótese que trata da possibilidade de obtenção das estimativas de cargas orgânicas e concentrações de DBO para as águas fluviais a partir de indicadores demográficos, hidrológicos e de qualidade das águas obtidos em documentos oficiais foi satisfeita. A aplicação do modelo de concentração de misturas – balanço de massas – permitiu a obtenção de valores para o indicador cDBO que, ao serem comparados com os valores apresentados pelos documentos de monitoramentos oficiais utilizados neste estudo, não apresentaram diferença significativa entre as suas medidas de tendencias centrais. Dessa forma, em termos estatísticos, podemos afirmar que os dois conjuntos de dados podem pertencer à mesma população.

A hipótese que trata da possibilidade de obtenção das estimativas do volume de sedimentos contaminados através dos testemunhos disponíveis e documentados para a região da BG, seus dados de concentrações de metais-pesados, taxas de sedimentação e o emprego de geotecnologias foi atendida. Trata-se de uma abordagem inédita, de baixíssimo custo e acessível para qualquer estudante ou profissional, desde que tenha acesso aos dados e um SIG. Ainda que possua limitações em termos de quantidade de testemunhos, a metodologia proposta e aplicada foi eficiente para o objetivo o qual se propôs.

Com a satisfação das duas hipóteses anteriores, a hipótese que trata da contabilização física e monetária das águas fluviais e sedimentos contaminados, tendo como referência para a contaminação a legislação aplicável e em vigor foi atendida

A hipótese que trata da construção das ‘contas de emissões’ e das ‘contas de qualidade’ para as águas fluviais, sendo estas integrantes do Sistema de Contas Econômicas Ambientais da Água, bem a correção do PIB da BHBG a partir da contabilização monetária das águas fluviais e dos sedimentos contaminados foi satisfeita, a partir da satisfação da hipótese anterior.

A hipótese que trata da possibilidade de, a partir de um conjunto de indicadores-chave que contemplam as dimensões do Desenvolvimento Sustentável – ambiental, social, econômica e institucional – construir de um índice para a avaliação da sustentabilidade e das tendências da evolução dos indicadores em direção às rupturas – da natureza e humana – e ao ‘*tipping point*’ no Antropoceno (1940-2020) foi considerada atendida. O conjunto dos resultados composto

pelos gráficos e tabelas referentes ao IM-BHAnt permitem afirmar que o índice proposto e aplicado à BHBG atendeu aos que se propôs. Adicionalmente, tal índice é aplicável a quaisquer bacias hidrográficas antropizadas, na medida em que os indicadores-chave utilizados para a sua construção são de amplo e irrestrito acesso.

Em relação à satisfação dessa hipótese, é muito importante destacar a abordagem multidimensional ao tema, aderente a literatura utilizada como referência ao Antropoceno. Qualquer análise do Antropoceno que considere somente as características intrínsecas à qualidade das águas produziria respostas limitadas qualitativa e quantitativamente das causas e condicionantes sociais, econômicas e institucionais, dessa qualidade e, portanto, insuficientes em termos de uma abordagem histórica e evolutiva da dinâmica socioespacial da região da BHBG.

6.2 Atendimento aos objetivos

A sistematização das estatísticas e indicadores das dimensões ambiental, social, econômica e institucional, bem como de produtos cartográficos de referência ou temáticos, analógicos e digitais, em ambiente de sistemas de informação geográfica – ArcGIS 10.3® - propiciou a criação de um banco de dados georreferenciado, interoperável e atualizável.

O banco de dados possui ferramentas de consulta a partir de chaves primárias que conectam a informação geográfica à estatística ou ao indicador correspondente, atendendo a uma demanda dos organismos internacionais de gestão de bancos de dados geográficos (United Nations Committee of Experts on Global Geospatial Information Management - UNGGIM). O banco de dados construído possui 15 temas, 59 indicadores e cerca de 178 mil estatísticas e indicadores oficiais (dados públicos) e autoriais publicados (com referências), englobando o período 1940/2020, podendo ser utilizado em mais estudos aplicados à região da BHBG.

A caracterização da evolução ambiental na região da BHBG no período 1940/2020 teve ênfase na urbanização, afecção da drenagem, geoquímica das águas fluviais e contaminação dos sedimentos costeiros.

No período, as áreas urbanizadas variaram de 0,4% a 25,4% da área total das porções NW e NE da BHBG. Em relação às taxas de crescimento, as maiores médias foram referentes ao período 1940-1970, com taxas de 10,5% a.a. Para o período 1970-2020, esse valor foi de 2,2% a.a. A afecção da drenagem é crescente em função do crescimento das áreas urbanizadas. Este indicador variou de 0,2% a 17,9% do total da drenagem fluvial da região (percentual

estimado a partir da drenagem total mapeada em escala 1:50000). Tanto a urbanização quanto a afecção da drenagem avançam para as cabeceiras de drenagem, que são as áreas mais preservadas da região, especialmente devido à presença de unidades de conservação de gestão estadual e federal, sendo essas barreiras à expansão dos *drivers* de mudança ambiental.

Em relação a geoquímica das águas fluviais, a análise dos indicadores de qualidade das águas que integram os monitoramentos oficiais no período 1970-2020, a partir de estatísticas consistentes de correlação não-paramétrica de *Spearman*, permitiram a identificação do aumento das cargas orgânicas lançadas às águas e dos processos biogeoquímicos de degradação da matéria orgânica nas águas fluviais, permitindo o avanço da análise para a obtenção dos demais resultados.

As cargas de DBO totais afluentes à Baía de Guanabara transportadas pelos rios principais das porções NW e NE da BHBG foram estimadas a partir de coeficientes *per capita*. Estas variaram de 5,2 t DBO/dia em 1940 a 163,4 t DBO/dia em 2020. As concentrações médias de DBO obtidas pelos balanços de massas, foram estimadas em 0,5 mg DBO/l em 1940 e 13,7 mg DBO/l em 2020. A partir dos resultados, foi identificado que em valores médios, o limite de sustentabilidade adotado no estudo nos termos da resolução CONAMA 357/2005 – 5,0 mg DBO/l (BRASIL, 2005) foi alcançado e superado entre as décadas de 1960 e 1970. Para a avaliação da consistência estatística dos resultados obtidos pelo balanço de massas, foi feito o teste de comparação de medidas de tendência central (*Wilcox-Mann*) entre os indicadores da modelagem e os indicadores dos monitoramentos oficiais. O teste indicou que não há diferença estatística entre os dois conjuntos de dados, o que confere consistência estatística aos indicadores de concentrações de DBO estimados no estudo.

Já o indicador NT:PT estimado para a média dos rios principais das porções NW e NE da BHBG variou entre 19,9 em 1940 e 11,5 em 2020. O valor de referência adotado como limite ecológico para a qualidade das águas no valor de 16,0 (REDFIELD, 1958) foi atingido entre as décadas de 1970 e 1980, apresentando tendência decrescente. Testes de correlação não-paramétrica de *Spearman* aplicados aos indicadores cDBO e NT:PT apresentaram correlação forte e significativa entre estes.

Adicionalmente, os resultados obtidos para os indicadores cDBO e NT:PT apesar de caracterizar as águas da porção NE como de melhor qualidade, estes apresentam uma tendência de piora para as águas fluviais localizadas nessas sub-bacias, em tese mais preservadas.

A respeito da contaminação dos sedimentos costeiros, todos os testemunhos utilizados no estudo apresentaram concentrações que atingiram e superaram os limites de concentração

mais restritivos para metais pesados (Cr, Cu, Pb e Zn), nos termos da legislação ambiental em vigor – resolução CONAMA 454/2012 (BRASIL, 2012). É importante salientar que alguns testemunhos (ST-23 e ST-26) apresentaram concentrações de Hg acima dos limites mais restritivos, o que representa um importante fator de risco para o ecossistema da BG.

Em relação a caracterização socioeconômica, a ênfase foi dada na população urbana, na densidade demográfica urbana, indicadores de distribuição de renda e de desigualdade em termos de renda.

Durante o período compreendido entre 1940 e 2020, a população urbana nas porções NW e NE da BHBG variou de 95.095 a 3.421.253 habitantes. Se forem consideradas as taxas de crescimento populacional, estas variaram entre 4,8% a.a. a 10,2% a.a. para o período 1940-1950 a 1970-1980 e entre 0,3% a.a. a 3,0% a.a. para o período 1980-1990 a 2010-2020.

O indicador proposto neste estudo ‘densidade demográfica urbana’ variou entre 9.087 hab/km² em 1940 a 5.6060 hab/km² em 2020, sendo que em 1960, esse valor foi de 4.379 hab/km². A tendência decrescente do indicador demonstra que há um crescimento maior nas áreas urbanizadas do que da população urbana ao longo do período. Ao serem verificadas as taxas de crescimento médias para a população urbana e para as áreas urbanizadas, esses valores são de 4,6% e 5,9%, respectivamente. Trata-se, portanto, de uma alternativa ao indicador densidade demográfica comumente produzido e utilizado nos estudos ambientais, sendo a proposta aqui adotada mais representativa da dinâmica socioespacial.

A caracterização da renda na região, pela ótica da produção de valores adicionados das atividades produtivas, foi feita pelo somatório dos PIBs municipais. Com tendência crescente a uma taxa média de 6,4% a.a., demonstrando a importância da região da BHBG na economia nacional, o somatório dos PIBs municipais variou entre R$205,5 milhões em 1940 a R$26,6 bilhões em 2020 (valores a preços constantes do ano 2000). Em relação às taxas de crescimento, a maior foi registrada para o período 1950-1960, de 12,4% a.a., enquanto a menor foi para o período 1980-1990, no valor de -0,1% a.a. Testes de correlação não-paramétrica de *Spearman* apontaram que há forte correlação entre o somatório dos PIBs municipais e as concentrações de DBO, considerando toda a série histórica.

Em relação ao indicador de distribuição de renda, a caracterização se baseou na quantificação da população residente em domicílios particulares permanentes por classes de salário-mínimo nominal. Em 1960, 81,0% da população estava enquadrada na classe de rendimentos de até 1 salário-mínimo. Esse percentual foi decrescendo ao longo da série histórica, sendo que em 2020, 48,7% da população estava enquadrada nessa classe de

rendimento. Entretanto, o indicador para o ano de 2020 é restrito ao recorte do Estado do Rio de Janeiro, incorporando municípios tais como Rio de Janeiro e Niterói, mais bem situados em termos de renda perante os demais municípios da BHBG. Ainda que haja tal limitação, o indicador ainda confere à região uma grande disparidade em termos de distribuição de renda.

O indicador razão entre o salário-mínimo necessário e o salário-mínimo real demonstrou que a remuneração de grande parcela da população urbana está aquém daquilo que foi estimado para a garantia dos direitos previstos na Constituição Federal. Por este indicador, a razão média é em torno de 5,0, i.e., o salário-mínimo necessário deveria contemplar 5 salários-mínimos reais. Dessa forma, além de disparidades na distribuição de renda, ainda há uma situação de desigualdade e pobreza que caracteriza socioeconomicamente a região ao longo do período 1940-2020.

A respeito da caracterização institucional, que contempla a governança e as políticas públicas especificamente direcionadas ao saneamento na região da BHBG, o que se observa é que as metas preconizadas pelo PDBG (JICA, 1994;2003) não foram atingidas, tanto em população atendida por coleta e tratamento de esgotos, quanto em redução das cargas de DBO afluentes à BG. Os resultados obtidos para as concentrações de DBO corroboram os problemas inerentes à gestão dos planos e programas governamentais. O PSAM, que substituiu o PDBG a partir de 2012, ainda possui metas dentro do prazo de atendimento, ainda que as metas previstas para o ano 2020 igualmente não tenham sido atendidas. O PSAM possui ações descentralizadas, com planos de saneamento a cargo dos municípios participantes do programa.

As deficiências das políticas públicas na região podem ser apontadas como um dos principais fatores que contribuíram para que menos de 50% da população urbana tivesse atendimento por serviço de coleta de esgoto, e que apenas 8,9% do esgoto coletado fosse tratado, sendo essas estimativas para o ano 2020.

Recentemente grande parte dos serviços de coleta e tratamento de esgotos foram licitados e sua operação foi cedida por concessões à entres privados, nos termos da legislação em vigor. Dessa forma, há expectativa para melhorias dos indicadores institucionais a se considerar o efetivo cumprimento dos compromissos firmados pelas empresas e consórcios que garantiram as concessões junto ao Governo Estadual.

A DCN física das águas fluviais estimada para o ano de 2020 foi de 6.404,97 hm^3 de águas fluviais. Tal valor corresponde a 93,9% do volume total de águas fluviais estimados em 2020, enquadrados nas classes III e IV para o indicador cDBO conforme preconizado pela resolução CONAMA 357/2005. A metodologia proposta DCN física dos sedimentos de fundo

da BG, considerando as limitações do estudo, permitiu a estimativa de um volume de 17,53 milhões de m³ de sedimentos contaminados. Tal valor corresponde ao estoque de sedimentos com valores de concentrações dos metais pesados Cr, Cu, Pb e Zn acima dos limites mais restritivos, conforme a resolução CONAMA 454/2012.

As contas satélites para as águas fluviais foram estimadas considerando o cenário de tratamento de esgotos com performance de redução de 90% das cargas de DBO afluentes à drenagem fluvial, o que resultaria em concentrações de DBO dentro dos limites de sustentabilidade adotados no estudo. Considerando as cargas de DBO para o ano 2020, bem como as soluções propostas por JICA (1994) e JICA (2003), as CS para as águas fluviais foram de R$10,7 bilhões e R$199 bilhões respectivamente (valores a preços constantes do ano 2000). Tais valores correspondem a 59,7% e a 75,0% do somatório dos PIBs dos municípios da região para o ano de 2020, respectivamente.

Para os sedimentos, as CS estimadas foram de R$220,7 milhões (valores a preços constantes do ano 2000). Tal valor engloba custos de dragagem e de acondicionamento do material dragado nas melhores soluções possíveis, já utilizadas em outras dragagens na BG, e corresponde a aproximadamente 2% do somatório dos PIBs dos municípios da região para o ano de 2020. É importante ressaltar que se trata de uma abordagem piloto, considerada satisfatória ao objetivo específico pretendido.

De forma a situar os resultados obtidos para as cargas e concentrações de DBO no âmbito das Contas Econômicas Ambientais da Água, foram construídas as ‘contas de emissões’ e as ‘contas de qualidade’. Tais contas são integrantes da agenda para a produção de estatísticas e indicadores ambientais no Brasil.

Com relação às ‘contas de emissões’, o setor institucional ‘Famílias’ emitiu cargas brutas no valor de 67,4 mil t DBO no ano de 2020. Dessas, 7,8 mil t DBO foram direcionadas para as indústrias de saneamento. Estas últimas, considerando as infraestruturas disponíveis na região NW e NE da BHBG, emitiram cargas brutas às águas fluviais no valor de 1,6 mil t DBO no ano de 2020. Portanto, em relação às cargas não-tratadas, o setor institucional ‘Famílias’ emitiu para as águas fluviais no ano de 2020 um montante de 59,6 t DBO.

Já as ‘contas de qualidade’ indicam que entre 1940 e 2020, todo o estoque de águas fluviais enquadrado nas classes especial nos termos da resolução CONAMA 357/2005, foi perdido em 2020. O estoque para as águas classe I ainda possui um volume remanescente que corresponde a apenas 2,0% do estoque total. Soma-se a esse o estoque enquadrado na classe II, de aproximadamente 4,1%, totalizando 6,1% do estoque de águas fluviais dentro dos limites de

sustentabilidade. Cerca de 93,9% das águas fluviais em 2020 estavam enquadrados nas classes III e IV, sendo esse montante a própria DCN física das águas fluviais, apresentada nos resultados das ‘contas de qualidade’.

A proposta de um índice para a avaliação multidimensional de bacias hidrográficas antropizadas – IM-BHAnt - a partir de indicadores-chave apresentou resultados satisfatórios e aderentes à noção de Antropoceno adotada no estudo. Composto por sub-índices e desagregável, o índice permitiu atender aos objetivos de avaliar a capacidade adaptativa das populações diante da evolução do Antropoceno e das mudanças climáticas, analisar a factibilidade do atendimento dos compromissos institucionais - i.e., capacidade de mitigação - relativos à qualidade das águas e verificar o método proposto para a estimativa da DCN e a incorporação desta no SCEA-Água.

O sub-índice ‘DTM’, bem como o sub-índice ‘CAF’ apresentaram resultados que permitiram identificar como as forçantes e as pressões socioeconômicas e intrínsecas às águas fluviais foram determinantes na qualidade das águas durante praticamente todo o período 1940-2020. Pelo sub-índice ‘MPM’ puderam ser identificados o custo necessário para o atendimento das metas institucionais previstas, as ações institucionais e políticas públicas que não foram traduzidas em melhoria da qualidade das águas. Ao serem comparados com simulações de sub-índices hipotéticos considerados desejáveis, os resultados demonstraram que a região da BHBG está muito aquém do suficiente para a atenuação dos efeitos atuais e dos prognósticos do Antropoceno e das mudanças climáticas na região.

A avaliação dos subíndices de do índice multidimensional proposto a partir da aplicação da ‘razão de sustentabilidade de Harrison’, em conjunto com a análise das tendências observadas nas taxas de crescimento anuais dos indicadores-chaves utilizados, apresentou resultados que permitiram identificar dois períodos distintos ao longo da série histórica. O período entre o ano-base de 1940 até o ano-base de 1980 é caracterizado por uma situação de insustentabilidade. Já o período entre os anos-base de 1990 e 2010 é caracterizado por uma situação de discreta sustentabilidade, que pode estar diretamente associada com a adoção de políticas públicas mais distributivas em termos de renda, bem como às políticas públicas e programas de saneamento, ainda que pouco eficientes, implementados na região da BHBG a partir da segunda metade da década de 1990.

