



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

FABRÍCIO ÂNGELO GABRIEL

ESTUDO DO MONITORAMENTO GEOQUÍMICO E AMBIENTAL DA QUALIDADE DE
ÁGUAS E SEDIMENTOS DO BAIXO CURSO DO RIO DOCE, ESPÍRITO SANTO, BRASIL

RECIFE

2017

FABRÍCIO ÂNGELO GABRIEL

ESTUDO DO MONITORAMENTO GEOQUÍMICO E AMBIENTAL DA QUALIDADE DE
ÁGUAS E SEDIMENTOS DO BAIXO CURSO DO RIO DOCE, ESPÍRITO SANTO, BRASIL

Dissertação apresentada à Universidade Federal Rural de Pernambuco, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, para obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental

Orientador: Prof. Dr. Alex Souza Moraes

Coorientadora: Profa. Dra. Jacqueline Santos Silva-Cavalcanti

RECIFE

2017

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Sistema Integrado de Bibliotecas da UFRPE
Nome da Biblioteca, Recife-PE, Brasil

G117e Gabriel, Fabrício Ângelo
Estudo do monitoramento geoquímico e ambiental da qualidade de águas e sedimentos do baixo curso do rio Doce, Espírito Santo, Brasil / Fabrício Ângelo Gabriel. – 2017.
121 f. : il.

Orientador(a): Alex Souza Moraes.

Coorientador(a): Jacqueline Santos Silva-Cavalcanti.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Recife, BR-PE, 2017.

Inclui referências e anexo(s).

1. Índices de Qualidade 2. Poluição 3. Contaminação 4. Metais Pesados
5. Granulometria I. Moraes, Alex Souza, orient. II. Silva-Cavalcanti, Jacqueline Santos, coorient. III. Título

CDD 620.8

FABRÍCIO ÂNGELO GABRIEL

ESTUDO DO MONITORAMENTO GEOQUÍMICO E AMBIENTAL DA QUALIDADE DE
ÁGUAS E SEDIMENTOS DO BAIXO CURSO DO RIO DOCE, ESPÍRITO SANTO, BRASIL

Dissertação apresentada à Universidade Federal Rural de Pernambuco, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, para obtenção do título de Mestre em Engenharia Ambiental

Aprovado em ___/___/___

BANCA EXAMINADORA

Prof.º Dr.º Alex Souza Moraes
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental
Universidade Federal Rural de Pernambuco

Prof.º Dr.º Romildo Morant de Holanda
Departamento de Tecnologia Rural
Universidade Federal Rural de Pernambuco

Drº Raimundo Mainar de Medeiros
Pesquisador - PNPd (CAPES)

"Desistir... eu já pensei seriamente nisso, mas nunca me levei realmente a sério; é que tem mais chão nos meus olhos do que o cansaço nas minhas pernas, mais esperança nos meus passos, do que tristeza nos meus ombros, mais estrada no meu coração do que medo na minha cabeça."

Cora Coralina

AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador Prof.^o Dr.^o Alex Souza Moraes por todo apoio, disponibilidade, paciência, ensinamentos, conselhos e pela confiança depositada em mim durante este trabalho. Agradeço por compartilhar todos seus conhecimentos e pelo exemplo de profissionalismo, o qual tentarei empregar durante toda minha carreira.

Ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, da Universidade Federal Rural de Pernambuco, pela oportunidade de realização do curso e disponibilização de recursos financeiros para efetivação da pesquisa.

À Coordenadoria de Aperfeiçoamento de Pessoal de Ensino Superior (CAPES) pela bolsa de estudo concedida e ao Centro de Inovação Tecnológica Aplicada aos Recursos Naturais (CITAR) pelo suporte na realização dessa dissertação.

Ao Prof. Dr. Romildo Morant de Holanda, pelos ensinamentos e disponibilidade do Laboratório de Materiais de Construção para a realização dos experimentos, e à Prof.^a Dr.^a Jacqueline Santos Silva-Cavalcanti pela amizade, apoio e ensinamentos.

À equipe mais centrada e focada em seus objetivos da universidade: Ana Paula Gondra (mulher tempestade), Ítala Sobral (a mulher dos solos e sedimentos) e Emmanuelle Lorena (a mulher das lavanderias) pela amizade, carinho, força, companheirismo, e por serem ouvidos durante meus momentos de desabafo. Não esquecerei jamais tudo o que vivi com vocês no mestrado, foi uma experiência única e inesquecível. O coração de vocês é enorme!

Aos meus amigos Henrique Valença e Suzana Jácome pelos filmes assistidos, vinhos tomados e risadas dadas. Pelos momentos de alegria e descontração, pelos conselhos pessoais e pela ajuda nos momentos mais difíceis.

Aos amigos do laboratório Carol, Beth, Géssica, Mirella e Simone, pela paciência e companheirismo durante essa caminhada.

Ao meu pai Angelo, mãe Leninha, irmãs Ariele e Angélica, meus queridos avós Erenilda, Emilio (*in memoriam*), Geraldo e Luiza, por todo amor, carinho e dedicação que proporcionaram em minha vida. Obrigado pela minha formação, e por não medirem esforços para que eu tivesse a melhor educação possível. Tive muita sorte de ter nascido nesta família!

Aos professores, mestres e doutores, pelos ensinamentos compartilhados durante toda minha pós-graduação.

Aos meus pais Angelo e Leninha, às minhas
irmãs Ariele e Angélica, e aos meus queridos avós
Emílio (*in memoriam*), Erenilda, Geraldo e Luíza,
eu dedico.

