



Universidade do Estado do Rio de Janeiro

Centro de Educação e Humanidades

Faculdade de Formação de Professores

Programa de Pós-graduação em Geografia

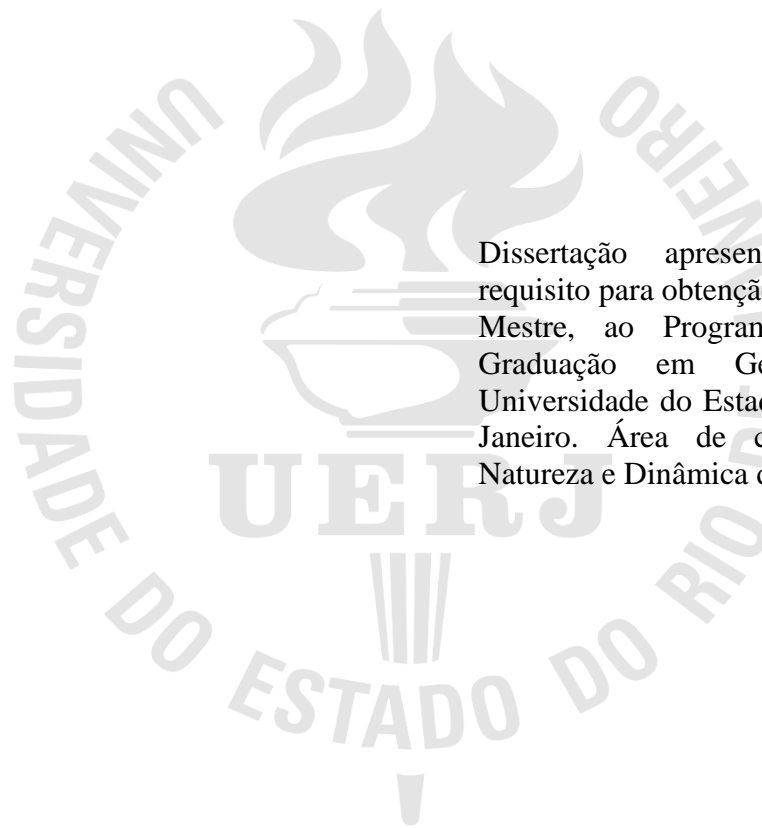
Vitor Calôr de Oliveira

Varição Intraecossistêmica de Acúmulo Sedimentar, Metais Pesados, Matéria Orgânica e Nutrientes em Relação ao Uso e Cobertura da Terra nos Últimos 70 anos- Baía de Guanabara, RJ

São Gonçalo
2021

Vitor Calôr de Oliveira

Varição Intraecossistêmica de Acúmulo Sedimentar, Metais Pesados, Matéria Orgânica e Nutrientes em Relação ao Uso e Cobertura da Terra nos Últimos 70 anos- Baía de Guanabara, RJ



Dissertação apresentada, como requisito para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Geografia da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Natureza e Dinâmica da Paisagem.

Orientador: Prof. Dr. Rodrigo Coutinho Abuchacra

Coorientador: Dr. Leonardo Amora Nogueira

São Gonçalo

2021

CATALOGAÇÃO NA FONTE
UERJ/REDE SIRIUS/BIBLIOTECA CEH/D

FEITA NA BIBLIOTECA



Autorizo, apenas para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta dissertação, desde que citada a fonte.

Assinatura

Data

VITOR CALÔR DE OLIVEIRA

Variação Intraecossistêmica de Acúmulo Sedimentar, Metais Pesados, Matéria Orgânica e Nutrientes em Relação ao Uso e Cobertura da Terra nos Últimos 70 anos- Baía de Guanabara, RJ

Dissertação apresentada, como requisito para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Geografia da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Natureza e Dinâmica da Paisagem.

Aprovada em de de .

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Rodrigo Coutinho Abuchacra - Orientador
Faculdade de Formação de Professores – UERJ

Dr. Leonardo Nogueira Amora -Coorientador
Universidade Federal Fluminense - UFF

Prof. Dr. André Luiz Carvalho da Silva
Faculdade de Formação de Professores – UERJ

Prof. Dr. Vinícius da Silva Seabra
Faculdade de Formação de Professores - UERJ

Prof. Dr. Humberto Marotta Ribeiro
Universidade Federal Fluminense - UFF

Prof. Dr. Sérgio Cadena de Vasconcelos
Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro – PUC-Rio

São Gonçalo

2021

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço a Deus por ter me fortalecido nas horas necessárias e me iluminado nas horas de dúvidas e indecisões.

Agradeço ao meu orientador Rodrigo Coutinho Abuchacra por toda ajuda durante o processo do mestrado e pela amizade. Agradeço ao meu coorientador Leonardo Amora Nogueira pela ajuda com os softwares e principalmente pela paciência em fazer e refazer a estatística. A troca de conhecimentos foi fundamental para realização deste trabalho.

Agradeço a banca por aceitar o convite e fazerem parte deste momento decisivo. Agradeço aos Professores André, Vinicius, Humberto e Sergio por manter contato e ajudar com contribuições significativas após qualificação.

Agradeço ao LAMOM, LAGEF, LENG e LAGEMAR por disponibilizarem suas instalações e suporte quando necessário.

Agradeço aos professores que disponibilizaram os dados sedimentológicos para realização da dissertação.

Agradeço ao Grupo de Estudo “Carbono Quente” pelas reuniões realizadas e as trocas de conhecimento que contribuíram tanto no trabalho quanto nas apresentações.

Agradeço a CAPES pelo fomento da bolsa de estudo durante parte do mestrado, bolsa essencial para manutenção do projeto e da frequência na pós-graduação.

Agradeço aos funcionários e funcionárias da UERJ/FFP e especialmente do PPGeo.

RESUMO

OLIVEIRA, V. C. de. *Variação Intraecossistêmica de Acúmulo Sedimentar, Metais Pesados, Matéria Orgânica e Nutrientes em Relação ao Uso e Cobertura da Terra nos Últimos 70 anos- Baía de Guanabara, RJ*. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Faculdade de Formação de Professores, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, São Gonçalo, 2019.

Palavras chave: Intervenção humana. Uso e cobertura da terra. Poluição costeira. Baía de Guanabara.

As mudanças de uso e cobertura da terra nas bacias de drenagem, principalmente nos ecossistemas costeiros, produzem desequilíbrios ambientais em escalas espaciais e temporais ainda negligenciadas, especialmente em ambientes tropicais. **O objetivo deste estudo foi avaliar a relação entre as mudanças de uso e cobertura da terra na bacia de drenagem da Baía de Guanabara (Rio de Janeiro, Brasil) e os dados de esgoto não tratado associados às taxa de acumulação sedimentar (TAS), metais pesados, nutrientes (Nitrogênio e Fósforo Total) e Corg (Carbono Orgânico) no sedimento.** Os dados sedimentológicos e geoquímicos (a partir de 1950) foram extraídos da literatura, processados para o cálculo de acumulação no sedimento e interpretados. Estes dados indicaram três períodos distintos. Entre 1950-1985 e 1986-2005, foi investigada a relação temporal e espacial dos dados de acumulação de seis testemunhos ($p < 0,05$, ANOVA *two-way* seguida pelo teste Post-Hoc de Tukey). Entre 2006 e 2016, foi investigada a relação espacial dos dados de acumulação de quatro testemunhos ($p < 0,05$, ANOVA *one-way* seguida pelo teste Post-Hoc de Tukey). Os mapeamentos de uso e cobertura de 1985 a 2015 foram baseados no banco de dados do Mapbiomas. O mapeamento de 1975 foi realizado através do GEOBIA, enquanto o mapeamento de 1963 foi feito a partir de uma fotografia aérea. Os dados integrados de uso e cobertura da terra, aporte de esgoto não tratado e acumulação de sedimentos, nutrientes, matéria orgânica e metais pesados entre 1950 e 2016 na Baía de Guanabara foram associados ao crescimento da classe Urbano em direção a classe Campo, e o aumento do aporte de materiais de origem orgânica e inorgânica da bacia de drenagem. Aumentos relativos de até duas vezes no uso urbano na bacia de drenagem levaram à aumentos de ~ 9 vezes na acumulação de sedimento da baía. Estes aumentos nas cargas de sedimento, nutrientes e metais apresentam potencial de danos ambientais a partir de contínuo processo de eutrofização e contaminação dos ecossistemas em função das intervenções humanas na bacia de drenagem. Foram observadas diferenças intraecossistêmicas (temporais e espaciais) em toda a área de estudo que podem potencializar a perda de biodiversidade, serviços ecossistêmicos, qualidade de vida e a segurança alimentar da população que depende da baía para o seu sustento. A partir dos resultados apresentados, indicamos que apenas através da recuperação da bacia de drenagem a partir de ações de reflorestamento, recuperação dos rios, implementação de estações de tratamento de esgoto, educação ambiental, gestão adequada dos recursos hídricos e fiscalização, será possível reverter as condições ambientais da baía.

ABSTRACT

OLIVEIRA, V. C. de. *Intra-ecosystem Variation of Sediment Accumulation, Heavy Metals, Organic Matter and Nutrients in Relation to Land Use and Cover in the past 70 Years, Guanabara Bay, RJ*. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Faculdade de Formação de Professores, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, São Gonçalo, 2021.

Keywords: Human intervention. Land use and cover. Coastal pollution. Guanabara Bay.

Changes in land use and cover in drainage basins, especially in coastal ecosystems, affect the environmental balance on spatial and temporal scales still neglected, especially in tropical environments. **The aim of this study was to assess the relationship between changes in land use and cover in the Guanabara Bay drainage basin (Rio de Janeiro, Brazil) and data on untreated sewage associated with sedimentary accumulation rate (SAR), heavy metals, nutrients (Nitrogen and Total Phosphorus) and OC (Organic Carbon) in the sediment.** The sedimentological and geochemical data (from 1950 onwards) were extracted from the literature, processed for the calculation of accumulation sediments, and interpreted. These data indicated three distinct periods. Between 1950-1985 and 1986-2005, the temporal and spatial relationship of accumulation in six sediment cores was investigated ($p < 0.05$, two-way ANOVA followed by Tukey's Post-Hoc test). Between 2006 and 2016, the spatial relationship of accumulation in four cores was investigated ($p < 0.05$, one-way ANOVA followed by Tukey's Post-Hoc test). The land use and cover maps from 1985 to 2015 were based on the Mapbiomas database. The 1975 map was carried out through GEOBIA, while the 1963 map was carried out from an aerial photograph. Integrated data of land use and cover, untreated sewage input and accumulation of sediments, nutrients, organic matter, and heavy metals between 1950 and 2016 in Guanabara Bay were associated with the growth of the Urban class towards the Campo class, and the increasing the input of organic and inorganic materials from the drainage basin. Relative increases of two times in urban use in the drainage basin led to ~ 9-times increases in sediment accumulation in the bay. These increases in sediment accumulation, nutrients and metals have the potential for environmental damage from the continuous process of eutrophication and contamination of ecosystems due to human interventions in the drainage basin. Intraecosystemic differences (temporal and spatial) were observed across the study area that can potentiate the loss of biodiversity, ecosystem services, quality of life and the food security of the population that depends on the bay for their livelihood. From the results presented, we indicate that only through the recovery of the drainage basin from reforestation actions, river recovery, implementation of sewage treatment stations, environmental education, proper management of water resources and inspection, will be possible to reverse the environmental conditions of the bay.

Sumário

1. INTRODUÇÃO.....	7
1.1. Objetivo	9
1.1.1. Objetivos Específicos	9
2. BASE TEÓRICO-CONCEITUAL.....	10
2.1- Estuários	10
2.1- Processos de deposição de sedimentos em ambientes estuarinos	11
2.1.1- O acúmulo de metais pesados em sedimentos	12
2.1.2- Nutrientes em sedimentos	13
2.2- Intervenções Antrópicas	15
2.3 Uso e Cobertura da Terra	17
2.3.1 Classificação Orientada a Pixel.....	17
2.3.2. Classificação Orientada a Objeto	18
2.4 Histórico de Ocupação da Baía de Guanabara.....	19
3- METODOLOGIA	23
3.1- Área de Estudo.....	23
3.2- Sensoriamento Remoto	26
3.2.1- Mapbiomas	26
3.2.1- Composição das imagens USGS.....	28
4.- RESULTADOS	29
5.- DISCUSSÃO.....	40
6.- CONCLUSÃO.....	45

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Limites das zonas estuarinas em detrimento de variações sazonais e intrusões salinas.....	10
Figura 2– Fluxo de Fósforo Total de um testemunho na Baía de Guanabara comparado ao crescimento populacional do Estado do Rio de Janeiro.	14
Figura 3– O aumento de materiais antropogênicos e a Grande Aceleração.....	15
Figura 4– Diferentes usos e coberturas da terra e suas consequências em um corpo hídrico.....	16
Figura 5 – População na Bacia Hidrográfica da Baía de Guanabara.....	21
Figura 6 – Vazão de esgoto bruto, vazão de esgoto tratado e esgoto não tratado.....	22
Figura 7 – Localização da Baía de Guanabara, da bacia de drenagem, e de dados de testemunhos disponíveis – APA 1, APA, APA 3, APA4, BG-08 e BG-28... ..	25
Figura 8 – Localização das sub bacias e ilhas da Baía de Guanabara.....	26
Figura 9 – Composição dos dados de fluxos do testemunho APA1	31
Figura 10 – Composição dos dados de fluxos do testemunho APA2.....	32
Figura 11 – Composição dos dados de fluxos do testemunho APA3.....	33
Figura 12 – Composição dos dados de fluxos do testemunho APA4.....	34
Figura 13 – Composição dos dados de fluxos do testemunho BG08.....	35
Figura 14 – Composição dos dados de fluxos do testemunho BG28.....	36
Figura 15 – Composição dos dados estatísticos da TAS, N, PT, Corg, Cu, Cr e Pb.....	37

LISTA DE TABELA

Tabela 1– Dados geoquímicos e geocronológicos em testemunhos sedimentares extraídos da literatura... ..	28
Tabela 2– Variação de Uso e Cobertura da Terra em porcentagem de cada classe.....	31

ABREVIACÕES E SIGLAS

AP- Antes do Presente

APA- Área de Proteção Ambiental

C- Carbono

C_{org}- Carbono Orgânico

CO₂- Dióxido de Carbono

CH₄- Metano

Cr- Cromo

Cu- Cobre

EUA- Estados Unidos da América

GEOBIA- Análise de Imagem Geográfica Orientada ao Objeto

N- Nitrogênio

N.d.- Não detectado

OBIA- Análises de Imagem Orientada ao Objeto

P- Fósforo

Pb- Chumbo

PT- Fósforo Total

IBGE- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

REDUC- Refinaria de Duque de Caxias

SIDRA- Sistema IBGE de Recuperação Automática

SNIS- Sistema Nacional de Informações de Saneamento

TAS- Taxa de Acúmulo Sedimentar

1. INTRODUÇÃO

As mudanças de uso e cobertura da Terra afetaram cerca de um terço da superfície terrestre desde 1960 (WINKLER et al., 2021), indicando um acelerado processo de alteração da paisagem. Na mesma direção, as transformações dos sistemas costeiros e bacias de drenagens associadas são intrinsecamente discutidas a partir da ação da humanidade e intervenções na natureza (CRUTZEN, 2002; VIKAS e DWARAKISH, 2015; DAY e RYBCZYK, 2019). Essa faixa litorânea ao redor do mundo historicamente acomodou populações e são por isso muito importantes do ponto de vista socioeconômico (LOTZE et al., 2006; CULBERTSON. et al., 2009; LUIJENDIJK, et al., 2018). Cerca de 37% da população mundial habita em uma faixa de 100 km a partir do litoral (CULBERTSON et al, 2009). No Brasil a porcentagem da população que ocupa essa área é de 26,6% (CENSO, 2010). Devido à alta concentração populacional, os ecossistemas costeiros estão entre os mais impactados pelas atividades humanas (ADGER et al., 2005).

As alterações humanas em escala planetária do uso e cobertura da terra desencadearam discussões para o estabelecimento da Época do Antropoceno, tendo em vista que essas intervenções já poderiam ser mapeadas e reconhecidas globalmente em depósitos sedimentares. O Grupo de Trabalho do Antropoceno recentemente indicou que a partir da metade do século XX é possível distinguir na geomorfologia e na estratigrafia o Antropoceno do Holoceno (JEFFERSON et al., 2013; ZALASIEWICZ et al., 2019). Atualmente, observa-se não apenas na academia, mas também na sociedade de forma geral, um maior interesse sobre as intervenções humanas em bacias hidrográficas, assim como nos sistemas costeiros e suas consequências socioambientais.

Já foi demonstrado que a modificação do uso e cobertura da terra em bacias hidrográficas, resultou em alterações (um aumento ou redução) na taxa de acúmulo sedimentar em deltas, baías, estuários e/ou manguezais, afetando o equilíbrio intraecossistêmico (RUÍ-FERNANDEZ et. al., 2003; MARTÍNEZ et al., 2011; JALOWSKA et al., 2015 e KIRCHNER et al., 2015).

Neste sentido, a ação humana também deixou registrado nos sedimentos, o incremento de nutrientes (Nitrogênio, Fósforo Total Inorgânico e Orgânico), matéria orgânica e os metais pesados, produzindo desequilíbrio. Os fluxos continentais de nutrientes são usados como marcadores geocronológicos de mudanças ambientais induzidas por intervenções humanas (BORGES, 2009; PÉREZ et al 2017; 2018; SANDERS et al. 2016; VELINSKY et al. 2017, ABUCHACRA, 2018). Uma das

principais vias de aporte dos nutrientes aos sistemas costeiros são os rios, introduzindo esgoto (doméstico e/ou industrial) e fertilizantes (provindo de áreas agrícolas) (SMITH e SCHINDLER, 2009). Áreas urbanas sem o adequado manejo do esgoto, no geral, contribuem no aumento da contaminação, eutrofização e disponibilidade de resíduos sólidos (FRIES et al., 2019). O aumento de nutrientes, como o P e N, potencializam a eutrofização dos sistemas costeiros e vários danos ambientais (KHAN e ANSARI, 2005; BORGES et al., 2009; CONLEY; 2009).

O incremento de metais pesados em sistemas costeiros também indica alterações de uso e cobertura da terra e podem representar um risco ambiental (VALLGAMAA e CONLEY, 2008; RUÍ-FERNANDEZ et al., 2012; BAPTISTA NETO et al., 2013; NASER, 2013; BAPTISTA FILHO, et al., 2019). Metais pesados podem contribuir para a degradação ambiental como também podem acumular em organismos vivos (bioacumulação), incluindo seres humanos (NIENCHESKI et al., 2008; HOSONO et al., 2011; ABUCHACRA et al., 2015), tratando-se de um problema global.

Os ecossistemas presentes na Baía de Guanabara, Rio de Janeiro, e sua respectiva bacia de drenagem sofrem com a pressão humana desde o período colonial e o subsequente desenvolvimento que produziram a supressão da fauna e flora, e alterações no padrão de produção e acumulação sedimentar e perda da qualidade da água dos rios, estuários e da baía (CRUZ et al., 1998; BORGES et al., 2009; AMADOR, 2012, 2013; GODOY et al., 2012; BAPTISTA NETO et al., 2013; CORDEIRO et al., 2015; FISTAROL et al., 2015 AGUIAR et al., 2016; SOARES-GOMES et al., 2016 e FRIES et al., 2019). O aumento do aporte sedimentar, de nutrientes e metais pesados para a Baía de Guanabara está associado as intervenções e ocupação humana ao longo dos anos na bacia hidrográfica, como o desmatamento para criação de áreas agropastoris, arruamento nos municípios no entorno, atividade industrial e a retificação e canalização dos rios (BORGES et al., 2009; AGUIAR et al., 2016; FIGUEIREDO Jr et al., 2014; KIRCHNER et al., 2015.; ABUCHACRA, 2018 e BAPTISTA FILHO, et al., 2019).

Independente da distribuição geográfica, a alteração do uso e cobertura da terra pode maximizar ou reduzir a disponibilidade de sedimentos e aumentar a disponibilidade de nutrientes e metais pesados, afetando drasticamente os ambientes deposicionais. Schiefer et al. (2013) constatou que apenas a redução de cobertura vegetal e o intenso tráfego de veículos aumentou o acúmulo sedimentar em lagos canadenses. Dodds et al. (2006) demonstrou que o incremento de nutrientes associados a mudanças de uso e cobertura da terra nos EUA apresentou direta correlação com processos de eutrofização.

Ruiz-Fenández et al. (2012) observou o aumento do acúmulo de sedimentos e metais pesados associado a intervenções na bacia de drenagem do rio Coatzacoalcos, México, oferecendo risco a vida aquática e humana. Vaalgamaa e Conley (2008) no Golfo da Finlândia, Mar Báltico, observaram o aumento das taxas de acumulação sedimentar, nutrientes e metais pesados associados às mudanças de uso e cobertura da terra.

Estudos recentes realizados na Baía de Guanabara (CRUZ et al., 1998; BORGES et al., 2009; AMADOR, 2012, 2013; GODOY et al., 2012; BAPTISTA NETO et al., 2013; ABUCHACRA et al., 2015; CORDEIRO et al., 2015; AGUIAR et al., 2016; ABUCHACRA et al., 2018), identificaram o aumento das taxas de acumulação sedimentar, aporte de nutrientes e metais pesados de origem antrópica. Porém ainda não foi efetivamente comparado de forma direta o efeito das mudanças de uso e cobertura da terra e crescimento demográfico ao longo de uma série temporal da bacia hidrográfica com dados geoquímicos em sedimentos. Portanto, um estudo integrando esses dados pode ser relevante na tomada de decisão sobre a melhor gestão do território e planejamento dos recursos naturais, especialmente em um país em desenvolvimento como o Brasil, sendo, portanto, de importante interesse para a Geografia.

1.1. Objetivo

Avaliar a relação entre as mudanças de uso e cobertura da terra na bacia de drenagem e esgoto não tratado com a acumulação de sedimentos, metais pesados, Carbono Orgânico, Fósforo Total, e Nitrogênio Total para a Baía de Guanabara.

1.1.1. Objetivos Específicos

- Mapear as mudanças de uso e cobertura da terra (~50 anos);
- Calcular as taxas de acúmulo de sedimento, metais pesados, Carbono Orgânico, Fósforo Total Nitrogênio Total na Baía de Guanabara nas últimas décadas;
- Integrar as mudanças de uso e cobertura com as variáveis geoquímicas no sedimento.

2. BASE TEÓRICO-CONCEITUAL

2.1- Estuários

Estuários são sistemas complexos assim como sua definição teórica. Algumas definições são mais focadas na mistura de águas marinhas e continentais como em Dione (1963), Pritchard (1967), Perrillo (1995) e Dyer (1997), enquanto trabalhos mais voltados ao aspecto geológico e geomorfológico focam em ambientes transgressivos sujeitos a ação de marés, como Dalrymple et al. (1992) e Dalrymple (2006).

A origem dos estuários pode ser diversa: como fluvial, glacial, tectônica ou condicionada por barreiras arenosas (DAVIS Jr, 1992). A formação e evolução sedimentar da maior parte dos sistemas estuarinos atuais estariam diretamente ligadas a última transgressão marinha que afogou antigos vales fluviais (entre 13 e 5 mil anos AP) (FLETCHER et al., 1990; BROWN et al., 1999; ABUCHACRA et al., 2017; KOSTECKI et al., 2015). Portanto estes sistemas seriam recentes e efêmeros do ponto de vista geológicos, já que podem ser preenchidos pelo aporte sedimentar ou estarem sujeitos a uma nova regressão marinha (BROWN et al., 1999; ABUCHACRA et al., 2017).

Segundo Brown et al. (1999), Dalrymple et al. (1992) e Fairbridge (1980) os estuários podem ser divididos em três setores diferentes; o primeiro onde os processos fluviais possuem mais força (estuário superior); onde ocorre ambos os processos fluviais e marinhos (estuário médio); e onde há o predomínio dos processos marinhos (estuário inferior) (Figura 1).