A noção de ‘ruptura da natureza’ é observada pelo histórico da perda de qualidade das águas para além dos limites sustentáveis, conforme a legislação em vigor. A noção de ‘ruptura humana’ é caracterizada pelas condições de pobreza e desigualdade na região, demonstrada

pelos indicadores de distribuição de renda e do déficit de satisfação das necessidades de subsistência e demais direitos constitucionais das famílias (educação, saúde, habitação, saneamento, etc.), configurando 'ruptura de dignidade humana'.

O conceito de '*tipping point*' implica no estabelecimento de um marco para a transição entre o Holoceno e o Antropoceno (ALEXIADES, 2018). O estudo demonstrou que construir uma narrativa do Antropoceno materializada na perda da qualidade das águas fluviais requer algo além da identificação de um marco ambiental, no caso a definição de valores de concentração para parâmetros de qualidade de água. Por se tratar de meio lótico potencialmente renovável, a permanência, melhoramento ou piora de uma dada situação descrita por concentrações de parâmetros, depende das tendências de evolução das causas socioeconômicas, ambientais e institucionais na bacia hidrográfica.

A integração em um índice multidimensional das tendências observadas para indicadores-chave, projetadas a partir da sua análise evolutiva entre 1940 e 2020 (período definido para o Antropoceno) e a sua comparação com metas institucionais presentes e futuras e, também, com uma situação hipotética ótima/desejável, permitiu a construção de uma narrativa da 'Crise do Antropoceno' socioeconômica e institucional e seus efeitos ambientais na região. Portanto, a partir de elementos tais como as rupturas da natureza e humana, identificada pela tendência do índice multidimensional ao logo da série histórica, o estudo fornece elementos para as tendências das capacidades de recuperação, mitigação e adaptação futuras da BHGB.

A sistematização da substancial produção de estatísticas e indicadores oficiais das dimensões ambiental, social, econômica e institucional para a BHGB, a viabilização destas para estudos futuros através da construção de um banco de dados em ambiente de SIG e o quadro evolutivo apresentado para a região a partir da análise estatística realizada no estudo, permitiram identificar os elementos das dimensões de sustentabilidade que contribuíram para o quadro de degradação socioambiental e institucional histórico da região ('Crise do Antropoceno'), bem como projetar as suas tendências futuras através do IM-BHAnt.

Adicionalmente, o IM-BHAnt incorpora através da avaliação potencial de diluição da cDBO - o indicador selecionado para o acompanhamento da evolução da qualidade das águas na BHBG -, e o aumento da pluviosidade obtida pelo histórico do balanço hídrico na região - que corroboram os estudos desenvolvidos pela FIOCRUZ (2014) e mais recentemente no âmbito do IPCC (2021).

As estratégias de adaptação e mitigação dos impactos ambientais e socioeconômicos diante de um cenário de mudanças climáticas preconizadas pelo IPCC (2014) contemplam aspectos de governança, provisão de infraestruturas de saneamento, perdas econômicas, perda de qualidade ambiental e a desigualdade em termos de renda. Tais aspectos são abordados nesta tese sob uma perspectiva evolutiva de um índice multidimensional desagregável em indicadores-chave, constituindo um estudo de síntese aplicado a uma bacia hidrográfica antropizada[18], fornecendo elementos para o entendimento de sua dinâmica ambiental e socioespacial, contribuindo para as ações de planejamento e formulação de políticas públicas para a garantia qualidade de vida da população e para a melhoria da qualidade ambiental na região.

6.3 Adequação dos resultados ao escopo dos projetos e atividades do IBGE e contribuições para a produção de estatísticas, indicadores e para a disseminação do conhecimento e gestão de bacias hidrográficas no Brasil

Em relação à adequação dos resultados aqui apresentados ao escopo dos projetos e das atividades desenvolvidas no IBGE, os indicadores de cargas e concentrações de DBO apresentam potencial para a sua incorporação na agenda de das contas de emissões e de qualidade das águas, previstas no Sistema de Contas Econômicas Ambientais. É importante ressaltar que, apesar das limitações metodológicas aqui apresentadas, sobretudo em termos de disponibilidade de dados primários, o esforço empregado se apresentou factível, e produziu resultados estatisticamente consistentes quando comparados com dados de monitoramentos oficiais, nem sempre disponibilizados. Quaisquer outros trabalhos que utilizarem indicadores de qualidade das águas, sendo essas mensuradas pelo indicador cDBO, poderão ter as suas necessidades supridas em termos de dados a partir da metodologia desenvolvida por esse estudo. Ainda que os resultados produzidos através do emprego da metodologia para a obtenção da série temporal do indicador cDBO tenha atendido aos objetivos propostos na tese, faz-se

[18] Neste estudo, o índice multidimensional proposto (IM-BHAnt) foi aplicado à BHBG. Esta é a primeira abordagem de uma bacia hidrográfica antropizada pelo índice multidimensional, na qual foram identificadas as tendências da sustentabilidade, bem como a construção das tendencias graduais dos indicadores-chave para a avaliação de conceitos concernentes ao Antropoceno, tais como as rupturas natural e humana, e o '*tipping point*' no período entre 1940 e 2020. Os indicadores-chave utilizados estão amplamente disponíveis nas bases oficiais de estatísticas, e o processamento digital de imagens de satélites, atualmente, é de amplo acesso. Dessa forma, o IM-BHAnt tem potencialidades para ser aplicado em quaisquer bacias hidrográficas antropizadas do Brasil, sejam estas costeiras ou continentais.

necessário o fortalecimento dos monitoramentos e produção de indicadores de qualidade para as águas fluviais no país, bem como demais corpos hídricos continentais e costeiros.

Em termos de contribuições para a produção de estatísticas e indicadores oficiais do Brasil, grande parte do conhecimento e insumos empregados para a obtenção dos resultados integram a rotina técnica do IBGE. Entretanto, a aplicação dos estudos dos processos biogeoquímicos e demais etapas para as estimativas de concentrações de matéria orgânica nas águas fluviais, bem como a produção do indicador razão NT:PT, representam algo novo e um ganho de qualidade científica para a produção de estatísticas e indicadores ambientais, especificamente àqueles direcionados ao atendimento das metas de políticas públicas socioeconômicas e ambientais, bem como das agendas governamentais nacionais e internacionais.

Quanto a incorporação do 'Índice Multidimensional para Avaliação de Bacias Hidrográficas Antropizadas' à rotina de produção de informações geocientíficas do IBGE, este foi concebido utilizando em sua grande maioria estatísticas e indicadores disponíveis nas pesquisas oficiais produzidas no país. Trata-se de um índice aplicável a quaisquer bacias hidrográficas em ambientas urbanizados, e que pretende mensurar tendências tanto de perda progressiva de qualidade em termos ambientais, socioeconômicos e institucionais, quanto das capacidades de adaptação, mitigação e recuperação de bacias hidrográficas degradadas, diante dos prognósticos do Antropoceno. Tal índice constitui, portanto, uma inovação e fronteira do conhecimento em termos de produção de informações multidimensionais, contribuindo para a disseminação do conhecimento e para a gestão de bacias hidrográficas no país.

REFERÊNCIAS

ABREU, I. M.; CORDEIRO, R. C.; SOARES-GOMES, A.; ABESSA, D. M. S.; MARANHO, L. A.; SANTELLI, R. E. Ecological risk evaluation of sediment metals in a tropical euthrophic bay, Guanabara Bay, Southeast Atlantic. **Marine Pollution Bulletin**, v. 109, n. 1, p. 435-445, 2016.

ABREU, M. A. **Evolução urbana do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro: Instituto Pereira Passos, 1997. 156 p.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Atlas esgotos**: despoluição de bacias hidrográficas. Brasília: ANA, 2015. Disponível em: http://www.snirh.gov.br/portal/snirh/snirh-1/atlas-esgotos2015. Acesso em: 25 set. 2019.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos:** Hidroweb. Brasília: ANA, 2019. Disponível em: https://www.snirh.gov.br/hidroweb/serieshistoricas. Acesso em: 09 abr. 2019.

ALEXIADES, M. N. La antropología ambiental: uma visión desde el Antropoceno. *In*: SANTAMARINA, B.; BELTRAN, O. (ed.). **Antropología ambiental:** conocimientos y prácticas locales a las puertas del Antropoceno. Barcelona: ICARIA, 2018. p. 7-70.

AMADOR, E. S. Assoreamento da Baía de Guanabara – taxas de sedimentação. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, Rio de Janeiro, v. 52, n. 4, p. 723-742, 1980.

AMADOR, E. S. **Baía de Guanabara e ecossistemas periféricos**: homem e natureza. Rio de Janeiro: E. S. Amador, 1997. 539 p.

ARROW, K.; DASGUPTA, P.; GOULDER, L.; DAILY, G.; EHRLICH, P.; HEAL, G.; LEVIN, S.; MÄLER, K.G.; SCHNEIDER, S.; STARRETT, D.; WALKER, B. Are We Consuming Too Much? **Journal of Economic Perspectives**, v. 18, n. 3, p. 147-172, 2004. Disponível em: https://www.aeaweb.org/articles?id=10.1257/0895330042162377. Acesso em: 29 nov. 2021.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 12209**: elaboração de projetos hidráulico-sanitários de estações de tratamento de esgotos sanitários. Rio de Janeiro: ABNT, 2011. 60 p.

ATLAS BRASIL. **Atlas do desenvolvimento humano no Brasil**. Brasília: PNUD; IPEA; Fundação João Pinheiro, 2020. Disponível em: http://atlasbrasil.org.br/2013/pt/. Acesso em: 23 abr. 2020.

BAPTISTA NETO, J. A.; GINGELE, F. X.; LEIPE, T.; BREHME, I. Spatial distribution of heavy metals in surficial sediments from Guanabara Bay: Rio de Janeiro, Brazil. **Environmental Geology**, v. 49, n. 7, p. 1051–1063, 2006.

BARBIER, E. B. Account for depreciation of natural capital. **Nature**, London, v. 515, p. 31-33, 2014.

BIDONE, E. D. Análise econômico-ambiental aplicada à contaminação das águas fluviais de pequenas bacias costeiras do Rio de Janeiro. *In*: ESTEVES, F. A.; LACERDA, L. D. (ed.). **Ecologia de restingas e lagoas costeiras**. Macaé: NUPEM/UFRJ, 2000. p. 371-394.

BIDONE E. D. **Avaliação ex-post do componente ambiental do Plano de Despoluição da Baía de Guanabara - PDBG**. Oriental Consultants/JICA/BID. Relatório final. 2011. 75 p.

BIDONE, E. D. **Conclusões objetivo geral** [mensagem eletrônica]. Destinatário Rodrigo da S. Pereira. Disponível em: rodrigopereirageo@gmail.com. Acesso em: 08 fev. 2022.

BIDONE, E. D.; LACERDA, L. D. The use of DPSIR framework to evaluate sustainability in coastal areas. Case study: Guanabara bay basin, Rio de Janeiro, Brazil. **Regional Environmental Change**, Berlin, v. 4, n. 1, p. 5–16, 2004.

BIDONE, E. D.; MADDOCK, J. E. L.; CASTILHOS, Z. C. A. Practical method to internalize environmental impacts into cost-benefit analysis. **Environmental Practice**, London, v. 31, p. 31-35, 2002.

BIDONE, E. D.; SILVA-FILHO, E. V.; GUERRA, T.; BARROSO, L. V.; OVALLE, A. R. C. Natural and cultural nutrient levels in rivers of small coastal watersheds, S-SE, Brazil. *In*: KNOPPERS, B. A; BIDONE, E. D.; ABRÃO, J. J (ed.) **Environmental geochemistry of Coastal Lagoon Systems, Rio de Janeiro, Brazil**. Niterói: UFF, Programa de Geoquímica, 1999. p. 89-103 (Série geoquímica ambiental; v. 6).

BIGGS, D.; BIGGS, R.; DAKOS, V.; SCHOLES, R.J.; SCHOON, M. Are we entering an era of concatenated global crises? **Ecology and Society**, v. 16, n. 2, art. 27, 2011.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 357 de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, 18 mar. 2005.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 454 de 1° de novembro de 2012. Estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos referenciais para o gerenciamento do material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional. **Diário Oficial da União**, Brasília, 01 nov. 2012.

BRASIL. **Constituição da República Federativa do Brasil de 1988**. Brasília, 05 out. 1988.

BRASIL. Decreto-Lei n° 399 de 30 de abril de 1939. Institui as Comissões de Salário-Mínimo. **Diário Oficial da União – Seção 1**, Rio de janeiro, 07 maio 1938.

BRASIL. Decreto-Lei nº 5.670, de 15 de julho de 1943. Prorroga a vigência da tabela de salário-mínimo e dá outras providências. **Diário Oficial da União – Seção 1**, Rio de janeiro, 17 jul. 1943.

BRASIL. Decreto-Lei nº 5.977, de 10 de novembro de 1943. Altera a tabela do salário-mínimo, e dá outras providências. **Diário Oficial da União – Seção 1**, Rio de Janeiro, 22 nov. 1943.

BRASIL. Decreto-Lei n° 30.342 de 24 de dezembro de 1951. Altera as tabelas do salário-mínimo dá outras previdências. **Diário Oficial da União – Seção 1**, Rio de janeiro, 26 dez. 1951.

BRASIL. Lei nº 1.249, de 1º de dezembro de 1950. Estima a receita e fixa a despesa da união para o exercício financeiro de 1951. Rio de janeiro, **Diário Oficial da União - Seção 1**, 01 dez. 1950.

BRASIL. Lei nº 3.682, de 7 de dezembro de 1959. Estima a receita e fixa a despesa da união para o exercício de 1960. Rio de janeiro, **Diário Oficial da União - Seção 1**, 07 dez. 1959.

BRASIL. Lei nº 5.628, de 1º de dezembro de 1970. Estima a receita e fixa a despesa da união para o exercício financeiro de 1971. Brasília, **Diário Oficial da União - Seção 1**, 1 dez. 1970.

BRASIL. Lei n° 9433 de 08 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos. **Diário Oficial da União**, Brasília, 09 jan. 1997.

BRASIL. Lei n° 14.026 de 15 de julho de 2020. Atualiza o marco legal do saneamento básico e dá outras competências. **Diário Oficial da União**, Brasília, 15 jul. 2020.

BRONDIZIO, E. S; O'BRIEN, K.; BAI, X.; BIERMANN, F.; STEFFEN, W.; BERKHOUT, F.; CUDENNEC, C.; LEMOS, M. C.; WOLFE, A.; PALMA-OLIVEIRA, J.; CHEN-TUNG, A. C. Re-conceptualizing the Anthropocene: a call for collaboration. **Global Environmental Change**, Amsterdam, v. 39, p. 318–327, 2016.

BROWN, R. M.; MCCLELLAND, N. I.; DEININGER, R. A.; TOZER, R. G. A water quality index - do we dare? **Water & Sewage Works**, Chicago, v. 117, n. 10, p. 339-343, 1970.

CARREIRA, R. S.; WAGENER, A. L. R.; READMAN, J. W. Sterols as markers of sewage contamination in a tropical urban estuary (Guanabara Bay, Brazil): space-time variations. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 4, n. 60, p. 587–598, 2004.

CARREIRA, R. S.; WAGENER, A. L. R.; READMAN, J. W.; FILEMAN, T. W.; MACKO, S. A.; VEIGA, A. Changes in the sedimentary organic carbon pool of a fertilized tropical estuary, Guanabara Bay, Brazil: an elemental, isotopic and molecular marker approach. **Marine Chemistry**, Amsterdam, v. 79, n. 3–4, p. 207–227, 2002.

CARRINGTON, D. The Anthropocene epoch: scientists declare dawn of human-influenced age. **The Guardian**. 2016. Disponível em: https://www.theguardian.com/environment/2016/aug/29/declare-anthropocene-epoch-experts-urge-geological-congress-human-impact-earth. Acesso em: 10. dez. 2019.

CARSTENS, D.; AMER, R. Spatio-temporal analysis of urban changes and surface water quality. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 569, p. 720–734, 2019.

CONSIDERA, C. M.; RAMOS, R. O.; FILGUEIRAS, H. V. **Macroeconomia I**: as contas nacionais. Niterói: EDUFF, 2009. 245 p.

CONSTANZA, R.; D'ARGE, R.; DE GROOT, R.; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; LIMBURG. K.; NAEEM, S.; O'NEILL, R. V.; PARUELO. J.; RASKIN, R. G.;

SUTTON, P.; VAN DEN BELT, M. Value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, London, v. 387, p. 253–260, 1997a.

CONSTANZA, R.; CUMBERLAND, J.; DALY, H.; GOODLAND, R.; NORGAARD, R. **An introduction to Ecological Economics**. Boca Raton: CRC Press, 1997b. 275 p.

CONTROLADORIA GERAL DA UNIÃO. **Relatório de avaliação da Secretaria Nacional de Portos e Transportes Aquaviários – SNPTA e Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes – DNIT**. Brasília, CGU, 2020. 75 p.

COOPETEC. **Plano estadual de recursos hídricos do Rio de Janeiro**. Relatório Gerencial. Rio de Janeiro, 2014. 70 p.