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS	5
LISTA DE FIGURAS	6
LISTA DE QUADROS.....	9
LISTA DE SIGLAS	10
RESUMO	11
ABSTRACT	12
1. INTRODUÇÃO	13
2. REVISÃO DE LITERATURA	16
2.1. A bacia hidrográfica do rio Doce.....	16
2.2. Contaminantes químicos e o meio ambiente	21
2.3. Sedimentos: características e implicações	23
2.4. A poluição e o monitoramento da qualidade da água	28
2.5. Índices Geoquímicos de Qualidade	30
2.5.1. Fator de Contaminação (FC).....	30
2.5.2. Índice de Carga de Poluição (ICP)	32
2.5.3. Fator de Enriquecimento (FE)	33
2.5.4. Índice de Geoacumulação (I_{Geo})	35
3. OBJETIVOS	37
3.1. Objetivo geral	37
3.2. Objetivos específicos.....	37
4. MATERIAL E MÉTODOS	38
4.1. Caracterização da área de estudo.....	38
4.1.1. Geologia e geomorfologia da bacia do rio Doce	38
4.1.2. Aspectos pedológicos e cobertura vegetal	40
4.2. Pontos amostrais.....	43
4.2.1. Sedimento.....	43
4.2.2. Água	44
4.3. Procedimentos Experimentais	45
4.3.1. Caracterização Granulométrica dos Sedimentos	45
4.3.2. Determinação de Metais Pesados.....	47
4.3.3. Avaliação da qualidade ambiental dos sedimentos	47
4.3.4. Determinação e Caracterização de Matéria Orgânica	49
4.3.5. Organização e sistematização dos dados da qualidade da água	49

4.3.6. Dados pluviométricos.....	50
4.3.7. Análise Estatística.....	51
5. RESULTADOS E DISCUSSÕES	52
5.1. Caracterização granulométrica e de matéria orgânica como suporte para análise de contaminação ambiental	52
5.2. Caracterização química dos sedimentos	60
5.3. Análise estatística multivariada	66
5.4. Qualidade ambiental dos sedimentos.....	70
5.5. Monitoramento ambiental da água	79
5.5.1. Avaliação dos metais na água	92
CONCLUSÕES.....	96
RECOMENDAÇÕES	98
REFERÊNCIAS	99

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Classes, áreas e porcentagem ocupada pelos solos na bacia do rio Doce.	41
Tabela 2 - Concentração dos elementos químicos presentes em amostras de sedimentos do baixo curso do rio Doce, Colatina, Espírito Santo, no período seco (Lote 1) e chuvoso (Lote 2).	65
Tabela 3 - Classificação referente aos valores de índice de geoacumulação, e os valores de referência (background) para As, Co, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn, para amostras de sedimento do baixo curso do rio Doce, nos períodos seco (Lote 1) e chuvoso (Lote 2).	74
Tabela 4 - Classificação referente aos valores de Fator de Enriquecimento, e os valores de referência (background) local para As, Co, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn, para amostras de sedimento do baixo curso do rio Doce, nos períodos seco (Lote 1) e chuvoso (Lote 2).	75
Tabela 5 - Classificação referente aos valores de Fator de Enriquecimento, e os valores de referência (background) global para As, Co, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn, para amostras de sedimento do baixo curso do rio Doce, nos períodos seco (Lote 1) e chuvoso (Lote 2).	76
Tabela 6 - Classificação referente aos valores de Fator de Contaminação, e os valores de referência (background) para As, Co, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn, para amostras de sedimento do baixo curso do rio Doce, nos períodos seco (Lote 1) e chuvoso (Lote 2).	77

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Caracterização de uma bacia hidrográfica. A – Bacia hidrográfica e B - Declividade de um rio.....	17
Figura 2 - Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Doce destacando os rios principais. .20	
Figura 3 - Cronograma de atividades econômicas históricas estabelecidas na região de influência da bacia hidrográfica do Rio Doce.	21
Figura 4 - Esquematização das principais rotas de aporte de poluentes nos recursos hídricos.	25
Figura 5 – Rio Doce, Colatina, Espírito Santo, Brasil.	42
Figura 6 - Mapa do local de coleta, baixo curso do rio Doce, Colatina, Espírito Santo.	43
Figura 7 - Coleta realizada no baixo curso do rio Doce, Colatina, Espírito Santo.....	44
Figura 8 - Local de coleta das amostras de água do baixo curso do rio Doce, Espírito Santo.	45
Figura 9 - Procedimentos na análise granulométrica. A - Agitador do tipo WAGNER MA 160/24; B – Preparação das amostras em provetas para leitura da argila através do hidrômetro; C – Peneiras.	46
Figura 10 - Determinação do teor de matéria orgânica. A – Forno do tipo mufla e B – Cadinhos de porcelana.	49
Figura 11 - Índice pluviométrico mensal da bacia hidrográfica do rio Doce nos anos de 2015 e 2016.	51
Figura 12 - Histogramas mostrando a composição granulométrica (A) e a classificação das amostras arenosas (B) no período seco do baixo curso do rio Doce, Colatina, Espírito Santo.	53
Figura 13 - Histogramas mostrando a composição granulométrica (A) e a classificação das amostras arenosas (B) no período chuvoso do baixo curso do rio Doce, Colatina, Espírito Santo.	54
Figura 14 - Diagrama de Shepard contendo os resultados das análises granulométricas das amostras de sedimento do baixo curso do rio Doce, Colatina, Espírito Santo. (A) Estação chuvosa e (B) Estação seca.	55
Figura 15 - Diagrama de Pejrup contendo os resultados das análises granulométricas das amostras de sedimento do baixo curso do rio Doce, Colatina, Espírito Santo. (A) Estação chuvosa e (B) Estação seca.	56
Figura 16 - Concentração de matéria orgânica na fração total das amostras de sedimento de fundo do baixo curso do rio Doce, Colatina, Espírito Santo.....	58