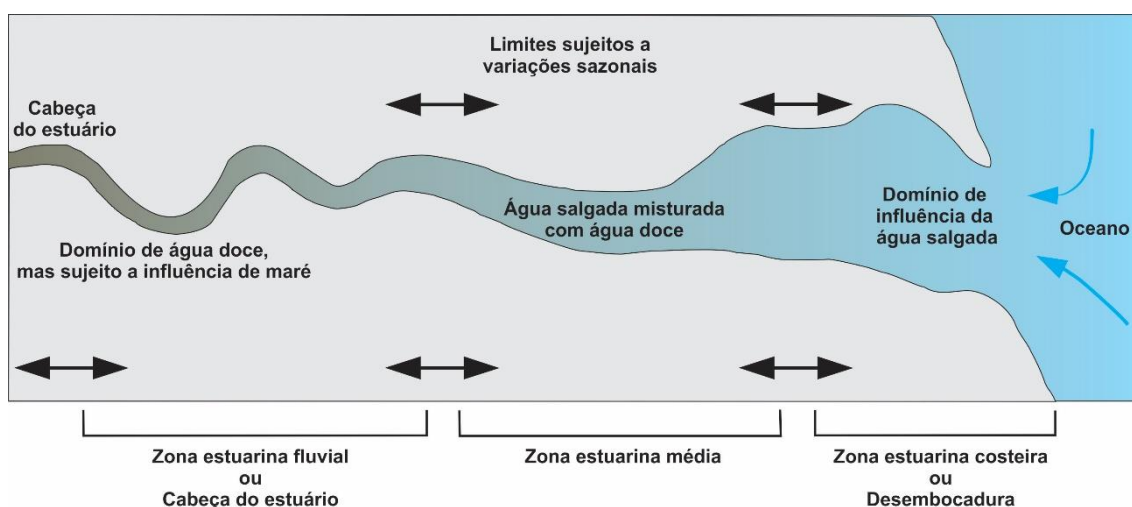


Figura 1: Limites das zonas estuarinas em detrimento de variações sazonais e intrusões salinas. Adaptada de BROWN et al. (1999) por Abuchacra (2015).

Segundo Bird (2008), eventos diários como a oscilação de maré ou a sazonalidade da vazão podem afetar a evolução estuarina. Devido ao balanço entre uma forçante ou outra, os estuários ainda podem ser classificados devido à distribuição faiológica e aos processos físico-químicos (DALRYMPLE et al, 1992; DALRYMPLE, 2006). Segundo Dalrymple et al (1992) os estuários podem ser dominados por rios, marés e ondas.

Os estuários dominados por rios apresentam como característica marcante, dependendo do contexto ambiental, o desenvolvimento de feições deltaicas em função do aporte sedimentar fluvial; os estuários dominados por maré costumam apresentar próxima a desembocadura, bancos longitudinais ao rio, resultado da dinâmica da maré; e os estuários dominados por ondas apresentam barreiras arenosas perpendiculares ao estuário devido à ação das ondas que remobiliza os sedimentos mais grossos. A distribuição granulométrica em cada um desses ambientes reflete a hidrodinâmica local e a disponibilidade de sedimento em variados tamanhos (DALRYMPLE et al 1992).

2.1- Processos de deposição de sedimentos em ambientes estuarinos

A evolução geomorfológica e o desenvolvimento sedimentar dos estuários em todo o planeta ocorreram em razão do afogamento dos paleovales fluviais na última transgressão marinha e posterior preenchimento de sedimentos e preservação da coluna estratigráfica nas porções mais abrigadas destes ambientes (DALRYMPLE et al., 1992 MURRAY-WALLACE e WOODROFFE, 2014; GREEN et al., 2015). As potenciais fontes sedimentares em estuários são diversas, sendo provenientes: da bacia hidrográfica, da plataforma continental, da deposição atmosférica e de atividades biológicas e físico-químicas do próprio estuário (SILVA et al., 2004). As partículas depositadas nesses ambientes podem ser areias e lamas coesas. A deposição das areias ocorre devido à perda de energia hidrodinâmica; já as lamas apresentam diferentes mecanismos deposicionais. Os processos de transporte e deposição de cascalhos e areias são por rolamento, saltação, tração ou turbulência. Essas partículas não são remobilizadas quando soterradas por sedimentos mais finos e coesos ou quando expostos a baixa energia hidrodinâmica. O transporte e a deposição das lamas ocorrem devido a mecanismos biológicos, físicos e químicos. Essa deposição pode ser resultado da interação de diferentes cargas entre as partículas em suspensão e a água marinha, da flocculação associada a atividade de organismos filtradores, o volume de sedimento, a energia hidrodinâmica, temperatura e agregação com a matéria orgânica (MEADE, 1972; JAEGER e NITTRouer, 1995; BROWN et al., 1999; SILVA et al., 2004; MANNING et al., 2011 WANG, 2012). Uma

vez acumuladas, lamas (silte-argila) podem tornar-se uma massa sedimentar coesa de difícil remobilização (JAEGER e NITTROUER, 1995; WANG, 2012).

As baías podem ser muito amplas, formadas por tectonismo e controladas pelo embasamento rochoso. Apresentam algumas das características observadas em estuários, como inundação transgressiva, feições sedimentares, ação de marés e ondas, enorme potencial de acumulação sedimentar e produtividade biológica, mas são ambientes muito mais complexos, especialmente ao considerarmos as bem mais lentas taxas de renovação da água nas baías (KJERFVE et al., 1997). Dependendo do objetivo científico, algumas publicações que atuam por exemplo na biodiversidade, tratam as baías como estuários (LESSA et al., 2018).

2.1.1- O acúmulo de metais pesados em sedimentos

Os metais pesados podem apresentar importante função biogeoquímica, mas também podem produzir danos aos organismos dependendo das concentrações e biodisponibilidade (ABUCHACA et al., 2015; SANTOS et al., 2010). A poluição por metal pesado é muito preocupante devido à toxicidade, dificuldade de degradação e capacidade de bioacumulação (quando biodisponível) na cadeia trófica (AGUIAR et al., 2016; LI, et al., 2017). Os sedimentos possuem a capacidade de transportarem esses elementos potencialmente tóxicos ao longo de uma bacia hidrográfica e acumulá-los em ambientes costeiros. Niencheski et al. (2008) destaca que esses metais são introduzidos nos corpos costeiros na forma: de íons orgânicos, inorgânicos e complexos orgânicos; partículas orgânicas, co-precipitados e adsorvidos nos sedimentos.

A produção e a origem de metais pesados podem ser diversas, incluindo a herança geológica; a disponibilidade em ambientes aquáticos ainda pode ocorrer através da deposição atmosférica, através do carreamento do material acumulado nas bacias de drenagens e devido às atividades antrópicas em diferentes escalas temporais e espaciais (ABUCHACRA et al., 2015). Essa diversidade de fatores combinados potencializam o acúmulo dos metais pesados nos sedimentos. Entre os diferentes mecanismos de carreamento e acumulação dos metais, a matéria orgânica, especialmente a refratária (substâncias húmicas), desempenha uma importante forma de transporte e retenção/acumulação destes potenciais poluentes nos sedimentos (DE LA ROSA et al., 2011; ABUCHACRA et al. 2015; AGUIAR et al., 2018).

As fontes de metais pesados originários da ação humana, segundo Baptista Neto et al., (2013), podem ser pontuais, como por exemplo despejo de esgoto ou ainda difusas,

como a deposição atmosférica. Tudo isso está relacionado ao modo de produção econômico, social e a transformação da paisagem (ABUCHACRA, 2018). Segundo Qian et al. (2015), grande parte destes metais são depositados em sistemas costeiros devido à má qualidade de serviços de tratamento de esgoto e fraca regulamentação sobre estes descartes. Outras atividades como queima de combustível fóssil, a indústria naval, a atividade portuária e intemperismo de tintas podem ter como produtos alguns metais como Cobre (Cu) e Chumbo (Pb) (FERGUSSON e KIM, 1991; ABUCHACRA, 2018). Da mesma forma o Cromo (Cr) também pode ser encontrado em tintas, ligas metálicas, cimento, papel, borrachas e outros materiais, podendo acumular em pescados (SANKHLA et. al., 2016). Mesmo que a maior proporção dos metais pesados não se encontre acumulado na fração biodisponível (sem efeito na cadeia trófica), as crescentes alterações físico-químicas produzidas pela humanidade nos corpos hídricos poderiam liberá-los (ABUCHACRA et al., 2015).

2.1.2- Nutrientes em sedimentos

A análise do acúmulo de nutrientes em testemunhos sedimentares é amplamente utilizada em estudos ambientais por permitir compreender a trajetória de evolução da paisagem sob a influência humana. Os ecossistemas preservados são em geral limitados pela disponibilidade de nutrientes, como o Nitrogênio (N) e Fósforo (P) (MACREADE, 2012), produzindo equilíbrio intraecossistêmico. Nesse sentido, a literatura internacional reconhece amplamente que sistemas costeiros urbanizados ao redor do mundo recebem elevado aporte (enriquecimento) de nutrientes (CANFIELD et al., 2010), gerando desequilíbrio, tanto na produção primária como no crescimento da vegetação halófitas (tolerante ao sal) (LOVELOCK et al., 2007; PRASAD, 2012). Alguns nutrientes possuem mais destaques na literatura, são os casos do N e do P, pois estão associados tanto a produção primária, ao crescimento e metabolismo de plantas e animais, quanto ao processo de eutrofização (KHAN e ANSARI, 2005).

Segundo Townsend et al. (2010) é possível encontrar P em rochas, no solo, nas águas interiores e marinhas, nos rios, em lagos e oceanos. As taxas de P têm aumentado devido ao aumento do uso de fertilizantes e da produção de águas residuais domésticas e industriais (CONLEY, 2009). A concentração de nitrogênio na biosfera também tem aumentado em função do uso cada vez maior de fertilizantes, pesticidas e da queima de combustíveis fósseis (BORMANN e LIKENS, 1967; GALLOWAY, 2008). A introdução do P e N de origem humana nos sistemas costeiros ocorre de diversas formas, mas são os

rios que apresentam maior capacidade de transporte devido ao despejo de esgoto e fertilizantes ao longo das bacias de drenagem (SMITH e SCHINDLER, 2009). O aumento de nutrientes e consequentemente da eutrofização dos sistemas costeiros podem resultar no desequilíbrio e degradação ambiental, afetando a qualidade da água, dos sedimentos e da cadeia trófica (KHAN e ANSARI, 2005; BORGES et al., 2009; CONLEY, 2009; FRIES et al., 2019). O crescimento exacerbado das algas resultado da eutrofização é mais comum em lagos, porém as consequências em ambientes sujeitos a circulação estuarina podem ser consideradas problemas recorrentes mais sérios como a hipoxia (CONLEY, 2009). Borges et al. (2009) associa o aumento de nutriente (P) ao aumento populacional (Figura 2), e consequentemente, a modificação do uso e cobertura nas bacias de drenagem ao redor dos sistemas costeiros como estuários e baías.

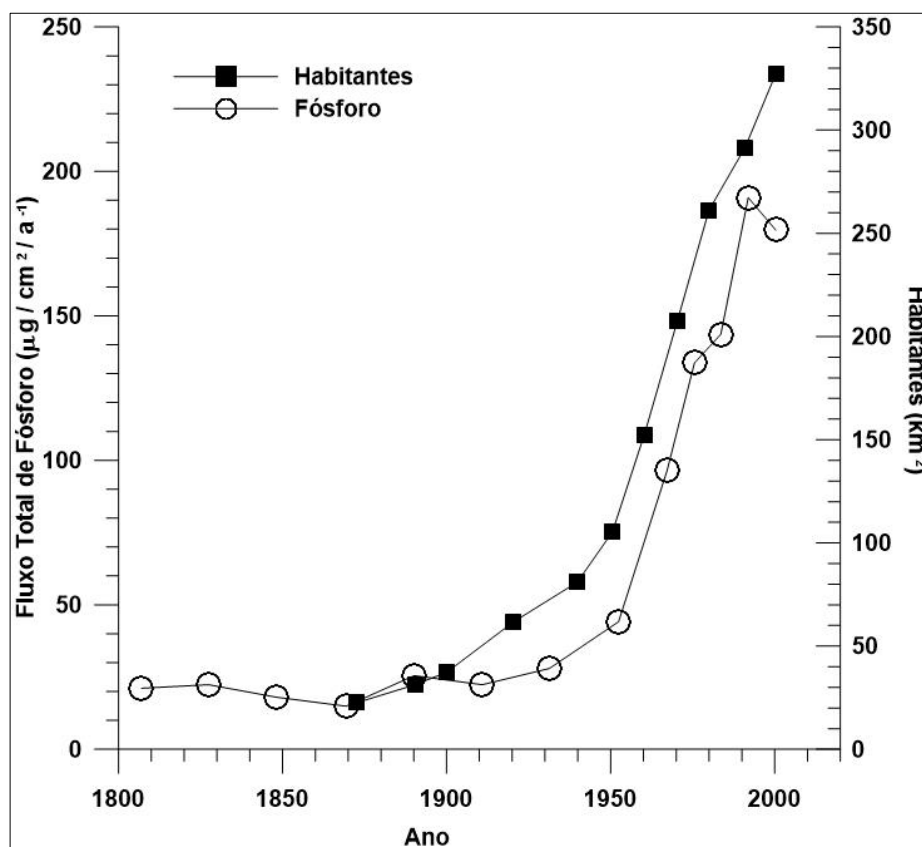


Figura 2: Fluxo de Fósforo Total de um testemunho na Baía de Guanabara comparado ao crescimento populacional do Estado do Rio de Janeiro. Adaptado de Borges et al. (2009).

2.2- Intervenções Humanas

A criação do Antropoceno seria a tentativa de implementação de uma nova Época geológica pela Comissão Internacional de Estratigrafia, onde as alterações humanas no Sistema Terra poderiam ser identificadas no registro geológico (WATER et al., 2016). Essa demarcação focada principalmente na estratigrafia é foco de uma intensa discussão na comunidade científica sobre a definição de uma data para o eventual início do Antropoceno e o que tipo de marcador geocronológico seria o mais indicado. A data proposta pelo Grupo de Trabalho do Antropoceno, ano de 1950 (“Grande Aceleração”), assemelha-se a de Steffen et al. (2015) e Waters et al. (2016), utilizando como referencial a introdução e/ou aumento do aporte na natureza de variados materiais como o concreto, plástico, fibras sintéticas, entre outros (Figura 3).

A demarcação do Antropoceno causa controvérsia, pois a delimitação temporal exemplificada acima não foi a única proposta. Segundo Ruddiman, (2013; 2003) o Antropoceno teria início entre 5 e 8 mil AP, a partir do aumento da emissão de gases estufa (CO₂ e CH₄); para Crutzen e Stoermer (2000) e Crutzen (2002) a Revolução Industrial marcaria o início das transformações globais produzidas pela humanidade; e outras datas e marcadores foram propostas por diferentes autores. Em recente publicação assinada pelo grupo de trabalho do Antropoceno (ZALASIEWICZ et al., 2019), afirma-se categoricamente que o Antropoceno se diferencia do Holoceno em função das intervenções humanas a partir de 1950.

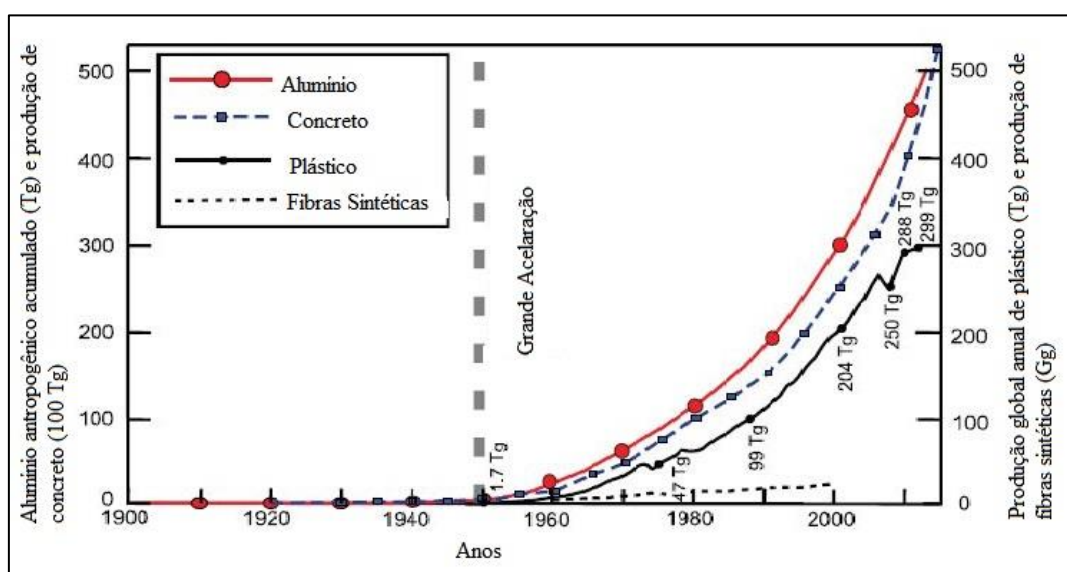


Figura 3: O aumento de materiais antropogênicos e a Grande Aceleração. Adaptado de Walters et. Al. (2016).

A discussão para o eventual estabelecimento do Antropoceno em função de intervenções humanas demonstra a relevância da integração de dados de uso e cobertura da terra, aporte de esgoto e crescimento demográfico em bacias de drenagem com a acumulação de sedimentos e poluentes e suas consequências em corpos hídricos (Figura 4). Já que especialmente em países em desenvolvimento, onde a regulação e fiscalização de atividades antrópicas podem ser incipientes, os danos ambientais e a redução da qualidade de vida da população podem ser potencializados

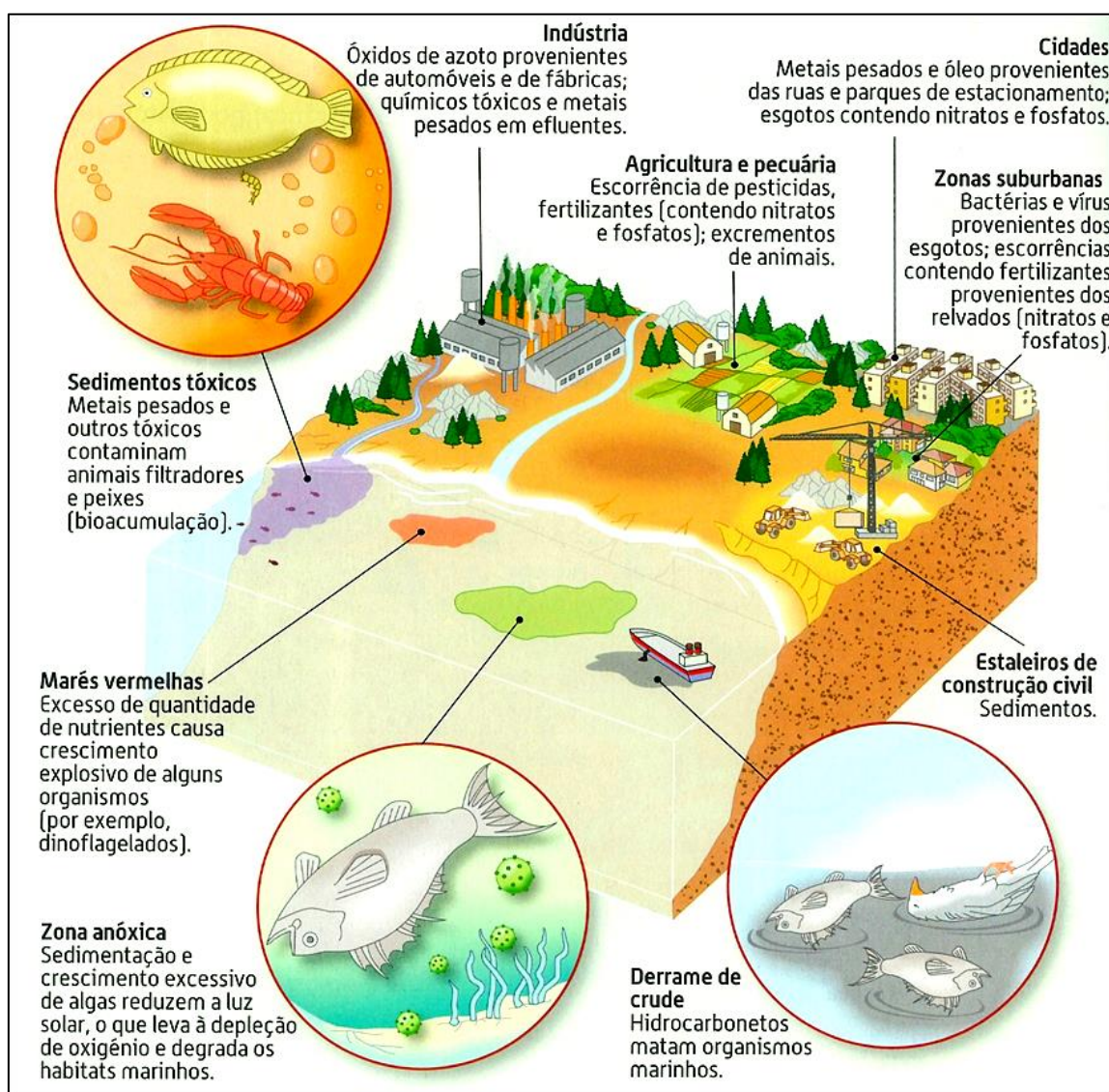


Figura 4: Diferentes usos e coberturas da terra e suas consequências em um corpo hídrico. Fonte: <http://7fbiolugar.blogspot.com.br/2012/06/fontes-de-poluicao-aquatica.html>

2.3 Uso e Cobertura da Terra

Sensoriamento Remoto é um conjunto de aplicações e técnicas utilizadas na aquisição de informações sobre objetos e fenômenos através de sensores (NOVO, 1992). A utilização de ferramentas de geoprocessamento em ambiente SIG auxilia nas análises temporais e espaciais, como por exemplo, em estudos de mudanças de uso e cobertura da terra (STAEHR et al., 2012). Para Vieira (2005) a cobertura da terra seria o revestimento da superfície terrestre, onde a interação humana/natureza estaria expressa. Abreu (2010) sugere que a cobertura estaria ligada ao conceito de sistemas de objetos de Santos (1996) enquanto o uso da terra estaria ligado ao conceito de sistema de ações. Abreu (2010) ainda destaca:

“Enquanto que a Cobertura é algo estritamente físico, concreto. Por isso a Cobertura é percebida através da Paisagem, pois é ela que apresenta as formas, os objetos. Já para se perceber o Uso se faz necessário a busca por informações que nem sempre estão na paisagem.”

As informações necessárias que o autor diz não conter na paisagem para perceber o uso da terra podem ser descobertas e/ou entendidas se a paisagem for analisada pelo pesquisador através da abordagem geossistêmica.

2.3.1 Classificação Orientada a Pixel

A partir do desenvolvimento de geotecnologias, produção de mapas e seus resultados surgiram diversas metodologias; uma delas a classificação de imagem de satélite (VALE et al., 2018). Segundo Vale et al., (op. cit.), o processamento de imagens digitais visa fornecer ferramentas para facilitar a identificação e a extração das informações contidas nas imagens, para posterior interpretação.

Existem diferentes formas de classificações; paramétrica e não-paramétrica, classificação espectral e espacial, e classificação supervisionada ou não-supervisionada. Assim como classificadores que podem ser divididos em classificações por *pixel* ou por região. Os classificadores mais comumente utilizam a classificação por *pixels*, onde a informação espectral é utilizada para encontrar regiões homogêneas na imagem (MENESES; ALMEIDA, 2012).

A classificação não supervisionada consiste em um processo mais automatizado pelo computador, onde a interferência do investigador é reduzida ou não existe; logo na

classificação supervisionada o investigador é mais atuante, pois necessita de informações prévias antes de prosseguir com a classificação.

Vale et al., (2018) realizaram uma revisão com base na aplicação dos classificadores *pixel a pixel*: Distância Mínima, Distância Mahalanobis e Máxima Verossimilhança na mesma área de estudo. O resultado foi que o classificador Máxima Verossimilhança obteve maior acurácia. Vale et al., (2018) atestaram que a classificação *pixel-based* possui validade para estudos de uso e cobertura mesmo utilizando diferentes classificadores.

2.3.2. Classificação Orientada a Objeto

A realização de um mapa de Uso e Cobertura da Terra pode ser através de diferentes métodos podendo ser eles automáticos ou analógicos. Um processo automático que potencializou a realização deste tipo de mapa foi a segmentação. Este processo consiste em agrupar os pixels da imagem de acordo com características similares. A classificação orientada a objetos busca simular técnicas de interpretação visual através da modelagem do conhecimento para a identificação de feições, baseada na descrição de padrões identificadores, tais como, cor, textura, métrica, contexto.