CORDEIRO, R. C.; MACHADO, W.; SANTELLI, R. E.; FIGUEIREDO JR., A. G.; SEOANE, J. C. S.; OLIVEIRA, E. P.; FREIRE, A. S.; BIDONE, E. D.; MONTEIRO, F. F.; SILVA, F. T.; MENICONI, M. F. G. Geochemical fractionation of metals and semimetals in surface sediments from tropical impacted estuary (Guanabara Bay, Brazil). **Environmental Earth Sciences**, Berlin, v. 74, p. 1363–1378, 2015.

CORDEIRO, R. C.; MONTEIRO, F. F.; SANTELLI, R. E.; MOREIRA, L. S.; FIGUEIREDO, A. G.; BIDONE, E. D.; PEREIRA, R. S.; ANJOS, L. C.; MENICONI, M. Environmental and anthropic variabilities at Guanabara Bay (Brazil): a comparative perspective of metal depositions in different time scales during the last 5,500 yrs. **Chemosphere**, v. 267, 128895, 2021. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128895. Acesso em: 23 maio. 2021.

CRIST, E.; MORA, C.; ENGELMAN, R. The interaction of human population, food production, and biodiversity protection. **Science**, v. 356, n. 6334, p. 260-264, 2017. Doi: 10.1126/science.aal2011.

CROSSLAND, C. J.; BAIRD, D.; DUCROTOY, J. P.; LINDEBOOM, H.; BUDDEMEIER, R.W; DENNISON, W. C.; MAXWELL, B. A.; SMITH, S. V.; SWANEY, D. P. The Coastal Zone — a Domain of Global Interactions. *In*: CROSSLAND, C. J.; KREMER, H. H.; LINDEBOOM, H. J.; MARSHALL, CROSSLAND, J. I.; LE TISSIER, M. D. A. (ed.). **Coastal fluxes in the anthropocene**. Berlin, Heidelberg: Springer, 2005. p. 1-37. (Global Change — The IGBP Series).

CRUTZEN, P. J. The Anthropocene. *In*: EHLERS, E.; KRAFFT, T. (ed.). **Earth system science in the anthropocene**. [*S. l.*]: Springer, 2006. p. 13–18. Disponível em: https://doi.org/10.1007/3-540-26590-2_3. Acesso em: 23 nov. 2018.

DAS GUPTA, M.; BONGAARTS, J.; CLELAND, J. **Population, poverty, and sustainable development: a review of the evidence.** [*S. l.*]: World Bank, 2011. 30 p. (Public research working paper, 5719).

DAVIES, J. L. **Geographical variation in coastal development**. New York: Longman Group, 1972. 204 p.

DE SOUZA, C. M. M.; PESTANA, M. H. D.; LACERDA, L. D. Geochemical partitioning of heavy metals in sediments of three estuaries along the coast of Rio de Janeiro (Brazil). **Science of the Total Environment**, v. 58, n. 1-2, p. 63-72, 1986.

DIEESE. **Metodologia da Pesquisa Nacional da Cesta Básica de Alimentos – janeiro de 2016**. São Paulo: DIEESE, 2016. 23 p. Disponível em: https://www.dieese.org.br/metodologia/metodologiaCestaBasica2016.pdf. Acesso em: 22 set. 2021.

DOWBOR, L. **Pão nosso de cada dia**: opções econômicas para sair da crise. São Paulo: Autonomia Literária, 2021. 202 p.

DÜRR, H. H.; LARUELLE, G. G.; VAN KEMPEN, C. M.; SLOOMP, C. P; MEYBECK, M.; MIDDELKOOP, H. Worldwide typology of nearshore coastal systems: defining the estuarine filter of river inputs to the oceans. **Estuaries and Coasts**, v. 34, p. 441–458, 2011.

EL SERAFY, S. The Environment as Capital. *In*: CONSTANZA, R. (ed.). **Ecological economics**. New York: Columbia University Press, 1991. p. 168-175.

ELI-DA-VEIGA, J. **O Antropoceno e a ciência do Sistema Terra**. São Paulo: Editora 34, 2019. 152 p.

FIGUEIREDO, A. G.; TOLEDO, M. B.; CORDEIRO, R. C.; GODOY, J. M. O.; SILVA, F. T.; VASCONCELOS, S. C.; SANTOS, R. A. Linked variations in sediment accumulation rates and sea-level in Guanabara Bay, Brazil, over the last 6000 years. **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology**, v. 415, p. 83-90, 2014. Disponível em: https://doi.org/10.1016/j.palaeo.2014.08.027. Acesso em: 02 mai. 2021.

FUNDAÇÃO CEPERJ. **Anuário estatístico do Estado do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro: Centro estadual de estatísticas, pesquisas e formação de servidores públicos do Rio de Janeiro, 2012. Disponível em: www.ceperj.rj.gov.br/Conteudo.asp?ident=49. Acesso em: 03 mar. 2019.

FUNDAÇÃO ESTADUAL DE ENGENHARIA DO MEIO AMBIENTE (RJ). **Qualidade das águas do Estado do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro: FEEMA, 1987.

FUNDAÇÃO ESTADUAL DE ENGENHARIA DO MEIO AMBIENTE (RJ). **Qualidade das águas da Baía de Guanabara**: estatísticas básicas 1990/1999. Rio de Janeiro: FEEMA, 2000.

FUNDAÇÃO INSTITUTO DE DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO E SOCIAL DO RIO DE JANEIRO. **Indicadores climatológicos do Estado do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro: FIDERJ, 1978. 156 p.

FUNDAÇÃO INSTITUTO OSWALDO CRUZ. **Mapa de vulnerabilidade da população do estado do Rio de Janeiro aos impactos das mudanças climáticas nas áreas social, saúde e ambiente**. Rio de Janeiro: FIOCRUZ, 2014. 170 p. Disponível em: http://www.fiocruz.br/ioc/media/20150722_Relatorio_Final_RJ.pdf. Acesso em: 28 dez. 2021.

GALLOPIN, G. C. Environmental and sustainability indicators and the concept of situational indicators: a system approach. **Environmental Modelling & Assessment**, v. 1, p. 101-117, 1996. Disponível em: https://doi.org/10.1007/BF01874899. Acesso em: 13 dez. 2022.

GEIGHER, P. P.; SANTOS, R. L. Notas sobre a evolução da ocupação humana na baixada fluminense. **Revista Brasileira de Geografia**, Rio de Janeiro, v. 16, n. 3, p. 291-314, 1954.

GFDRR. **The making of a riskier future**: how our decisions are shaping future disaster risk? Washington, D. C.: Global Facility for Disaster Reduction and Recovery, 2016. 166 p.

GIESEKE, T. M. Natural capital outputs and outcomes. *In*: GIESEKE, T. M. **Shared Governance for Sustainable Working Landscapes**. Boca Raton: CRC Press, 2016. p. 37-48. Disponível em: https://www.routledgehandbooks.com/doi/10.1201/9781315371078-5. Acesso em: 18 out. 2018.

GODOY, J. M.; OLIVEIRA, A. V.; ALMEIDA, A. C.; GODOY, M. L. D. P.; MOREIRA, I.; WAGENER, A. R.; FIGUEIREDO, A. G. Guanabara bay sedimentation rates based on Pb-210 dating: reviewing the existing data and adding new data. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, São Paulo, v. 23, n. 7, p. 1265–1273, 2012.

HARRISON, A. Environmental issues and the SNA. **Review of Income and Wealth**, New York, v. 35, n. 4, p. 377–388, 1989.

HICKS, J. R. **Value and capital**: an inquiry into some fundamental principles of economic theory. 2nd ed. London: ELBS, 1948. 352 p.

HUETING, R. Correcting national income for environmental losses: a practical solution for a theoretical dilema. *In*: CONSTANZA, R. (ed.). **Ecological economics**. New York: Columbia University Press, 1991. p. 195-213.

HUTTON, G. Global costs and benefits of reaching universal coverage of sanitation and drinking-water supply. **Journal of Water and Health**, London, v. 11, n. 1, p. 1–12, 2013.

HUTTON, G.; CHASE, C. The knowledge base for achieving the sustainable development goal targets on water supply, sanitation and hygiene. **International Journal of Environmental Reearch and Public Health**, Basel, v. 13, n. 6, p. 1-35, 2016.

IBGE. **Base cartográfica contínua do estado do Rio de Janeiro na escala 1:25000**. Rio de Janeiro, Diretoria de Geociências, 2019. Disponível em: https://www.ibge.gov.br/geociencias/cartas-e-mapas/bases-cartograficas-continuas/15807-estados.html?edicao=16037&t=acesso-ao-produto. Acesso em: 10 abr. 2019.

IBGE. **Censo demográfico e censos econômicos 1940**: estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, DF: Comissão Nacional Censitária, 1951. 512 p.

IBGE. **Censo demográfico 1950**: estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, DF: Serviço Nacional de Recenseamentos, 1955. 146 p.

IBGE. **Censo demográfico 1960**: estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, DF: Superintendência de Estatísticas Primárias, 1968. 149 p.

IBGE. **Censo demográfico 1970**: Rio de Janeiro. Rio de Janeiro: Departamento de Censos, 1975. 505 p.

IBGE. **Censo demográfico 1980**: Rio de Janeiro. Rio de Janeiro: Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 1983. 344 p.

IBGE. **Censo demográfico 1991**: resultados do universo relativos às características da população e dos domicílios, n. 20, Rio de Janeiro. Rio de Janeiro: Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 1991. 281 p.

IBGE. **Censo demográfico 2000**: resultados do universo – características da população e dos domicílios. Rio de Janeiro: Diretoria de Pesquisas, 2000. 550 p.

IBGE. **Censo demográfico 2010**: resultados do universo. Rio de Janeiro: Diretoria de Pesquisas, 2010. Disponível em: https://censo2010.ibge.gov.br/. Acesso em: 21 jul. 2018.

IBGE. **Contas econômicas ambientais da água – Brasil 2013-2015**: notas técnicas. Rio de Janeiro: Diretoria de Pesquisas, 2018. 20 p.

IBGE. **Indicadores de desenvolvimento sustentável**. Rio de Janeiro: Diretoria de Geociências, 2002. 189 p.

IBGE. **Indicadores de desenvolvimento sustentável**. Rio de Janeiro: Diretoria de Geociências, 2004. 395 p.

IBGE. **Indicadores de desenvolvimento sustentável**. Rio de Janeiro: Diretoria de Geociências, 2008b. 472 p.

IBGE. **Indicadores de desenvolvimento sustentável**. Rio de Janeiro: Diretoria de Geociências, 2010b. 443 p.

IBGE. **Indicadores de desenvolvimento sustentável**. Rio de Janeiro: Diretoria de Geociências, 2015. 348 p.

IBGE. **Indicadores de desenvolvimento sustentável**. Rio de Janeiro: Diretoria de Geociências, 2017. Disponível em: https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/ids/tabelas. Acesso em: 14 nov. 2019.

IBGE. **Pesquisa nacional de saneamento básico**. Rio de Janeiro: Diretoria de Pesquisas, 2008.

IBGE. **Produto Interno Bruto dos Municípios**. Rio de Janeiro: Diretoria de Pesquisas, 2019. Disponível em: https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/contas-nacionais/9088-produto-interno-bruto-dos-municipios.html?=&t=resultados. Acesso em: 23 abr. 2020.

IBGE. **Sistema de contas nacionais – Brasil – 2016**: notas técnicas. Rio de Janeiro: Diretoria de Pesquisas, 2016. 24 p.

IGLESIAS-RÍOS, R. **Capitaloceno**: a era da barbárie. Rio de janeiro: Yellow Carbo Design e Publishing, 2019. 414 p.

IMHOFF, K.; FAIR, G. M. **Sewage treatment**. New York: John Wiley Sons, Inc., 1956. 338 p.

INEA**. Boletins de qualidade das águas da região hidrográfica da Baía de Guanabara**. 2018. Disponível em: http://www.inea.rj.gov.br/ar-agua-e-solo/qualidade-das-aguas-por-regiao-hidrografica-rhs/. Acesso em: jan. 2019.

INEA**. Boletins de qualidade das águas da região hidrográfica da Baía de Guanabara**. 2019. Disponível em: http://www.inea.rj.gov.br/ar-agua-e-solo/qualidade-das-aguas-por-regiao-hidrografica-rhs/. Acesso em: jan. 2019.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. **Normais climatológicas do Brasil**. Brasília: INMET, 2019. Disponível em: https://portal.inmet.gov.br/normais. Acesso em: 05 abr. 2019.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. **Climate change 2014 synthesis report**: summary for policymakers. New York: IPCC, 2014. 32 p.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE**.** Summary for Policymakers. *In*: INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. **Climate change 2021:** the physical science basis. Switzerland, 2021. 40 p. Disponível em: https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg1/downloads/report/IPCC_AR6_WGI_SPM_final.pdf. Acesso em: 28 dez. 2021.

IPEA. **Ipeadata**. Rio de Janeiro: Instituto de Pesquisas Econômicas Aplicadas, 2019. Disponível em: ipeadata.gov.br. Acesso em: 03 mar. 2019.

IPEA. **Ipeadata**. Rio de Janeiro: Instituto de Pesquisas Econômicas Aplicadas, 2021. Disponível em: ipeadata.gov.br. Acesso em: 28 abr. 2021.

JICA. **The study on management and improvement of the environmental conditions of Guanabara Bay in Rio de Janeiro, the Federative Republic of Brazil.** Tokyo: Japan International Cooperation Agency, Pacific Consultants International, 2003. 275 p.

JICA. **The study on recuperation of the Guanabara Bay ecosystem**. Tokyo: Japan International Cooperation Agency, Kokusai Kogyo Co., Ltd., 1994. 744 p.

KCI. **PRA-BAÍA**: plano de recuperação ambiental da Baía de Guanabara. [*S. l.*]: KCI Technologies Inc., 2016. 119 p. Disponível em: http://200.20.53.7/guanabara/Content/DOWNLOAD/Plano%20de%20Recupera%C3%A7%C3%A3o%20Ambiental%20da%20Ba%C3%ADa%20de%20Guanabara.pdf. Acesso em: 29 dez. 2021.

KEHRIG, H. A.; PINTO, F. N.; MOREIRA, I.; MALM, O. Heavy metals and methylmercury in a tropical coastal estuary and a mangrove in Brazil. **Organic Geochemistry**, v. 34, n. 5, p. 661-669, 2003.

KFOURI, P. B. P.; FIGUEIRA, R. C. L.; FIGUEIREDO, A. M. G.; SOUZA, S. H. M.; EICHLER, B. B. Metal levels and foraminifera occurrence in sediment cores from Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**, v. 265, p. 459-466, 2005.

KJERFVE, B.; RIBEIRO, C. H. A.; DIAS, G. T. M.; FILIPPO, A. M.; QUARESMA, V. S. Oceanographic characteristics of an impacted coastal bay: Baia de Guanahara, Rio de Janeiro, Brazil. **Continental Shelf Research**, London, v. 17, n. 13, p. 1609–1643, 1997.

KNOPPERS, B.; KJERFVE, B. Coastal lagoons of southeastern brazil: physical and biogeochemical characteristics. *In*: PERILLO, G. M. E.; PICCOLO, M. C.; PINO-QUIVIRA, M. (ed.). **Estuaries of South America**: their geomorphology and dynamics. Berlin Heidelberg: Springer, 1999. p. 35-66.

LI, H.; WANG, C.; HUANG, X.; HUG, A. Spatial assessment of water quality with urbanization in 2007–2015, Shanghai, China. **Remote Sensing**, Basel, v. 10, n. 7, p. 1–15, 2018.

LOICZ. **The role of the coastal ocean in the disturbed and undisturbed nutrient and carbon cycles**: a management perspective. Geesthacht: Land Ocean Interactions in the Coastal Zone, 2006. 55 p.

LONDON CONVENTION. **Convention for the prevention of marine pollution by dumping of wastes and other matter**. United Kingdom, 1972. (Treaty Series 1977). Disponível em: https://treaties.un.org/doc/Publication/UNTS/Volume%201046/volume-1046-I-15749-English.pdf . Acesso em: jan. 2022.

MACHADO, W.; CARVALHO, M. F.; SANTELLI, R. E.; MADDOCK, J. E. L. Reactive sulfides relationship with metals in sediments from an eutrophicated estuary in southeast Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 49, n. 1-2, p. 89-92, 2004.

MARICATO, E. Urbanismo na periferia do mundo globalizado: metrópoles brasileiras. **São Paulo em Perspectiva**, v. 14, n. 4, p. 21-33, 2000.

MARQUES, E. C. Equipamentos de saneamento e desigualdades no espaço metropolitano do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro: **Cadernos de Saúde Pública**, v. 12, n. 2, p. 181-193, 1996.

MARTÍNEZ, R. Q. **Guía metodológica para desarrollar indicadores ambientales y de desarrollo sostenible en países de América Latina y el Caribe**. Santiago de Chile: Comisión Económica para América Latina y el Caribe – CEPAL, 2009. 129 p. Disponível em: https://repositorio.cepal.org/bitstream/handle/11362/5502/S0900307_es.pdf. Acesso em: 28 dez. 2021.

MASTIN, B. J.; LEBSTER, G. E. Use of geotube dewatering containers in watering dredging. *In*: WESTERN DREDGING ASSOCIATION TECHNICAL PAPERS AND PRESENTATIONS**.** Temecula, 2007. 20 p. Disponível em: https://www.westerndredging.org/phocadownload/ConferencePresentations/2007_WODA_Florida/Session9A-SedimentDewateringTreatmentAndDisposal/2%20-%20Mastin,%20Lebster%20-

%20Use%20of%20Geotube%20Dewatering%20Containers%20in%20Environmental%20Dredging.pdf. Acesso em: 04 maio 2021.

MAZZUCATO, M. **O valor de tudo**: produção e apropriação na economia global. São Paulo, Portfolio-Penguin, 2020. 416 p.