Figura 17 - Valores de pH registrados em sedimentos do baixo curso do rio Doce, Colatina, Espírito Santo.	59
Figura 18 – Gráficos dos parâmetros obtido por Análise de Componentes Principais.....	66
Figura 19 – Gráficos dos pontos de coleta obtido por Análise de Componentes Principais.....	68
Figura 20 – Caracterização do comportamento transporte sedimentar através da hidrodinâmica (A) e densidade (B).....	69
Figura 21 - Classificação referente aos valores de índice de carga poluidora, com valor de referência (background) para amostras de sedimento do baixo curso do rio Doce, nos períodos seco e chuvoso.	78
Figura 22 - Concentração de Ferro nos municípios estudados do baixo curso do rio Doce, Espírito Santo (nov./2015, dez./2015 e jan./2016). BG: Baixo Guandu; ITA: Itapina; COL: Colatina, LIN: Linhares e REG: Regência.	80
Figura 23 - Concentração de Manganês nos municípios estudados do baixo curso do rio Doce, Espírito Santo (nov./2015, dez./2015 e jan./2016). BG: Baixo Guandu; ITA: Itapina; COL: Colatina, LIN: Linhares e REG: Regência.	81
Figura 24 - Concentração de Alumínio nos municípios estudados do baixo curso do rio Doce, Espírito Santo (nov./2015, dez./2015 e jan./2016). BG: Baixo Guandu; ITA: Itapina; COL: Colatina, LIN: Linhares e REG: Regência.	83
Figura 25 - Concentração de Arsênio nos municípios estudados do baixo curso do rio Doce, Espírito Santo (nov./2015, dez./2015 e jan./2016). BG: Baixo Guandu; ITA: Itapina; COL: Colatina, LIN: Linhares e REG: Regência.	84
Figura 26 - Concentração de Chumbo nos municípios estudados do baixo curso do rio Doce, Espírito Santo (nov./2015, dez./2015 e jan./2016). BG: Baixo Guandu; ITA: Itapina; COL: Colatina, LIN: Linhares e REG: Regência.	85
Figura 27 - Concentração de Cobre nos municípios estudados do baixo curso do rio Doce, Espírito Santo (nov./2015, dez./2015 e jan./2016). BG: Baixo Guandu; ITA: Itapina; COL: Colatina, LIN: Linhares e REG: Regência.	86
Figura 28 - Concentração de Cromo nos municípios estudados do baixo curso do rio Doce, Espírito Santo (nov./2015, dez./2015 e jan./2016). BG: Baixo Guandu; ITA: Itapina; COL: Colatina, LIN: Linhares e REG: Regência.	87
Figura 29 - Concentração de Níquel nos municípios estudados do baixo curso do rio Doce, Espírito Santo (nov./2015, dez./2015 e jan./2016). BG: Baixo Guandu; ITA: Itapina; COL: Colatina, LIN: Linhares e REG: Regência.	88
Figura 30 - Concentração de Bário nos municípios estudados do baixo curso do rio Doce, Espírito Santo (nov./2015, dez./2015 e jan./2016). BG: Baixo Guandu; ITA: Itapina; COL: Colatina, LIN: Linhares e REG: Regência.	89

Figura 31 - Concentração de Manganês nos municípios estudados do baixo curso do rio Doce, Espírito Santo (nov./2015, dez./2015 e jan./2016). BG: Baixo Guandu; ITA: Itapina; COL: Colatina, LIN: Linhares e REG: Regência.....90

Figura 32 - Concentração de Zinco nos municípios estudados do baixo curso do rio Doce, Espírito Santo (nov./2015, dez./2015 e jan./2016). BG: Baixo Guandu; ITA: Itapina; COL: Colatina, LIN: Linhares e REG: Regência.....91

Figura 33 - Diagrama unifilar do baixo curso do rio Doce e a qualidade de suas águas.....94

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Principais atividades econômicas da bacia do rio Doce. A: Alto rio Doce; M: Médio rio Doce e B: Baixo rio Doce	18
Quadro 2 - Critérios da Classificação de Sedimentos pelo Fator de Contaminação.....	31
Quadro 3 - Categorias de classificação dos sedimentos pelo Fator de Enriquecimento.....	34
Quadro 4 - Categorias de Classificação e Classes dos Sedimentos pelo Índice de Geoacumulação, de acordo com Müller (1979).....	35
Quadro 5 – Taxonomia de relevo da bacia hidrográfica do rio Doce.....	40
Quadro 6 - Coordenadas Geográficas dos pontos amostrais no baixo curso do rio Doce, Colatina, Espírito Santo.	43
Quadro 7 - Classificação granulométrica de sedimentos.	47
Quadro 8 - Ocorrências de concentrações de metais na água próximas e acima do limite estabelecido pela Resolução 357/05 do CONAMA, nos pontos de coleta ao longo do baixo curso do rio Doce. BG: Baixo Guandu; ITA: Itapina, COL: Colatina; LIN: Linhares; REG: Regência.	95

LISTA DE SIGLAS

ANA – Agência Nacional das Águas

CPRM - Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais

IGAM – Instituto Mineiro de Gestão das Águas

IEMA – Instituto Estadual do Meio Ambiente do Espírito Santo

MMA – Ministério do Meio Ambiente

CNRH - Conselho Nacional de Recursos Hídricos

BCRD – Baixo Curso do rio Doce

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

FC – Fator de Contaminação

PLI – Índice de Carga Poluente

FE – Fator de Enriquecimento

I_{Geo} – Índice de Geoacumulação

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária

MO – Matéria Orgânica

pH – Potencial Hidrogeniônico

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

ACP – Análise de Componentes Principais

µm - Micrômetros

RESUMO

GABRIEL, Fabrício Ângelo. Estudo do Monitoramento Geoquímico e Ambiental da Qualidade de Águas e Sedimentos do Baixo Curso do Rio Doce, Espírito Santo, Brasil. 2017. 121 f. Dissertação (Mestrado Acadêmico) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2017.