Blaschke (2010) fez um grande trabalho onde realiza um levantamento bibliográfico com intenção de demonstrar o aumento de trabalhos científicos que se utilizaram da classificação orientada a objetos e da segmentação. A segmentação de imagens não é algo tão novo, que outras áreas, como os processamentos de imagens industriais ou médicas também se utilizam destas técnicas (PAL e PAL, 1993; BLASCHKE 2010). Segundo Blaschke et al. (2004) a utilização da segmentação em trabalhos de sensoriamento remoto teria tido início entre os anos 1980 e 1990. O desenvolvimento do método, de forma generalizada, foi possível devido a disponibilização de imagens de alta resolução e a comercialização de softwares de processamentos de imagens (BLASCHKE, 2000)

As vantagens desta metodologia sobre a mais tradicional (*pixel-based*) seria, segundo Hussain et al. (2013), que o contexto espacial e as relações na detecção das mudanças são estimados. Comparando com as abordagens baseadas em pixels, a classificação orientada ao objeto facilita com a análise multiescalar o que permite delinear características da paisagem em diferentes níveis e reduz as pequenas alterações espúrias (HUSSAIN, et al.,2013).

Cruz et al, 2007 apresentam as principais diretrizes metodológicas para o mapeamento da cobertura vegetal do bioma Mata Atlântica através da adoção da classificação orientada a objetos e modelagem *fuzzy*. A classificação supervisionada foi realizada utilizando, preferencialmente, modelagem *fuzzy* com análise das respostas espectrais a fim de agrupar objetos semelhantes. Foi utilizada uma abordagem *top-down* de dois níveis. O primeiro para identificar corpos d'água e sombras; já para o segundo nível foi separado o que é vegetação da área antrópica. A classificação foi realizada com auxílio do software *eCognition*, mantendo uma relação hierárquica entre as classes. Assim, os autores conseguiram determinar as diferentes fisionomias da vegetação e relevo e chegaram à conclusão que este processo foi vantajoso em relação aos processos tradicionais de classificação por automatizar alguns padrões de reconhecimento adotados somente na interpretação visual. Abreu (2010) utilizou método semelhante, diferenciado por um terceiro nível de segmentação (níveis de intensidade de urbanização), porém com o objetivo de comparar o uso e cobertura da terra de todo o Estado do Rio de Janeiro em dois momentos, nos anos de 1994 e 2007. Segundo o autor supracitado o método utilizado foi eficiente, pois diminuiu o trabalho de edição manual.

Apesar de estudos anteriores mostrarem que são obtidos melhores resultados e uma maior precisão com a utilização de OBIA em relação as técnicas baseadas em pixels, estas sempre foram amplamente utilizadas e implementadas com sucesso em muitos trabalhos de Sensoriamento Remoto (HUSSAIN et al 2013).

2.4 Histórico de Ocupação da Baía de Guanabara

Historicamente as intervenções humanas na paisagem na Bacia Hidrográfica da Baía de Guanabara podem ser sintetizadas, segundo Pacífico (2011):

“A colonização portuguesa, a exploração do pau-brasil e posteriormente de toda a Mata Atlântica, os “ciclos” da cana de açúcar e do café, o processo de evolução urbana da região metropolitana do Rio de Janeiro, o desenvolvimento da industrialização e uma série de outros fatores, constituíram-se como processos modeladores do espaço da Baía de Guanabara, inscrevendo-se uma nova paisagem. A paisagem do ambiente degradado, dos ecossistemas destruídos, das línguas negras, dos animais mortos e da miséria constante”.

A primeira missão colonizadora a chegar na Baía de Guanabara ocorreu em 1º de janeiro de 1502, porém a ocupação europeia não foi efetiva inicialmente. A relação entre colônia e metrópole era principalmente econômica, com a extração do pau-brasil. Com o

conflito e expulsão dos franceses, foi implementada defesa da baía e efetiva ocupação (AMADOR, 1992, 2013). O uso da madeira das florestas nas encostas também foi utilizado em outras atividades econômicas, como caeiras; produção de cal; pesca de baleia; olarias; fazendas e engenhos (COELHO, 2007). Após a fundação da cidade de São Sebastião, o uso da bacia de drenagem da Baía de Guanabara foi marcado pela monocultura da cana de açúcar, responsável pelo desmatamento já nos primeiros séculos de ocupação (XVI, XVII e XVIII) (AMADOR, 1992). Devida a importância da produção de cana de açúcar na Guanabara a cidade de São Sebastião passa a ter função comercial e portuária (AMADOR, 1992). No século XVIII a baía já perdia seu contorno original devido a criação de aterros, que foram construídos em consequência do aumento populacional e crescimento da atividade portuária (AMADOR, 1992).

A respeito do intenso ciclo do café Amador, (1992) diz:

“A Baía de Guanabara e sua região - de forma direta, através de intensos desmatamentos, e de forma indireta, através do crescimento populacional e metropolização da cidade, e dos grandes aterros que se farão na baía para as instalações portuárias e expansão urbana- serão profundamente afetados pelo ciclo do café.”

A segunda metade do século XIX é marcado por um aumento populacional intenso com o fluxo de emigrantes europeus (italianos, portugueses e espanhóis), estes que seriam utilizados como mão de obra nas plantações de café (AMADOR, 2013). A região da Guanabara passou de 235.291 habitantes em 1870 para 1.400.000 em 1930 (Figura 5) (AMADOR, 1992; 2013). Outros fatores de modificação da bacia nestes períodos; a canalização e retificação de canais, que apesar de ocorrerem desde o final do século XIX e início do XX, a rede de drenagem da bacia sofreu suas maiores intervenções entre as décadas de 1930 e 1940 (SEMADS, 2003). Além das intervenções anteriormente citadas, na baía ainda foram construídos aeroportos sobre aterros: Manguinhos (1928-1930), Santos Dumont (1934), Galeão (1949), e posteriormente expansão para Internacional do Rio de Janeiro (1977), devido ao advento da aviação (BRITTO, 2003). Destes aeroportos o único a não receber mais nenhum tipo de atividade é o de Manguinhos, já desativado. Outro grande aterro realizado foi o arquipélago das ilhas do Fundão, com função de receber a Universidade do Brasil atual Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ) (AMADOR, 1992).

Na década de 1950 o Brasil passaria pelo Plano de Metas de Juscelino Kubitscheck, impulsionando a industrialização da bacia de drenagem, incluindo a

Refinaria de Duque de Caxias (REDUC) da Petrobrás, indústrias como a Bayer (farmacêutica) e Ciba-Geigy (química) e o estaleiro Ishikawajima (AMADOR, 1992). O crescimento econômico resultante da industrialização potencializou o crescimento populacional, que foi acentuado na década de 1970 com os fluxos migratórios, resultando numa maior pressão sobre a bacia hidrográfica e própria baía (AMADOR, 1992; 2013).

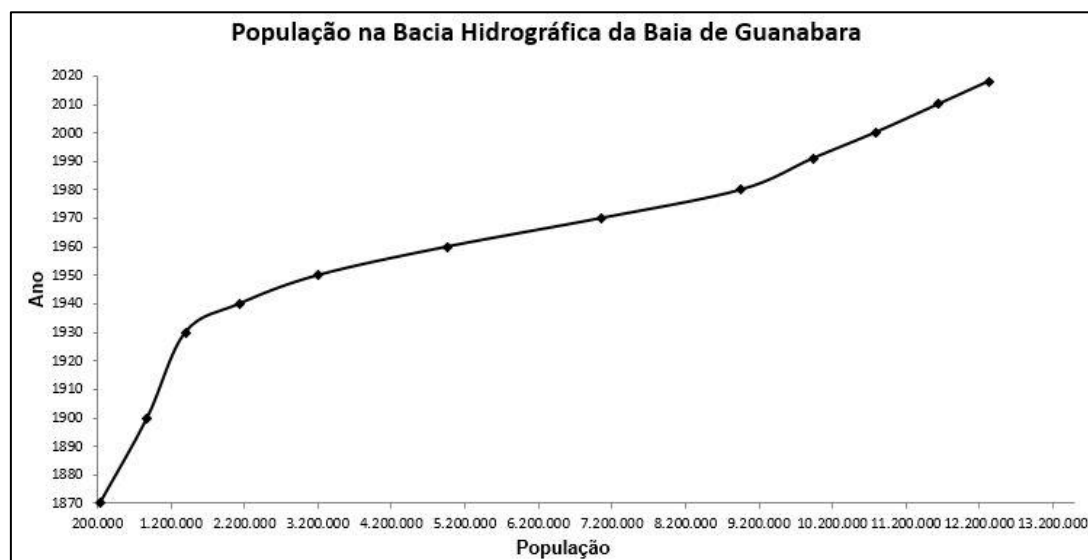


Figura 5 - População na Bacia Hidrográfica da Baía de Guanabara. Fontes: Amador (1992), IBGE (1950, 1960) e SIRGAS. Compilado pelo autor.

O aumento da industrialização-urbanização na região fez com que outros aterros fossem criados para abertura da Avenida Brasil e sua ocupação com indústrias poluidoras, principalmente químicas, farmacêuticas e de refinarias (BRITTO, 2003). A abertura de outras vias, Rio-Magé e Niterói-Manilha, além da construção da Ponte Rio-Niterói (1968-1974) também se tornaram vetores da urbanização na bacia como um todo nas décadas de 1960 e 1970. Assim como a Avenida Brasil, a estrada Niterói-Manilha, construída em quase todo o litoral de São Gonçalo, os manguezais adjacentes foram altamente prejudicados, pois foram aterrados. Ainda durante este período muitos aterros foram construídos em Niterói (AMADOR, 1992).

A questão sanitária na Baía de Guanabara é complexa e está intimamente ligada a questões políticas e o histórico de modificações de uso e cobertura da terra. Já no início da ocupação pelos colonizadores portugueses algumas atividades como os engenhos de açúcar e produção de farinha de mandioca se transformaram em focos de poluição para baía (COELHO, 2007). Devido ao caráter danoso socioambiental das atividades econômicas praticadas anteriormente citadas, mais a pesca de baleias e a falta de higiene

da população o ambiente se tornou insalubre e propício a epidemias, por exemplo a de varíola durante o século XVII (COELHO, 2007).

Durante o século XIX o estado sanitário da cidade do Rio de Janeiro era precário e devido a isso a cidade foi assolada por diversas epidemias. Apesar de uma tentativa anterior apenas em 1856 por força de lei foi estabelecido uma concessão para serviços de esgotamento sanitário e águas pluviais (COELHO, 2007). Após a ratificação desta lei foi criada a companhia inglesa City, que ficaria responsável durante 90 anos pelo direito exclusivo de esgotar ruas e prédios. O início das obras teve um atraso de 18 meses e o controle da poluição da Baía de Guanabara se inicia em 30 de junho de 1862 com a construção do sistema de esgoto da City (COELHO, 2007). O Plano de Esgotamento consistia em dividir a cidade em três detritos e continha a construção da primeira estação de tratamento e elevatória em 1864 no distrito da Glória (Laranjeiras, Silvestre, Santa Teresa, Flamengo, Catete e Lapa) (COELHO, 2007). Em 1918 a City possuía estações em seis pontos da cidade: Estação do Arsenal, Estação da Gamboa, Glória, São Cristóvão, Botafogo e Estação da Alegria. Após o término do contrato de concessão da City em 1947, as atribuições de combate à poluição da Baía de Guanabara passaram a prefeitura do Distrito Federal, para posteriormente em 1957 passar para Superintendência de Urbanização e Saneamento (Sursan). Uma grande obra planejada para década seguinte foi o emissário de Ipanema (1969) que entrou em operação em 1975 (COELHO, 2007). Durante a década de 1980 devido à crise econômica o investimento no tratamento do esgoto se deteriorou (COELHO, 2007; FRIES et al., 2019) (Figura 6):

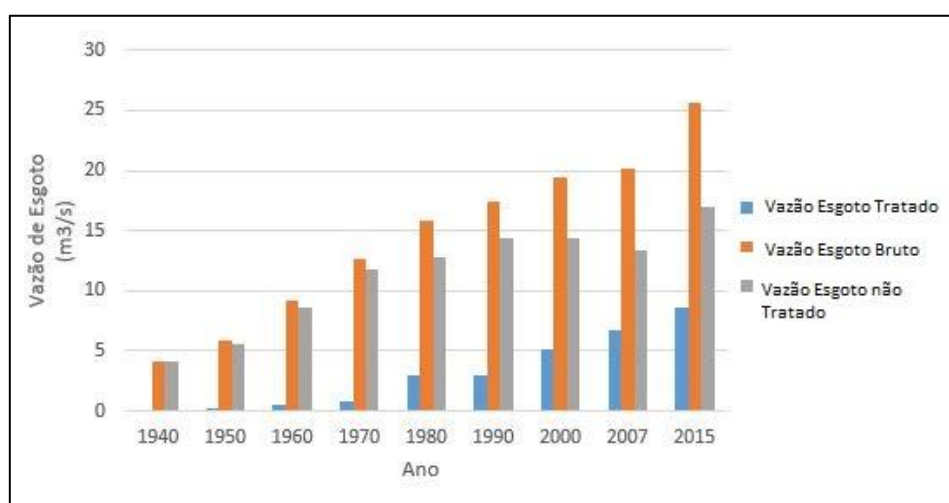


Figura 6: Vazão de esgoto bruto (laranja), vazão de esgoto tratado (azul) e esgoto não tratado (cinza). Dados de 1940 a 2007 de Coelho (2007), dado de 2015 (SNIS, 2015). Modificado de Fries et al. (2019). Compilado e separado pelo autor.

3- METODOLOGIA

3.1- Área de Estudo

A Bacia da Baía de Guanabara (Figura 7) possui uma área de 4.081 km², sendo a baía sujeita a circulação estuarina e com 45 rios e canais, sendo composta por 32 sub-bacias (KJERFVE, 1997). Entre as principais sub-bacias estão Caceribu, Canal do Cunha, Canal do Mangue, Estrela/Inhomirim/Saracuruna, Guapi-Macacu, Guaxindiba/Alcântara, Iguaçu/Sarapui, Imboçu, Magé, Meriti/Acari, Rocador e Suruí (NEGREIROS et al., 2002) (Figura 8). A área total da baía é de 381 km², incluindo 56 km² de ilhas bacias (KJERFVE, 1997). A Baía de Guanabara tem dimensões de 28 km no eixo oeste-leste enquanto no eixo sul-norte mede 30 km (KJERFVE et al., 1997; QUARESMA, 1997); na conexão com o oceano entre os Fortes São João (Rio de Janeiro) e a Fortaleza de Santa Cruz (Niterói), a baía apresenta a largura de 1,6 km (FIGUEIREDO Jr. et al., 2014).

A região metropolitana do Rio de Janeiro circunda toda a Baía de Guanabara, exercendo enorme pressão antropogênica sobre a bacia de drenagem e o sistema costeiro. A área é composta por 16 municípios, sendo parcialmente incluídos os municípios de: Cachoeiras de Macacu, Niterói, Nova Iguaçu, Petrópolis, Rio Bonito e Rio de Janeiro e os municípios que se incluem inteiramente são: Nilópolis, Belford Roxo, Mesquita, São João de Meriti, Duque de Caxias, Guapimirim, Magé, Itaboraí, Tanguá e São Gonçalo (COELHO, 2007). Na região vivem aproximadamente 11.491,090 milhões de habitantes (IBGE, 2017). O Ranking de Saneamento do instituto TRATA BRASIL, com os 100 maiores municípios brasileiros, indica uma desigualdade em relação à qualidade de saneamento básico no entorno da Baía de Guanabara. Essa desigualdade é mais evidente ao considerarmos Niterói, que aparece entre os 20 primeiros em qualidade de saneamento e municípios como Belford Roxo, São João de Meriti, Duque de Caxias, Nova Iguaçu e São Gonçalo, entre os 20 piores. Essa desigualdade pode refletir nos dados de qualidade ambiental no entorno da baía. Como visto anteriormente a região possui um histórico de grandes indústrias como a Reduc, a Eletroquímica Pan-Americana (Atual Katrium Industria Químicas S/A), a Curtume Carioca, além de portos, terminais marítimos e diferentes empreendimentos de pequeno porte (ALENCAR, 2016).

O clima na área de estudo é classificado como tropical úmido tendo como características um verão quente e úmido, e um inverno frio e seco com forte influência marinha (KJERFVE et al., 1997). O regime de ventos na Bacia da Baía de Guanabara é

caracterizado por entradas polares durante o inverno austral (principalmente entre os meses de junho e agosto) dando origem a ventos de sul-sudoeste; após a passagem das frentes frias geralmente ocorrem ventos quentes de norte-nordeste; as frentes frias não são limitadas ao inverno; durante o verão (com destaque para os meses de dezembro e janeiro) os ventos geralmente são mais intensos (KJERFVE et al., 1997).

A bacia de drenagem possui um volume aproximado de $2,2 \times 10^9 \text{ m}^3$ (GODOY et al., 2012). O *input* de água doce médio na baía é estimado em $100 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, acrescentados de $25 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ de esgoto (KJERFVE et al., 1997). O *input* de água doce médio na baía é estimado em $100 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, acrescentados de $25 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ de esgoto. Todos esses valores variam ao longo do ano, sendo maiores no verão ($186 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) e menores no inverno ($33 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) (KJERFVE et al., 1997). A maré na Baía de Guanabara é mista com o regime semi-diurno, variando entre 1,1 m (maré alta) e 0,3 m (maré baixa), sem variação espacial significativa. As correntes são mais intensas próxima a entrada e vão decrescendo enquanto adentram a baía, exceto na área entre a Ilha do Governador e o continente, devido a essa dinâmica cerca de 50% da água é renovada num período de 11,4 dias (KJERFVE et al., 1997). Numa visão intraecossistêmica, a consequência desta diferença de intensidade é uma circulação menor no interior da baía e, portanto, um maior acúmulo de matéria orgânica e poluentes (FISTAROL et al., 2015).

A origem da atual Baía de Guanabara e dos estuários está intimamente ligada a última transgressão marinha que inundou parte do semi-gráben da Guanabara. A porção interna da baía foi inundada há cerca de 9 mil anos AP em resposta a última transgressão marinha, o que desencadeou o acúmulo sedimentar sob condições estuarinas (ABUCHACRA et al., 2017). Segundo Figueiredo Jr et al. (2014) a batimetria da baía lembraria o formato de um leque, tendo a profundidade variando de alguns metros a 50 metros; sendo 84% da baía com profundidades menores de 10 metros. Baías protegidas sobre condições estuarinas e sobre micromaré, como a Baía de Guanabara, apresentam a capacidade de acúmulo de sedimentos finos aumentada (KJERFVE et al., 1997; FIGUEIREDO Jr. et al., 2014; ABUCHACRA et al., 2017). As taxas de acúmulo sedimentar variam entre $0,6 \text{ cm/ano}^{-1}$ na entrada da baía e $4,5 \text{ cm/ano}^{-1}$ nas partes mais internas (AMADOR, 1980).

Do ponto de vista geológico, os estuários são ambientes transgressivos, conforme destaca Dalrymple (2006), onde o estuário seria:

“ambiente costeiro transgressivo na foz de um rio que recebe sedimentos de origem fluvial e marinha, contendo

fácies influenciada pela maré, ondas e rio, se estendendo desde o limite continental de fácies de maré na cabeça do estuário ao limite marinho de fácies costeira na foz.”

Essa abordagem interfere na classificação da Baía de Guanabara enquanto um estuário, pois Kjerfve et al. (1997) já destacava que as baías são em geral muito grandes e complexas para serem classificadas como estuários. Porém a acumulação sedimentar na Baía de Guanabara, pode ser tratada, como sedimento de fundo de baía acumulado sob influência estuarina, ou seja, sujeito a influência das misturas de água doce e salgada, de organismos filtradores, alta disponibilidade de matéria orgânica lábil e refratária e a energia de marés (ABUCHACRA, 2018).

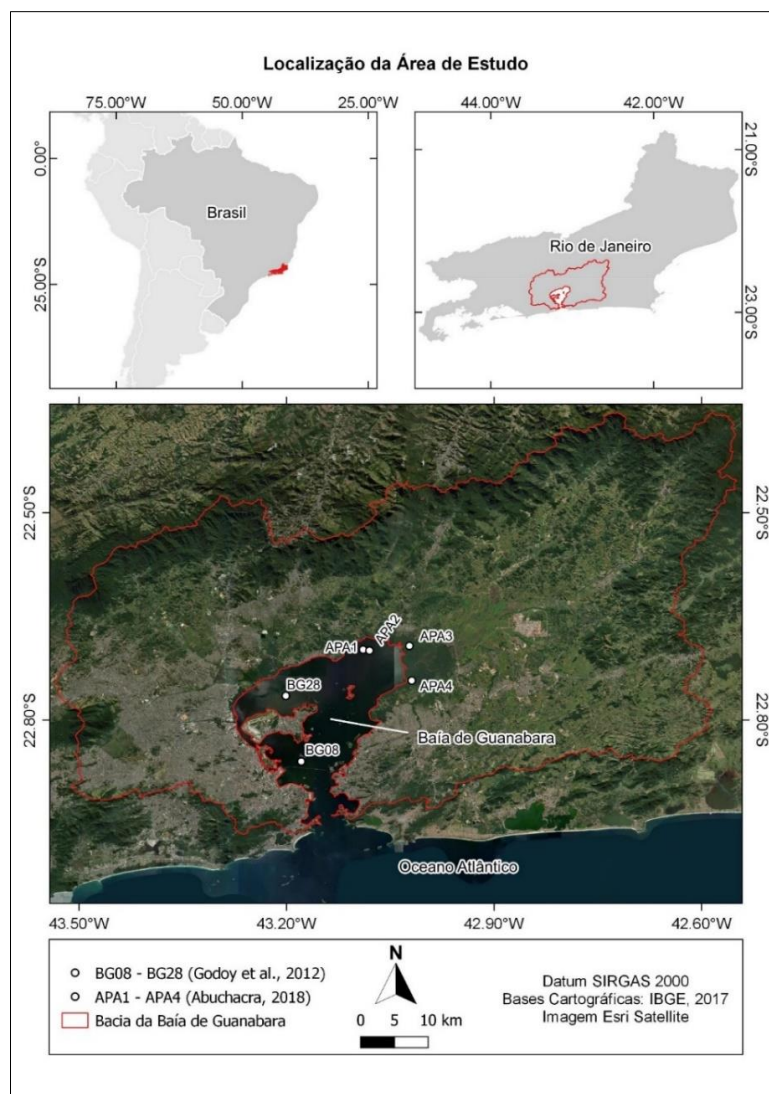


Figura 7 – Localização da Baía de Guanabara, da bacia de drenagem, e de dados de testemunhos disponíveis – APA 1, APA, APA 3 e APA4 (Abuchacra, 2018), BG-08 e BG-28 (Godoy et al., 2012).

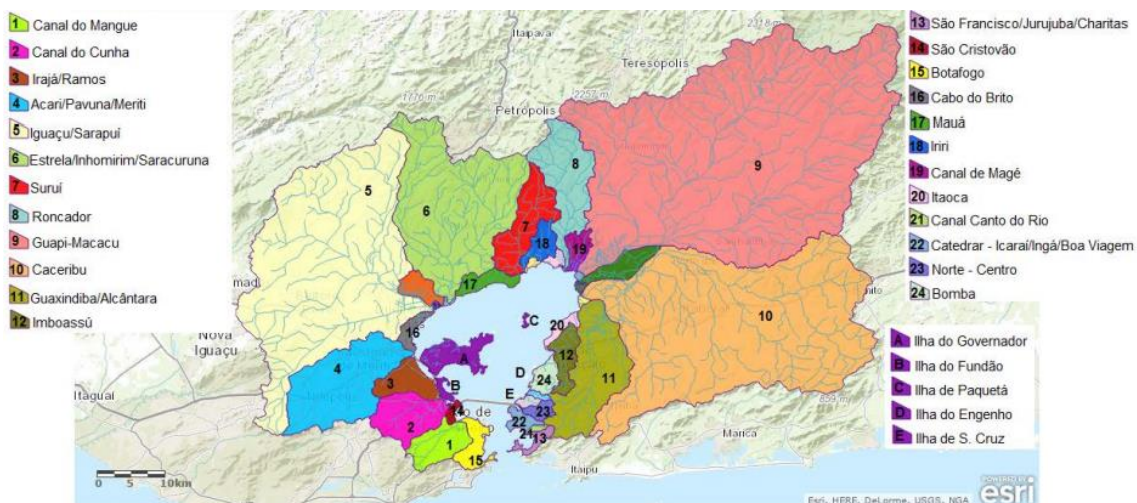


Figura 8 – Localização das sub bacias e ilhas da Baía de Guanabara (KCI TECHNOLOGIES, 2016).