MEYBECK, M. C, N, P and S in rivers: from sources to global inputs. **NATO ASI Series**, Berlin, Heidelberg, v. 1, n. 4, p. 163-193, 1993.

MICHAELIS. **Dicionário prático da língua portuguesa**. São Paulo: Ed. Melhoramentos, 2010. 952 p.

MILANOVIC, B. **Global inequality**: a new approach for the age of globalization. Cambridge, Massachusetts: Harvard University Press, 2016. 312 p.

MINISTÉRIO DA SAÚDE. **TABNET**. Brasília: Departamento de Informática do Sistema Único de Saúde, 2020. Disponível em: datasus.saude.gov.br/informacoes-de-saude-tabnet/. Acesso em: 25 abr. 2020.

MINISTÉRIO DAS CIDADES. **Nota técnica SNSA nº 492/2010.** Brasília: MC, 2011. 20 p. Disponível em: https://antigo.mdr.gov.br/images/stories/ArquivosSNSA/Arquivos_PDF/Referencias_Custos_Globais_Sistemas_Saneamento_Basico.pdf. Acesso em: 29 dez. 2021.

MINISTÉRIO DO DESENVOLVIMENTO REGIONAL. **Sistema nacional de informações sobre saneamento**: SNIS – aplicativo série histórica. Brasília: Secretaria Nacional de Saneamento, 2020. Disponível em: app4.mdr.gov.br/serieHistorica/#. Acesso em: 25 abr. 2020.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Mapa de vegetação nativa na área de aplicação da Lei n. 11.428/2006 – Lei da Mata Atlântica (ano base 2009)**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2015. 85 p.

MONTEIRO, F. F. **Histórico da acumulação de metais-traço em sedimentos estuarinos do rio Iguaçu e da região Área de Preservação Ambiental de Guapimirim, Baía de Guanabara, RJ**. 2008. 88 f. Dissertação (Mestrado em Geociências - Geoquímica Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Geociências (Geoquímica), Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2008.

MONTEIRO, F. F.; CORDEIRO, R. C.; SANTELLI, R. E.; MACHADO, W.; EVANGELISTA, H.; VILLAR, L. S.; VIANA, L. C. A.; BIDONE, E. D. Sedimentary geochemical record of historical anthropogenic activities affecting Guanabara Bay (Brazil) environmental quality. **Environmental Earth Science**, v. 65, p. 1661-1669, 2011.

MORENA, A. C. C. B. **Depreciação do capital natural água fluvial na região hidrográfica da Baía de Guanabara – RJ, Brasil**. 2017. 158 f. Dissertação (Mestrado em Geociências - Geoquímica Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Geociências (Geoquímica), Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2017.

NOVO, E. M. L. M. **Sensoriamento remoto**: princípios e aplicações. São Paulo: Blucher, 2008. 363 p.

OLIVEIRA, A. V. **Cronologia da deposição de metais pesados associados aos sedimentos da Baía de Guanabara**. 2009. 134 f. Dissertação (Mestrado em Química) - Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2009.

ORGANIZATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT. **Environmental indicators**: development, measurement and use. Paris: OECD, 2003. 37 p. Disponível em: https://www.oecd.org/env/indicators-modelling-outlooks/24993546.pdf. Acesso em: 28 dez. 2021.

ORGANIZATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT. **Glossary of statistical terms**. Paris: OECD, 2007. 863 p. Disponível em: https://stats.oecd.org/glossary/glossaryPDF.zip. Acesso em: 20 fev. 2022.

PEREIRA, F. C. S. **Análise da disposição do material dragado no Canal do Fundão e no Canal do Cunha – Rio de Janeiro/RJ**. 2012. 77 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2012.

PEREIRA, R. S.; CORDEIRO, R. C.; SANTOS, E S.; BIDONE, E. D. Urbanization, environmental and socioeconomic trends in a coastal zone under an Anthropocene approach: 1940 –2020 (Guanabara Gay hydrographic basin, Rio de Janeiro, Brazil). **Revista Brasileira de Gestão e Desenvolvimento Regional**, [*S. l.*], v. 17, n. 2, 2021. Doi: 10.54399/rbgdr.v17i2.6341. Disponível em: https://rbgdr.net/revista/index.php/rbgdr/article/view/6341. Acesso em: 28 dez. 2021.

PERIN, G.; FABRIS, R.; MANENTE, S.; REBELLO WAGENER, A.; HAMACHER, C.; SCOTTO, S. A five-year study on the heavy metal pollution of Guanabara Bay sediments (Rio de Janeiro, Brazil) and evaluation of the metal bioavialability by means of geochemical speciation. **Water Research**, v. 31, n. 12, p. 3017-3028, 1997.

PESKIN, H. M. Alternative environmental and resource accounting approaches. *In*: CONSTANZA, R. (ed.). **Ecological economics**. New York: Columbia University Press, 1991. p. 176-193.

PFEIFFER, W. C.; LACERDA, L. D.; VAN WEERELT, M.; CARBONELL, N. Chromium in water, suspended particles, sediments and biota in the Irajá River estuary. **Environental Pollution**, v. 4, n. 3, p. 193-205, 1982.

PIMENTEL, L. B.; CARDOSO, P. L.; RODRIGUES, N. F. S.; ASSALIE, J. L. S. O apoio do BNDES ao saneamento no âmbito do Programa de Aceleração do Crescimento. **BNDES Setorial**, Rio de Janeiro, n. 45, p. 227-284, 2017.

QUINTSRL, S. **A (re)produção da desigualdade ambiental na metrópole**. 2018. 351 f. Tese (Doutorado em Planejamento Urbano e Regional) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2018.

QUINTSRL, S.; BRITO, A. L. Desigualdades no acesso à água e ao saneamento: impasses da política pública na metrópole fluminense**. WATERLAT-GOBACIT Network Working Papers**, v. 1, n. 2, p. 44-64, 2014.

RAWORTH, K. **Economia donut**: uma alternativa ao crescimento a qualquer custo. Rio de Janeiro, Zahar, 2019. 368 p.

REBELLO, A. L.; HAEKEL, W.; MOREIRA, I.; SANTELLI, R.; SCHROEDER, F. The fate of heavy metals in an estuarine tropical system. **Marine Chemistry**, n. 18, v. 2-4, p. 215-225, 1986.

REDFIELD, A. C. The biological control of chemical factors in the environment. **American Scientist**, Research Triangle Park, v. 46, n. 3, p. 205-221, 1958.

REGO, V. S.; PFEIFFER, W. C.; BARCELLOS, C. C.; REZENDE, C. E.; MALM, O.; SOUZA, C. M. M. Heavy metal transport in the Acari-São João de Meriti river system, Brazil. **Environmental Technology**, v. 14, n. 2, p. 167-174, 1993.

RELATÓRIO DE MONITORAMENTO AMBIENTAL – REDUC, 2006.

REZENDE, S. C. (Coord.). **Investimentos em saneamento básico:** análise histórica e estimativa de necessidades. Brasília: Ministério das Cidades, Secretaria Nacional de Saneamento, 2014. 268 p. (Panorama saneamento básico no Brasil, v. 5). Disponível em: https://www.gov.br/mdr/pt-br/assuntos/saneamento/plansab/panorama_vol_05.pdf. Acesso em: 18 jan. 2021.

ROLNIK, R.; KLINK, J. Crescimento econômico e desenvolvimento urbano: por que as nossas cidades continuam tão precárias? **Novos Estudos**, v. 89, p. 89-109, 2011.

SABADINI-SANTOS, E.; SILVA, T. S.; LOPES-ROSA, T. D.; MENDONÇA-FILHO, J. G.; SANTELLI, R. E.; CRAPEZ, M. A. C. (Microbial activities and bioavailable concentrations of Cu, Zn, and Pb in Sediments from a tropic and eutrophicated bay. **Water, Air, and Soil Pollution**, Amsterdam, v. 225, n. 5, p. 1-11, 2014.

SANERJ. **Poluição das águas da Baía de Guanabara e bacias contribuintes**. Rio de Janeiro, 1975.

SANTOS, F. N. B. **Análise comparativa dos custos operacionais de 44 estações de tratamento de esgoto na região sudeste do Brasil**. 2018. 107 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos), Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2018.

SANTOS. M. **A natureza do espaço**. São Paulo: EDUSP, 2002. 384 p.

SANTOS, M. **A urbanização brasileira**. São Paulo: HUCITEC, 1993. 157 p.

SECRETARIA DO TESOURO NACIONAL. **Series históricas das despesas da União**. Brasília, 2022. Disponível em: https://www.tesourotransparente.gov.br/publicacoes/despesas-da-uniao-series-historicas/2019/11. Acesso em: 03 fev. 2022.

SILVEIRA, A. E. F.; NASCIMENTO, J. R.; SABADINI-SANTOS, E.; BIDONE, E. D. Screening-level risk assessment applied to dredging of polluted sediments from Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, London, v. 118, n. 1-2, p. 368-375, 2017.

SOARES, M. T. de S. Nova Iguaçu - absorção de uma célula urbana pelo grande Rio de Janeiro. **Revista Brasileira de Geografia**, Rio de Janeiro, v. 24, n. 2, p. 155-255, 1962.

SOARES-GOMES, A.; DA GAMA, B. A. P.; BAPTISTA NETO, J. A.; FREIRE, D. G.; CORDEIRO, R. C.; MACHADO, W.; BERNARDES, M. C.; COUTINHO, R.; THOMPSON F. L.; PEREIRA, R. C. An environmental overview of Guanabara Bay, Rio de Janeiro. **Regional Studies in Marine Science**, Amsterdam, v. 8, Part 2, p. 319–330, 2016.

SONODA, H. Ex-post evaluation of Japanese ODA loan: Guanabara Bay basin sewerage system construction project. Tokyo: Global Group 21 Japan Inc, 2013. 23 p. Disponível em: https://www2.jica.go.jp/en/evaluation/pdf/2012_BZ-P9_4_f.pdf. Acesso em: 28 dez. 2021.

STEFFEN, W.; BROADGATE, W.; DEUTSCH, L.; GAFFNEY, O.; LUDWIG, C. The trajectory of the Anthropocene: the great acceleration. **The Anthropocene Review**, v. 2, n. 1, p. 81-98, 2015.

STIGLITZ, J. E.; SEN, A.; FITOUSSI, J. P. Report by the commission on the measurement of economic performance and social progress. *[S. l.]*, 2009. 292 p. Disponível em: https://ec.europa.eu/eurostat/documents/8131721/8131772/Stiglitz-Sen-Fitoussi-Commission-report.pdf. Acesso em: 29 dez. 2021.

TCHOBANOGLOUS, G.; SCHROEDER, E. D. **Water quality**: characteristics, modeling, modification. Reading: Addison-Wesley, 1985. 808 p.

THORNTHWAITE, C. W.; MATHER, J. R. **The water balance**. New Jersey: Drexel Institute of Technology, 1955. 104 p. (Publications in Climatology, v. 8).

UNITED NATIONS. **Agenda 21**. Rio de Janeiro, 1992. 351 p.

UNITED NATIONS. **International standard industrial classification of all economic activities**: revision 4. New York, 2008. 306 p.

UNITED NATIONS. **Report of world commission on environment and development**: our common future. New York, 1987. 374 p.

UNITED NATIONS. **System of environmental economic accounting**. New York, 2012a. 378 p.

UNITED NATIONS. **System of environmental economic accounting - water**. New York, 2012b. 216 p.

UNITED NATIONS. **System of environmental economic accounting - agriculture, forestry and fisheries**. New York, 2014. 138 p.

UNITED NATIONS. **System of national accounts 2008**. New York, 2009. 722 p.

UNITED NATIONS. **Transforming our world**: the 2030 agenda for sustainable development. New York, 2015. 41 p.

UNSDC. **Indicators of sustainable development**: guidelines and methodologies. New York, 2007. 99 p.

VAN BELLEN, H. M. **Indicadores de sustentabilidade**: uma análise comparativa. 2002. 235 f. Tese (Doutorado em Engenharia de Produção) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2002.

VILELA, C. G.; BATISTA, D. S.; BAPTISTA-NETO, J. A.; CRAPEZ, M.; MCALLISTER, J. J. Benthic foraminifera distribution in high polluted sediments from Niterói Harbor (Guanabara Bay), Rio de Janeiro, Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 76, n. 1, p. 161-171, 2004.

VON SPERLING, M. **Wastewater characteristics, treatment and disposal**. London: IWA Publishing, 2007. 304 p.

USGS. **Global Visualization Viewer – GloVis**. Whasington, D.C.: U.S. Department of the Interior, 2018. Disponível em: https://glovis.usgs.gov/. Acesso em: 06 jun. 2018.

WASSERMAN, J. C.; FREITAS-PINTO, A. A. P.; AMOUROUX, D. Mercury concentrations in sediment profiles of a degraded tropical coastal environment. **Environmental Technology**, v. 21, n. 3, p. 297-305, 2000.

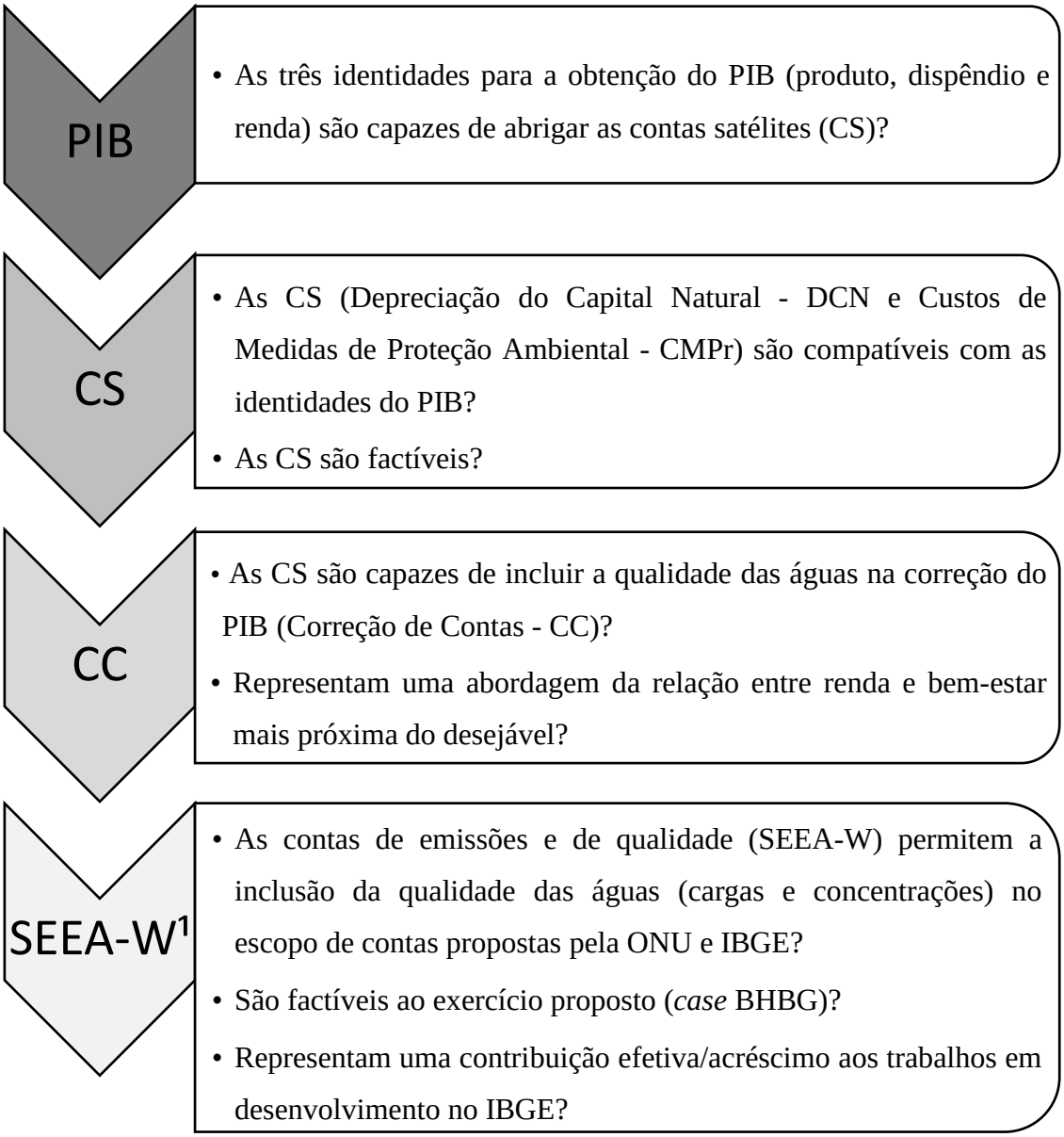
WORLD BANK. **World Bank open data**. Washington, D.C.: The World Bank, 2020. Disponível em: https://data.worldbank.org/. Acesso em: 23 abr. 2020.

ZALASIEWICZ, J.; WATERS, C.; DO SUL, J. A. I; CORCORAN, P. L.; BARNOSKY, A. D.; CEARRETA, A.; EDGEWORTH, M.; GAŁUSZKA, A.; JEANDEL, C.; LEINFELDER, R.; MCNEILL, J. R.; STEFFEN, W.; SUMMERHAYES, C.; WAGREICH, M.; WILLIAMS, M.; WOLFE, A. P.; YONAN, Y. The geological cycle of plastics and their use as a stratigraphic indicator of the Anthropocene. **Anthropocene**, v. 13, p. 4-17, 2016.