A bacia hidrográfica do rio Doce se destaca por seu grande volume de água superficial e área de território nos estados de Minas Gerais e Espírito Santo. Apesar de ser importante para esses estados, ao longo das últimas décadas vem sendo influenciada intensamente no processo de ocupação, transformação e interferência direta e/ou indireta do canal principal, resultando em efeitos negativos na qualidade das águas e sedimentos, além de trazer consequências nas vazões e geoformas do curso do rio. Neste contexto, este estudo tem por finalidade monitorar e avaliar a qualidade da água e de sedimento do baixo curso do rio Doce, Espírito Santo, em relação à presença de espécies químicas (Al, Fe, Ti, K, Ca, P, S, Zr, Mn, Zn, Sr, Cu, Nb, Y, Rb, Ni, Cr, Cd e Pb) e aplicação de índices geoquímicos (Fator de Contaminação (FC), Índice de Carga de Poluição (ICP), Fator de Enriquecimento (FE) e Índice Geoquímico (IGeo) para aferição da qualidade ambiental dos sedimentos. Da mesma forma, analisar dados e informações de órgãos e agências (ANA, IEMA, IGAM) referentes à análise química da água. As amostras de sedimentos foram coletadas no rio Doce no município de Colatina (Espírito Santo) em nove pontos em que se supõem que sejam minimamente afetados pela contaminação antropogênica, e sendo locais de grande importância para a subsistência da população. Foi determinado o nível das espécies químicas pelo Laboratório Geosol-Lakefield, situado no Estado de Minas Gerais, em relação aos aspectos físicos, foi realizado no Laboratório de Materiais de Construção (Departamento de Tecnologia Rural da Universidade Federal Rural de Pernambuco). O índice de geoacumulação demonstrou que a maioria dos pontos amostrados de sedimentos do baixo rio Doce não apresentam problemas de contaminação, estando fraco a moderadamente contaminado apenas por cobalto. Para o fator de contaminação, o elemento Co apresentou o maior grau de contaminação para todos os pontos e períodos analisados. Em relação ao FE, os elementos Co e Ni no período chuvoso nos pontos P4 e P8 indicam enriquecimento elevado. Quando calculado o ICP, as 33% dos pontos estão contaminados no período seco, aumento para 44% no período chuvoso. Quanto ao monitoramento da água, os elementos Fe, Mn, Al e Pb tiveram as maiores concentrações, acima do valor permissível definido pela Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 357/05 para a classe 2. Os elementos As, Cr, Ni e Zn atingiram o valor orientativo para a classe 2 apenas em novembro de 2015 na cidade de Baixo Guandu, início da porção capixaba da bacia. Neste contexto, os resultados aqui expostos podem direcionar futuros estudos em relação a geoquímica ambiental da porção capixaba da bacia, bem como na elaboração de um plano de gestão e manejo, pois é comprovado o uso da água para consumo humano.

Palavras-chave: Índices de Qualidade, poluição, contaminação, metais pesados, granulometria.

ABSTRACT

GABRIEL, Fabrício Ângelo. Study of the Geochemical and Environmental Monitoring of Quality of Water and Sediment of the Low Course of Rio Doce, Espírito Santo. 2017. 121 f. Dissertation (Master's Degree, academic) – Postgraduate Program in Environmental Engineering, Federal Rural University of Pernambuco, Recife, 2017.

The hydrographic basin of the Doce River is notable for its large volume of surface water and territorial area in the states of Minas Gerais and Espírito Santo. Although important to these states, it has been intensely influenced in the process of occupation, transformation, direct and indirect interference of the main channel over the last decades, resulting in negative effects on water and sediment quality, as well as consequences in the flows and geomorphology on the course of the river. In this context, the purpose of this study was to monitor and evaluate the water and sediment quality of the lower Doce River, Espírito Santo, in relation to the presence of chemical species (Al, Fe, Ti, K, Ca, P, S, Zr, Mn, Zn, Sr, Cu, Nb, Y, Rb, Ni, Cr, Cd e Pb) and the application of geochemical indexes (Contamination Factor (CF), Pollution Load Index (PLI), Enrichment Factor (EF) and Geochemical Index (Geol)) to measure the environmental quality of the sediments. Similarly, analyze data and information from agencies (ANA, IEMA, IGAM) concerning the chemical analysis of water. The sediment samples were collected in the Doce River in the municipality of Colatina, Espírito Santo, at nine sites where they are supposed to be minimally affected by anthropogenic contamination, and are places of great importance for the subsistence of the population. The level of the chemical species was determined by the Geosol-Lakefield Laboratory, located in the State of Minas Gerais. In relation to the physical aspects, it was carried out at the Construction Materials Laboratory, Department of Rural Technology, Federal Rural University of Pernambuco. The geoaccumulation index showed that most of the sampled sediments of the lower Doce River do not present contamination problems, being weak to moderately contaminated only by cobalt. For the contamination factor, the Co element presented the highest degree of contamination for all sites and periods analyzed. In relation to the Fe, the Co and Ni elements in the rainy season (at sites P4 and P8) indicate high enrichment. When the PLI is calculated, 33% of the sites are contaminated in the dry period, increasing to 44% in the rainy season. Regarding the water monitoring, the elements Fe, Mn, Al and Pb had the highest concentrations, above the allowable value defined by Brazilian National Environmental Council (CONAMA) Resolution 357/05 for class 2. The elements As, Cr, Ni and Zn reached the guideline value for class 2 only in november 2015 in Baixo Guandu, the beginning of Espírito Santos' portion of the basin. In this context, the results presented here may direct future studies in relation to the environmental geochemistry of Espírito Santos' portion of the basin, as well as in the elaboration of a management plan, since it is proven the use of the river's water for human consumption.

Keywords: Quality Indicators, pollution, contamination, heavy metals, granulometry.

1. INTRODUÇÃO

A descoberta do fogo foi o advento da contaminação ambiental, esta se teve pela queima da madeira, liberando na atmosfera quantidades pequenas de metais e as cinzas enriquecidas descartadas no ambiente (NASCIMENTO, 2003). No entanto, apesar de ter iniciado na Pré-História, a poluição se intensificou com a Revolução industrial, no Século XVIII (PIRES et al., 2003), e com o avanço tecnológico os problemas ambientais começam a ganhar maiores complexidades (ARAÚJO e PINTO FILHO, 2010). Dentre os problemas, destacam-se o aumento de produção e consumo e, principalmente, a utilização de uma gama de substância e materiais que até então não existiam na natureza (NATUME; SANT'ANNA, 2011).

Os metais traço são exemplos desses poluidores, estão disponíveis nos diferentes compartimentos do meio ambiente, tais como atmosfera, água, solo, sedimentos e organismos vivos, nas mais variadas formas químicas (LICÍNIO et al., 2015). São elementos químicos eletropositivos nos quais os elétrons da camada de valência fluem livremente (SCHEPIS et al., 2016). Uma vez inseridos no ambiente fluvial, estão submetidos a processos que podem ajudar na dispersão ou acúmulo no sedimento (WINCK et al., 2014).

Deste modo, o comportamento ambiental dos metais traço está intimamente ligado à sua característica química, que pode influenciar na mobilidade dos elementos, bem como na biodisponibilidade e toxicidade nos organismos (SILVA et al., 2012). Para Schepis et al. (2016), esses elementos, diferentemente dos contaminantes orgânicos, não são decompostos e também podem bioacumular, acarretando um problema global de poluição. Dentre as matrizes susceptíveis a contaminação, os sedimentos são os mais indicados para o estudo de contaminação devido as suas características, tais como o favorecimento do acúmulo de espécies químicas além de proporcionar a redisponibilidade destes metais para o ecossistema aquático (BETEMPS; SANCHES FILHO; KERSTNER, 2014).