3.2- Sensoriamento Remoto

São apresentados a seguir os procedimentos metodológicos para elaboração dos dados de uso e cobertura da terra da bacia de drenagem da Baía de Guanabara a partir da plataforma Mapbiomas e da utilização de dados geoambientais em testemunhos sedimentares coletados na Baía de Guanabara e manguezais disponíveis na literatura. Os mapas de uso e cobertura da terra entre os anos de 1985 e 2015 foram elaborados a partir da base cartográfica disponibilizada on-line na plataforma Mapbiomas. O mapa de 1975 foi feito a partir das imagens de satélites USGS e o de 1963 a partir de fotografias aéreas. A nomenclatura das classes foi uniformizada a fim de integrar os diferentes mapeamentos.

3.2.1- Mapbiomas

O Mapbiomas é uma iniciativa multi-institucional (empresas de tecnologias, ONGs e universidades públicas) que tem como objetivo mapear anualmente as mudanças do uso e cobertura da terra no território brasileiro, assim como monitorar as modificações. O trabalho é realizado em computação em nuvem através da plataforma *Google Earth Engine*, a fim de facilitar o trabalho dos desenvolvedores em todo o Brasil. Os dados gerados pelo Mapbiomas englobam os anos de 1985 até 2015 baseados na série de imagens *Landsat*. Esses dados são disponibilizados de forma gratuita (<http://mapbiomas.org/>) no formato *raster*.

O desenvolvimento do Mapbiomas começou em 2015 e já foram produzidas quatro coleções de mapeamentos, sendo a mais recente a 4, que possui maior resolução que as anteriores. Os dados podem ser baixados para todo o território nacional, porém o

usuário pode criar um recorte espacial diferencial. Os mapas estão disponíveis em formato matricial (30x30) e possuem melhor aplicação até a escala de 1:100.000 e podem ser trabalhados tanto na plataforma *Google Earth Engine* quanto no *software* de preferência do usuário. Alguns mapas (http://mapbiomas.org/pages/database/reference_maps) foram utilizados como referências para treinar algoritmos de classificação ou avaliar a qualidade da classificação automática do projeto. Os mapas anuais de uso e cobertura da terra do MapBiomias são produzidos a partir da classificação pixel a pixel das imagens *Landsat*.

Os mapas de uso e cobertura da terra foram produzidos a partir da série de imagens *Landsat* (5-8) em diferentes coleções (1, 2, 3 e 4). O primeiro processo realizado foi a geração do mosaico anual das imagens *Landsat* baseado em períodos do ano (MAPBIOMAS, 2016). Devido à especificidade de cada bioma brasileiro, parâmetros diferentes foram adotados com a finalidade de otimizar o contraste entre as faixas espectrais e diferenciar as classes de uso e cobertura da terra. A classificação foi realizada após a determinação dos atributos espectrais das bandas das imagens *Landsat* e aplicação da classificação *random forest*. A classificação evoluiu com base nas coleções anteriores e em mapas base utilizados como referenciais e amostras manuais. Na intenção de reduzir os ruídos na classificação foram aplicados filtros temporais e espaciais. Os mapas utilizados como referência para o Bioma Mata Atlântica são do Atlas da Mata Atlântica do INPE. A integração destes mapas dos diferentes biomas foi realizada segundo regras de prevalências. Para validação da acurácia os autores utilizaram da metodologia de Olofsson et al. (2014).

O Mapbiomas disponibiliza de forma gratuita em seu site os mapas de uso e cobertura da terra em diferentes escalas, desde todo território nacional até algumas bacias hidrográficas, entretanto não possui o recorte da BBG. No site como opção para *download* foi selecionado o recorte de todo o Estado do Rio de Janeiro, após obter o mapa de uso e cobertura no formato *raster*, o arquivo foi aberto no *software Arcgis 10.8*.

No *Arcgis 10.8* alguns processos foram realizados; o primeiro passo foi converter o arquivo no formato *raster* para o formato *shapefile*, através da Ferramenta de Conversão *From Raster to Polygon*; segundo passo foi recortar a BBG utilizando um *shapefile* da bacia hidrográfica através da ferramenta *Clip (Analysis)*. Ao fim foram atribuídos os valores de *gridcode* onde cada identidade numérica corresponde a uma classe (Tabela 1). As diferentes classes foram nomeadas como Água, Campo, Mangue, Urbano, Vegetação e Estado do Rio de Janeiro e as cores atribuídas são cores padrões do *ArcGis 10.8*.

3.2.1- Composição das imagens USGS

Para a construção da imagem referente ao ano de 1975, foram adotados diferentes procedimentos das demais imagens devido a limitação do Mapbiomas. Nesta análise foi utilizada imagens de satélite LANDSAT 2 disponíveis pelo Serviço Geológico do Estados Unidos em seu site (<http://EarthExplorer.usgs.gov>). Foi criado inicialmente um mosaico com três cenas de toda a área da Bacia da Baía de Guanabara. Devido a ocorrência de nuvens, a imagem do Leste da bacia precisou ser referente a outro ano. A nova imagem refere-se ano de 1981 e cobre principalmente áreas de campo e escarpas da Serra do mar, onde não foram observadas variações. Antes de realizar a classificação foi realizado no *software* eCognition Developer a segmentação do mosaico. Para a segmentação foram escolhidos como parâmetro escalar: 25; forma: 0.1 e compacidade: 0,5. A classificação foi inicialmente processada no próprio eCognition para posteriormente ser revisada manualmente no Arcgis 10.8. As classes utilizadas foram adaptadas do Manual Técnico de Uso da Terra do IBGE (2013). As Classes utilizadas foram Vegetação; Urbana; Campo; Mangue e Água.

3.4- Dados sedimentares e a integração com Uso e Cobertura da Terra

Diante da disponibilidade de dados geoambientais em testemunhos sedimentares na Baía de Guanabara e manguezais (Figura 7), decidiu-se utilizar esses produtos na integração com resultados de uso e cobertura da terra disponibilizados na plataforma Mapbiomas, imagens LandSat (1975), fotografia aérea (1963) e dados demográficos disponíveis; no Sistema IBGE de Recuperação Automática (SIDRA) referentes aos ano de 1950 a 2010; nos censos do IBGE 1930 e 1940 e nas projeções disponíveis em (<https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados>). Os dados foram analisados e comparados para integração com os dados de mapeamento. Os dados de testemunhos utilizados são apresentados na Figura 7 e Tabela 1.

Os mapeamentos foram separados em períodos de 10 anos a partir do mapeamento do ano de 1985 até 2015 e mais dois mapeamentos (1975 e 1963). As áreas foram extraídas do próprio *software* Arcgis através da tabela de atributos e depois calculadas a porcentagem de cada área referentes ao ano do mapeamento. No presente trabalho foi utilizado o *software* Strater, a fim de realizar comparações dos fluxos dos nutrientes e metais pesados com o dado de área urbana e de esgoto não tratado.

Tabela 1: Dados geoquímicos e geocronológicos em testemunhos sedimentares extraídos da literatura.

Testemunhos:	Dado	Coordenadas (WGS84)	Autores
APA 1	Ptotal, Corg, Ntotal, Pb, Cu, Cr e taxa de acumulação sedimentar (TAS).	-22.6978909576° -43.0894092898°	Abuchacra, (2018)
APA 2		-22.6992782279° -43.0800759678°	
APA 3		-22.6924891529° -43.0223822254°	
APA 4		-22.7426003255° -43.0190527056°	
BG08	Ptotal, Corg, Ntotal, Pb, Cu, Cr e taxa de acumulação sedimentar (TAS).	-22.8596477263° -43.1786819301°	Godoy et al., (2012)
BG28		-22.7646655996° -43.2009876479°	

3.2.1 Análise Estatística

Nas taxas de acumulação log-transformadas (TAS, Corg, NT e PT) foi realizado uma ANOVA bidirecional, logo ao fim um teste HSD Post Hoc de Tukey foi realizado. Os dados estáticos foram obtidos através da utilização do *software* GraphPad Prism 7.0. Foram comparadas as diferenças entre os seis testemunhos e entre os três períodos (1950-1985, 1986-2005 e 2006-2015), com exceção dos testemunhos BG-08 e BG-28, devido ao ano de coleta dos testemunhos em 2005. Os intervalos próximos ao topo com idades muito próximas foram removidos afim de reduzir erros.

4.- RESULTADOS

A seguir serão apresentados os resultados de integração entre uso e cobertura da terra (série temporal) aos dados de fósforo (total, inorgânico e orgânico), carbono orgânico, nitrogênio total e metais pesados (Cr, Cu e Pb) (Figura 9- 14). No apêndice são apresentados os mapas de uso e cobertura da terra dos anos 1963, 1975, 1985, 1990, 1995, 2000, 2005, 2010, 2015.

Na tabela 2 são apresentadas as variações temporais de uso e cobertura da terra na bacia de drenagem da Baía de Guanabara. A variação de 10,4 % da classe Urbano entre 1963 e 2015, representou um aumento de 1,47 vezes de variação da área. No mesmo período, houve uma diminuição de 6,8% da classe Campo. A classe Vegetação apresentou muita variação desde 1963, com redução (2,9%) atribuída a ocupação da bacia, entretanto a partir de 1990, observa-se um aumento (recuperação) discreto dessa classe. A classe

Mangue, Vegetação e Outros apresentaram pouca variação ao longo do recorte temporal. A classe Urbana, com base nos mapas de uso e cobertura (apêndice), cresceu em direção a classe Campo. As classes Vegetação e Mangue, mesmo que percentualmente mais sutil no caso do Mangue, oscilaram, e sugerem recuperação.

Em toda a série temporal da classe Urbano, apesar da maior variação, é possível observar uma desaceleração de crescimento a partir da década de 1990. O maior aumento da classe Urbano foi observado entre 1963 e 1985, com uma variação de 4,9 % (aumento de 1,2 vezes), enquanto nos outros períodos, a variação não ultrapassou 1,6 %, porém, a metodologia de mapeamento não levou em conta a verticalização urbana.

Tabela 2: Variação de Uso e Cobertura da Terra em porcentagem de cada classe.

Classes	1963	1975	1985	1990	1995	2000	2005	2010	2015
Urbano (%)	12,4	14,9	17,3	18,7	19,3	20,3	20,3	21,4	22,7
Campo (%)	46,8	47,2	46,3	45,8	44,4	42,9	42,9	42,1	40,0
Vegetação (%)	38,0	35,3	34,0	33,2	34,0	34,4	34,4	34,1	34,8
Mangue (%)	2,3	2,3	2,0	2,0	1,9	2,1	2,1	2,2	2,2
Outros (%)	0,6	0,4	0,3	0,4	0,4	0,4	0,4	0,3	0,3

O testemunho APA1 (Figuras 8) foi coletado a 2 metros de profundidade na APA de Guapimirim, Baía de Guanabara, com 2,10 metros de comprimento (ABUCHACRA, 2018). Todos os parâmetros estudados apresentaram um aumento de acúmulo entre a base e o topo do testemunho. Semelhante ao aumento de uso e cobertura da terra (classe Urbano) e de esgoto não tratado na bacia de drenagem (Figura 6). Entre 1950-1985, os valores de TAS variaram entre 0,5 e 0,9 cm ano⁻¹. Durante o período de 1986-2005 a variação foi de 1 a 2,2 cm ano⁻¹, já no terceiro período (2006-2015) variou entre 3,2 e 13,8 g m⁻² ano⁻¹. O fluxo de nitrogênio no período 1950-1985 aumentou de 8,5 para 12,9 cm ano⁻¹; no período 1986-2005 o aumento foi de 14,7 para 31,7 g m⁻² ano⁻¹; já no último período foi de 57,6 para 378,1 g m⁻² ano⁻¹. A taxa de Corg variou entre 91,8 e 141,2 g m⁻² ano⁻¹ no primeiro período, enquanto no segundo e terceiro período, as variações foram

de 156,4 a 324,8 g m⁻² ano⁻¹ e 592,9 a 3684 g m⁻² ano⁻¹, respectivamente. Assim como todas as taxas anteriores, o fósforo seja na forma orgânica e/ou inorgânica também obtiveram um incremento em seus fluxos. No primeiro período a variação do PT foi de 1,4 para 2,1 g m⁻² ano⁻¹, no segundo de 2,1 para 5,4 g m⁻² ano⁻¹ e no terceiro de 13,2 para 41,6 g m⁻² ano⁻¹. As taxas dos metais no período de 1950-1985 foram de 0,13 para 0,21 g m⁻² ano⁻¹, 0,03 para 0,06 para 0,1 g m⁻² ano⁻¹, para Cr, Cu e Pb, respectivamente.

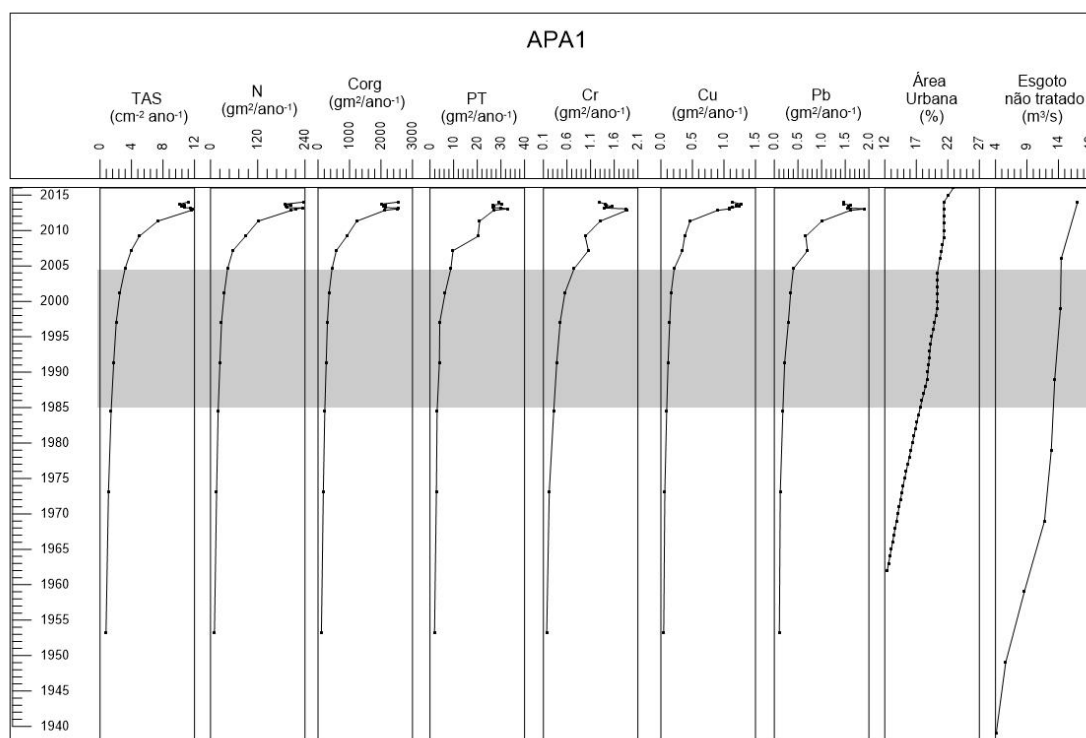


Figura 9: Composição dos dados de fluxo de nutrientes e metais pesados do testemunho APA1, cedidos por Abuchacra (2018), comparados aos dados de variação de área urbana e de esgoto não tratado da bacia (modificado de Fries et al. 2018).

O testemunho APA2 foi coletado a 2 metros de profundidade e a 1 km de distância do APA1 (ABUCHACRA,2018). Semelhante ao APA1, todos os parâmetros aumentaram da base para o topo e acompanharam a tendência da classe Urbano e da vazão de esgoto não tratado (Figura 9). A TAS no primeiro período (1950-1985) obteve um ligeiro crescimento de 0,32 para 0,51 g m⁻² ano⁻¹, nos períodos posteriores observam-se aumentos pronunciados. No período de 1986-2005 a variação quase que dobrou de 0,65 para 1,22 g m⁻² ano⁻¹, enquanto no período de 2006-2015 a TAS cresceu quase quatro vezes, de 1,23 até 4,22 g m⁻² ano⁻¹. Observando as variações do fluxo de nitrogênio ao longo da série temporal temos: 5,22 até 9,4 g m⁻² ano⁻¹; 13,2 até 24,2 g m⁻² ano⁻¹; 22 até 91,7 g m⁻² ano⁻¹. Durante o primeiro período o fluxo de Corg aumentou de 67,7 para 100,9 g m⁻² ano⁻¹, já o segundo e terceiro cresceram de 137,3 para 261,1 g m⁻² ano⁻¹ e 233,7 para 911

$\text{g m}^{-2} \text{ano}^{-1}$, respectivamente. As variações no fluxo de PT foram $0,96 - 1,24 \text{ g m}^{-2} \text{ano}^{-1}$, $2,17 - 4,58 \text{ g m}^{-2} \text{ano}^{-1}$. Os fluxos de Cr, Cu e Pb aumentaram aproximadamente dez vezes; o Cr variou durante 1950-1985 entre $0,04$ e $0,05 \text{ g m}^{-2} \text{ano}^{-1}$, enquanto entre 1986-2005 variou de $0,09$ para $1,88 \text{ g m}^{-2} \text{ano}^{-1}$ e entre 2006-2015 foi de $0,15$ para $0,57 \text{ g m}^{-2} \text{ano}^{-1}$. Os valores de Cu aumentaram de $0,03$ para $0,07 \text{ g m}^{-2} \text{ano}^{-1}$ no primeiro período, em seguida, aumentou de $0,1$ para $0,18 \text{ g m}^{-2} \text{ano}^{-1}$ e de $0,15$ para $0,47 \text{ g m}^{-2} \text{ano}^{-1}$. Durante o intervalo de 1950-1985, 1986-2005 e 2006-2015 o fluxo de Pb obteve aumentos de $0,04$ para $0,07 \text{ g m}^{-2} \text{ano}^{-1}$, de $0,09$ para $0,28$ e de $0,17 \text{ g m}^{-2} \text{ano}^{-1}$ para $0,64 \text{ g m}^{-2} \text{ano}^{-1}$.

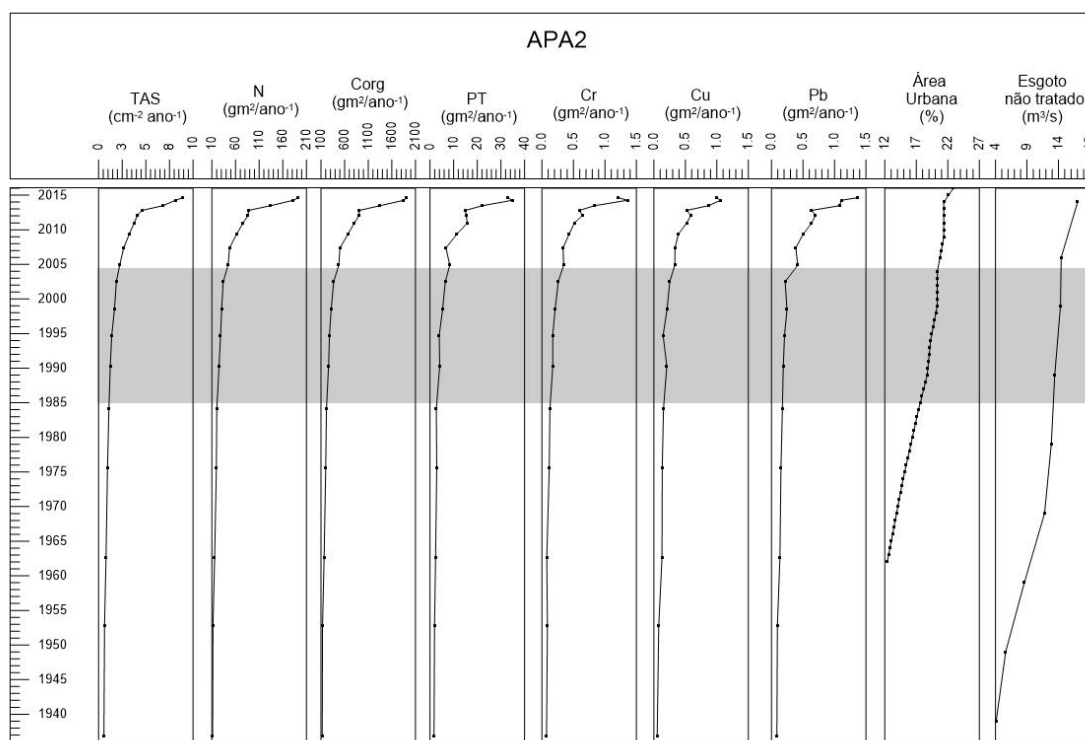


Figura 10: Composição dos dados de fluxo de nutrientes e metais pesados do testemunho APA2, cedidos por Abuchacra (2018), comparados aos dados de variação de área urbana e de esgoto não tratado da bacia (modificado de Fries et al. 2018).

No testemunho APA3 (Figura 10), coletado na planície entre marés colonizada por manguezais associado ao estuário do rio Macacu (APA de Guapimirim), observam-se variações de TAS, fósforo, carbono orgânico, nitrogênio total, metais pesados e uso e cobertura e consequentemente a vazão de esgoto não tratado. O APA3 comparado aos testemunhos anteriores teve valores absolutos maiores nos nutrientes e metais pesados. Entre 1950 e 1985, a TAS cresceu de $0,15$ para $0,17 \text{ cm ano}^{-1}$, no intervalo entre 1985 e 2005 esse crescimento foi de $0,19$ para $0,36 \text{ cm ano}^{-1}$ e no último período (2006- 2015) cresceu de $0,43$ para $2,64 \text{ cm ano}^{-1}$. As variações no fluxo de nitrogênio foram de $9,49$ para $14,98 \text{ g m}^{-2} \text{ano}^{-1}$ no primeiro período, de $13,63 \text{ g m}^{-2} \text{ano}^{-1}$ no segundo e de $40,34$

para $287,45 \text{ g m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$ no terceiro. A Corg no período de 1950- 1985 foi de $258,09$ para $314,68 \text{ g m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$, 1986- 2005 foi de $343,47$ para $588,25 \text{ g m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$ e em 2007- 2015 foi de $709,81$ para $4079,62 \text{ g m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$. Os valores máximos e mínimos do fósforo total no primeiro período, no segundo e no terceiro foram: $0,96$ e $1,24 \text{ g m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$; $2,17$ e $4,58 \text{ g m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$; $3,13$ e $15,67 \text{ g m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$. O Cr entre 1950 e 1984 aumentou de $0,15$ para $0,17 \text{ g m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$, entre 1986 e 2005 o aumento foi de $0,19$ para $0,36 \text{ g m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$ e entre 2006 e 2015 foi de $0,43$ para $2,36 \text{ g m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$. Observando o fluxo de Cu, no primeiro período não houve variação significativa, já no segundo a variação foi de $0,17$ para $0,34 \text{ g m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$ e a maior variação no último período com $0,41$ - $1,69 \text{ g m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$. Considerando o Pb, no primeiro, segundo e terceiro período, observou-se o aumento de $0,09$ para $0,13 \text{ g m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$, $0,16$ para $0,37 \text{ g m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$ e $0,36$ para $2,47 \text{ g m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$, respectivamente.