ZALASIEWICZ, J.; WILLIAMS, M.; FORTEY, R.; SMITH, A.; BARRY, T. L.; COE, A. L.; BOWN, P. R.; RAWSON, P. F.; GALE. A.; GIBBARD, P.; GREGORY. F. J.; HOUNSLOW, M. W.; KERR, A. C.; PEARSON, P.; KNOX, R.; POWELL, J.; WATERS, C.; MARSHALL, J.; OATES, M.; STONE, P. Stratigraphy of the Anthropocene. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences**, n. 369, p. 1036-1055, 2011.

APÊNDICES

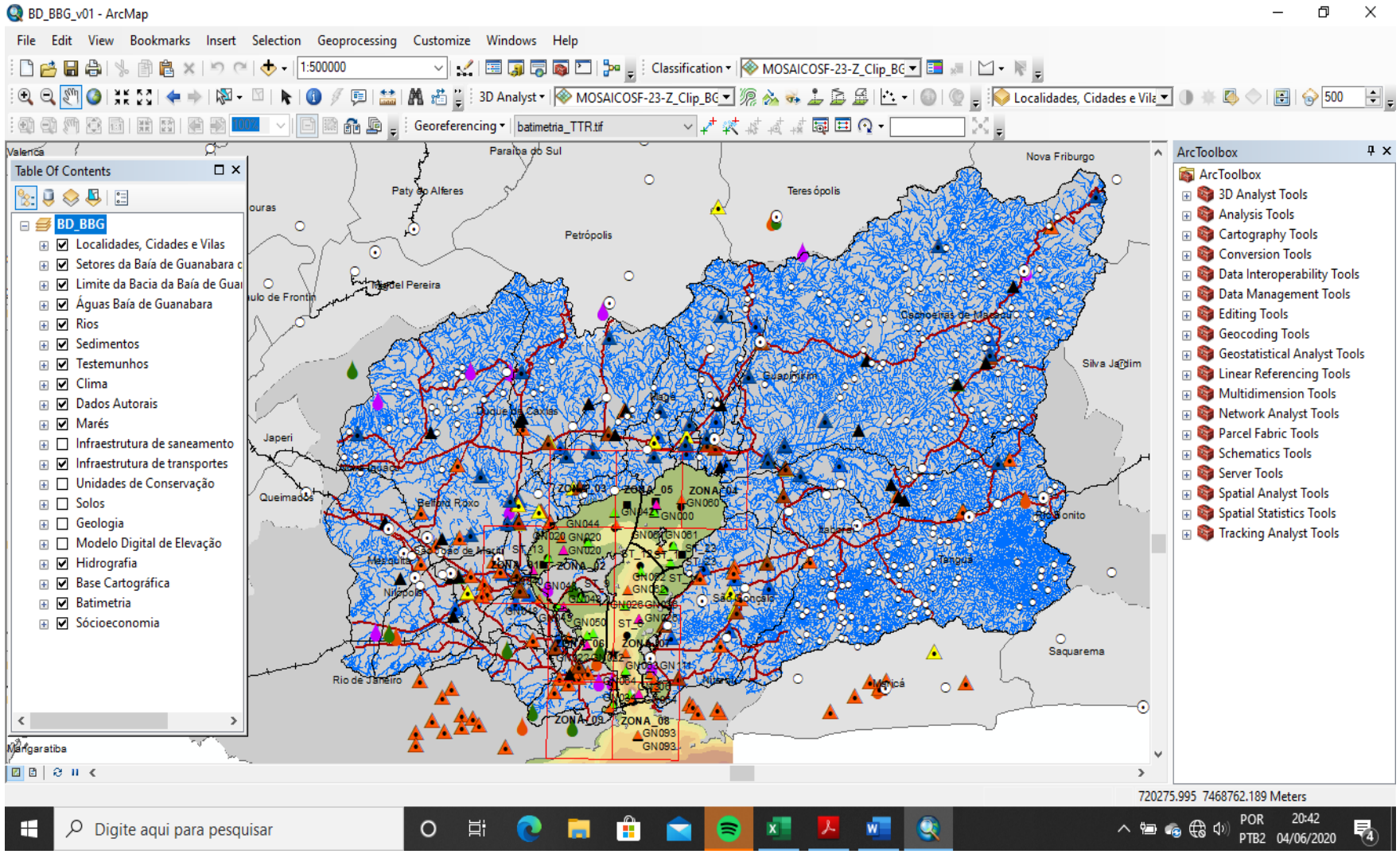
APÊNDICE A - FLUXOGRAMA PROPOSTO: VERIFICAÇÃO DA SEQUÊNCIA LÓGICA PARA A INCLUSÃO DA QUALIDADE DAS ÁGUAS FLUVIAIS NA PRODUÇÃO DE CONTAS SATÉLITES, CORREÇÃO DOS PLANOS DE CONTAS E A ADESÃO DA AMBAS ÀS CONTAS NACIONAIS TRADICIONAIS E ÀS CONTAS ECONÔMICAS E AMBIENTAIS EM DESENVOLVIMENTO NO BRASIL



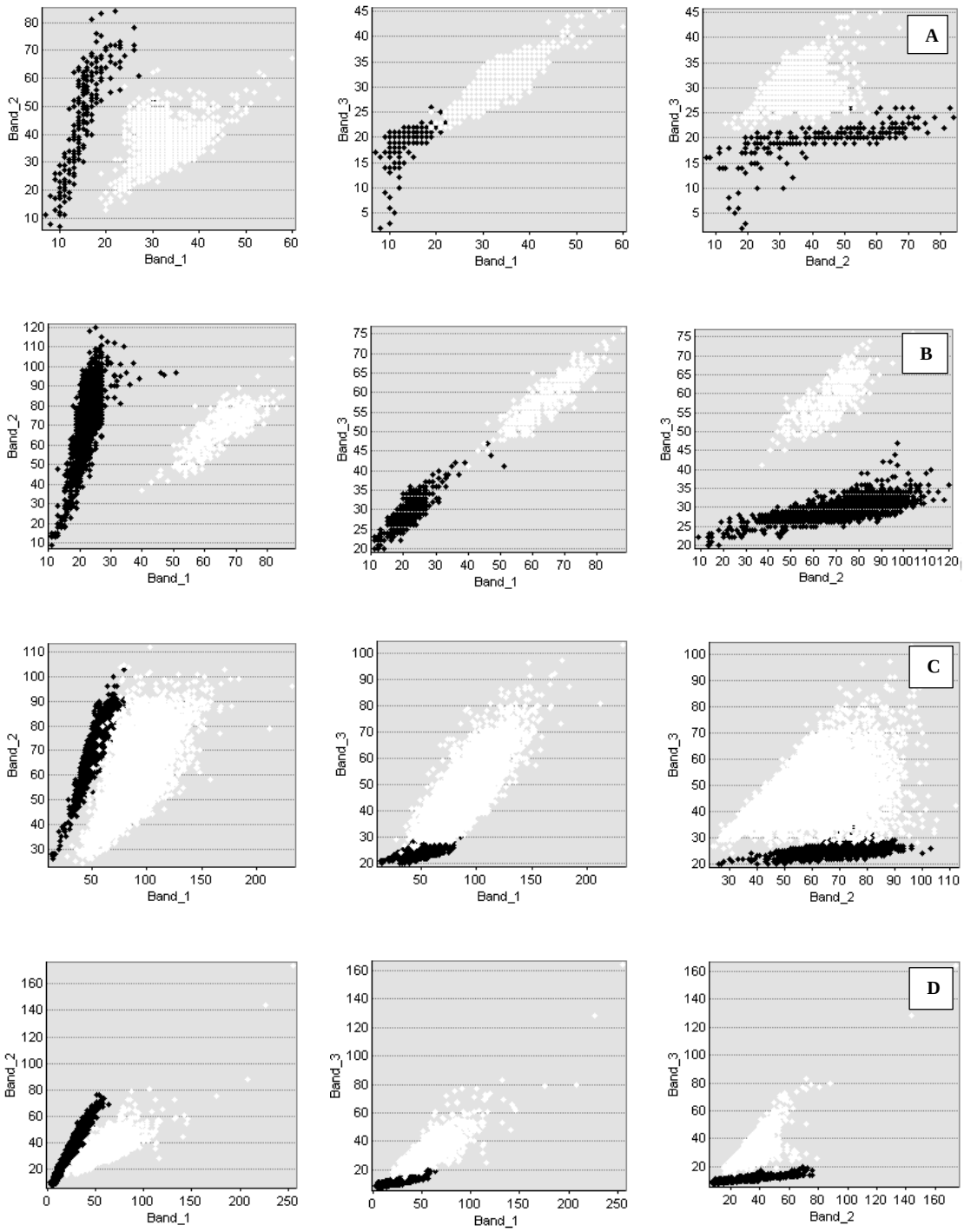
[1]. UNITED NATIONS (2012b).

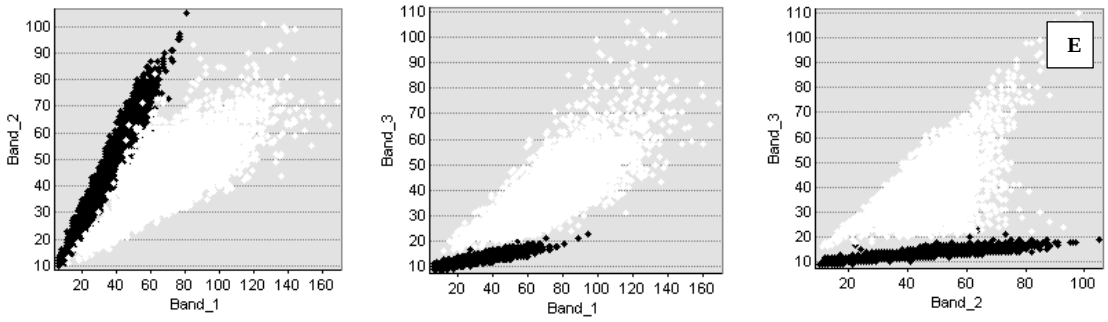
APÊNDICE B - COMPOSIÇÃO DO BANCO DE DADOS DE INDICADORES AMBIENTAIS, SOCIOECONÔMICOS E INSTITUCIONAIS E TELA INICIAL DO BANCO DE DADOS

Dimensão	Temas	Número de indicadores	Formato dos dados	Número de dados
Ambiental	Águas doces, águas costeiras, clima, geologia, relevo, sedimentos, solos, urbanização e unidades de conservação	28	.shp .TIFF .dbf	145.213
Social	População, renda, saneamento básico e desenvolvimento humano	27	.dbf	27.824
Econômica	Produto interno bruto e industrialização	4	.dbf	4.744
TOTAL	15 temas	59 indicadores		177.781


BD_BBG_v01 - ArcMap
File Edit View Bookmarks Insert Selection Geoprocessing Customize Windows Help
1:500000
Classification
MOSAICOSF-23-Z_Clip_BG
3D Analyst
Localidades, Cidades e Vila
500
Georeferencing
batimetria_TTR.tif
Table Of Contents
BD_BBG
Localidades, Cidades e Vilas
Setores da Baía de Guanabara c
Limite da Bacia da Baía de Guai
Águas Baía de Guanabara
Rios
Sedimentos
Testemunhos
Clima
Dados Autorais
Marés
Infraestrutura de saneamento
Infraestrutura de transportes
Unidades de Conservação
Solos
Geologia
Modelo Digital de Elevação
Hidrografia
Base Cartográfica
Batimetria
Sócioeconomia
Paraíba do Sul
Nova Friburgo
Paty do Alferes
Teresópolis
Petrópolis
Miguel Pereira
Guapimirim
Silva Jardim
Japeri
Queimados
Belford Roxo
Nilópolis
Rio de Janeiro
Saquarema
Maricá
Rio Bonito
Tanguá
Itaboraí
Magé
Duque de Caxias
Mesquita
Nova Iguaçu
Valença
Mangaratiba
ZONA_01
ZONA_02
ZONA_03
ZONA_04
ZONA_05
ZONA_06
ZONA_07
ZONA_08
ZONA_09
ArcToolbox
3D Analyst Tools
Analysis Tools
Cartography Tools
Conversion Tools
Data Interoperability Tools
Data Management Tools
Editing Tools
Geocoding Tools
Geostatistical Analyst Tools
Linear Referencing Tools
Multidimension Tools
Network Analyst Tools
Parcel Fabric Tools
Schematics Tools
Server Tools
Spatial Analyst Tools
Spatial Statistics Tools
Tracking Analyst Tools
720275.995 7468762.189 Meters
Digite aqui para pesquisar
POR
PTB2
20:42
04/06/2020

APÊNDICE C - GRÁFICOS DE AUTO VALIDAÇÃO DA CLASSIFICAÇÃO SUPERVISIONADA, DE ACORDO COM O ALGORITMO DE CLASSIFICAÇÃO DE IMAGENS DO SOFTWARE ARCMAP 10.3





Gráficos de dispersão para os conjuntos de teste entre as classes área urbana e florestas densas, (A)1975, (B)1981, (C)1991, (D)2000 e (E)2010.

APÊNDICE D - BALANÇO HÍDRICO PARA A REGIÃO DA BHBG (THORNTHWAITE; MATHER, 1955; FIDERJ, 1978; INMET, 2019), UTILIZADO PARA A OBTENÇÃO DOS FATORES DE CORREÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES DE DBO PELA PLUVIOSIDADE

Balanço hídrico: 1931-1975.

TINGUÁ

mês	t (°C)	EP (mm)	Corr (q)	ETP (mm)	P (mm)	P-ETP (mm	NegAc(mm	ARM(mm)	ALT(mm)	ETR(mm)	DEF(mm)	EXC(mm)	R(mm)
janeiro	24.7	114.0621	1.15	131.1714	336.9	205.7286	0	100	0	131.1714	0	205.7286	131.1714
fevereiro	24.8	115.1932	1.03	118.649	307.2	188.551	0	100	0	118.649	0	188.551	118.649
março	24	106.3282	1.1	116.961	278.9	161.939	0	100	0	116.961	0	161.939	116.961
abril	22	85.97256	1.01	86.83228	155.3	68.46772	0	100	0	86.83228	0	68.46772	86.83228
maio	20.1	68.95398	0.99	68.26444	104.5	36.23556	0	100	0	68.26444	0	36.23556	68.26444
junho	19.1	60.87415	0.91	55.39547	62.5	7.104526	0	100	0	55.39547	0	7.104526	55.39547
julho	18.5	56.30923	0.92	51.80449	59.7	7.895513	0	100	0	51.80449	0	7.895513	51.80449
agosto	19.6	64.83975	0.93	60.30097	77.7	17.39903	0	100	0	60.30097	0	17.39903	60.30097
setembro	20.4	71.49455	0.93	66.48993	109.9	43.41007	0	100	0	66.48993	0	43.41007	66.48993
outubro	21.3	79.44442	1.02	81.03331	193.9	112.8667	0	100	0	81.03331	0	112.8667	81.03331
novembro	22.2	87.89386	1.04	91.40961	254.2	162.7904	0	100	0	91.40961	0	162.7904	91.40961
dezembro	23.4	99.95281	1.12	111.9471	327.2	215.2529	0	100	0	111.9471	0	215.2529	111.9471
soma/media	21.7							100					

TERESOPOLIS

mês	t (°C)	EP (mm)	Corr (q)	ETP (mm)	P (mm)	P-ETP (mm	NegAc(mm	ARM(mm)	ALT(mm)	ETR(mm)	DEF(mm)	EXC(mm)	R(mm)
janeiro	21.3	90.54602	1.15	104.1279	275.9	171.7721	0	100	0	104.1279	0	171.7721	104.1279
fevereiro	21.4	91.31898	1.03	94.05854	208.8	114.7415	0	100	0	94.05854	0	114.7415	94.05854
março	20.4	83.72251	1.1	92.09477	200.6	108.5052	0	100	0	92.09477	0	108.5052	92.09477
abril	18.1	67.38431	1.01	68.05816	100.2	32.14184	0	100	0	68.05816	0	32.14184	68.05816
maio	15.9	53.26199	0.99	52.72937	62	9.270632	0	100	0	52.72937	0	9.270632	52.72937
junho	14.5	45.05793	0.91	41.00271	41.9	0.897287	0	100	0	41.00271	0	0.897287	41.00271
julho	13.9	41.73142	0.92	38.39291	39.8	1.407089	0	100	0	38.39291	0	1.407089	38.39291
agosto	15	47.9172	0.93	44.563	45.8	1.237002	0	100	0	44.563	0	1.237002	44.563
setembro	16.5	56.96555	0.93	52.97796	70.5	17.52204	0	100	0	52.97796	0	17.52204	52.97796
outubro	17.8	65.37109	1.02	66.67851	134.4	67.72149	0	100	0	66.67851	0	67.72149	66.67851
novembro	18.7	71.4928	1.04	74.35252	210.9	136.5475	0	100	0	74.35252	0	136.5475	74.35252
dezembro	20	80.76708	1.12	90.45913	311.7	221.2409	0	100	0	90.45913	0	221.2409	90.45913
soma/media	17.8							100					

Indice I térmico anual

I=1.049*(Temp. média anual)^1.514

I tinguá	110.5141
I teresopolis	81.96029

Constante a que depende da localização

a=(6.75*10^-7*I³)-(7.71*10^-5*I²)+(1.792*10^-2*I)+0.49239

a tinguá	2.442232
a teresópolis	1.814833

Balanço hídrico: 1960-1990.