Os sedimentos ganham importância e se destacam quando o assunto é bioacumulação, pois, para Chapman et al. (1999), esse compartimento funciona como um reservatório para metais, metaloides e outros contaminantes. Lima (2008, p. 34) confirma afirmando que

[...] o compartimento sedimentar representa o maior reservatório de concentração de metais pesados nos sistemas aquáticos sendo assim, o maior vetor natural de acumulação de contaminações passivas.

Os autores supracitados ainda destacam que a deposição desses elementos no sedimento é um processo natural e, geralmente, reduz a disponibilidade do metal e o potencial de toxicidade para os organismos aquáticos. Mas, na maioria das vezes, esse processo é agravado pela ação antrópica, atribuindo no meio aquático maior quantidade de metais e elementos prejudiciais afetando diretamente a cadeia trófica no ecossistema.

Do mesmo modo, dentre as principais atividades que interferem na qualidade dos recursos hídricos, se encontram as práticas agrícolas e/ou de pastagens (ANDRIETTI et al., 2016), que acarreta a lixiviação de agroquímicos para os cursos d'água (SANTOS et al., 2017). Dessa forma, pela variedade de utilização, o uso de forma inadequada compromete o abastecimento humano para fins indispensáveis (alimentação, funcionamento adequado do corpo, higiene) (SOUZA et al., 2014).

Em consonância a esse aspecto, o rio Doce, localizado nos Estados do Espírito Santo e Minas Gerais, é um dos ambientes fluviais mais sujeito à contaminação por elementos potencialmente tóxicos por se encontrar em região densamente urbanizada, com grande concentração de polo industrial e significativa atividade agrícola ao longo do seu curso. Moura et al. (2013) corrobora afirmando que microbacias estão susceptíveis à vários tipos de poluentes (matadouros, várias indústrias, rodovias, a proximidade com meio urbano e agricultura) e que podem estar influenciando nas características físicas, químicas e microbiológicas desse ambiente, propiciando no desenvolvimento de problemas que, às vezes, podem ser aferidos apenas em longo prazo.

A bacia hidrográfica do rio Doce é uma das principais do Brasil, compreende-se como um agrupamento de paisagens complexo, proveniente de processos geohistóricos de ocupação e exploração ambiental e econômica (FELIPPE et al., 2016b). Na mesma vertente, apesar da Bacia do rio Doce apresentar relevância para o país, e, principalmente, para os Estados de Minas Gerais e Espírito Santo, a mesma é considerada a mais degradada do Brasil (NASCIMENTO, 2016). Isso em decorrência das inúmeras atividades exercidas ao longo do curso do rio Doce, como as práticas

de mineração, agricultura, pecuária, indústrias siderúrgicas e de celulose, produção de carvão vegetal e hidroelétricas (ANDRADE, 2003).

Desta forma, estudos envolvendo o monitoramento das características físicas e químicas nos ecossistemas aquáticos são importantes na avaliação de impactos ambientais, pois identificam modificações nas propriedades físico-químicas e suas alterações no ambiente de forma precisa, além de determinar as concentrações alteradas (GOULART; CALLISTO, 2003). Da mesma forma, variáveis ambientais (tipos de solo, declividade e clima) e propriedades de agentes químicos estão presentes na determinação da avaliação de contaminação tanto das águas superficiais quanto subterrâneas (DELLAMATRICE; MONTEIRO, 2014).

Neste contexto, o presente trabalho tem por finalidade determinar espécies metálicas e seus níveis no baixo curso do rio Doce, município de Colatina, Espírito Santo, visando a caracterização das condições ambientais frente a estes contaminantes e o comprometimento do rio em decorrência das intensas atividades antrópicas sem a devida preocupação com o meio ambiente. Do mesmo modo, aplicar índices geoquímicos com o intuito de aferir o grau de contaminação e enriquecimento de elementos químicos presentes no sedimento. Por fim, monitorar a qualidade da água ao longo do baixo curso do rio Doce com aplicação de análises estatísticas após o rompimento da barragem de Fundão, Minas Gerais.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. A bacia hidrográfica do rio Doce

De acordo com Gregório (2007, p. 3), uma Bacia Hidrográfica

[...] é uma área definida topograficamente (divisor com outra bacia hidrográfica), onde toda a chuva que cai no seu interior é drenada por um curso d'água (rio principal) ou um sistema conectado de cursos d'água (afluentes ao rio principal) tal que toda vazão efluente é descarregada através de uma simples saída (“boca” do rio) no ponto mais baixo da área (Figura 1a).

Em outras palavras, Porto e Porto (2008) descreve que uma bacia hidrográfica “é uma área de captação natural da água de precipitação que faz convergir o escoamento para um único ponto de saída” (Figura 1a). O Ministério do Meio Ambiente - MMA (2006) descreve as três principais características de uma bacia hidrográfica: (i) área de drenagem, (ii) comprimento do rio principal e (iii) declividade do rio e da bacia. Combinando essas características, Porto e Porto (2008) consideram uma bacia hidrográfica como um ente sistêmico, local em que a entrada da água através da pluviometria e saída por escoamento superficial para um ponto de menor altitude, delimitando e gerando bacias e sub-bacias, com interconexão por meio dos sistemas hídricos.