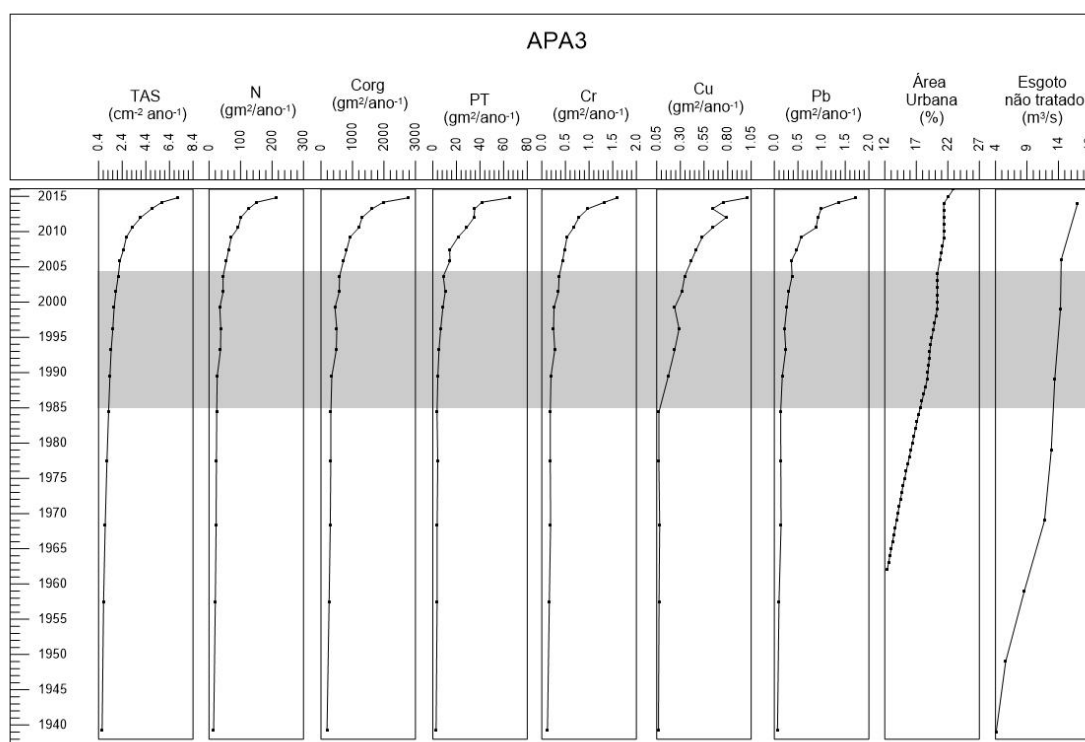


Figura 11: Composição dos dados de fluxo de nutrientes e metais pesados do testemunho APA3, cedidos por Abuchacra (2018), comparados aos dados de variação de área urbana e de esgoto não tratado da bacia (modificado de Fries et al. 2018).

O testemunho APA4 (Figuras 11) foi coletado na planície entremarés colonizada por manguezais associada ao estuário do rio Guaxindiba (bacia Guaxindiba-Alcantara que drena parte de São Gonçalo). Assim como o APA3, os valores de nutrientes e metais pesados do testemunho APA4 são maiores do que aqueles testemunhos coletados na Baía de Guanabara. A TAS entre 1950 e 1985, variou de $0,58$ para $0,70 \text{ cm ano}^{-1}$, entre 1986 e 2005 foi de $0,74$ para $1,22 \text{ cm ano}^{-1}$ e entre 2006 e 2015 foi de $1,36$ para $5,66 \text{ cm ano}^{-1}$.

É possível observar o crescimento do fluxo de nitrogênio no primeiro período (17,12-24,94 g m⁻² ano⁻¹), no segundo período (31,86- 48,26 g m⁻² ano⁻¹) e no terceiro período (57,02- 289,75 g m⁻² ano⁻¹). Nos períodos de 1950 e 1985, 1986 e 2005 e 2006 e 2015, os valores de Corg foram 237, 91- 354,08 g m⁻² ano⁻¹, 458,96- 659,83 g m⁻² ano⁻¹, 856,18- 3811,42 g m⁻² ano⁻¹ respectivamente. O PT em um primeiro momento variou de 2,57 para 3,93 g m⁻² ano⁻¹, depois variou de 4,46 para 9,44 g m⁻² ano⁻¹ e no último período variou de 11,39 para 66,81 g m⁻² ano⁻¹. Os metais pesados, na ordem Cr, Cu e Pb, aumentaram no primeiro período (0,11 -0,14 g m⁻² ano⁻¹; 0,09 – 0,1 g m⁻² ano⁻¹; 0,1- 0,11 g m⁻² ano⁻¹), no segundo período (0,18 -0,25g m⁻² ano⁻¹; 0,11 – 0,23 g m⁻² ano⁻¹; 0,15- 0,29 g m⁻² ano⁻¹) e no último período (0,32 -1,73g m⁻² ano⁻¹; 0,28 – 1,68 g m⁻² ano⁻¹; 0,39- 1,48 g m⁻² ano⁻¹).

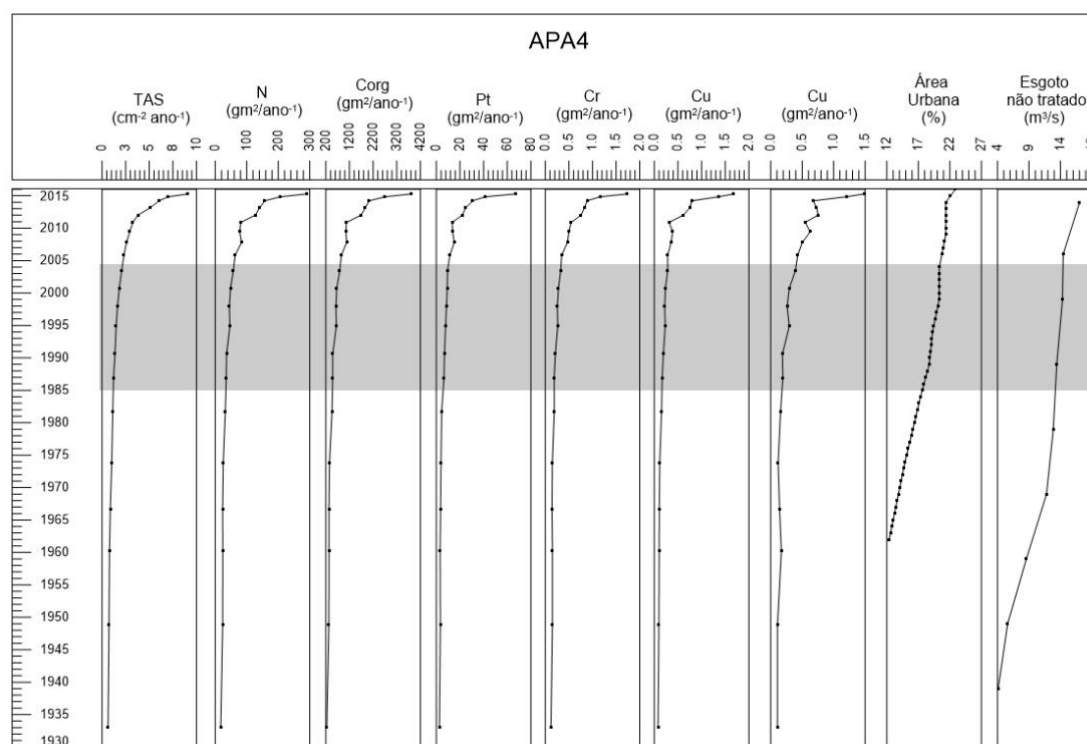


Figura 12: Composição dos dados de fluxo de nutrientes e metais pesados do testemunho APA4, cedidos por Abuchacra (2018), comparados aos dados de variação de área urbana e de esgoto não tratado da bacia.

O testemunho BG-08 (Figura 12), coletado próximo a Ponte Rio-Niterói, possui a menor TAS entre os testemunhos analisados devido a localização distal e hidrodinâmica (FIGUEIREIDO et al. 2014). A variação da TAS entre 1950 e 1985 foi de 1,02 para 1,16 cm ano⁻¹ e no segundo (último) período foi de 1,2 para 1,6 cm ano⁻¹. O fluxo de N variou entre 33,98 e 31,35 g m⁻² ano⁻¹ no primeiro período e depois variou de 36,03 para 39,74 g m⁻² ano⁻¹. A taxa de Corg variou entre 299,88 e 265,42 g m⁻² ano⁻¹ no período de 1950-

1985, e variou entre 295,91 e 317,05 $\text{g m}^{-2} \text{ano}^{-1}$ no período de 1986-2006. Comparando os dois períodos, o fluxo de PT mais que duplicou, a variação foi de 4,14 para 4,39 $\text{g m}^{-2} \text{ano}^{-1}$ no primeiro período e de 5,06 para 10,61 $\text{g m}^{-2} \text{ano}^{-1}$ no último. Os perfis de metais do testemunho BG08 são bastante uniformes (GODOY et al. 2012). O Cr variou entre 0,82 e 0,62 $\text{g m}^{-2} \text{ano}^{-1}$ no primeiro período e entre 0,59 e 0,82 $\text{g m}^{-2} \text{ano}^{-1}$ no segundo. Os fluxos de Cu e Pb entre 1950 e 1985 variaram entre 0,39 e 0,29 $\text{g m}^{-2} \text{ano}^{-1}$ e entre 0,67 e 0,31 $\text{g m}^{-2} \text{ano}^{-1}$, entre 1986 e 2006, variaram de 0,28 para 0,39 $\text{g m}^{-2} \text{ano}^{-1}$ e 0,29 para 0,43 $\text{g m}^{-2} \text{ano}^{-1}$, respectivamente

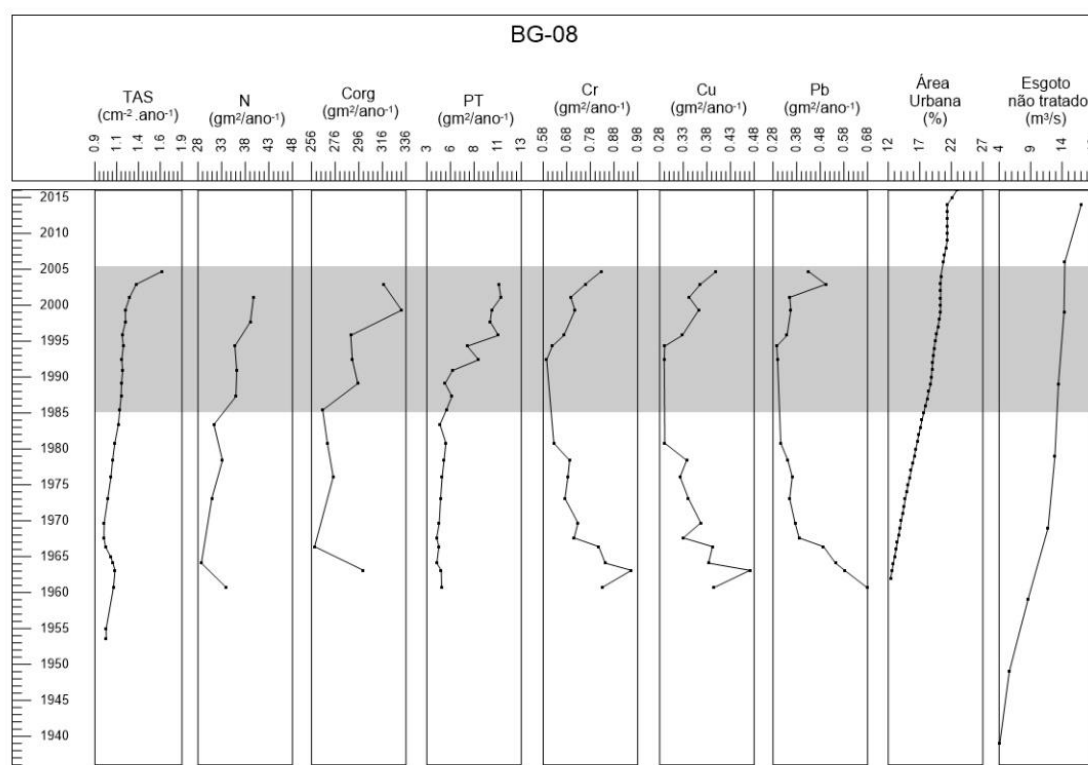


Figura 13: Composição dos dados de fluxo de nutrientes e metais do testemunho B-08 (Godoy et al., 2012) comparados aos dados de variações da área urbana e de esgoto não tratado.

O BG-28 (Figuras 13) foi coletado ao norte da Ilha do Governador e está sob a influência das bacias de drenagem dos Rios Estrela, Iguaçu e São João de Meriti, todas muito impactadas (FIGUEIREIDO Jr. Et al., 2012). Observa-se o aumento dos fluxos de todas as variáveis entre a base do testemunho e aproximadamente metade da década de 1980. A TAS obteve um incremento de 0,91 para 1,3 cm ano^{-1} entre 1950 e 1985 e um incremento de 1,35 para 1,63 cm ano^{-1} entre 1986 e 2004. No primeiro e no segundo momento a variação do fluxo de N variou 8,17 – 15,15 $\text{g m}^{-2} \text{ano}^{-1}$ e 9,92 – 23,9 $\text{g m}^{-2} \text{ano}^{-1}$ e o Corg 89,77 – 113,18 $\text{g m}^{-2} \text{ano}^{-1}$ e 65,18 – 119,07 $\text{g m}^{-2} \text{ano}^{-1}$. O fluxo de PT aumentou mais de cinco vezes entre 1950 e 2004, entre 1950 e 1985 variou de 0,91 e 2,05

$\text{g m}^{-2} \text{ano}^{-1}$ e entre 1986 e 2004. Observando os metais pesados, o Cr aumentou de 0,38 para $1,39 \text{ g m}^{-2} \text{ano}^{-1}$ no primeiro período enquanto que no segundo teve uma diminuição de 1,78 para $1,19 \text{ g m}^{-2} \text{ano}^{-1}$ mesmo apresentando o valor máximo de $2,48 \text{ g m}^{-2} \text{ano}^{-1}$. O fluxo de Cu variou entre 0,07 e $0,33 \text{ g m}^{-2} \text{ano}^{-1}$ enquanto que o Pb variou de 0,11 para $0,22 \text{ g m}^{-2} \text{ano}^{-1}$ no primeiro período, já no segundo, variaram 0,13 para $0,3 \text{ g m}^{-2} \text{ano}^{-1}$ e 0,54 para $0,89 \text{ g m}^{-2} \text{ano}^{-1}$, respectivamente.

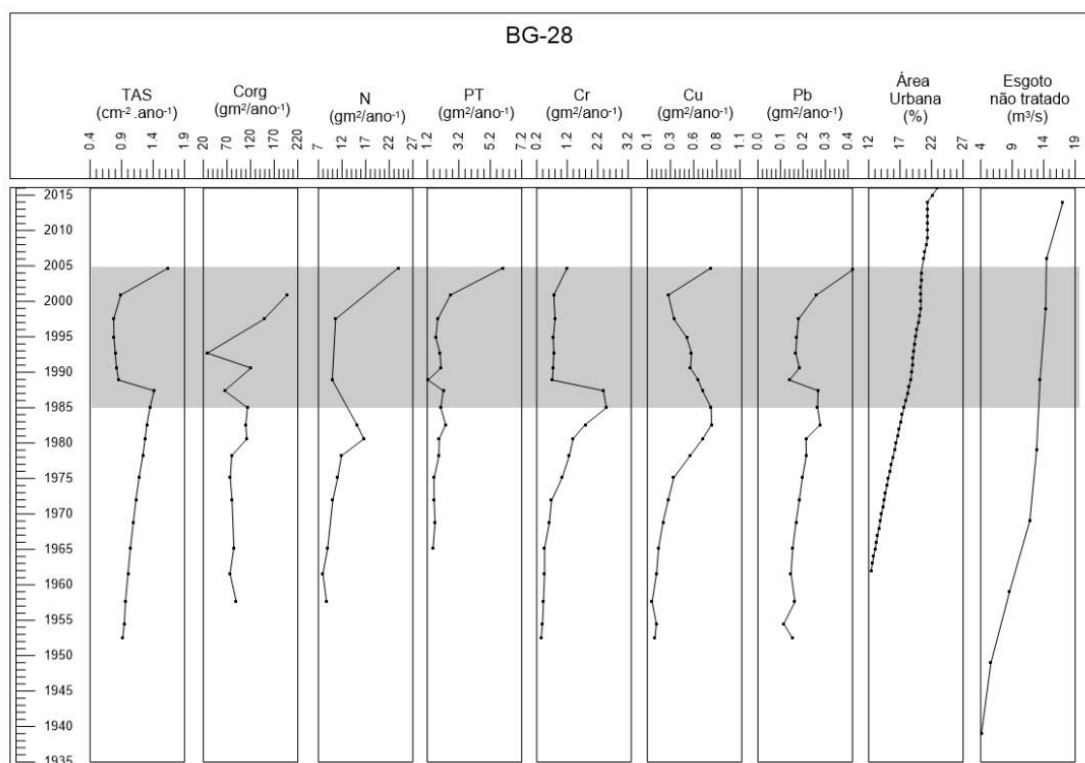


Figura 14: Composição dos dados de fluxo de nutrientes e metais do testemunho B-28 (Godoy et al., 2012) comparados aos dados de variações da área urbana e de esgoto não tratado.

A partir dos dados apresentados nos perfis (figuras 8 a 13) e da determinação de significância estatística ($p < 0,05$, ANOVA *two-way* seguida pelo teste Post-Hoc de Tukey; Figura 15), observamos diferença espacial e temporal intraecossistêmica na Baía de Guanabara de todos os parâmetros nos seis testemunhos investigados entre 1950-1985 e 1986-2005. Nos testemunhos APA1, APA2, APA3 e APA4 entre 2006 e 2015 (último período) foi determinada espacialmente a significância estatística ($p < 0,05$, ANOVA *one-way* seguida pelo teste Post-Hoc de Tukey; Figura 14). Assim as comparações entre o primeiro e segundo períodos (1950-1985 e 1986-2005) são baseadas na ANOVA *two-way* seguida pelo teste Post-Hoc de Tukey, enquanto as comparações com o terceiro período (2006-2015) são baseadas na ANOVA *one-way* seguida pelo teste Post-Hoc de Tukey.

No primeiro período observam-se a mesma significância estatística da TAS entre os testemunhos BG08, BG28 e APA1, e entre o APA1, APA2, APA3 e APA4. Entre 1950-1985 e 1986-2005, a taxa de acumulação sedimentar aumentou aproximadamente duas vezes nos APA1, APA2, APA3 e APA4, enquanto nos BG08 e BG28, cerca de uma vez. Entre o segundo e terceiro período (1986-2005 e 2006-2015), a TAS aumentou quatro vezes no APA1, mais de três vezes no APA3 e APA4, e mais de duas vezes no APA2. Apenas o APA1 apresentou diferença significativa no último período. Todos os dados de TAS apontam para o aumento da produção de sedimentos na bacia de drenagem desde 1950.

Nos seis testemunhos estudados foram observadas a tendência de aumento nos fluxos de N, PT, Corg e metais pesados. Entretanto, no fluxo de N, o aumento significativo entre 1950-1985, 1986-2005 e 2006-2015 foi observado apenas no APA1, APA3 e APA4, com o incremento de aproximadamente duas vezes no acúmulo de N entre 1950-1985 e 1986-2005. Os dois períodos (1950-1985 e 1986-2005) iniciais do APA2 foram similares ao BG28, com o aumento de aproximadamente uma vez. A significativa semelhança entre os dois períodos (1950-1985 e 1986-2005) do BG08 com o segundo período (1986-2005) do APA1, APA3 e APA4, indicam um impacto por N próximo a cidade do Rio de Janeiro desde 1950. Entre o segundo e terceiro período (1986-2005 e 2006-2015), o acúmulo de N aumentou mais de cinco vezes no APA1 e APA2, e mais de três vezes no APA3 e APA4, sem apresentar diferença significativa no último período (2006-2015).

No fluxo de PT, observa-se o significativo aumento entre 1950-1985, 1985-2005 e 2006-2015 do APA1, APA2, APA3 e APA4. Entre 1950-1985 e 1986-2005, o BG08 apresentou o mesmo comportamento do APA1, APA3 e APA4, com o aumento de cerca de duas vezes no acúmulo de PT. Entre o segundo e terceiro período, o APA1, APA2 e APA3 acumularam quatro vezes mais PT e o APA4 mais de três vezes, sem apresentar diferença significativa no último período.

No fluxo de Corg, verifica-se o aumento significativo nos três períodos entre o APA1 e APA2 e entre o APA3 e APA4. No BG08 e B28 observam-se diferenças significativas entre os testemunhos, sendo a acumulação de fósforo no BG28 mais de duas vezes maior nos dois primeiros períodos (1950-1985 e 1986-2005) do que no BG28. Entre o segundo e terceiro período, o acúmulo de Corg aumentou mais de cinco vezes no APA1 e APA2, enquanto no APA3 e APA4 cerca de três vezes, sendo significativamente semelhantes no último período.

No fluxo de Cu, verifica-se o significativo incremento entre 1950-1985, 1985-2005 e 2006-2015 no APA1, APA2, APA3 e APA4, com um aumento na acumulação de duas a três vezes entre o primeiro e o segundo período. No terceiro período os mesmos apresentaram diferenças não significativas, com aumento de seis a oito vezes entre o segundo e terceiro período no APA2, APA3 e APA4. No APA1, o acúmulo aumentou mais de 14 vezes. No BG08 e B28 observam-se diferenças significativas entre as médias dos testemunhos, mas o acúmulo sugere que a baía na margem adjacente a cidade do Rio de Janeiro e baixada fluminense já era impactada por Cu desde 1950. Na mesma direção, os dados de Cr no BG08 e BG28 indicam que a margem oeste da baía foi mais impactada desde 1950, com maior destaque para o BG28 nos dois períodos. Um impacto equivalente foi observado apenas no APA1 a partir de 1985. Nos testemunhos APA2, APA3 e APA4, o mesmo só foi detectado a partir de 2006. Apenas o APA1 apresentou diferença estatística no terceiro período (2006-2015), com um aumento na acumulação de Cr de aproximadamente seis vezes em relação ao segundo período (1986-2005). Entre o primeiro e segundo período, o aumento significativo foi detectado apenas no BG28 e APA1.

Os dados de Pb demonstraram diferenças não significativas entre os dois primeiros períodos (1950-1985 e 1986-2005) no BG08 e BG28. A acumulação média no BG08 foi a elevada nos dois primeiros períodos (1950-1985 e 1986-2005). Nos demais testemunhos, o foi observado o aumento significativo entre o primeiro e segundo período. Os testemunhos APA1, APA2, APA3 e APA4 apresentaram incremento significativo desde 1950, indicando o continuado aumento do fluxo de Pb na margem leste da baía, com um acréscimo de seis a dez vezes entre 1985-2005 e 2006-2015.

Todos os dados de TAS, nutrientes, Corg e metais pesados investigados sugerem o crescente impacto ambiental na Baía de Guanabara associado ao crescimento populacional, atividades humanas e as mudanças de uso e cobertura na bacia de drenagem.

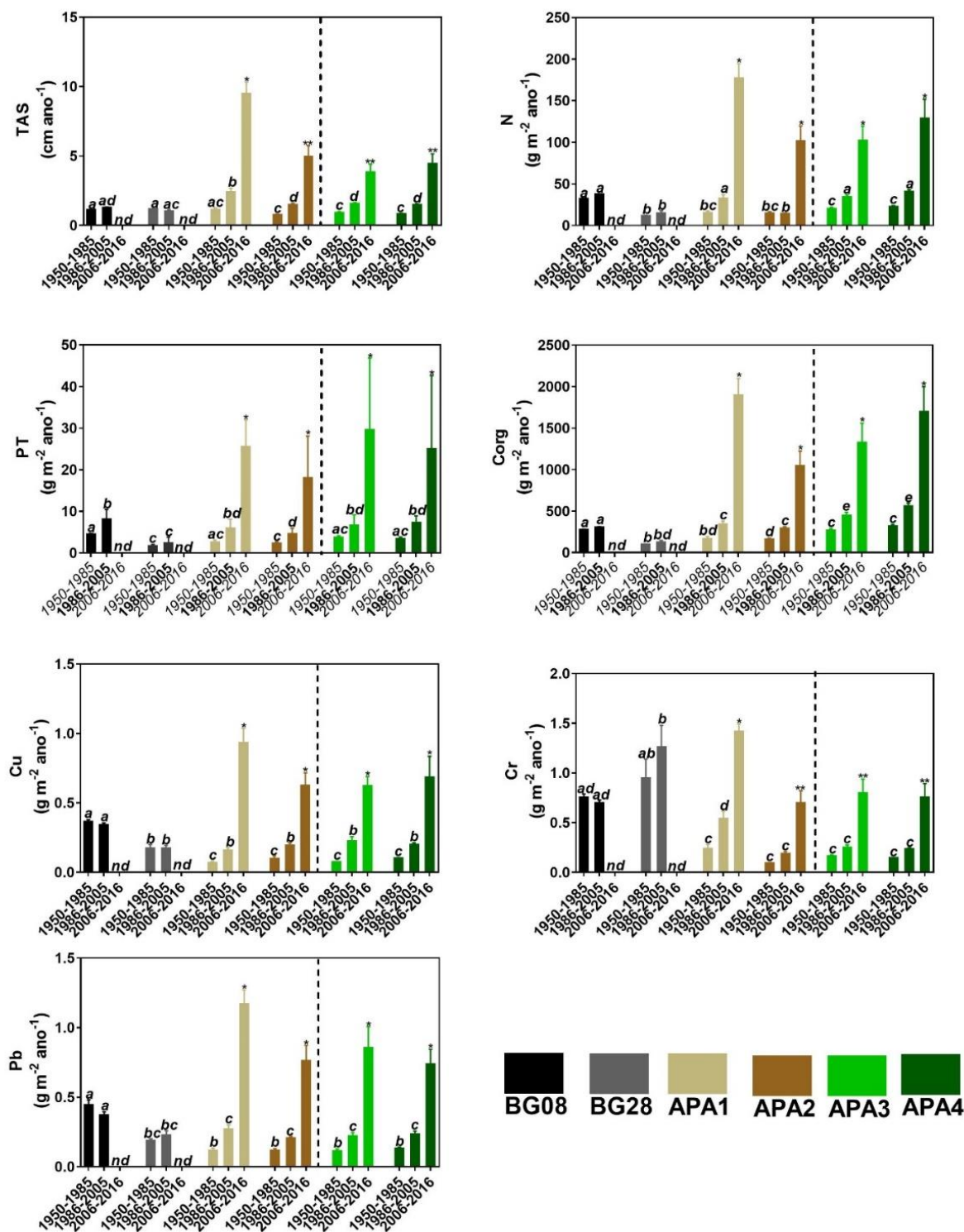


Figura 15: Composição dos dados estatísticos da TAS, N, PT, Corg, Cu, Cr e Pb. A linha tracejada indica a separação entre ambientes (baía e manguezal). A repetição de letra em diferentes testemunhos e/ou períodos significa que estes dados possuem valores semelhantes estatisticamente.