TINGUÁ

mês	t (°C)	EP (mm)	Corr (q)	ETP (mm)	P (mm)	P-ETP (mm	NegAc(mm	ARM(mm)	ALT(mm)	ETR(mm)	DEF(mm)	EXC(mm)	R(mm)
janeiro	25	116.8494	1.15	134.3768	327.1	192.7232	0	100	0	134.3768	0	192.7232	134.3768
fevereiro	25.4	121.6847	1.03	125.3352	232	106.6648	0	100	0	125.3352	0	106.6648	125.3352
março	24.5	110.9722	1.1	122.0695	232	109.9305	0	100	0	122.0695	0	109.9305	122.0695
abril	22.4	88.26771	1.01	89.15039	135.3	46.14961	0	100	0	89.15039	0	46.14961	89.15039
maio	20.5	70.38372	0.99	69.67988	83	13.32012	0	100	0	69.67988	0	13.32012	69.67988
junho	19.4	61.13484	0.91	55.6327	56.2	0.567298	0	100	0	55.6327	0	0.567298	55.6327
julho	19	57.96638	0.92	53.32907	58	4.670931	0	100	0	53.32907	0	4.670931	53.32907
agosto	20.2	67.78251	0.93	63.03773	70	6.962266	0	100	0	63.03773	0	6.962266	63.03773
setembro	21	74.8523	0.93	69.61264	106	36.38736	0	100	0	69.61264	0	36.38736	69.61264
outubro	21.9	83.32181	1.02	84.98825	171.6	86.61175	0	100	0	84.98825	0	86.61175	84.98825
novembro	23.1	95.48581	1.04	99.30524	215.5	116.1948	0	100	0	99.30524	0	116.1948	99.30524
dezembro	24.3	108.6729	1.12	121.7136	313.6	191.8864	0	100	0	121.7136	0	191.8864	121.7136
soma/media	22.2							100					

TERESOPOLIS

mês	t (°C)	EP (mm)	Corr (q)	ETP (mm)	P (mm)	P-ETP (mm	NegAc(mm	ARM(mm)	ALT(mm)	ETR(mm)	DEF(mm)	EXC(mm)	R(mm)
janeiro	20.7	86.22531	1.15	99.15911	401.9	302.7409	0	100	0	99.15911	0	302.7409	99.15911
fevereiro	20.8	86.97772	1.03	89.58705	322.6	233.0129	0	100	0	89.58705	0	233.0129	89.58705
março	20.2	82.50699	1.1	90.75769	263.3	172.5423	0	100	0	90.75769	0	172.5423	90.75769
abril	17.9	66.3508	1.01	67.01431	226.3	159.2857	0	100	0	67.01431	0	159.2857	67.01431
maio	15.8	52.98355	0.99	52.45372	120.7	68.24628	0	100	0	52.45372	0	68.24628	52.45372
junho	14.9	47.66746	0.91	43.37739	69.8	26.42261	0	100	0	43.37739	0	26.42261	43.37739
julho	14.3	44.26306	0.92	40.72201	83.4	42.67799	0	100	0	40.72201	0	42.67799	40.72201
agosto	15.6	51.7806	0.93	48.15595	101.3	53.14405	0	100	0	48.15595	0	53.14405	48.15595
setembro	16.7	58.54848	0.93	54.45009	143.7	89.24991	0	100	0	54.45009	0	89.24991	54.45009
outubro	17.5	63.70178	1.02	64.97582	264.5	199.5242	0	100	0	64.97582	0	199.5242	64.97582
novembro	18.3	69.04777	1.04	71.80968	351.5	279.6903	0	100	0	71.80968	0	279.6903	71.80968
dezembro	19.7	78.86184	1.12	88.32526	425.4	337.0747	0	100	0	88.32526	0	337.0747	88.32526
soma/media	17.7							100					

Indice térmico anual

I=1.049*(Temp. média anual)^1.514

I tinguá	114.7873
I teresopolis	81.3218

Constante a que depende da localização

a= (6.75*10^-7*I³)-(7.71*10^-5*I²)+(1.792*10^-2*I)+0.49239

a tinguá	2.5544048
a teresópolis	1.8028115

Balanço hídrico: 1981-2010.

ALTO DA BOA VISTA - RIO DE JANEIRO

mês	t (°C)	EP (mm)	Corr (q)	ETP (mm)	P (mm)	P-ETP (mm	NegAc(mm	ARM(mm)	ALT(mm)	ETR(mm)	DEF(mm)	EXC(mm)	R(mm)
janeiro	27.6	77.1971	1.15	88.77666	209.1	120.3233	0	100	0	88.77666	0	120.3233	88.77666
fevereiro	28.1	80.41851	1.03	82.83106	174.8	91.96894	0	100	0	82.83106	0	91.96894	82.83106
março	27.4	75.92918	1.1	83.5221	215.7	132.1779	0	100	0	83.5221	0	132.1779	83.5221
abril	26.1	67.97343	1.01	68.65316	203.3	134.6468	0	100	0	68.65316	0	134.6468	68.65316
maio	23.8	55.09481	0.99	54.54386	188.5	133.9561	0	100	0	54.54386	0	133.9561	54.54386
junho	22.7	49.46681	0.91	45.0148	132.7	87.6852	0	100	0	45.0148	0	87.6852	45.0148
julho	22.3	47.50425	0.92	43.70391	182.3	138.5961	0	100	0	43.70391	0	138.5961	43.70391
agosto	22.8	49.96442	0.93	46.46691	141.9	95.43309	0	100	0	46.46691	0	95.43309	46.46691
setembro	23.1	51.47404	0.93	47.87085	223	175.1291	0	100	0	47.87085	0	175.1291	47.87085
outubro	24.7	59.9539	1.02	61.15298	203.7	142.547	0	100	0	61.15298	0	142.547	61.15298
novembro	26	67.38184	1.04	70.07712	217	146.9229	0	100	0	70.07712	0	146.9229	70.07712
dezembro	27	73.42862	1.12	82.24006	273.8	191.5599	0	100	0	82.24006	0	191.5599	82.24006
soma/media	25.1							100					

Indice térmico anual

I=1.049*(Temp. média anual)^1.514

I RJ-ALT 138.2783

Constante a que depende da localização

a= (6.75*10^-7*I³)-(7.71*10^-5*I²)+(1.792*10^-2*I)+0.49239

a RJ-ALT 2.277094

Balanço hídrico: 2020.

XERÉM

mês	t (°C)	EP (mm)	Corr (q)	ETP (mm)	P (mm)	P-ETP (mm	NegAc(mm	ARM(mm)	ALT(mm)	ETR(mm)	DEF(mm)	EXC(mm)	R(mm)
janeiro	25.7	124.4697	1.15	143.1401	403	259.8599	0	100	0	143.1401	0	259.8599	143.1401
fevereiro	25.2	117.9557	1.03	121.4943	389.2	267.7057	0	100	0	121.4943	0	267.7057	121.4943
março	24.0	103.6513	1.1	114.0165	243.8	129.7835	0	100	-29.5125	114.0165	0	159.296	114.0165
abril	22.4	86.31037	1.01	87.17348	52.2	-34.9735	-34.9735	70.4875	29.5125	22.6875	64.48598	0	22.6875
maio	20.2	64.74416	0.99	64.09671	101.2	37.10329	0	100	-31.9344	64.09671	0	69.03767	64.09671
junho	21.1	73.04373	0.91	66.46979	28	-38.4698	-38.4698	68.06562	-4.89605	32.89605	33.57375	0	32.89605
julho	20.6	68.33147	0.92	62.86495	55.4	-7.46495	-45.9347	63.16957	36.83043	18.56957	44.29537	0	18.56957
agosto	20.5	67.37113	0.93	62.65515	111	48.34485	0	100	0	62.65515	0	48.34485	62.65515
setembro	23.8	101.8215	0.93	94.69397	108.4	13.70603	0	100	0	94.69397	0	13.70603	94.69397
outubro	23.8	101.4196	1.02	103.448	124.8	21.35202	0	100	0	103.448	0	21.35202	103.448
novembro	23.2	94.93467	1.04	98.73205	307.6	208.8679	0	100	0	98.73205	0	208.8679	98.73205
dezembro	25.2	119.0345	1.12	133.3187	559.4	426.0813	0	100		133.3187	0	426.0813	133.3187
soma/media	23.0			1152.104	2484	1331.896		91.81022		1009.749	142.3551	1474.251	1009.749

TERESOPOLIS

mês	t (°C)	EP (mm)	Corr (q)	ETP (mm)	P (mm)	P-ETP (mm	NegAc(mm	ARM(mm)	ALT(mm)	ETR(mm)	DEF(mm)	EXC(mm)	R(mm)
janeiro	20.24	81.80158	1.15	94.07181	369.6	275.5282	0	100	0	94.07181	0	275.5282	94.07181
fevereiro	20.42	83.11072	1.03	85.60404	590.8	505.196	0	100	0	85.60404	0	505.196	85.60404
março	18.48	69.13403	1.1	76.04744	299.2	223.1526	0	100	0	76.04744	0	223.1526	76.04744
abril	17.14	60.14999	1.01	60.75149	110.2	49.44851	0	100	0	60.75149	0	49.44851	60.75149
maio	15.64	50.79109	0.99	50.28318	108.8	58.51682	0	100	0	50.28318	0	58.51682	50.28318
junho	16.62	56.8316	0.91	51.71676	63.8	12.08324	0	100	0	51.71676	0	12.08324	51.71676
julho	16.06	53.30732	0.92	49.04273	74.4	25.35727	0	100	0	49.04273	0	25.35727	49.04273
agosto	15.60	50.53316	0.93	46.99584	195.8	148.8042	0	100	0	46.99584	0	148.8042	46.99584
setembro	19.20	74.1793	0.93	68.98675	139.4	70.41325	0	100	0	68.98675	0	70.41325	68.98675
outubro	18.87	71.86723	1.02	73.30458	275.2	201.8954	0	100	0	73.30458	0	201.8954	73.30458
novembro	18.07	66.3261	1.04	68.97914	423.4	354.4209	0	100	0	68.97914	0	354.4209	68.97914
dezembro	20.24	81.76643	1.12	91.5784	506.2	414.6216	0	100	0	91.5784	0	414.6216	91.5784
soma/media	18.1							100					

Indice térmico anual

I=1.049*(Temp. média anual)^1.514

I tinguá	120.7356
I teresopolis	83.77121

Constante a que depende da localização

a= (6.75*10^-7*I³)-(7.71*10^-5*I²)+(1.792*10^-2*I)+0.49239

a tinguá	2.720061
a teresópolis	1.849327

APÊNDICE E -VARIÁVEIS OBTIDAS PELA APLICAÇÃO DE COEFICIENTES *per capita* E VARIÁVEIS HIDROLÓGICAS DO BANCO DE DADOS - QUANTIDADE DE ÁGUAS SERVIDAS POR RIOS PRINCIPAIS, FLUXOS DE DBO GERADAS NOS RIOS PRINCIPAIS, E FLUXOS DE DBO À MONTANTE NOS RIOS PRINCIPAIS. RESULTADOS UTILIZADOS NO MODELO DE CONCENTRAÇÃO DE MISTURAS (BALANÇO DE MASSAS)

Quantidade de águas servidas por rios principais (1.000 m³/dia): 1940 – 2020.

Rios principais	Águas servidas (1.000 m³/dia) por decênios								
	1940	1950	1960	1970	1980	1990	2000	2010	2020
Rio Iguaçu	6,1	15,6	40,0	101,5	157,0	191,9	239,3	252,3	259,0
Rio Sarapuí	7,8	19,8	50,9	129,5	177,5	203,5	232,5	235,6	241,9
Rio Estrela	0,4	1,0	1,9	4,7	8,1	10,5	14,8	17,7	18,1
Rio Inhomirim	0,7	1,6	3,3	8,2	15,4	15,9	20,2	23,0	23,6
Rio Saracuruna	0,7	1,5	3,0	7,4	13,8	23,0	32,7	36,3	37,3
Rio Suruí	0,1	0,1	0,2	0,5	2,0	2,5	3,3	3,6	3,7
Rio Iriri	0,2	0,3	0,3	0,7	1,5	1,5	2,3	2,2	2,2
Rio Roncador	1,7	2,4	4,6	5,2	8,2	8,9	9,7	10,9	11,2
Rio Macacu	0,5	0,6	1,8	2,1	3,7	5,3	7,2	8,6	8,8
Rio Guapiaçu	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,1	0,1
Rio Guapimirim	0,4	0,4	1,4	1,6	4,3	3,7	5,0	8,9	9,1
Rio Caceribu	0,5	0,7	5,0	6,6	13,5	42,8	64,5	67,4	69,2

Fluxos de DBO para os rios principais (tDBO/dia): 1940 – 2020.

Rios principais	Fluxos de DBO (tDBO/dia) por decênios								
	1940	1950	1960	1970	1980	1990	2000	2010	2020
Rio Iguaçu	1,7	4,2	10,8	27,4	42,4	51,8	64,6	68,1	69,9
Rio Sarapuí	2,1	5,3	13,7	35,0	47,9	54,9	56,4	46,6	43,9
Rio Estrela	0,1	0,3	0,5	1,3	2,2	2,8	4,0	4,8	4,9
Rio Inhomirim	0,2	0,4	0,9	2,2	4,2	4,3	5,5	6,2	6,4
Rio Saracuruna	0,2	0,4	0,8	2,0	3,7	6,2	8,8	9,8	10,1
Rio Suruí	0,0	0,0	0,1	0,1	0,5	0,7	0,9	1,0	1,0
Rio Iriri	0,1	0,1	0,1	0,2	0,4	0,4	0,6	0,6	0,6
Rio Roncador	0,5	0,7	1,3	1,4	2,2	2,4	2,6	2,9	3,0
Rio Macacu	0,1	0,2	0,5	0,6	1,0	1,4	1,9	2,3	2,4
Rio Guapiaçu	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Rio Guapimirim	0,1	0,1	0,4	0,4	1,2	1,0	1,4	2,4	2,5
Rio Caceribu	0,1	0,2	1,4	1,8	3,6	11,6	17,4	18,2	18,7

Fluxos de DBO à montante nos rios principais (mgDBO/dia)

Rios principais	Fluxos de DBO à montante (mgDBO/dia)
Rio Iguaçu	27,5
Rio Sarapuí	4.809,3
Rio Estrela	-
Rio Inhomirim	5,9
Rio Saracuruna	5,2
Rio Suruí	11,7
Rio Iriri	13,6
Rio Roncador	4,5
Rio Macacu	19,9
Rio Guapiaçu	121,7
Rio Guapimirim	86,3
Rio Caceribu	5,4

Nota: Estimativas construídas a partir dos dados médios de concentração de DBO e vazões médias à montante (SANERJ, 1975).

APÊNDICE F -INDICADORES, INDICADORES NORMALIZADOS, CÁLCULOS DOS SUBÍNDICES 'DTM', 'CAF', E 'MPM' E DO 'IM-BHANT'E CÁLCULOS DA 'RAZÃO DE SUSTENTABILIDADE DE HARRISON' – 1940-2020

COMPONENTES	EIXOS	ESTATÍSTICAS/INDICADORES	1940	1950	1960	1970	1980	1990	2000	2010	2020	DESEJÁVEL
Forçante e Pressão	Dinâmica territorial Multidimensional	População	95695	219985	562138	1340015	2025771	2547766	3157961	3332459	3421253	3421253
		População - inverso	1.04E-05	4.55E-06	1.78E-06	7.46E-07	4.94E-07	3.93E-07	3.17E-07	3.00E-07	2.92E-07	2.92E-07
		volume total das águas residuais geradas (m³/ano)	6985736	16058908	41036074	97821095	147881283	185986918	203959153	214375815	220857777	22085778
		volume águas residuais s/tratamento (m³/ano) - inverso	7.98E-07	1.48E-07	3.92E-08	1.43E-08	1.09E-08	9.92E-09	8.31E-09	9.00E-09	9.05E-09	4.53E-08
		Popupalçao com rend. Até 1SM	0.81	0.81	0.81	0.80	0.56	0.64	0.57	0.61	0.60	0.01
		Populaçao com rend. Até 1SM inverso	1.23	1.23	1.23	1.25	1.80	1.56	1.77	1.64	1.67	100.00
		SM necessário/SM real	3.1	7.2	1.9	3.7	3.3	7.2	6.4	4.4	5.2	1.0
		SM necessário/SM real inverso	0.33	0.14	0.53	0.27	0.31	0.14	0.16	0.23	0.19	1.00
		cargas DBO (t/dia)	5.2	11.9	30.4	72.4	109.4	137.6	164.1	163.0	163.4	4.6
		cargas DBO (t/ano) - inverso	0.19	0.08	0.03	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.22
		afecção drenagem (km)	11.3	33.6	137.9	223.9	498.0	736.6	1114.6	1194.1	1218.2	1.0
		afecção drenagem (km) - inverso	8.85E-02	2.98E-02	7.25E-03	4.47E-03	2.01E-03	1.36E-03	8.97E-04	8.37E-04	8.21E-04	1.00E+00
Condicionamento e Estado	Contaminação das águas fluviais	conc.DBO (mg/l)*fator - inverso	1.38	0.78	0.40	0.18	0.11	0.09	0.08	0.08	0.08	0.78
		conc.DBO (mg/l)*fator - inverso/CONAMA classe 2	0.2765	0.1567	0.0807	0.0367	0.0228	0.0190	0.0156	0.0157	0.0159	0.1555
Impacto e Resposta	Medidas protetivas e mitigadoras	Custo decenal do tratamento de esgoto para metas - 1000 R$ ano 2000	47087	108243	276599	659352	996777	1253623	1522779	1605924	1649615	1649615
		Custo decenal do tratamento de esgoto - 1000 R$ ano 2000 - proporção do ideal para as metas 90% pop. Atendida e 90% tratamento de esgoto (NMS e PSAM)	0.5	0.3	0.2	0.2	0.2	0.3	0.4	0.4	0.4	1.0
		Volume do esgoto tratado (m³/ano)	5731960	9282388	15546956	27714888	56464040	85213192	83632444	103232578	110366108	
		Volume de esgotos tratados (m³/ano) - proporção	0.8	0.6	0.4	0.3	0.4	0.5	0.4	0.5	0.5	0.9