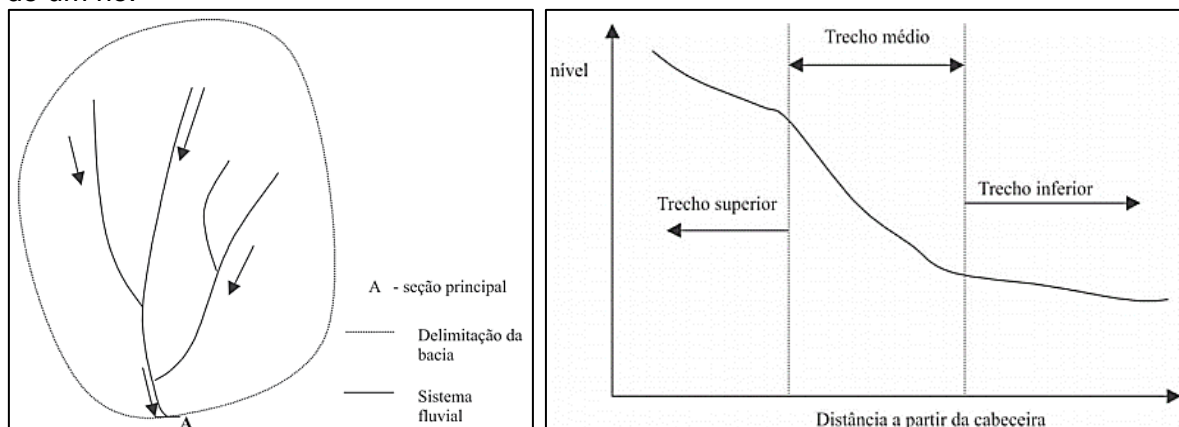
A bacia hidrográfica do Rio Doce está localizada na Região Hidrográfica Atlântico Sudeste, desaguando no Atlântico – trecho Leste (CNRH, 2003). É a quinta maior bacia do país (NASCIMENTO, 2016), possui área de drenagem de, aproximadamente, 83.465 km², abrangendo os Estados de Minas Gerais e Espírito Santo, abriga cerca de 3,5 milhões de habitantes (VIANA, 2016) em uma extensão territorial de cerca de 3.400 km² (NUNES et al., 2010). Apresenta variação climática ampla, com o clima sendo determinado pela atuação das Massas Polar Atlântica, Tropical Continental e Equatorial Continental, no decorrer do ano (FELIPPE et al., 2016b).

A nascente principal do rio Doce está localizada na serra da Mantiqueira, em Trapizonga (município de Ressaquinha – MG) e desagua no Oceano Atlântico pelo município de Linhares, próximo da vila de Regência, percorrendo uma distância de

853 km (MOURA; FELIPPE, 2015). Dentre os afluentes do rio Doce, os principais são: os rios do Carmo, Piracicaba, Santo Antônio, Corrente Grande, Suaçuí Pequeno, Suaçuí Grande, São José e Pancas (margem esquerda); rio Casca, Matipó, Caratinga/Cuieté, Manhuaçu, Guandu, Santa Joana e Santa Maria do Rio Doce – margem direita (GARCIA; SILVA; LOBO, 2016).

Como descrito por Vieira (2010), o rio Doce, ao longo do seu curso, é subdividido em três seções: alto (drenagem desde as cabeceiras até a foz do rio Matipó), médio (desde a confluência do rio Matipó até a divisa dos estados MG/ES) e baixo curso (da divisa dos estados até a foz, em Linhares). Essa classificação, segundo o Ministério do Meio Ambiente (2006), é de acordo com a declividade da região, sendo o trecho superior com declividade não muito grande, o trecho médio apresenta grande declividade e o trecho inferior de um rio possui declividade pequena e tende a meandrar (Figura 1b).

Figura 1 – Caracterização de uma bacia hidrográfica. A – Bacia hidrográfica e B - Declividade de um rio.



Fonte: MMA (2006)

Andrade (2003) destaca as principais atividades desenvolvidas em cada trecho, sendo no alto do rio Doce a prevalência de projetos mineralógicas (minério de ferro), além das atividades de agricultura e pecuária. No trecho médio, o autor destaca como sendo o maior polo siderúrgico da América Latina, acrescenta-se ainda as indústrias de celulose e produção de carvão mineral, havendo também práticas agropecuárias e instalações de hidroelétricas de médio porte (Quadro 1). Já no baixo rio Doce, as atividades com predominância são o cultivo de café e a agropecuária (GUERRA, 1993). Gomes et al. (2009) confirma que o maior complexo de mineração

e processamento de ferro está localizado na bacia e que a região se destaca na atividade agrícola, logo, está susceptível a contaminação por diversos agentes, principalmente por metais.

Quadro 1 - Principais atividades econômicas da bacia do rio Doce. A: Alto rio Doce; M: Médio rio Doce e B: Baixo rio Doce

ATIVIDADE	TIPO	TRECHO
Exploração mineral	Ferro, pedras preciosas, bauxita, manganês, rochas calcárias, granito.	A
Indústrias	Siderurgia, metalurgia, equipamentos mecânicos, química, turismo, papel/celulose, alimentos, bebidas, álcool, têxtil, curtume.	M
Agroindústria	Açúcar e álcool.	M
Pecuária	Bovina (de leite e corte) e suinocultura.	A, M e B
Agricultura	Café, cana de açúcar, cacau, café, produtos hortifrutigranjeiros e mandioca.	A, M e B
Silvicultura	Extensos plantios de eucalipto.	B
Setor Terciário	Comércio e serviços de suporte às atividades industriais.	B
Produção de energia elétrica	Potência instalada superior a 1.000 mw (ANEEL, 2006).	M

Fonte: Coelho (2007), adaptado.

Com intensa ocupação territorial, o uso irracional dos recursos hídricos e de técnicas agropecuárias, o lançamento de resíduos industriais e domésticos sem tratamento adequado, além de outros fatores, resultaram em uma queda da qualidade ambiental do rio Doce e dos seus tributários (NASCIMENTO, 2016). De acordo com Silva et al. (2011), impactos de efeito antrópico teve crescente aumento na região Vale do rio Doce nos últimos 50-60 anos (Figura 3), isso inclui: devastação da floresta nativa, utilização indiscriminados do fogo e manejo incorreto das pastagens, que aliado às características de relevo da região, ondulado, e chuvas erosivas, propiciaram o processo de erosão acarretando a degradação do solo (Figura 2).

Em relação a vegetação nativa, quando devastada para outras plantações, retira-se do local sistemas biológicos complexos, multi-estruturados, diversificados e estáveis (RIBAS et al., 2008). Em síntese, a situação dos rios retrata o que ocorre nas áreas de entorno, como uso e ocupação do solo, visto que os ecossistemas aquáticos são sistemas integrados (COPATTI; MOREIRA; MEZEL, 2014).