5.- DISCUSSÃO

A trajetória de uso e cobertura da terra (1963-2015) e o crescente aporte de esgoto não tratado corroboraram com o aumento observado nos fluxos de TAS, nutrientes, Corg e metais pesados, indicando uma relação entre as intervenções humanas na bacia de drenagem e a degradação ambiental na Baía de Guanabara desde a década de 1950 (Fig. 9 – 14). Essa relação também foi observada na América do Norte (JALOWSKA et al., 2015; SCHOER et al., 2018), Oceania (HARRIS et al., 2001), Ásia (YE et al., 2020) e América do Sul (MARTINS et al., 2021), tratando-se claramente de um problema global, já que os sedimentos atuam como um reservatório de poluentes e potencial fonte para a coluna d'água (FÖRSTNER e SALOMONS, 1980).

Já foram demonstradas na região metropolitana do Rio de Janeiro, mesmo que isoladamente, impactos socioambientais associados as mudanças de uso e cobertura da terra (CRUZ et al., 1998; ABREU, 2010; MARTINS et al., 2021) e do aporte de esgoto doméstico e industrial não tratado para a Baía de Guanabara (FRIES et al., 2019; BORGES et al., 2009). Os rios que desaguam na baía na porção oeste e noroeste, assim como os rios que drenam Niterói e São Gonçalo a leste, são reconhecidas fontes de esgoto e metais pesados (GODOY et al., 2012; ABUCHACRA et al., 2015; AGUIAR et al., 2016; FRIES et al., 2019).

O testemunho BG-28, sob influência das sub-bacias dos rios Saracuruna-Estrela, Sarapuí-Iguaçu e São João de Meriti-Pavuna no noroeste da baía, mostrou-se impactado por N, PT, Corg e metais pesados, especialmente o Cr, desde 1950 (Fig. 8, 14 e 15). Essas bacias passaram por um drástico processo de intervenção humana, especialmente a partir do início do século XX (AMADOR, 2013). Assim, apesar dos dados de uso e cobertura da terra disponíveis iniciarem em 1963 (Apêndice A), já se destacavam a ampla distribuição espacial das classes Urbano e Campo sobre essas sub-bacias, incluindo a construção do aeroporto internacional na década de 1950 (GALEÃO), do Complexo Industrial da Bayer no final da década de 1950, de uma refinaria na década de 1960 (REDUC) e de um aterro sanitário (Jardim Gramacho) e da Linha Vermelha (rodovia) na década de 1970, além do crescente tráfego veicular e da atividade naval e portuária na baía (GODOY et al., 2012; AMADOR, 2013; ABUCHACRA et al., 2015; AGUIAR et al., 2016; SOARES-GOMES et al., 2016; AGUIAR et al., 2018; FRIES et al., 2019).

O testemunho BG-08, apresentou acumulação menor de N, PT, Corg, Cu e Pb e significativamente diferente do BG-28 desde 1950, apesar das intensas intervenções

humanas nas sub-bacias de drenagens adjacentes (AMADOR, 2013; FIGUEIREDO JR et al., 2014; ABUCHACRA et al., 2017), o que poderia ser atribuída a maior taxa de renovação da água da baía com o oceano próximo ao canal central (KJERFVE et al., 1997; FILLIPO e FIGUEIREDO JR., 2012; FRIES et al., 2019) (Apêndice E). A significativa maior acumulação de Pb e Cu no BG-08 em relação a todos os demais testemunhos entre 1950 e 2005 (primeiro e segundo período), pode ser atribuída ao Canal do Cunha e a construção da Ponte Rio-Niterói (tráfego de veículos – pastilhas de freios e combustíveis) e a atividade naval e portuária (tinta antiincrustante) próximo ao ponto de sondagem (GODOY et al., 2012; AGUIAR et al., 2016; AGUIAR et al., 2018). A maior acumulação de Corg no BG-08 corrobora a maior acumulação de Cu em função da afinidade desse metal a compostos orgânicos (AGUIAR et al., 2016).

Entre 1986 e 2005 (segundo período), os testemunhos APA1, APA2, APA3 e APA4, coletados dentro dos limites da APA de Guapimirim, estavam comparativamente ao BG-08, impactados ($p < 0,05$, ANOVA *two-way* seguida pelo teste Post-Hoc de Tukey; Figura 15) por Cu e desde 1950 por Pb. Entre 1986 e 2005, o APA1, APA3 e APA4, mostraram-se impactados por N e significativamente semelhantes ao comportamento observado no BG-08 desde 1950. Os dados de PT já apresentaram o mesmo comportamento no APA1, APA3, APA4 e BG-08 desde 1950 ($p < 0,05$, ANOVA *two-way* seguida pelo teste Post-Hoc de Tukey; Figura 15). Apesar da diferença espacial e temporal intraecossistêmica na baía, esses resultados apontam para o crescente descarte de esgoto não tratado, do uso de fertilizantes e escoamento superficial em toda a bacia de drenagem da baía associadas as mudanças de uso e cobertura da terra.

Já a acumulação de Cr no BG-28 e BG-08, mostraram-se bastante elevadas desde 1950, especialmente no BG-28, no noroeste da baía. O APA1 apresentou similaridade significativa ao BG-08 entre 1986 e 2005 ($p < 0,05$, ANOVA *two-way* seguida pelo teste Post-Hoc de Tukey; Figura 15). Entre as potenciais fontes de Cr para baía, estão os efluentes industriais (fábricas Cortume Carioca na produção de couro e da Bayer na produção de sais de Cr) (GODOY, 2018) e o transporte atmosférico (AGUIAR et al., 2016).

A leste da baía, foi observado o contínuo aumento de acumulação de todos os parâmetros no APA1, APA2, APA3 e APA4 desde 1950. Esses testemunhos estão sob influência das sub-bacias dos rios Alcantara-Guaxindiba, Caceribu, Guapi-Macacu, Roncador e Iriri. Apenas as sub-bacias dos rios Caceribu e Guapi-Macacu (Figura 8) combinadas, são responsáveis por cerca de 50% do aporte de água doce para a Baía de

Guanabara (Amador, 2012), o que potencializa o aporte continental de material particulado e dissolvido para a baía. A inauguração da Ponte Rio Niterói (1974) e a BR-101 (Niterói-Manilha) em 1984 potencializaram atividades econômicas e o crescimento populacional na porção leste da Baía de Guanabara (SILVEIRA et al., 2009, ABUCHACRA, 2018). Na década de 1980 (Apêndice B), foram observadas a expansão das classes Urbano e Campo nas sub-bacias dos rios Caceribu e Guapi-Macacu e o rápido crescimento na acumulação de TAS nos testemunhos APA1, APA2, APA3 e APA4 a partir de 1986, indicando o potencial aumento da produção de sedimentos em função das intervenções na paisagem. Os elevados valores de TAS associados a maior intervenção humana impulsionaram o acúmulo de Corg, N, PT e metais pesados no sedimento já na década de 1980 (Figuras 9 - 12), já que o aporte continental de materiais particulados em suspensão são carreadores de poluentes e potenciais reservatórios após a sedimentação (FÖRSTNER e SALOMONS, 1980; ABUCHACRA, 2018; AGUIAR et al., 2018).

A partir de 2006 (terceiro período) foi observada a maior acumulação no sedimento de todos os parâmetros investigados e crescimento da classe Urbano em direção a classe Campo na porção leste da baía, além do início da construção do Complexo Petroquímico do Rio de Janeiro (COMPERJ) em 2008 entre as sub-bacias dos rios Macacu e Caceribu. No terceiro período, a acumulação de TAS no APA1 mostrou-se significativamente distinta do APA2, APA3 e APA4 ($p < 0,05$, ANOVA *one-way* seguida pelo teste Post-Hoc de Tukey), superando a acumulação sedimentar até dos dois testemunhos coletados na planície entremarés colonizadas por manguezais (APA3 e APA4), um ambiente sujeito a ação de marés muito eficiente na captura de sedimentos (KATHIRESAN, 2003). Os dados de N, PT, Corg, Cu e Pb apresentaram aumento médio significativo ($p < 0,05$, ANOVA *one-way* seguida pelo teste Post-Hoc de Tukey) de mais de duas vezes no APA1, APA2, APA3 e APA4 entre o segundo e terceiro período (Figura 15), o que é indicativo do crescente impacto humano nas sub-bacias na porção leste da baía, incluindo o aporte de esgoto não tratado, uso de fertilizantes e escoamento superficial.

Os dados de acumulação de Cr no terceiro período (2006-2016) mostraram-se significativamente distintos ($p < 0,05$, ANOVA *one-way* seguida pelo teste Post-Hoc de Tukey) entre o APA1 e os APA2, APA3 e APA4 (Figura 15). Desde 1986, a acumulação média de Cr no APA1 já se mostrava tão elevada quanto o observado no BG-08, indicando uma potencial fonte de Cr na porção norte-nordeste da baía, ou o efeito da circulação interna da baía impulsionada pela maré, responsável pela redistribuição da

massa d'água e conseqüentemente de material particulado/dissolvido e poluentes (KJERFVE et al., 1997; FILLIPO e FIGUEIREDO JR., 2012). Apesar de não haver diferença significativa, a acumulação média de N, Corg, Cu e Pb foram mais elevadas no APA1 entre 2006 e 2016 quando comparado aos demais testemunhos coletados na APA de Guapimirim.

Os testemunhos APA1, APA2, APA3 e APA4 foram coletados dentro dos limites geográficos da APA de Guapimirim, uma área de proteção ambiental na Baía de Guanabara responsável pela conservação da biodiversidade e fonte de renda para população local através da pesca e programas de replantio de árvores de mangue. A APA representa indiscutivelmente o setor mais preservado da baía, sendo responsável pela maior oferta de serviços ambientais a sociedade (SOARES-GOMES et al., 2016; FRIES et al., 2019). No entanto, apesar da reconhecida resiliência e relevância das áreas de proteção ambiental na preservação ecossistêmica e diminuição da desigualdade socioeconômica no mundo (CUMMUNIG, 2016; PAZ et al., 2021), as intervenções humanas nas bacias de drenagens são responsáveis pela produção e introdução de uma grande quantidade materiais de natureza orgânica e inorgânica que saturam o ambiente e potencializam a eutrofização e acumulação de poluentes (FÖRSTNER e SALOMONS, 1980; ANDERSEN et al., 2006; WATERS et al., 2016; ABUCHACRA, 2018).

A humanidade reconhece há alguns séculos que as mudanças de uso e cobertura da terra, como queimadas e o desmatamento, a atividade agropastoril e a industrialização afetaram o balanço hídrico, a geomorfologia, a produção de sedimentos, a qualidade da água e o acúmulo de poluentes ao longo das bacias drenagem (NRIAGU, 1996; JAMES e LECCE, 2013; GOUDIE, 2018; DUBOIS et al., 2018). Da mesma forma, o crescente processo de industrialização e ocupação das bacias de hidrográficas que drenam para o litoral, produzem a perda de biodiversidade e serviços ecossistêmicos, aumentando a desigualdade socioeconômica e diminuindo a qualidade de vida da população (PAZ et al., 2021; WINKLER et al., 2021) em uma dimensão ainda não compreendida pela humanidade.

Nos países em desenvolvimento, como o Brasil, são observados com maior frequência o inadequado manejo do esgoto doméstico e industrial (AGUIAR et al., 2018), potencializando danos ambientais e a eutrofização das bacias de drenagem e sistemas costeiros (MARTINS et al., 2021). Nesse contexto, é reconhecido que desde o período colonial, a bacia de drenagem da Baía de Guanabara passou por drásticas intervenções desde o alto curso dos rios (AMADOR, 2012; FIGUEIREDO JR et al., 2014;

KIRCHNER et al., 2015; KIRCHNER & NEHREN, 2015; FIGUEIREDO JR e ABUCHACRA, 2017), especialmente a partir do início do século XX (AMADOR, 2013), produzindo uma significativa heterogeneidade ambiental. A partir da instalação de estações de tratamento de água foi possível diminuir o impacto dos efluentes domésticos e industriais a Baía de Guanabara entre as décadas de 1980 e 1990 (COELHO, 2007; GODOY et al., 2012), mas o contínuo crescimento populacional, as mudanças de uso e cobertura e o aporte de esgoto não tratado foram maiores do que a capacidade de captura e tratamento dos efluentes, reduzindo a qualidade da água e dos sedimentos acumulados na baía. Assim, semelhante ao observado em outros países, onde foi possível reduzir a tendência de degradação ambiental através do tratamento de esgoto e gestão pública (DEELY e FERGUSSON, 1994; WEIS et al., 2001; TUE et al., 2012; CONRAD e SANDERS, 2017), apenas com o cumprimento de metas dos programas de despoluição da baía, recuperação das bacias de drenagem, educação ambiental e planejamento futuro, será possível reduzir as desigualdades sociais ao redor da baía e garantir condições mais adequadas para as futuras gerações.

6.- CONCLUSÃO

O estudo aqui proposto integrou dados de mudanças de uso e cobertura da terra, aporte de esgoto não tratado e acumulação de sedimentos, matéria orgânica e metais pesados entre 1950 e 2016 na Baía de Guanabara. Do ponto de vista do estudo integrado de ambientes costeiros urbanizados, sugere-se a utilização dos setores censitários e dados socioeconômicos associados aos dados de uso e cobertura da terra e acumulação no sedimento para compreensão mais completa das principais fontes de poluentes difusas na bacia de drenagem.

Foram confirmados o aumento do aporte materiais de origem orgânica e inorgânica com potencial de danos ambientais e o contínuo processo de eutrofização em função das intervenções humanas na bacia de drenagem da baía, semelhante ao observado no mundo, especialmente em países em desenvolvimento. Mesmo dentro dos limites da Área de Proteção Ambiental de Guapimirim, porção mais resiliente e preservada da baía, foram observados prejuízos ambientais que potencializam a perda de biodiversidade e a segurança alimentar da população que depende da baía para o seu sustento.

Foram observadas diferenças intraecossistêmicas (temporais e espaciais) em toda a baía. Acompanhando a herança de intervenções nas sub-bacias de drenagem e mudanças de uso e cobertura da terra, na porção oeste e noroeste da baía, as condições ambientais eram mais degradadas desde 1950, enquanto a leste, o mesmo comportamento só foi detectado a partir de 1986, concomitante a expansão da classe Urbano sobre o Campo. No entanto, na área mais preservada da baía, a partir de 2006, a degradação ambiental registrada nos sedimentos na porção leste aumentou de forma substancial, sendo um indicativo de crescente intervenção humana e saturação do ambiente.

A partir dos resultados apresentados, sugere-se que apenas através da recuperação de toda a bacia de drenagem, com ações de reflorestamento, recuperação dos rios, implementação de estações de tratamento de esgoto, educação ambiental, gestão adequada dos recursos hídricos e fiscalização, será possível recuperar a saúde ambiental da baía e os prejuízos socioeconômicos da região metropolitana do Rio de Janeiro associados a poluição ambiental. Trata-se de uma mudança de paradigma e um desafio internacional, especialmente de países em desenvolvimento, já que ações isoladas são muito custosas e geralmente apenas mitigam parte do problema.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABREU, M. B. de. *Análise Espaço-temporal da Cobertura e Uso da Terra no Rio de Janeiro de 1994 até 2007*. Dissertação (Mestrado em Geografia), Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2010.
- ABUCHACRA, P.F.F., et al. *Assessment of bioavailability and potential toxicity of Cu, Zn and Pb, a case study in Jurujuba Sound, Rio de Janeiro, Brazil*. Mar. Pollut. Bull. 100, 414–425. 2015. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.08.012>
- ABUCHACRA, P. F. F. *Reconstituição Ambiental da Planície Costeira do Nordeste da Baía De Guanabara (RJ) a partir do Holoceno Médio e Novas Contribuições ao Debate do Antropoceno*. Tese (Doutorado em Geografia), Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2018.
- ABUCHACRA, R.C. *Evolução Sedimentar Holocênica da Planície Costeira do NE da Baía de Guanabara (RJ)*. Tese (Doutorado em Dinâmica do Mar e da Terra) Universidade Federal Fluminense, Niterói, Rio de Janeiro, 2015.
- ABUCHACRA, R.C., et al. *Northeast Guanabara Bay and Coastal Plain Holocene Sedimentary Evolution (Brazil): a Contribution*. J. Sediment. Environ. 2, 1–8. 2017. <https://doi.org/10.12957/jse.2017.27951>
- ADGER, W. N., et al. *Social-ecological resilience to coastal disasters*. Science, v. 309, n. 5737, p. 1036-1039, 2005. <https://doi.org/10.1126/science.1112122>
- ALENCAR, E. *Baía de Guanabara: descaso e resistência*. Rio de Janeiro: Mórula, 1.ed., 2016.
- AGUIAR, V.M. de C., et al. *Ecological risks of trace metals in Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil: An index analysis approach*. Ecotoxicol. Environ. Saf. 133, 306–315, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2016.07.012>
- AGUIAR, V.M. de C., et al. *Environmental assessment concerning trace metals and ecological risks at Guanabara Bay, RJ, Brazil*. Environ. Monit. Assess, 2018. doi:10.1007/s10661-018-6833-x
- AMADOR, E. S. *Baía de Guanabara: um balanço histórico*. Natureza e Sociedade no Rio de Janeiro. Secretaria Municipal de Cultura, Turismo e Esporte. Rio de Janeiro, 1992.
- AMADOR, E.S. *Bacia da Baía de Guanabara: Características Geoambientais, Formação e Ecossistemas*. Interciência, Rio de Janeiro, 2012.
- AMADOR, E.S. *Baía de Guanabara: ocupação histórica e avaliação ambiental*. 1.a ed. Interciência, Rio de Janeiro, 2013.
- ALMEIDA, F., CARNEIRO, C. *Origem e evolução da Serra do Mar*. Rev. Bras. Geociências 28, 135–150. 1998.

ANDERSEN, J. H., SCHLUTER, L., & ÆRTEBJERG, G. *Coastal eutrophication: Recent developments in definitions and implications for monitoring strategies*. Journal of Plankton Research, 28(7), 621–628, 2006. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbl001>

BAPTISTA FILHO, L. S., et al. *Sources of pollutants in the northern/northeast area of Guanabara bay (se, brazil) since the late nineteenth century using lead isotopes and metal concentrations*. Journal of Sedimentary Environments, v. 4, n. 3, p. 332-349, 2019.

BAPTISTA NETO, J.A. *Nearshore sedimentation as a record of landuse change and erosion: Jurujuba Sound, Niterói, SE Brazil*. Ocean Coast. Manag., 77, 31–39, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2012.04.022>

BIRD, E. C. F. *Coastal Geomorphology: An Introduction*. 2. Ed. [S.l.]: John Wiley & Sons, 2008. ISBN 978-0-470-51730-7.

BORGES, A. C., et al. *Eutrophication history of Guanabara Bay (SE Brazil) recorded by phosphorus flux to sediments from a degraded mangrove area*. Mar. Pollut. Bull. 58, 1750–1754, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.07.025>

BORMANN, F. H., & LIKENS, G. E. *Nutrient cycling*. Science, 155(3761), 424-429, 1967

BRASIL, Trata. Instituto Trata Brasil. *Ranking do Saneamento 2016*, 2018.

BRITTO, A. L. *IMPLANTAÇÃO DE INFRA-ESTRUTURA DE SANEAMENTO NA REGIÃO METROPOLITANA DO RIO DE JANEIRO. UMA AVALIAÇÃO DAS AÇÕES DO PROGRAMA DE DESPOLUIÇÃO DA BAÍA DE GUANABARA*. Revista Brasileira de Estudos Urbanos e Regionais (RBEUR), v. 5, n. 1, p. 63-77, 2003.

BROWN, E. (Ed). *Waves, Tides and Shallow-water Processes*, 2.a ed. The Open University, 1999.

CANFIELD, D.E., GLAZER, A.N., FALKOWSKI, P.G. *The Evolution and Future of Earth's Nitrogen Cycle*. Science (80-). 330, 192–196, 2010. doi:10.1126/science.1186120

COELHO, V. Baía de Guanabara: *Uma história de agressão ambiental*. Rio de Janeiro: Casa da Palavra, 2007.

CONLEY, D.J., et al. *Ecology: Controlling Eutrophication: Nitrogen and Phosphorus*. Science (80). 323, 1014–1015, 2009. doi:10.1126/science.1167755

CONRAD, S.R., SANDERS, C.J. Influence of anthropogenic activities on trace metal accumulation in Brazilian mangrove sediments. Rev. Virtual Quim. 9, 2017–2031. 2017. doi:10.21577/1984-6835.20170120

CORDEIRO, R.C., et al. *Geochemical fractionation of metals and semimetals in surface sediments from tropical impacted estuary (Guanabara Bay, Brazil)*. Environ. Earth Sci. 74, 1363–1378, 2015. <https://doi.org/10.1007/s12665-015-4127-y>

CRUTZEN, P.J. *Geology of mankind*. Nature 415, 23, 2012. <https://doi.org/10.1038/415023a>

CRUTZEN, P. J.; STOERMER, E. F. *The Anthropocene*. Global change newsletter. 41, 17-18. International Geosphere–Biosphere Programme (IGBP), 2000.

CRUZ, C.B.M., et al. *Carga antrópica da bacia hidrográfica da Baía de Guanabara*. IX Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, v. 9, p. 99-109, 1998.

CRUZ, C.B.M., et al. *Classificação orientada a objetos no mapeamento dos remanescentes da cobertura vegetal do bioma Mata Atlântica, na escala 1: 250.000*. XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, INPE, Florianópolis, Brasil, 2007.

CULBERTSON, J., et al. *Global loss of coastal habitats: Rates, causes and consequences*. C. M. Duarte (Ed.). Madrid, Spain: Fundación BBVA, 2009

DALRYMPLE, R.W. *Tidal depositional systems*, em: Walker, R.G., James, N.P. (Eds.), *Facies Models: Response to Sea Level Change*. St. John's, Canadá, pp. 195–218, 1992.

DALRYMPLE, R.W. *Incised valleys in time and space: An introduction to the volume and an examination of the controls on valley formation and filling*. SEPM Spec. Publ. 85, 5– 12, 2006.

DAY, J. W. e RYBCZYK, J. M. *Global Change Impacts on the Future of Coastal Systems: Perverse Interactions Among Climate Change, Ecosystem Degradation, Energy Scarcity, and Population*. In *Coasts and Estuaries*, Elsevier, pp. 621-639, 2019.

DAVIS JR., R. A. *Depositional system: An Introduction to Sedimentology and Stratigraphy*. 2. ed. Englewood Cliffs, NJ: Prentice Hall, 604 p, 1992.

DEELY, J.M., FERGUSSON, J.E. *Heavy metal and organic matter concentrations and distributions in dated sediments of a small estuary adjacent to a small urban area*. Sci. Total Environ. 153, 97–111. 1994. doi:10.1016/0048-9697(94)90106-6

DE LA ROSA, J. M.; SANTOS, M.; ARAÚJO, M. F. *Metal binding by humic acids in recent sediments from the SW Iberian coastal area*. Estuarine, Coastal and Shelf Science, v. 93, n. 4, p. 478-485, 2011.