COMPONENTES	EIXOS	ESTATÍSTICAS/INDICADORES - NORMALIZADOS	1940	1950	1960	1970	1980	1990	2000	2010	2020	DESEJÁVEL
Forçante e Pressão	Dinâmica territorial Multidimensional	População inverso - NORM	1.000	0.419	0.146	0.045	0.020	0.010	0.002	0.001	0.000	0.000
		volume águas residuais s/tratamento (m³/dia) - inverso NORM	1.000	0.176	0.039	0.008	0.003	0.002	0.000	0.001	0.001	0.047
		População com rend. Até 1SM - inverso - NORM	0.000	0.000	0.000	0.000	0.006	0.003	0.005	0.004	0.004	1.000
		SM necessário/SM real inverso - NORM	0.219	0.000	0.454	0.157	0.194	0.000	0.021	0.106	0.063	1.000
		cargas DBO (t/dia) - inverso NORM	0.889	0.370	0.127	0.037	0.014	0.006	0.000	0.000	0.000	1.000
		afecção drenagem (km) - inverso NORM	0.088	0.029	0.006	0.004	0.001	0.001	0.000	0.000	0.000	1.000
Condicionamento e Estado	Contaminação das águas fluviais	conc.DBO (mg/l)*fator - inverso/CONAMA Classe II - NORM	1.000	0.541	0.250	0.081	0.028	0.013	0.001	0.001	0.001	0.536
Impacto e Resposta	Medidas de adaptação, proteção e mitigação	Custo decenal do tratamento de esgoto - 1000 R$ ano 2000 - proporção do ideal para as metas - NORM	0.387	0.212	0.069	0.001	0.071	0.126	0.284	0.335	0.327	1.000
		Volume de esgotos tratados (m³/dia) - proporção - NORM	0.871	0.478	0.155	0.001	0.160	0.284	0.205	0.321	0.351	1.000

COMPONENTES	SUB ÍNDICES POR EIXOS	1940	1950	1960	1970	1980	1990	2000	2010	2020	2030	2040	2050	DESEJÁVEL
Forçante e Pressão	Sub Índice dinamica territorial multidimensional	0.533	0.166	0.129	0.042	0.040	0.004	0.005	0.019	0.011	0.012	0.012	0.012	0.674
Condicionamento e Estado	Sub Índice contaminação águas fluviais	1.000	0.541	0.250	0.081	0.028	0.013	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.536
Impacto e Resposta	Sub Índice medidas protetivas e mitigadoras	0.629	0.345	0.112	0.001	0.115	0.205	0.245	0.328	0.339	0.340	0.340	0.340	1.000
	Sustainable-Index (HARRISON) - DTM		0.311	0.778	0.323	0.954	0.090	1.367	3.843	0.615	1.044	1.000	1.000	
	Sustainable-Index (HARRISON) - CAF		0.541	0.462	0.323	0.342	0.465	0.078	1.000	1.099	0.910	1.000	1.000	
	Sustainable-Index (HARRISON) - MPM		0.549	0.324	0.009	115.333	1.775	1.195	1.341	1.034	1.003	1.000	1.000	

ANEXOS

ANEXO A - DADOS DE MONITORAMENTO DE QUALIDADE DAS ÁGUAS UTILIZADOS PARA A OPERACIONALIZAÇÃO DO BALANÇO DE MASSAS E OBTENÇÃO DOS INDICADORES cDBO (mg/L)

Rio principais	Vazão montante[1]	cDBO montante[1]	Vazão jusante[2]
Rio Iguaçu	1,7	0,2	43,1
Rio Sarapuí	2,7	20,9	24,0
Rio Estrela[3]	-	-	32,8
Rio Inhomirim	0,2	0,3	2,7
Rio Saracuruna	0,2	0,3	3,0
Rio Suruí	0,3	0,5	4,4
Rio Iriri	0,1	3,2	0,5
Rio Roncador	0,2	0,3	8,3
Rio Macacu	0,5	0,5	8,8
Rio Guapiaçu	1,1	1,3	-
Rio Guapimirim	0,9	1,1	53,5
Rio Caceribu	0,2	0,3	35,2

Nota: Fontes dos dados: [1] SANERJ, 1975; [2] JICA, 1994. [3] O Rio Estrela é exutórios de bacia, não tendo sido feito monitoramento neste na década de 1970. As estimativas de vazão e concentração foram obtidas pela aplicação do modelo de concentração de misturas aos Rios Saracuruna e Inhomirim. (-) sem dados de monitoramento.

ANEXO B - DADOS DOS TESTEMUNHOS UTILIZADOS NO ESTUDO

Testemunhos ST-23, ST-25 e ST-26 (JICA, 1994)

COD_CORE	PROF_cm	W_C_%	COD_Cr_C_%	COD_O2mg_g	KN_mg_g	TP_mg_g	T_Zn_mg_g	T_Cu_mg_g	T_Cr_mg_g	T_Pb_mg_g	T_Cd_mg_g	T_Hg_µg_g	Fe_mg_g	Ni_mg_g	Mg_mg_g
ST_23	0 - 5	79.200	2.200	58.700	2.500	0.830	0.120	0.025	0.040	0.050	0.000	0.300	33.000	0.020	0.750
ST_23	5 - 10	81.300	1.800	48.000	1.700	0.760	0.120	0.020	0.040	0.060	0.000	0.300	37.000	0.020	0.850
ST_23	10 - 15	82.000	1.900	50.700	1.600	0.890	0.120	0.030	0.050	0.060	0.000	0.500	41.000	0.025	1.000
ST_23	15 - 20	81.000	4.100	109.300	1.500	0.670	0.100	0.020	0.040	0.060	0.001	0.300	39.000	0.020	0.950
ST_23	20 - 25	79.800	3.900	104.000	1.400	0.580	0.080	0.020	0.040	0.060	0.000	0.400	36.000	0.020	80.000
ST_23	25 - 30	79.300	2.200	58.700	1.400	0.640	0.120	0.020	0.040	0.060	0.000	0.500	43.000	0.020	0.950
ST_23	30 - 40	76.800	4.700	125.300	1.100	0.780	0.100	0.015	0.040	0.080	0.000	0.400	39.000	0.020	0.750
ST_23	40 - 50	76.600	3.600	96.000	1.200	0.680	1.000	0.015	0.040	0.050	0.000	0.300	45.000	0.020	0.600
ST_23	84 - 94	50.000	1.300	34.700	0.700	0.620	0.090	0.010	0.060	0.030	0.000	0.050	51.000	0.025	0.400
ST_24	0 - 5	82.000	5.400	144.000	2.400	1.150	0.140	0.045	0.050	0.050	0.000	0.150	50.000	0.020	1.000
ST_24	5 - 10	79.700	6.600	176.000	2.300	1.240	0.100	0.040	0.050	0.050	0.001		37.000	0.015	1.000
ST_24	10 - 15	75.000	7.100	139.300	2.200	1.440	0.080	0.045	0.050	0.060	0.000	0.200	46.000	0.020	0.850
ST_24	15 - 20	76.500	5.000	133.300	2.200	1.040	0.090	0.020	0.040	0.180	0.000	0.200	44.000	0.020	0.800
ST_24	20 - 25	79.300	5.200	138.700	1.900	1.050	0.100	0.015	0.040	0.040	0.000	0.200	42.000	0.015	0.800
ST_24	25 - 30	77.600	7.100	189.300	1.800	0.860	0.120	0.015	0.040	0.040	0.000	0.250	40.000	0.015	0.950
ST_24	30 - 40	70.600	2.600	69.300	1.500	0.530	0.080	0.015	0.040	0.040	0.000	0.200	44.000	0.015	0.750
ST_24	40 - 50	67.200	6.400	170.700	0.900	0.920	0.090	0.010	0.050	0.040	0.000	0.150	46.000	0.020	0.400
ST_24	110 - 120	60.000	2.200	58.700	0.500	0.630	0.060	0.008	0.040	0.030	0.000	0.050	49.000	0.020	0.260
ST_25	0 - 5	82.500	3.700	98.700	1.500	0.860	0.080	0.045	0.060	0.040	0.000	0.200	39.000	0.015	0.750
ST_25	5 - 10	73.800	1.900	50.700	0.900	0.680	0.060	0.015	0.050	0.050	0.000	0.200	43.000	0.020	0.650
ST_25	10 - 15	72.600	3.200	85.300	0.800	0.450	0.060	0.015	0.050	0.040	0.000	0.150	50.000	0.020	0.550
ST_25	15 - 20	73.900	1.900	50.700	0.800	0.890	0.100	0.015	0.050	0.030	0.000	0.100	53.000	0.015	0.550
ST_25	20 - 25	65.100	3.000	80.000	0.700	0.540	0.090	0.006	0.040	0.030	0.000	0.050	49.000	0.015	0.420
ST_25	25 - 30	68.000	4.200	112.000	0.500	1.640	0.080	0.008	0.050	0.040	0.000	0.000	48.000	0.020	0.400
ST_25	30 - 40	66.000	2.200	58.700	0.500	0.570	0.070	0.008	0.040	0.030	0.000	0.050	54.000	0.150	0.340
ST_25	40 - 50	64.500	1.900	50.700	0.500	0.640	0.060	0.008	0.040	0.030	0.000	0.000	43.000	0.020	0.320
ST_25	110 - 120	53.400	0.900	24.000	0.300	0.430	0.000	0.008	0.040	0.020	0.000	0.000	41.000	0.150	0.240
ST_26	0 - 5	57.200	4.100	109.300	1.800	0.680	0.240	0.060	0.100	0.100	0.001	1.200	34.000	0.020	0.280
ST_26	5 - 10	73.300	3.900	104.000	1.700	0.810	0.500	0.080	0.180	0.120	0.000	1.400	32.000	0.030	0.380
ST_26	10 - 15	78.700	3.000	80.000	1.400	1.130	0.400	0.090	0.200	0.120	0.002	1.600	42.000	0.025	0.340
ST_26	15 - 20	73.900	4.700	125.300	1.700	1.330	0.650	0.120	0.160	0.180	0.001	2.000	33.000	0.040	0.220
ST_26	20 - 25	75.700	4.700	125.300	1.600	0.890	0.440	0.080	0.200	0.120	0.002	2.000	35.000	0.025	0.340
ST_26	25 - 30	69.200	2.600	69.300	1.700	0.960	0.550	0.120	0.280	0.160	0.003	2.000	36.000	0.030	0.500
ST_26	30 - 40	65.800	4.700	125.300	1.500	1.230	0.480	0.090	0.260	0.140	0.001	3.000	50.000	0.030	0.240
ST_26	40 - 50	72.500	3.700	98.700	0.900	0.760	0.160	0.030	0.260	0.060	0.000	1.000	34.000	0.020	0.360
ST_26	84 - 94	61.100	1.500	40.000	0.500	0.610	0.100	0.080	0.050	0.020	0.000	0.050	44.000	0.015	0.280

Testemunhos C0 e C3 (KFOURI *et al.*, 2005)

id	water_m	depht_cm	sand_%	mud_%	Cr_conc	Cr_sd	Zn_conc	Zn_sd	Method	Obs
C0	1.00	0 to 2	38.21	61.79	248.00	20.00	346.00	5.00	Instrumental neutron activation analysis	Concentrations for metals unit micrograms per grams
C0	1.00	4 to 6	25.65	74.35					Instrumental neutron activation analysis	Concentrations for metals unit micrograms per grams
C0	1.00	6 to 8	30.56	69.44	201.00	16.00	327.00	15.00	Instrumental neutron activation analysis	Concentrations for metals unit micrograms per grams
C0	1.00	12 to 14	14.84	85.16	205.00	16.00	318.00	14.00	Instrumental neutron activation analysis	Concentrations for metals unit micrograms per grams
C0	1.00	16 to 18	31.80	68.20					Instrumental neutron activation analysis	Concentrations for metals unit micrograms per grams
C0	1.00	18 to 20	28.79	71.21	403.00	31.00	288.00	14.00	Instrumental neutron activation analysis	Concentrations for metals unit micrograms per grams
C0	1.00	24 to 26	34.24	65.76	591.00	46.00	299.00	15.00	Instrumental neutron activation analysis	Concentrations for metals unit micrograms per grams
C0	1.00	32 to 34	26.57	73.43	1461.00	9.00	403.00	4.00	Instrumental neutron activation analysis	Concentrations for metals unit micrograms per grams
C0	1.00	40 to 42	21.86	78.14	1107.00	85.00	331.00	3.00	Instrumental neutron activation analysis	Concentrations for metals unit micrograms per grams
C0	1.00	42 to 44	26.30	73.70					Instrumental neutron activation analysis	Concentrations for metals unit micrograms per grams
C0	1.00	46 to 48	41.07	58.93	1632.00	10.00	443.00	5.00	Instrumental neutron activation analysis	Concentrations for metals unit micrograms per grams
C3	2.50	0 to 2	69.30	30.70	59.00	5.00	170.00	8.00	Instrumental neutron activation analysis	Concentrations for metals unit micrograms per grams
C3	2.50	6 to 8	57.64	42.36	67.00	5.00	168.00	8.00	Instrumental neutron activation analysis	Concentrations for metals unit micrograms per grams
C3	2.50	12 to 14	58.24	41.76	72.00	6.00	174.00	8.00	Instrumental neutron activation analysis	Concentrations for metals unit micrograms per grams
C3	2.50	18 to 20	61.76	38.24	70.00	5.00	187.00	9.00	Instrumental neutron activation analysis	Concentrations for metals unit micrograms per grams
C3	2.50	40 to 42	57.02	42.98	80.00	1.00	170.00	2.00	Instrumental neutron activation analysis	Concentrations for metals unit micrograms per grams
C3	2.50	46 to 48	71.72	28.28					Instrumental neutron activation analysis	Concentrations for metals unit micrograms per grams
C3	2.50	52 to 54	77.89	22.11	78.00	6.00	129.00	1.00	Instrumental neutron activation analysis	Concentrations for metals unit micrograms per grams
C3	2.50	62 to 64	86.80	13.20	75.00	6.00	139.00	1.00	Instrumental neutron activation analysis	Concentrations for metals unit micrograms per grams

Testemunho RED 6 (RELATÓRIO DE MONITORAMENTO AMBIENTAL REDUC)

ID	DEPHT	MID_POINT	YRS_DEP_EST	YR_ESTIMATE	CONC_Cu_r	SED_DENSITY_g	SED_VELOCITY_c	FLUX_Cu_microg/(cm2.year)	OBS
RED6	0-2	1	0	2002	95.00	0.35	2.20	72.14	EPA 3051-A. ICP-OES. RED6 sediment velocity: Godoy et al (1998); Godoy et al (2012)
RED6	4-6	5	2	2000	78.00	0.43	2.20	74.03	EPA 3051-A. ICP-OES. RED6 sediment velocity: Godoy et al (1998); Godoy et al (2012)
RED6	8-10	9	4	1998	74.00	0.51	2.20	82.42	EPA 3051-A. ICP-OES. RED6 sediment velocity: Godoy et al (1998); Godoy et al (2012)
RED6	14-16	15	7	1995	50.00	0.64	2.20	70.11	EPA 3051-A. ICP-OES. RED6 sediment velocity: Godoy et al (1998); Godoy et al (2012)
RED6	44-46	45	188	1815	6.00	0.53	0.24	0.76	EPA 3051-A. ICP-OES. RED6 sediment velocity: Godoy et al (1998); Godoy et al (2012)
RED6	72-74	73	304	1698	4.00	0.51	0.24	0.49	EPA 3051-A. ICP-OES. RED6 sediment velocity: Godoy et al (1998); Godoy et al (2012)
RED6	88-90	89	371	1631	0.80	1.32	0.24	0.25	EPA 3051-A. ICP-OES. RED6 sediment velocity: Godoy et al (1998); Godoy et al (2012)
RED6	92-94	91	379	1623	1.50	0.87	0.24	0.31	EPA 3051-A. ICP-OES. RED6 sediment velocity: Godoy et al (1998); Godoy et al (2012)

Testemunho BG-14 (OLIVEIRA, 2009)