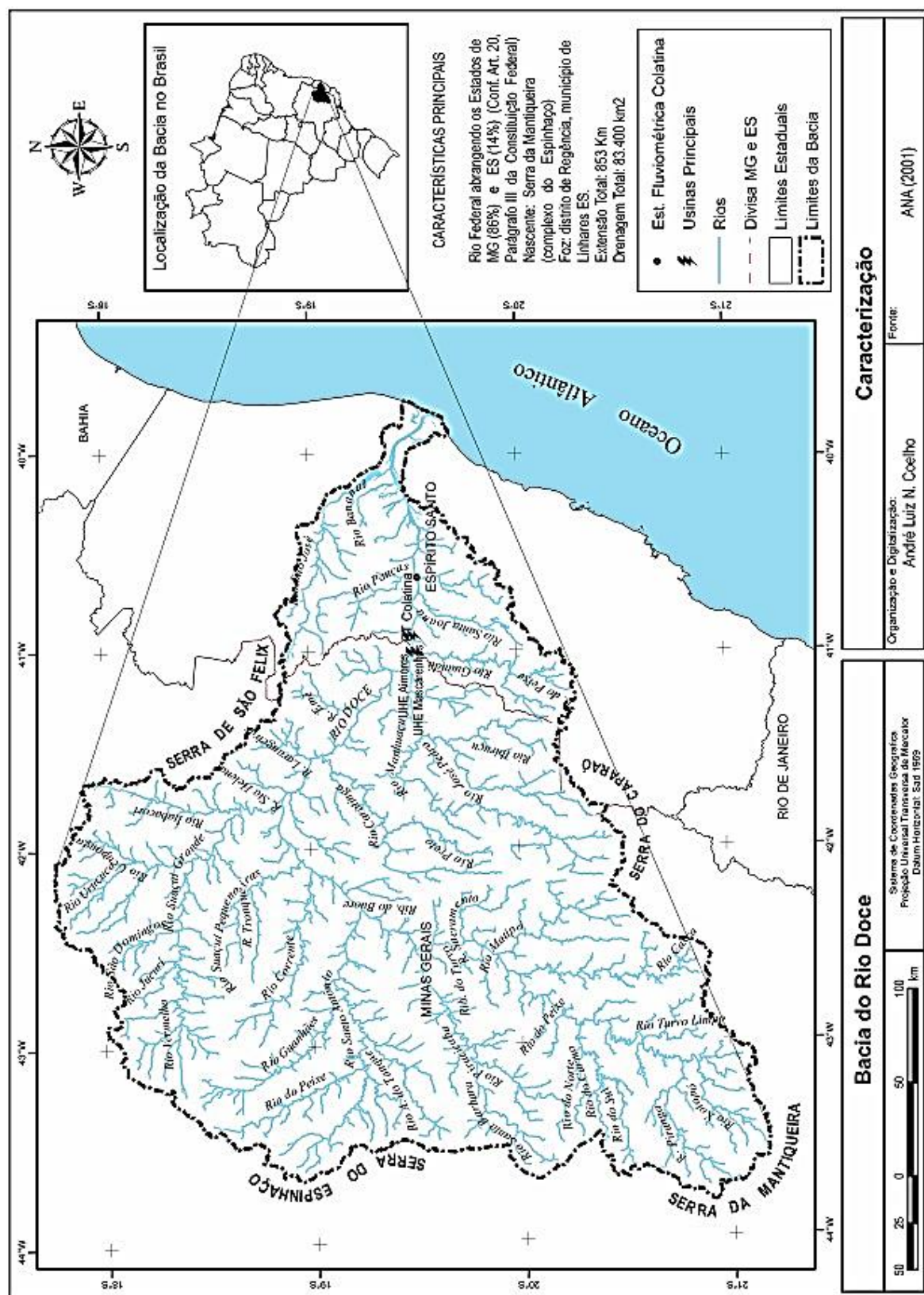
Além das adversidades de degradações que ocorrem na bacia hidrográfica, o rio Doce sofreu, em novembro de 2015, o maior desastre ambiental, quando um dos diques da barragem de rejeitos de minério se rompeu e percorreu mais de 500 km ao longo do rio Doce (FELIPPE et al., 2016a). De acordo com FELIPPE et al. (2016c), é estimado que 60 bilhões de litros de rejeitos liquefeitos foram liberados, com danos tanto para o meio físico, biótico e socioeconômico. Dessa forma, Jacobi e Cibim (2015, p. 1) relatam os principais efeitos que o desastre ocasional na bacia do rio Doce.

[...] o dano ambiental de tamanho irreparável, tem como um dos mais graves efeitos do despejo do rejeito nas águas, o assoreamento pela lama de rios e riachos da bacia do rio Doce.

Pires et al. (2003) alegam que os dejetos industriais são os principais responsáveis pela poluição, que são originários de resfriamentos, lavagens, descargas, impregnações, tratamentos químicos e, inclusive, extrações. Paim et al. (2006) deixam explícito que os dejetos provenientes da mineração e industrialização de zinco na proximidade da calha do rio Doce estão enriquecidos por outros metais além do Zn, como Cd, Pb e Cu, e do minério de ferro (PIRES et al., 2003).

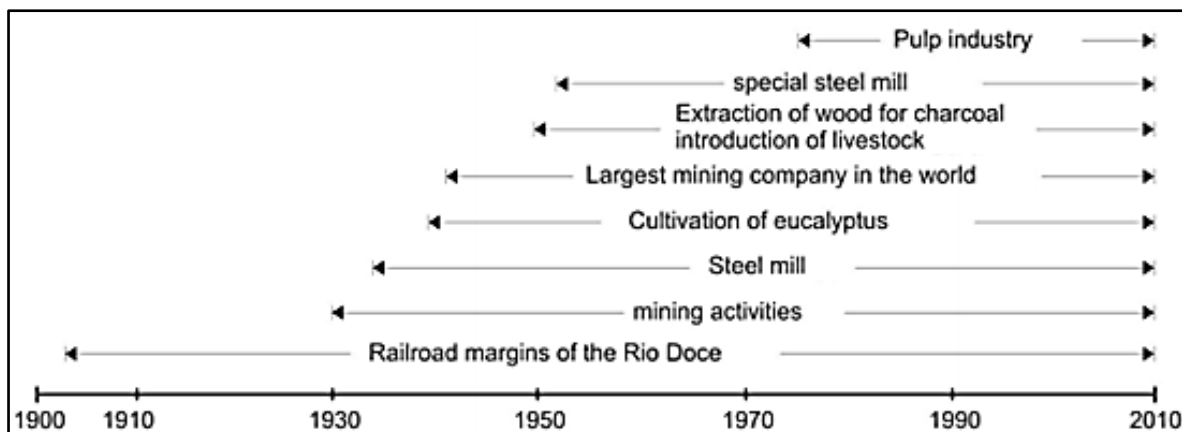
De maneira geral, as bacias hidrográficas são imprescindíveis na manutenção da vida humana, animal e vegetal. A bacia do rio Doce, por exemplo, dispõe de rica diversidade biológica, é privilegiada pela grande disponibilidade de recursos hídricos e está inserida no bioma de Mata Atlântica, um dos mais importantes do mundo. Dessa forma, é necessário o desenvolvimento de estudos voltados ao monitoramento e análise dos componentes hidrológicos, bem como mobilização social e educação ambiental (CARVALHO; BRUMATTI; DIAS, 2012).