DIONE, J. C. *Towards a more Adequate Definition of the St. Lawrence Estuary*. Geomorfology, 7:36-44. 1963.

DUBOIS, N. *First human impacts and responses of aquatic systems: A review of palaeolimnological records from around the world*. Anthropocene Review, 5(1), 28–68, 2018. <https://doi.org/10.1177/2053019617740365>

DYER, K. R. *Estuaries: A Physical Introduction*. 2. Ed. Chichester, Willey. p.195. 1997.

FAIRBRIDGE, R.W. *The Estuary: its definition and geodynamic cycle*, em: Olausson, E. 189 Cato, I. (Eds.), *Chemistry and Biogeochemistry of Estuaries*. John Wiley and Sons, New York, pp. 1–35. 1980.

FERGUSON, J.E., & KIM, N.D., *Trace elements in street and house dusts: sources and speciation*. *Sci. Total Environ.* 100, 125–150, 1991. doi:10.1016/0048-9697(91)90376-P

FIGUEIREDO Jr, A.G., et al. *Linked variations in sediment accumulation rates and sea-level in Guanabara Bay, Brazil, over the last 6000 years*. *Palaeogeogr. Palaeoclimatol. Palaeoecol.* 415, 83–90. 2014
<https://doi.org/10.1016/j.palaeo.2014.08.027>

FIGUEIREDO Jr, A.G., & ABUCHACRA, R. C. Reply to: “*Comment on: Linked variations in sediment accumulation rates and sea-level in Guanabara Bay, Brazil, over the last 6000 years*” by Alberto G. Figueiredo Jr., Mauro B. de Toledo, Renato C. Cordeiro, José M.O. Godoy, Fabiano T. da Silva, Sérgio C. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 482, 117. 2017.
<https://doi.org/10.1016/j.palaeo.2017.06.001>

FILLIPO, A. M., & FIGUEREIDO Jr., A. G. de. *Caracterização Hidrodinâmica. In Baía de Guanabara. Síntese do Conhecimento Ambiental: Ambiente e Influência Antrópica* (pp. 43–57). 2012. Petrobras

FISTAROL, G.O., et al. *Environmental and sanitary conditions of Guanabara Bay, Rio de Janeiro*. *Front. Microbiol.* 6, 1–17. 2015. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2015.01232>

FLETCHER, C.H., KNEBEL, H.J., KRAFT, J.C. *Holocene evolution of an estuarine coast and tidal wetlands*. *Bull. Geol. Soc. Am.* 102, 283–297. 1990. doi:10.1130/0016-7606(1990)102<0283:HEOAEC>2.3.CO;2

FRIESGALLOWAY U., & SALOMONS, W. *Trace metal analysis on polluted sediments: Part I: Assessment of sources and intensities*. *Environmental Technology Letters*, 1(11). 1980. 494–505. <https://doi.org/10.1080/09593338009384006>

FRIES, A. S. et al. *Guanabara Bay ecosystem health report card: Science, management, and governance implications*. *Regional Studies in Marine Science*, v. 25, 2019.

GALLOWAY, J. N., et al. *Transformation of the nitrogen cycle: recent trends, questions, and potential solutions*. *Science*, v. 320, n. 5878. 2008. p. 889-892.

GREEN, A., et al. *Seismic architecture, stratigraphy and evolution of a subtropical marine embayment: Maputo Bay, Mozambique*. *Mar. Geol.* 369, 300–309. 2015. doi:10.1016/j.margeo.2015.06.005

GOUDIE, A. *The Human Impact on the Natural Environment: past, present and future*. In *The Human Impact*. 2018.

GODOY, J.M., et al. ***Guanabara Bay Sedimentation Rates based on Pb-210 Dating: Reviewing the Existing Data and Adding New Data.*** J. Braz. Chem. Soc. 23, 1265–1273. 2012. <https://doi.org/10.1590/S0103-50532012000700010>

GODOY, J. M. ***210Pb sediment dating: Redeeming the history of environmental pollution in the Anthropocene.*** Revista Virtual de Química. 2018. 10(6), 1733–1757. <https://doi.org/10.21577/1984-6835.20180116>

HARRIS, P. et al., ***Using geochronology to reconstruct the evolution of particulate phosphorus inputs during the past century in the Papeete Lagoon (French Polynesia).*** Oceanol Acta 24:1–10, 2001. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0399178400011233>

HOSONO, T., et al. ***Decline in heavy metal contamination in marine sediments in Jakarta Bay, Indonesia due to increasing environmental regulations.*** Estuarine, Coastal and Shelf Science. 2011. v. 92, n. 2, p. 297-306.

HUSSAIN, M. ***Change detection from remotely sensed images: From pixel-based to object-based approaches.*** International Journal of Photogrammetry and Remote Sensing. 80. 91-106. 10.1016. 2013. /j.isprsjprs.2013.03.006.

IBGE. Censo Demográfico 2000 – ***Características Gerais da População. Resultados da Amostra.*** IBGE, 2003. Disponível em http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/censo2000/default_populacao.shtm. Público acesso em 02 de novembro de 2018.

IBGE. Censo Demográfico 2010- ***aracterísticas Gerais da População. Resultados da Amostra.*** IBGE, 2010 v. 23. Disponível em:< <http://www.censo2010.ibge.gov.br/>>. Acesso em 20 de junho de 2019.

IBGE, 2017. Cidades [WWW Document]. Inst. Bras. Geogr. e Estatística.

JAEGER, J.M.; NITTRouer, C.A. ***Tidal controls on the formation of fine-scale sedimentary strata near the Amazon river mouth.*** Mar. Geol. 125, 259–281. 1995. doi:10.1016/0025-3227(95)00015-Q

JALOWSKA, A.M., RODRIGUEZ, A.B., MCKEE, B.A. ***Responses of the Roanoke Bayhead Delta to variations in sea level rise and sediment supply during the Holocene and Anthropocene.*** Anthropocene 9, 41–55, 2015. doi:10.1016/j.ancene.2015.05.002

JAMES, L. A., & LECCE, S. A. ***Impacts of Land-Use and Land-Cover Change on River Systems.*** In *Treatise on Geomorphology*, 9.37, pp. 768–793, 2013. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-374739-6.00264-5>

JEFFERSON, A.J., WEGMANN, K.W., CHIN, A. ***Geomorphology of the anthropocene: Understanding the surficial legacy of past and present human activities.*** Anthropocene 2, 1–3. 2013. <https://doi.org/10.1016/j.ancene.2013.10.005>

KATHIRESAN, K. (2003). ***Revista de Biología Tropical How do mangrove forests induce sedimentation?*** Revista de Biología Tropical, 51(2), 355–360.

http://www.scielo.sa.cr/scielo.php?pid=S003477442003000200007&script=sci_arttext&tlng=pt

KCI TECHNOLOGIES, INC. *Diagnóstico do Estado da Baía de Guanabara: Relatório Técnico* (Convênio de Cooperação Técnica: ATN/OC-14223-BR). Rio de Janeiro, 2016.

KIRCHNER, A., et al. *Mid- and late Holocene fluvial dynamics in the tropical Guapi-Macacu catchment, Southeast Brazil: The role of climate change and human impact*. *Palaeogeogr. Palaeoclimatol. Palaeoecol.* 426, 308–318. 2015. <https://doi.org/10.1016/j.palaeo.2015.03.015>

KJERFVE, B. et al. *Oceanographic characteristics of an impacted coastal bay: Baía de Guanabara, Rio de Janeiro, Brazil*. *Cont. Shelf Res.* 17, 1609–1643. 1997. [https://doi.org/10.1016/S0278-4343\(97\)00028-9](https://doi.org/10.1016/S0278-4343(97)00028-9)

KJERFVE, B.; DE LACERDA, L. D.; DIAS, G. T. M. *Baía de Guanabara, Rio de Janeiro, Brazil*. In: *Coastal marine ecosystems of Latin America*. Springer, Berlin, Heidelberg, p. 107-117. 2001.

LESSA, G. C., et al. *Brazilian estuaries: a geomorphologic and oceanographic perspective*. In: *Brazilian Estuaries*. Springer, Cham, p. 1-37, 2018.

LI, H., et al. *Assessment of nutrient and heavy metal contamination in the seawater and sediment of Yalujiang Estuary*. *Marine pollution bulletin*, v. 117, n. 1-2, p. 499-506, 2017.

LOTZE, H. K., et al. *Depletion, degradation, and recovery potential of estuaries and coastal seas*. *Science*, v. 312, n. 5781, p. 1806-1809, 2006.

LOVELOCK, C. E., et al. *Mangrove growth in New Zealand estuaries: the role of nutrient enrichment at sites with contrasting rates of sedimentation*. *Oecologia*, v. 153, n. 3, p. 633-641, 2007.

LUIJENDIJK, A., et al. *The State of the World's Beaches*. *Sci. Rep.* 2018, p.1–11. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-24630-6>

MANNING, J.A., et al. *Cohesive Sediment Flocculation and the Application to Settling Flux Modelling*, em: *Sediment Transport*. InTech. 2011. doi:10.5772/16055

MARTÍNEZ, G.M. et al. *Anthropogenic influence on the Holocene sedimentation process along the Atlantic coast of Galicia (NW Iberian Peninsula)*. *J. Coast. Res. Spec. Issue* 64, 1788–1792. 2011.

MARTINS, K. C., et al. *Cidades sustentáveis frente às mudanças globais: um resgate da expansão urbana de Maricá para pensar o futuro*. In *Estudos Maricaienses: o Município de Maricá em debate* (1st ed., pp. 107–131). 2021. Instituto Municipal de Informação e Pesquisa Darcy Ribeiro.

- MEADE, R.H. *Transport and Deposition of Sediments in Estuaries*. pp. 91–120. doi:10.1130/MEM133-p91. 1972.
- MENESES, Paulo Roberto; ALMEIDA, T. de. *Introdução ao processamento de imagens de sensoriamento remoto*. Universidade de Brasília, Brasília, 2012.
- MURRAY-WALLACE, C. V., WOODROFFE, C.D. *Quaternary Sea-Level Changes: A Global Perspective*. 1.^a ed. Cambridge University Press. 2014.
- NASER, H. A. *Assessment and management of heavy metal pollution in the marine environment of the Arabian Gulf: a review*. Marine pollution bulletin, v. 72, n. 1, p. 6-13, 2013.
- NEGREIROS, D.H. de, ARAÚJO, F. de P., COREIXAS, M.A. *Nossos Rios*, 1.^a ed. Instituto Baía de Guanabara, Rio de Janeiro. 2002.
- NRIAGU, J. O. *A History of Global Metal Pollution*. *Science*, 272(April), 223–224. (1996). <https://doi.org/10.1126/science.272.5259.223>
- NOVO, E. M. L. M. *Sensoriamento Remoto – Princípios e Aplicações*. 2.^a edição Blücher Ltda., São Paulo, SP. 1992.
- OLOFSSON P., et al. *Good practices for estimating area and assessing accuracy of land change*. Remote Sensing of Environment, 148, pp.42-57, 2014.
- PAL, R. e PAL, K. *A review on image segmentation techniques*. Pattern Recognition 26 (9), 1277_1294, 1993.
- PAZ et al. *Assessment of sustainable development through a multi-criteria approach: Application in brazilian municipalities*. Journal of Environmental Management. Volume 282, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.111954>
- PÉREZ, A., et al. *Carbon accumulation and storage capacity in mangrove sediments three decades after deforestation within a eutrophic bay*. Mar. Pollut. Bull. 126, 275–280. 2018. doi:10.1016/j.marpolbul.2017.11.018
- PÉREZ, A., et al. *Changes in organic carbon accumulation driven by mangrove expansion and deforestation in a New Zealand estuary*. Estuar. Coast. Shelf Sci. 192, 108–116. 2017. doi:10.1016/j.ecss.2017.05.009
- PERILLO, M. E. GERARDO. *Geomorfology and Sedimentology of Estuaries*. In: Elsevier Science, Amsterdam. 1995.
- PRASAD, M., BALA K. *Nutrient stoichiometry and eutrophication in Indian mangroves*. Environmental Earth Sciences, v. 67, n. 1, p. 293-299, 2012.
- PRITCHART, D.W. What is an Estuary: Physical Viewpoint. In: G.H. Lauff (ed.) Estuaries. American Association for the Advancement of Science, Publication 83, Washington D.C., pp.: 3-5. 1967.

PROJETO MAPBIOMAS – *Coleção [3.0] da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil*, acessado em [11 de junho de 2019] através do link: [http://plataforma.mapbiomas.org/map#coverage] "Projeto MapBiomias

QUARESMA, V.S., DIAS, G.T.M., BAPTISTA NETO, J.A. *Caracterização da ocorrência de padrões de sonar de varredura lateral e sísmica de alta frequência (3,5 e 7,0 kHz) na porção sul da Baía de Guanabara - RJ*. Rev. Bras. Geofis. 18, 201–213. 2000. doi:10.1590/S0102-261X2000000200008

RUIZ-FERNÁNDEZ, A. C., et al. *Effects of land use change and sediment mobilization on coastal contamination (Coatzacoalcos River, Mexico)*. Continental Shelf Research, v. 37, p. 57-65, 2012.

RUDDIMAN, W.F. *The Anthropocene*. Annu. Rev. Earth Planet. Sci. 41, 45–68. , 2013. doi:10.1146/annurev-earth-050212-123944

RUDDIMAN, W.F. *The Anthropogenic Greenhouse Era Began Thousands of Years Ago*. Clim. Change 61, 261–293. 2003. doi:10.1023/B:CLIM.00000004577.17928.f8

SANKHLA, M. S., et al. *Heavy metals contamination in water and their hazardous effect on human health-a review*. Int. J. Curr. Microbiol. App. Sci (2016), v. 5, n. 10, p. 759-766, 2016

SANTOS, E M., et al. *Identifying health impacts of exposure to copper using transcriptomics and metabolomics in a fish model*. Environmental science & technology, v. 44, n. 2, p. 820-826, 2010.

SANTOS, M. *A Natureza do Espaço. Técnica e Tempo. Razão e Emoção*. 2ª Edição. São Paulo: Hucitec. 1996.

SANDERS, C. J., et al. *Lead-210 and Beryllium-7 fallout rates on the southeastern coast of Brazil*. J. Environ. Radioact. 102, 1122–1125. 2011. https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2011.07.008

SANDERS, C. J., et al. *Examining ²³⁹⁺²⁴⁰Pu, ²¹⁰Pb and historical events to determine carbon, nitrogen and phosphorus burial in mangrove sediments of Moreton Bay, Australia*. J. Environ. Radioact. 151, 623–629. 2016. doi:10.1016/j.jenvrad.2015.04.018

SIDRA, IBGE. Sistema IBGE de recuperação automática. **Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios Contínua Trimestral (PNADC/T)**. Acessado: 27 de outubro de 2019, v. 27, 2018.

SILVA, C.G., et al. *Ambientes de sedimentação e Processos Morfodinâmicos Atuantes na linha de costa*, em: Baptista Neto, J.A., Ponzi, V.R.A., Sichel, S.E. (Eds.), Introdução a Geologia Marinha. Interciência, Rio de Janeiro, pp. 175–218. 2004.

SILVEIRA, D.M., et al. 2009. *Contradição espacial na Região Metropolitana do Rio de Janeiro/Brasil: o rural e o urbano no município de São Gonçalo*. 12º Encuentro de

Geografos de America Latina: Caminando en una America Latina en transformación, Montevideo, Uruguay.

SOARES-GOMES, A., et al. *An environmental overview of Guanabara Bay, Rio de Janeiro*. Reg. Stud. Mar. Sci. 2016. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2016.01.009>

STAEHR, P.A. *Lake metabolism scales with lake morphometry and catchment conditions*. Aquat. Sci. 74, 155–169. 2012. <https://doi.org/10.1007/s00027-011-0207-6>

STEFFEN, W. *The trajectory of the Anthropocene: The Great Acceleration*. Anthr. Rev. 2, 81–98. 2015. <https://doi.org/10.1177/2053019614564785>

TUE, N.T., et al. *Historical profiles of trace element concentrations in Mangrove sediments from the Ba Lat Estuary, Red River, Vietnam*. Water. Air. Soil Pollut. 223, 1315–1330. 2012. doi:10.1007/s11270-011-0947-x

VAALGAMAA, S., CONLEY, D. J. *Detecting environmental change in estuaries: Nutrient and heavy metal distributions in sediment cores in estuaries from the Gulf of Finland, Baltic Sea*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 76, n. 1, p. 45-56, 2008.

VALE, J. R., et al. *Análise comparativa de métodos de classificação supervisionada aplicada ao mapeamento da cobertura do solo no município de Medicilândia, Pará*. InterEspaço: Revista de Geografia e Interdisciplinaridade, v. 4, n. 13, p. 26-44, 2018.

VELINSKY, D.J. et al. *Tidal Marsh Record of Nutrient Loadings in Barnegat Bay, New Jersey*. J. Coast. Res. 78, 79–88. 2017. doi:10.2112/SI78-008.1

VIKAS, M.; DWARAKISH, G. S. *Coastal pollution: a review*. Aquatic Procedia, 4, 381-388, 2015.

WANG, P. *Principles of Sediment Transport Applicable in Tidal Environments*, em: Davis Jr, A., Dalrymple, R.W. (Eds.), *Principles of Tidal Sedimentology*. Springer Netherlands, Dordrecht, pp. 19–34. 2012. doi:10.1007/978-94-007-0123-6_2

WATERS, C.N., et al. *The Anthropocene is functionally and stratigraphically distinct from the Holocene*. Science (80-.). 351. 2016. <https://doi.org/10.1126/science.aad2622>

WEIS, D.A., CALLAWAY, J.C., GERSBERG, R.M. *Vertical Accretion Rates and Heavy Metal Chronologies in Wetland Sediments of the Tijuana Estuary*. Estuaries 24, 840. 2001. doi:10.2307/1353175

WINKLER, K., et al. *Global land use changes are four times greater than previously estimated*. Nature Communications, v. 12, n. 1, p. 1-10, 2021.

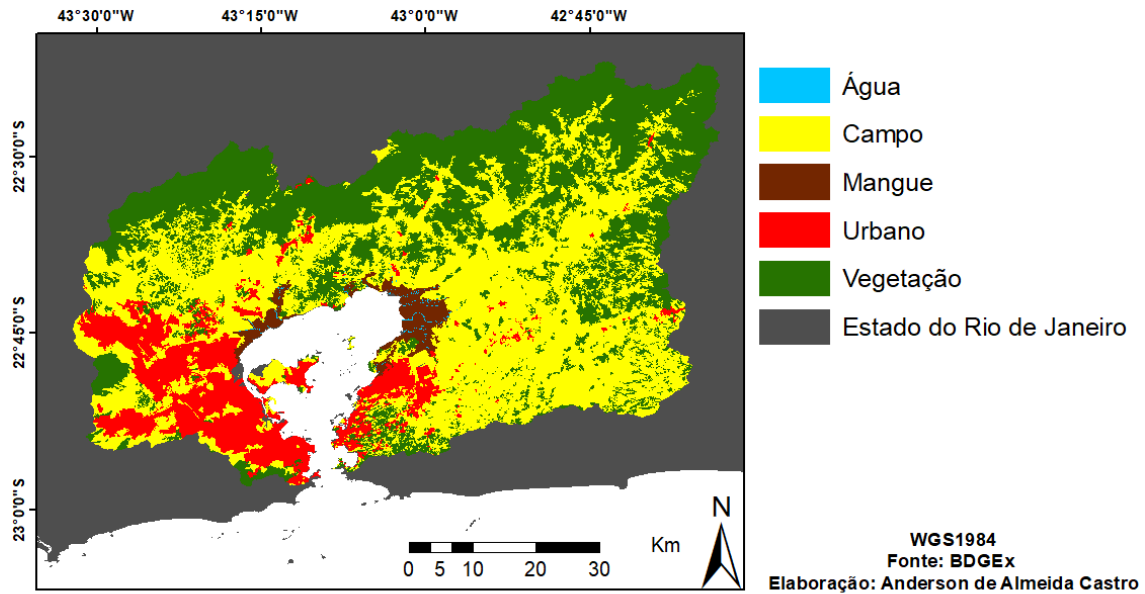
YE, Z., et al. *210Pb dating to investigate the historical variations and identification of different sources of heavy metal pollution in sediments of the Pearl River Estuary, Southern China*. Mar Pollut Bull 150:110670. 2020. <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0025326X19308185>

ZALASIEWICZ, J. et al. *A formal Anthropocene is compatible with but distinct from its diachronous anthropogenic counterparts: a response to WF Ruddiman's 'three flaws in defining a formal Anthropocene'*. Progress in Physical Geography: Earth and Environment, 0309133319832607. 2019.

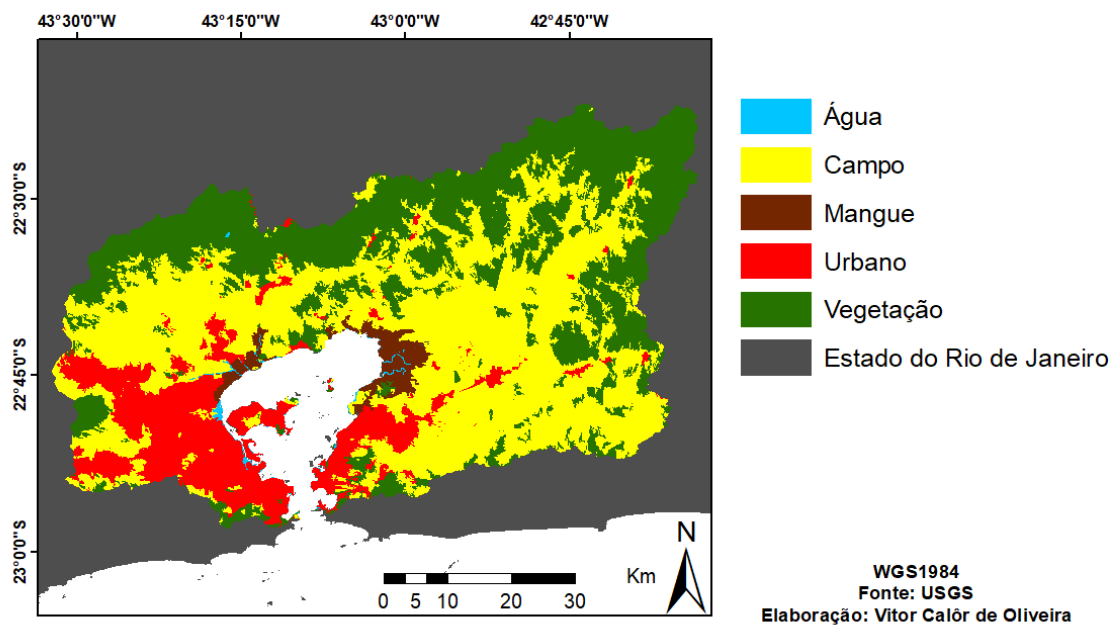
APÊNDICE

APÊNDICE A

Mapa de Uso e Cobertura da Terra de 1963 (Bacia Hidrográfica da Baía de Guanabara)

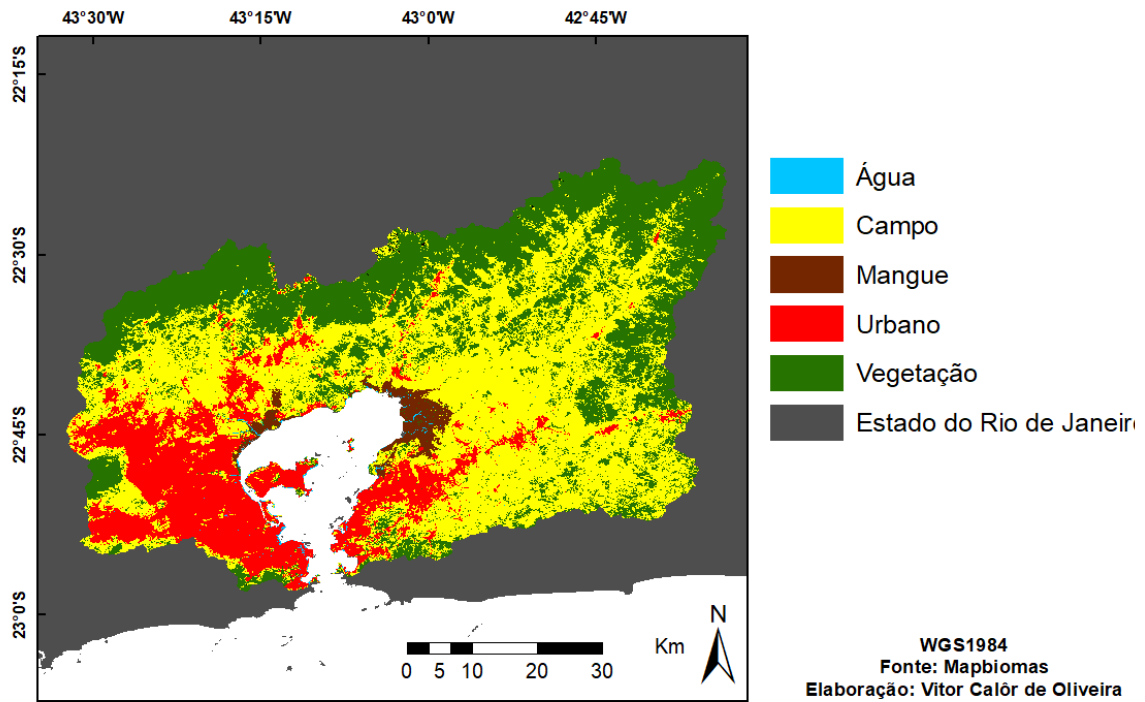


Mapa de Uso e Cobertura da Terra de 1975 (Bacia Hidrográfica da Baía de Guanabara)