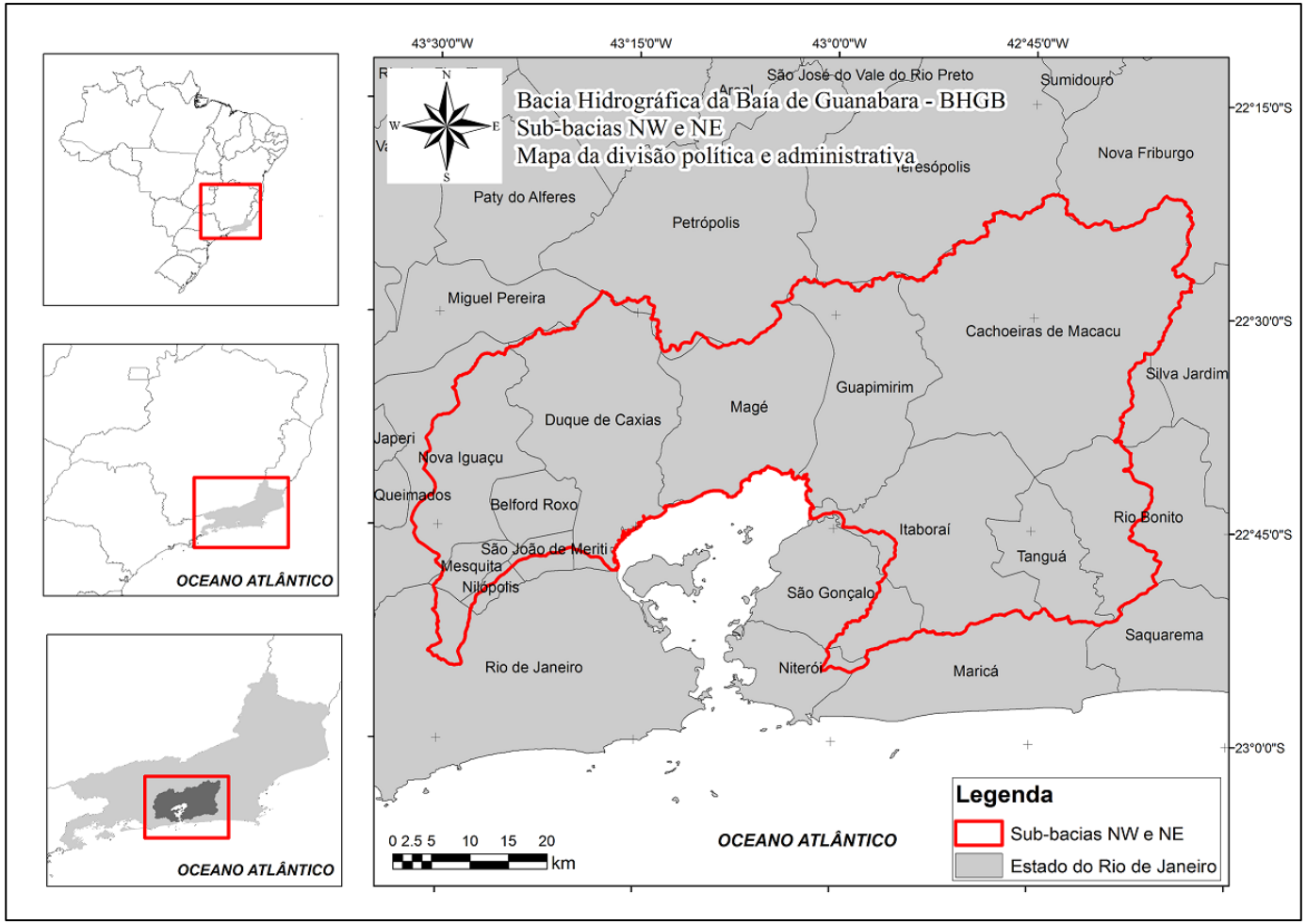
ID	PROOF	YEAR	c_Cu_microg/g	sed_rate_g/cm².year	flux_Cu_ microg/cm².year	OBS
BG-14	1.00	2005.80	64.97	1.83	119.00	values equal 0 means no data available
BG-14	3.00	2004.40	60.64	1.83	111.08	values equal 0 means no data available
BG-14	5.00	2003.00	54.82	1.83	100.43	values equal 0 means no data available
BG-14	7.00	2001.59	57.15	1.83	104.68	values equal 0 means no data available
BG-14	9.00	2000.19	54.35	1.83	99.56	values equal 0 means no data available
BG-14	11.00	1998.79	58.02	1.83	106.27	values equal 0 means no data available
BG-14	13.00	1997.39	57.55	1.83	105.42	values equal 0 means no data available
BG-14	15.00	1995.99	56.06	1.83	102.69	values equal 0 means no data available
BG-14	17.00	1994.58	59.12	1.83	108.30	values equal 0 means no data available
BG-14	19.00	1993.18	61.27	1.83	112.23	values equal 0 means no data available
BG-14	21.00	1991.78	78.91	1.83	144.55	values equal 0 means no data available
BG-14	23.00	1990.38	58.32	1.83	106.83	values equal 0 means no data available
BG-14	25.00	1988.98	60.61	1.83	111.02	values equal 0 means no data available
BG-14	27.00	1987.57	60.66	1.83	111.11	values equal 0 means no data available
BG-14	29.00	1986.17	60.17	1.83	110.21	values equal 0 means no data available
BG-14	31.00	1984.77	58.83	1.83	107.76	values equal 0 means no data available
BG-14	33.00	1983.37	62.79	1.83	115.02	values equal 0 means no data available
BG-14	35.00	1981.97	62.73	1.83	114.90	values equal 0 means no data available
BG-14	37.00	1980.56	61.55	1.83	112.74	values equal 0 means no data available
BG-14	51.00	1970.75	73.72	1.83	135.04	values equal 0 means no data available
BG-14	55.00	1967.95	64.19	1.83	117.59	values equal 0 means no data available
BG-14	57.00	1966.55	68.31	1.83	125.12	values equal 0 means no data available
BG-14	59.00	1965.14	69.07	1.83	126.53	values equal 0 means no data available
BG-14	65.00	1960.94	64.79	1.83	118.67	values equal 0 means no data available
BG-14	67.00	1959.54	66.61	1.83	122.00	values equal 0 means no data available
BG-14	69.00	1958.13	63.69	1.83	116.67	values equal 0 means no data available
BG-14	71.00	1956.73	65.48	1.83	119.94	values equal 0 means no data available
BG-14	73.00	1955.33	67.18	1.83	123.05	values equal 0 means no data available
BG-14	75.00	1953.93	64.18	1.83	117.56	values equal 0 means no data available
BG-14	77.00	1952.53	60.38	1.83	110.60	values equal 0 means no data available
BG-14	79.00	1951.12	65.11	1.83	119.26	values equal 0 means no data available
BG-14	81.00	1949.72	62.91	1.83	115.24	values equal 0 means no data available
BG-14	83.00	1948.32	57.29	1.83	104.94	values equal 0 means no data available
BG-14	85.00	0.00	55.97	0.00	0.00	values equal 0 means no data available
BG-14	87.00	0.00	58.41	0.00	0.00	values equal 0 means no data available
BG-14	89.00	0.00	58.50	0.00	0.00	values equal 0 means no data available
BG-14	91.00	0.00	57.30	0.00	0.00	values equal 0 means no data available
BG-14	93.00	0.00	59.57	0.00	0.00	values equal 0 means no data available
BG-14	95.00	0.00	57.72	0.00	0.00	values equal 0 means no data available
BG-14	97.00	0.00	60.48	0.00	0.00	values equal 0 means no data available
BG-14	99.00	0.00	54.61	0.00	0.00	values equal 0 means no data available

Testemunho BG-28 (CORDEIRO *et al.*, 2021)

ID	Year	Depth	Conc_Cr_microg/g	sed_density_g/cm3	sed_velocity_cm/year	Flux_Cr_microg/cm2.year
BG-28	2006	3	87.55	0.25	0.96	21.05
BG-28	2000	7	138.49	0.27	1.04	39.56
BG-28	1995	11	128.39	0.28	1.20	43.87
BG-28	1992	23	227.42	0.30	1.82	122.88
BG-28	1987	31	115.64	0.34	1.04	40.61
BG-28	1982	37	97.57	0.24	0.71	16.33
BG-28	1974	39	86.81	0.24	0.63	13.25
BG-28	1961	45	76.09	0.31	0.46	10.86
BG-28	1959	47	63.72	0.26	0.41	6.86
BG-28	1958	51	60.75	0.31	0.34	6.39
BG-28	1948	55	47.49	0.31	0.28	4.23
BG-28	1936	59	41.44	0.30	0.25	3.05
BG-28	1921	67	39.88	0.29	0.19	2.25
BG-28	1882	71	38.32	0.30	0.18	2.03
BG-28	1859	75	33.74	0.35	0.16	1.89
BG-28	1835	83	44.03	0.32	0.14	1.89
BG-28	1779	87	31.84	0.33	0.13	1.31
BG-28	1748	91	35.62	0.35	0.12	1.44
BG-28	1716	95	37.61	0.37	0.11	1.50
BG-28	1681	99	36.00	0.37	0.10	1.35
BG-28	1643	103	41.08	0.39	0.09	1.53
BG-28	1603	107	34.55	0.40	0.09	1.22
BG-28	0	113	37.12	0.44	0.08	1.34
BG-28	0	117	42.76	0.42	0.08	1.38
BG-28	0	123	31.80	0.43	0.07	0.96
BG-28	0	127	40.90	0.44	0.07	1.21
BG-28	0	131	33.31	0.44	0.06	0.93
BG-28	0	139	40.16	0.49	0.06	1.15
BG-28	0	143	34.24	0.49	0.06	0.93
BG-28	0	149	37.05	0.48	0.05	0.93
BG-28	0	155	34.22	0.48	0.05	0.81
BG-28	0	161	34.56	0.47	0.05	0.76
BG-28	0	165	38.87	0.50	0.05	0.89
BG-28	0	169	41.61	0.49	0.04	0.90
BG-28	0	173	33.44	0.49	0.04	0.70
BG-28	0	177	40.76	0.52	0.04	0.88
BG-28	0	183	32.89	0.49	0.04	0.64
BG-28	0	187	46.38	0.51	0.04	0.92
BG-28	0	193	35.55	0.46	0.04	0.63
BG-28	0	197	48.46	0.44	0.04	0.80
BG-28	0	201	38.53	0.39	0.04	0.56
BG-28	0	205	48.69	0.39	0.04	0.71
BG-28	0	213	34.28	0.44	0.04	0.56
BG-28	0	217	37.37	0.41	0.04	0.57
BG-28	0	221	37.74	0.43	0.04	0.62
BG-28	0	229	34.45	0.43	0.04	0.59
BG-28	0	233	37.54	0.42	0.04	0.63
BG-28	0	237	31.18	0.42	0.04	0.55
BG-28	0	241	36.58	0.42	0.04	0.66
BG-28	0	245	34.99	0.46	0.05	0.72
BG-28	0	249	43.59	0.49	0.05	1.00
BG-28	0	253	35.56	0.43	0.05	0.76
BG-28	0	257	40.62	0.39	0.05	0.81
BG-28	0	261	37.74	0.38	0.05	0.78
BG-28	0	265	33.67	0.42	0.06	0.79
BG-28	0	269	28.00	0.43	0.06	0.71
BG-28	0	273	35.46	0.39	0.06	0.86
BG-28	0	277	41.45	0.36	0.06	0.96
BG-28	0	281	42.06	0.45	0.07	1.27
BG-28	0	293	33.98	0.45	0.08	1.20
BG-28	0	297	40.34	0.42	0.08	1.33

BG-28	0	303	31.13	0.39	0.09	1.07
BG-28	0	307	37.01	0.37	0.09	1.29
BG-28	0	311	31.58	0.36	0.10	1.13
BG-28	0	315	29.45	0.35	0.10	1.09
BG-28	0	319	38.44	0.37	0.11	1.58
BG-28	0	323	30.24	0.36	0.12	1.27
BG-28	0	327	29.70	0.36	0.12	1.33
BG-28	0	331	39.59	0.33	0.13	1.70
BG-28	0	335	42.31	0.31	0.14	1.83
BG-28	0	339	39.79	0.31	0.15	1.81
BG-28	0	343	32.16	0.33	0.15	1.65
BG-28	0	347	43.07	0.33	0.16	2.34
BG-28	0	351	35.63	0.34	0.18	2.13
BG-28	0	355	31.35	0.32	0.19	1.88
BG-28	0	359	33.58	0.35	0.20	2.35
BG-28	0	363	45.52	0.30	0.21	2.87
BG-28	0	367	32.79	0.30	0.23	2.25
BG-28	0	371	35.29	0.39	0.24	3.33
BG-28	0	375	34.59	0.39	0.26	3.52
BG-28	0	379	31.03	0.41	0.28	3.51
BG-28	0	383	35.17	0.44	0.29	4.55
BG-28	0	391	36.16	0.48	0.34	5.78
BG-28	0	395	38.49	0.47	0.36	6.44
BG-28	0	399	34.63	0.49	0.38	6.49
BG-28	0	403	46.21	0.49	0.40	9.14
BG-28	0	407	42.74	0.49	0.43	8.90
BG-28	0	411	38.02	0.48	0.45	8.12
BG-28	0	415	34.42	0.43	0.47	6.98
BG-28	0	423	42.16	0.41	0.51	8.72
BG-28	0	427	45.14	0.46	0.53	10.92
BG-28	0	431	44.77	0.45	0.54	10.91
BG-28	0	435	40.59	0.48	0.55	10.73
BG-28	0	439	40.46	0.51	0.55	11.30
BG-28	0	443	31.96	0.43	0.55	7.62
BG-28	0	455	41.08	0.45	0.52	9.63
BG-28	0	459	42.69	0.42	0.51	9.11
BG-28	0	467	30.15	0.46	0.46	6.37
BG-28	0	471	34.51	0.54	0.44	8.19
BG-28	0	475	36.23	0.56	0.42	8.48
BG-28	0	479	36.20	0.47	0.40	6.80
BG-28	0	483	33.47	0.47	0.37	5.90
BG-28	0	487	40.62	0.50	0.35	7.11
BG-28	0	495	34.70	0.52	0.31	5.52
BG-28	0	499	35.34	0.50	0.29	5.13
BG-28	0	503	36.69	0.52	0.27	5.20
BG-28	0	507	33.11	0.51	0.26	4.36
BG-28	0	511	38.56	0.48	0.25	4.64
BG-28	0	517	42.85	0.53	0.23	5.31
BG-28	0	527	39.45	0.50	0.22	4.27
BG-28	0	531	34.49	0.50	0.21	3.65
BG-28	0	535	39.29	0.49	0.21	3.92
BG-28	0	539	31.69	0.45	0.20	2.86
BG-28	0	543	31.94	0.45	0.20	2.85
BG-28	0	547	42.13	0.50	0.19	4.05
BG-28	0	551	32.77	0.51	0.19	3.20
BG-28	0	561	41.89	0.59	0.19	4.59
BG-28	0	565	41.55	0.54	0.18	4.12

ANEXO C - MAPA POLÍTICO ADMINISTRATIVO DA REGIÃO DELIMITADA PELA BHBG



ANEXO D - CLASSIFICAÇÃO DAS ATIVIDADES ECONOMICAS SEGUNDO A CLASSIFICAÇÃO ISIC VERSÃO 4.0 (UNITED NATIONS, 2008)

Código ISIC	Descrição
1	Crop and animal production, hunting and related service activities
2	Forestry and logging
3	Fishing and aquaculture
5	Mining of coal and lignite
6	Extraction of crude petroleum and natural gas
7	Mining of metal ores
8	Other mining and quarrying
9	Mining support service activities
10	Manufacture of food products
11	Manufacture of beverages
12	Manufacture of tobacco products
13	Manufacture of textiles
14	Manufacture of wearing apparel
15	Manufacture of leather and related products
16	Manufacture of wood and of products of wood and cork, except furniture; manufacture of articles of straw and plaiting materials
17	Manufacture of paper and paper products
18	Printing and reproduction of recorded media
19	Manufacture of coke and refined petroleum products
20	Manufacture of chemicals and chemical products
21	Manufacture of basic pharmaceutical products and pharmaceutical preparations
22	Manufacture of rubber and plastics products
23	Manufacture of other non-metallic mineral products
24	Manufacture of basic metals
25	Manufacture of fabricated metal products, except machinery and equipment
26	Manufacture of computer, electronic and optical products
27	Manufacture of electrical equipment
28	Manufacture of machinery and equipment n.e.c.
29	Manufacture of motor vehicles, trailers and semi-trailers
30	Manufacture of other transport equipment
31	Manufacture of furniture

32	Other manufacturing
33	Repair and installation of machinery and equipment
35	Electricity, gas, steam and air conditioning supply
36	Water collection, treatment and supply
37	Sewerage
38	Waste collection, treatment and disposal activities; materials recovery
39	Remediation activities and other waste management services
41	Construction of buildings
42	Civil engineering
43	Specialized construction activities
45	Wholesale and retail trade and repair of motor vehicles and motorcycles
46	Wholesale trade, except of motor vehicles and motorcycles
47	Retail trade, except of motor vehicles and motorcycles
49	Land transport and transport via pipelines
50	Water transport
51	Air transport
52	Warehousing and support activities for transportation
53	Postal and courier activities
55	Accommodation
56	Food and beverage service activities
58	Publishing activities
59	Motion picture, video and television programme production, sound recording and music publishing activities
60	Programming and broadcasting activities
61	Telecommunications
62	Computer programming, consultancy and related activities
63	Information service activities
64	Financial service activities, except insurance and pension funding
65	Insurance, reinsurance and pension funding, except compulsory social security
66	Activities auxiliary to financial service and insurance activities
68	Real estate activities
69	Legal and accounting activities
70	Activities of head offices; management consultancy activities
71	Architectural and engineering activities; technical testing and analysis
72	Scientific research and development

73	Advertising and market research
74	Other professional, scientific and technical activities
75	Veterinary activities
77	Rental and leasing activities
78	Employment activities
79	Travel agency, tour operator, reservation service and related activities
80	Security and investigation activities
81	Services to buildings and landscape activities
82	Office administrative, office support and other business support activities
84	Public administration and defence; compulsory social security
85	Education
86	Human health activities
87	Residential care activities
88	Social work activities without accommodation
90	Creative, arts and entertainment activities
91	Libraries, archives, museums and other cultural activities
92	Gambling and betting activities
93	Sports activities and amusement and recreation activities
94	Activities of membership organizations
95	Repair of computers and personal and household goods
96	Other personal service activities
97	Activities of households as employers of domestic personnel
98	Undifferentiated goods- and services-producing activities of private households for own use
99	Activities of extraterritorial organizations and bodies