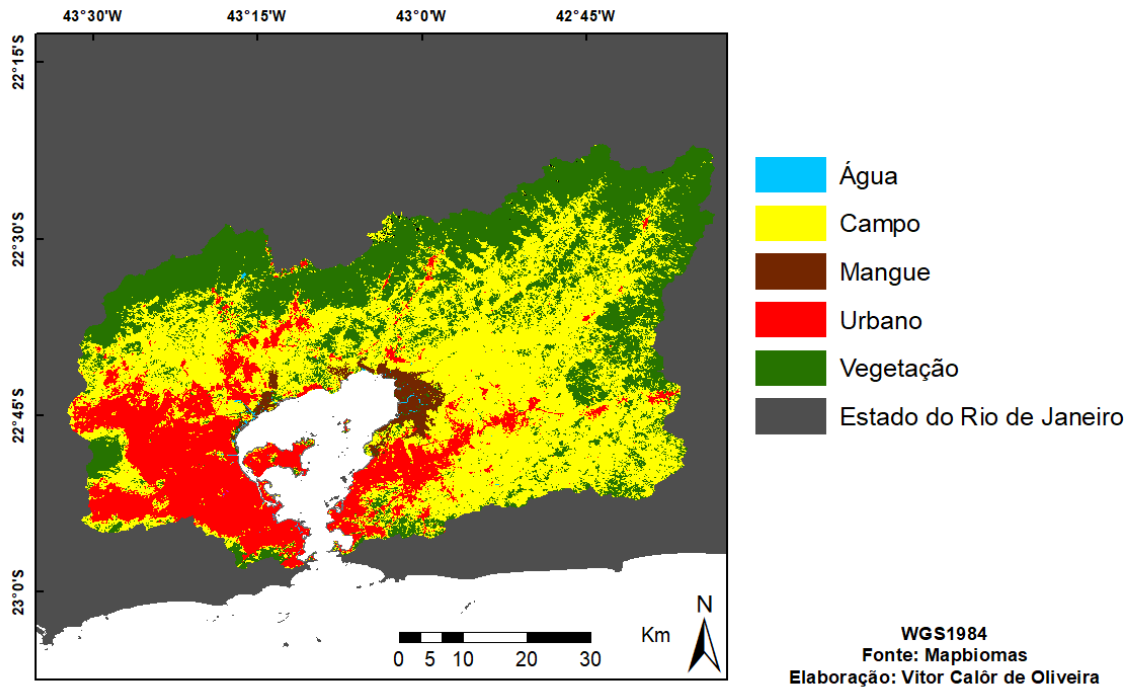


APÊNDICE B

Mapa de Uso e Cobertura da terra de 1985 (Baía Hidrográfica da Baía de Guanabara)

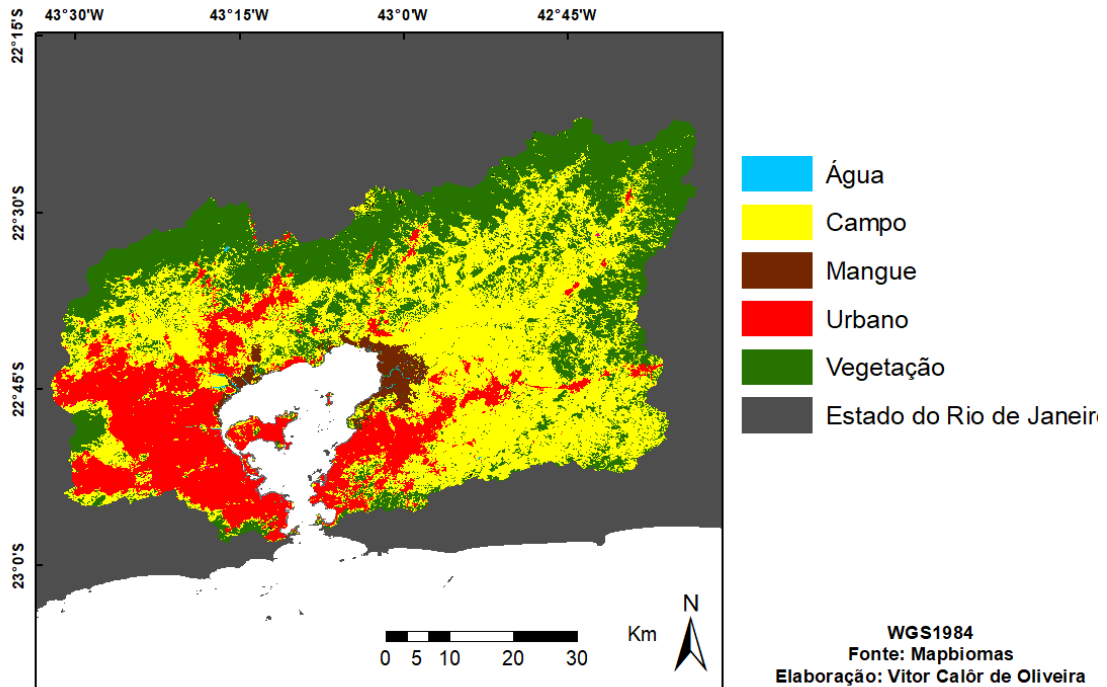


Mapa de Uso e Cobertura da terra de 1990 (Bacia Hidrográfica da Baía de Guanabara)

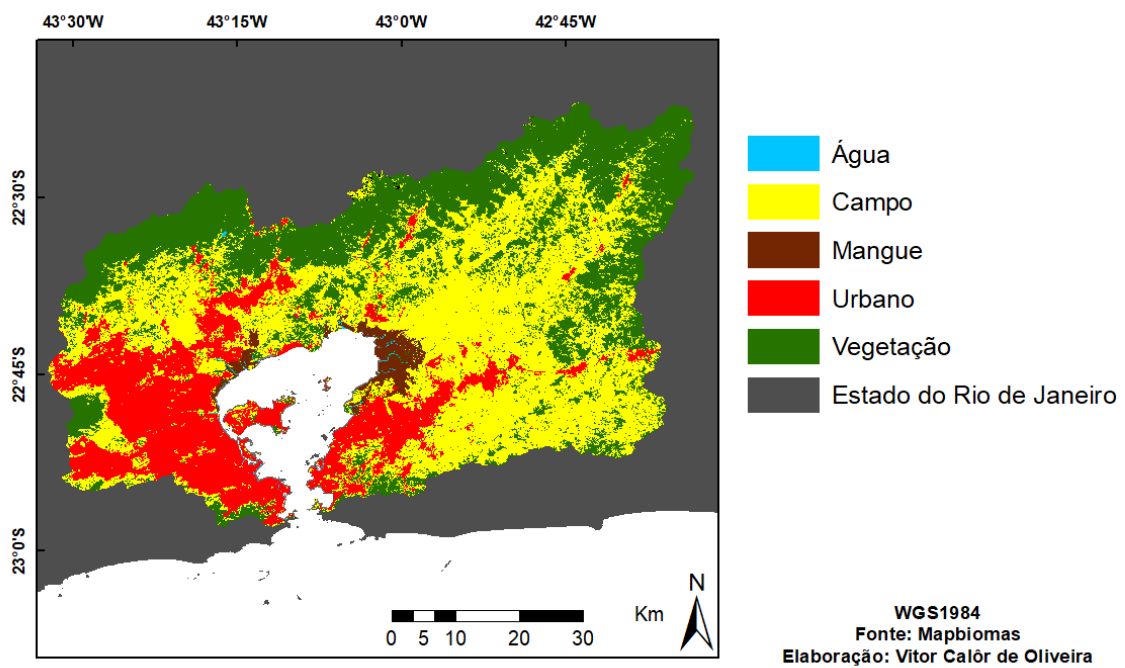


APÊNDICE C

Mapa de Uso e Cobertura da terra de 2000 (Bacia Hidrográfica da Baía de Guanabara)

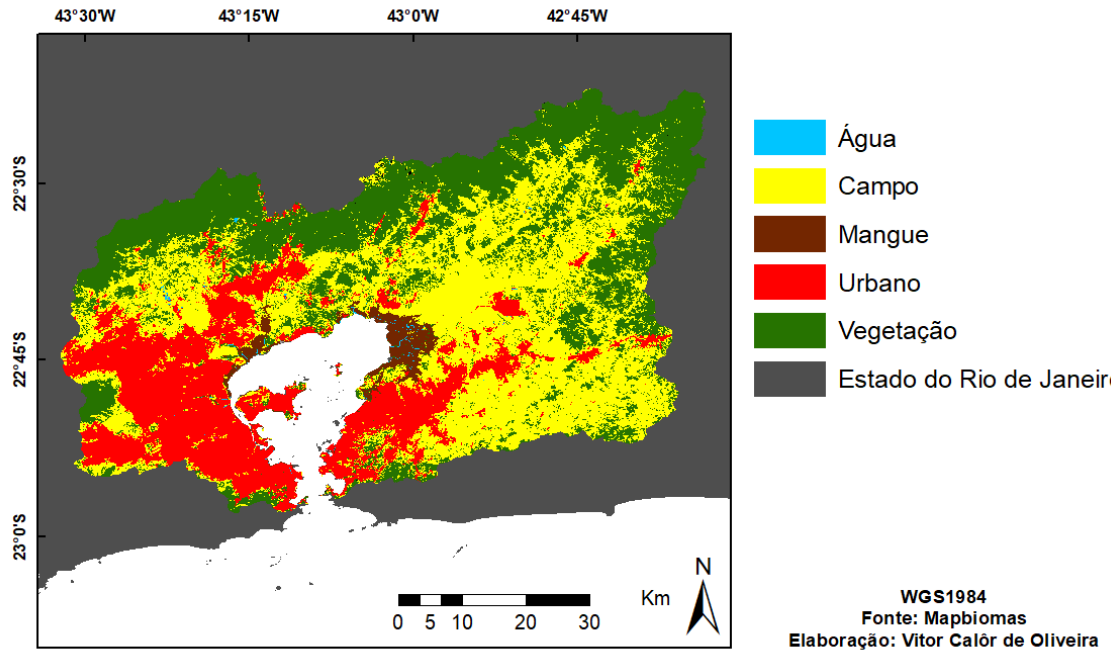


Mapa de Uso e Cobertura da terra de 2005 (Bacia Hidrográfica da Baía de Guanabara)



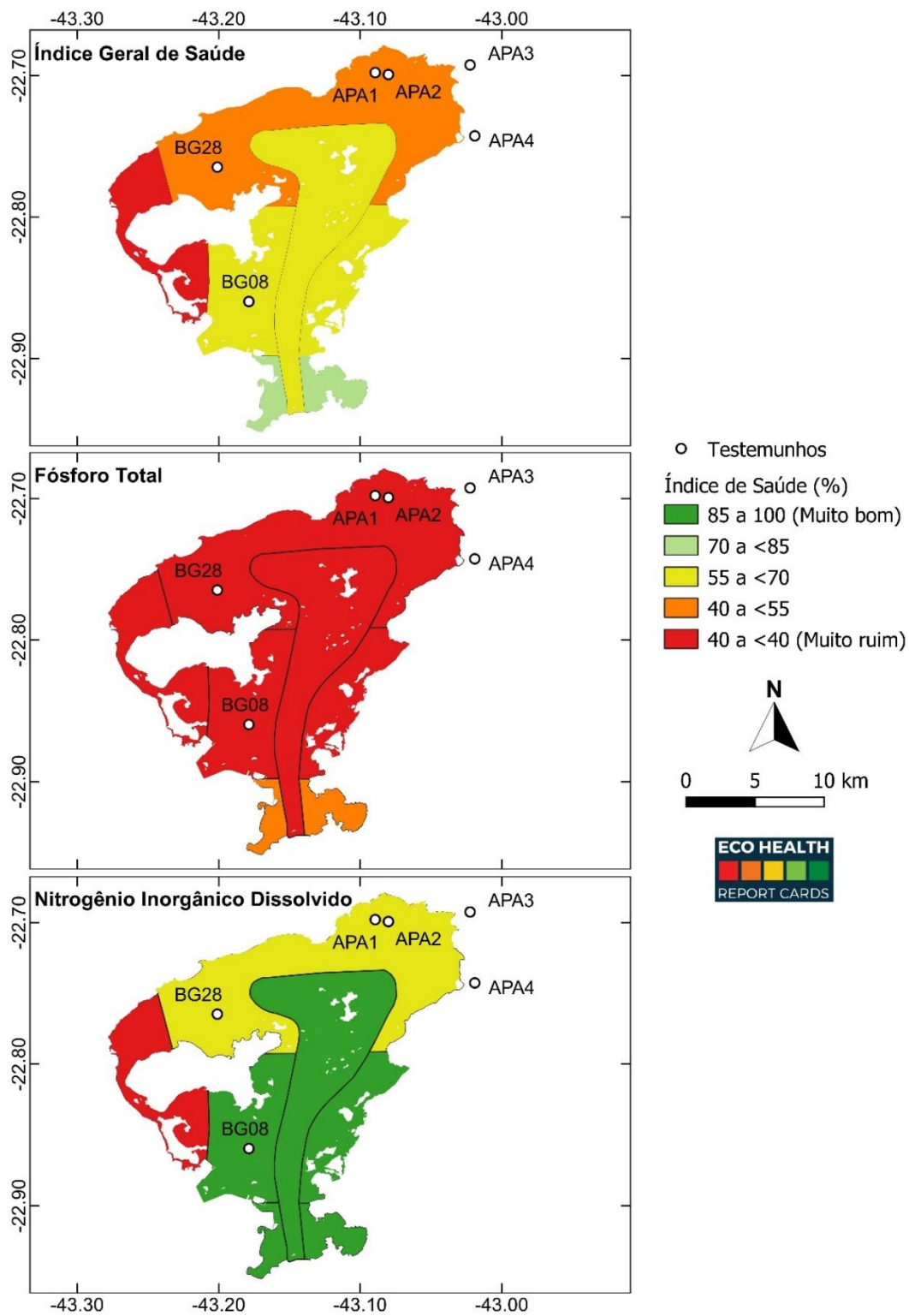
APÊNDICE D

Mapa de Uso e Cobertura da terra de 2015 (Bacia Hidrográfica da Baía de Guanabara)



APÊNDICE E

Índice Geral de Saúde da Baía de Guanabara e as localizações dos testemunhos. Modificado de Fries, et al., 2019. Disponível em <https://ecoreportcard.org/report-cards/guanabara-bay/bay-health/>



APÊNDICE F

Médias dos nutrientes, área urbana, população e esgoto não tratado por períodos e o quanto os nutrientes variaram de um período ao outro.

Testemunhos	Períodos	TAS (cm ⁻² . ano ⁻¹)	Corg (g.m ² . ano ⁻¹)	N (g.m ² . ano ⁻¹)	PT (g.m ² . ano ⁻¹)	Área Urbana (%)	População	Esgoto não tratado (m ³ /s)
APA1	1950-1985	1,08 ± 0,18	163,3 ± 31,08	14,97 ± 2,68	2,53 ± 0,23	14,89	6.003.956	10,17
	1986-2005	2,37 ± 0,31	338,7 ± 40,08	32,53 ± 4,24	5,82 ± 1,13	19,78	10.362.869	13,86
	2006-2015	9,48 ± 0,83	1894 ± 204,4	176,6 ± 18,13	25,52 ± 1,94	22,04	11.788.189	15,73
APA2	1950-1985	0,72 ± 0,08	156,1 ± 16,95	14,64 ± 1,82	2,18 ± 0,25	14,89	6.003.956	10,17
	1986-2005	1,45 ± 0,14	272,8 ± 25,56	13,78 ± 1,21	4,48 ± 0,64	19,78	10.362.869	13,86
	2006-2015	4,93 ± 0,8	1043 ± 180,9	101,4 ± 18,54	18,03 ± 3,35	22,04	11.788.189	15,73
APA3	1950-1985	0,89 ± 0,08	263,3 ± 26,59	20,02 ± 1,95	3,58 ± 0,28	14,89	6.003.956	10,17
	1986-2005	1,61 ± 0,1	445 ± 41,11	33,77 ± 3,09	6,48 ± 1,08	19,78	10.362.869	13,86
	2006-2015	3,82 ± 0,58	1324 ± 235	101,6 ± 18,04	29,42 ± 5,8	22,04	11.788.189	15,73
APA4	1950-1985	0,81 ± 0,06	317,2 ± 20,35	22,43 ± 1,36	3,31 ± 0,22	14,89	6.003.956	10,17
	1986-2005	1,44 ± 0,1	561,2 ± 37,08	40,25 ± 2,83	7,23 ± 0,69	19,78	10.362.869	13,86

	2006-2015	4,41 ± 0,73	1695 ± 304,8	128,1 ± 23,44	24,88 ± 5,62	22,04	11.788.189	15,73
BG08	1950-1985	1,08 ± 0,01	273,5 ± 7,07	31,63 ± 0,92	4,4 ± 0,07	14,89	6.003.956	10,17
	1986-2005	1,28 ± 0,04	304,8 ± 8,486	37,38 ± 0,84	8,06 ± 0,72	19,78	10.362.869	13,86
BG28	1950-1985	1,15 ± 0,04	96,29 ± 8,982	11,29 ± 1,11	1,67 ± 0,14	14,89	6.003.956	10,17
	1986-2005	0,99 ± 0,11	112,1 ± 29,84	14,57 ± 3,38	2,35 ± 0,47	19,78	10.362.869	13,86
Variações (Número de vezes que variou)								
APA1	Primeiro/Terceiro	8,77	11,79	10,08	14,21	1,47	1,96	1,54
	Primeiro/Segundo	2,19	2,17	2,3	2,38	1,32	1,72	1,36
	Segundo/Terceiro	3,99	5,42	4,38	5,95	1,11	1,13	1,13
APA2	Primeiro/Terceiro	6,76	6,92	6,92	6,36	1,47	1,96	1,54
	Primeiro/Segundo	1,99	0,94	2,04	1,97	1,32	1,72	1,36
	Segundo/Terceiro	3,39	5,46	4,02	6,64	1,11	1,13	1,13
APA3	Primeiro/Terceiro	4,30	5,07	8,19	8,37	1,47	1,96	1,54
	Primeiro/Segundo	1,81	1,68	1,8	2,98	1,32	1,72	1,36
	Segundo/Terceiro	2,36	3	4,54	2,8	1,11	1,13	1,13
APA4	Primeiro/Terceiro	5,43	5,71	7,5	6,83	1,47	1,96	1,54
	Primeiro/Segundo	1,78	1,79	2,17	1,99	1,32	1,72	1,36
	Segundo/Terceiro	3,04	3,18	3,4	3,42	1,11	1,13	1,13
BG08	Primeiro/Segundo	1,18	1,18	1,83	0,93	1,32	1,72	1,36
BG28	Primeiro/Segundo	0,86	1,29	1,4	1,24	1,32	1,72	1,36

APÊNDICE G

Médias dos metais, área urbana, população e esgoto não tratado por períodos e o quanto os nutrientes variaram de um período ao outro.

Testemunhos	Períodos	TAS (cm ⁻² . ano ⁻¹)	Cr (g.m ² . ano ⁻¹)	Cu (g.m ² . ano ⁻¹)	Pb (g.m ² . ano ⁻¹)	Área Urbana (%)	População	Esgoto não tratado (m ³ /s)
APA1	1950-1985	1,08 ± 0,18	0,23 ± 0,04	0,06 ± 0,01	0,11 ± 0,01	14,89	6.003.956	10,17
	1986-2005	2,37 ± 0,31	0,53 ± 0,07	0,15 ± 0,02	0,26 ± 0,03	19,78	10.362.869	13,86
	2006-2015	9,48 ± 0,83	1,41 ± 0,08	0,93 ± 0,1	1,16 ± 0,1	22,04	11.788.189	15,73
APA2	1950-1985	0,72 ± 0,08	0,08 ± 0,009	0,009 ± 0,001	0,11 ± 0,01	14,89	6.003.956	10,17
	1986-2005	1,45 ± 0,14	0,18 ± 0,02	0,01 ± 0,001	0,2 ± 0,01	19,78	10.362.869	13,86
	2006-2015	4,93 ± 0,8	0,69 ± 0,12	0,06 ± 0,009	0,75 ± 0,11	22,04	11.788.189	15,73
APA3	1950-1985	0,89 ± 0,08	0,16 ± 0,01	0,07 ± 0,002	0,11 ± 0,01	14,89	6.003.956	10,17
	1986-2005	1,617 ± 0,1	0,25 ± 0,02	0,22 ± 0,03	0,22 ± 0,25	19,78	10.362.869	13,86
	2006-2015	3,82 ± 0,58	0,79 ± 0,14	0,62 ± 0,06	0,85 ± 0,15	22,04	11.788.189	15,73
APA4	1950-1985	0,81 ± 0,06	0,14 ± 0,006	0,09 ± 0,05	0,12 ± 0,01	14,89	6.003.956	10,17
	1986-2005	1,44 ± 0,1	0,23 ± 0,01	0,19 ± 0,01	0,23 ± 0,02	19,78	10.362.869	13,86
	2006-2015	4,41 ± 0,73	0,75 ± 0,13	0,68 ± 0,15	0,73 ± 0,11	22,04	11.788.189	15,73

BG08	1950-1985	1,08 ± 0,01	0,75 ± 0,03	0,36 ± 0,01	0,44 ± 0,03	14,89	6.003.956	10,17
	1986-2005	1,28 ± 0,04	0,69 ± 0,03	0,33 ± 0,01	0,36 ± 0,02	19,78	10.362.869	13,86
BG28	1950-1985	1,15 ± 0,04	0,94 ± 0,19	0,15 ± 0,02	0,18 ± 0,01	14,89	6.003.956	10,17
	1986-2005	0,99 ± 0,11	1,01 ± 0,2	0,18 ± 0,03	0,22 ± 0,03	19,78	10.362.869	13,86
Variações (Número de vezes que variou)								
APA1	Primeiro/Terceiro	8,77	5,92	10,46	11,59	1,47	1,96	1,54
	Primeiro/Segundo	2,19	2,38	2,3	2,19	1,32	1,72	1,36
	Segundo/Terceiro	3,99	2,63	4,36	5,59	1,11	1,13	1,13
APA2	Primeiro/Terceiro	6,76	7,92	6,57	6,68	1,47	1,96	1,54
	Primeiro/Segundo	1,99	2,13	1,78	1,99	1,32	1,72	1,36
	Segundo/Terceiro	3,39	3,71	3,69	5,76	1,11	1,13	1,13
APA3	Primeiro/Terceiro	4,30	4,97	7,71	5,02	1,47	1,96	1,54
	Primeiro/Segundo	1,81	1,5	1,99	1,19	1,32	1,72	1,36
	Segundo/Terceiro	2,36	3,18	3,86	2,97	1,11	1,13	1,13
APA4	Primeiro/Terceiro	5,43	5,28	6,11	5,34	1,47	1,96	1,54
	Primeiro/Segundo	1,78	1,62	1,93	1,76	1,32	1,72	1,36
	Segundo/Terceiro	3,04	3,26	3,16	3,02	1,11	1,13	1,13
BG08	Primeiro/Segundo	1,18	0,92	0,82	1,11	1,32	1,72	1,36
BG28	Primeiro/Segundo	0,86	1,06	1,2	1,16	1,32	1,72	1,36