Figura 2 - Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Doce destacando os rios principais.



Fonte: Coelho (2007).

Figura 3 - Cronograma de atividades econômicas históricas estabelecidas na região de influência da bacia hidrográfica do Rio Doce.



Fonte: Licínio et al. (2015).

2.2. Contaminantes químicos e o meio ambiente

O desenvolvimento econômico levou as indústrias a serem consideradas símbolos de prosperidade na Revolução Industrial (ORTEGA-ORTIZ et al., 2009), que ocasionou o surgimento de máquinas a vapor e o advento da problemática da contaminação em meados do século XVIII (GALVÁN RICO; REYES GIL, 2009). O processo da evolução do meio produtivo e o controle sobre a tecnologia têm como consequência o dano ambiental, no qual o ambiente físico e biológico se instala no cenário principal desses processos (BAGGIO; HORN, 2008).

Desta forma, a degradação do meio ambiente vem merecendo atenção especial, principalmente no que diz respeito ao lançamento desenfreado de metais pesados sobre os recursos hídricos e solos urbanos, causador de vários problemas na saúde ambiental e humana (GABRIEL et al., 2016). A degradação ambiental, segundo Viana, Borges e Cardoso (2012), é caracterizada pela redução dos recursos renováveis proveniente de combinações de ações impactantes agindo sobre o meio ambiente.

Os metais pesados, de acordo com Franco (2013), se encontram entre os contaminantes mais tóxicos e persistentes do ambiente aquático, sendo caracterizados como o grupo de elementos que ocorrem em pequenas concentrações nos ambientes naturais, com densidade igual ou acima de 5 g/cm³.

Estão distribuídos amplamente pela crosta terrestre e, simultaneamente, com outros elementos, fazendo parte da estrutura cristalina das rochas (SOUZA, 2013). A poluição, decorrente de metais pesados, é um problema sério em relação à sua toxicidade e à sua capacidade de acumular na biota (GHREFAT; ABU-RIKAH; ROSEN, 2011).

Os efeitos tóxicos que podem advir dos metais estão associados à característica química, a propriedade ecotoxicológica do elemento, a concentração, entre outros, podendo interferir em vários órgãos, influenciando nos processos bioquímicos, nas organelas e membranas celulares; por outro lado, em concentrações baixas, alguns metais são essenciais para os sistemas biológicos, sendo chamados de micronutrientes, como é o caso do zinco e do ferro (SOUZA, 2013).

Dentre os elementos com potencial prejudicial aos processos ecológicos, o Cr, Cu, Pb e Zn são os metais pesados mais conhecidos que, além dos danos ecológicos (fauna e flora), põe em risco também o ser humano (BETEMPS; SANCHES FILHO; KERSTNER, 2014). Acrescenta-se ainda como efeitos dessas substâncias tóxicas a inibição do crescimento, redução da eficiência produtiva e, também, a má formação de espécies aquáticas (SILVA JÚNIOR, 2014). De acordo com Santos (2014), cerca de vinte metais existentes são considerados tóxicos para os humanos, abrangendo Hg, Cd, Pb, As, Mn, Tl, Cr, Ni, Se, Te, Sb, Be, Co, Mo, Sn, W e V. A disponibilidade desses elementos para a biota pode ser realizada por diversos meios incluindo a atividade microbiana e as variações dos fatores físico-químicos (pH, salinidade e condições de óxido-redução) (MOREIRA; BOAVENTURA, 2003).

Do ponto de vista de Poletto e Martinez (2011, p. 2),

[...] entre os elementos traço mais comuns encontrados em ambientes urbanos e, que, atualmente estão sendo associados às partículas de sedimentos, encontra-se uma ampla variedade de metais, como o zinco, chumbo, cobre, níquel, cádmio e cromo, que são utilizados com frequência em atividades industriais e descartados sem controle algum na rede coletora de águas pluviais ou de esgotos.

A Agência Nacional das Águas - ANA (2016) destaca que a prática de desmatamento e a utilização de técnicas não conservacionista, como o mau uso do solo, têm direcionado a região a intenso processo de erosão, onde o sedimento tende a ser carregado para os cursos d'água, assoreando-os. O órgão ainda ressalta que parte da bacia do rio Doce drena, em suas cabeceiras, o Quadrilátero Ferrífero de Minas Gerais, sendo uma região de intensa atividade minerária desde os tempos do Brasil Colônia.

Em complementação, Coimbra et al. (2002) alegam que a alteração dos ambientes aquáticos pela inserção de substâncias diversas no meio por ação humana, interage com a cadeia trófica podendo ocasionar efeitos ecotoxicológicos nas concentrações elevadas daquelas substâncias, o que pode vir a ocasionar o desequilíbrio da composição de comunidades e do ambiente.

2.3. Sedimentos: características e implicações

Os sedimentos, como definido por Nilin (2008, p. 1), são

[...] grupos de grãos minerais finos, médios e grosseiros e partículas orgânicas que são encontrados no fundo de lagos, rios, baías, estuários e oceanos.

Em ecossistemas aquáticos continentais, os sedimentos são formados por materiais orgânicos e inorgânicos, tanto de origem autóctone (interna) quanto alóctone (externa) (CALLISTO; ESTEVES, 1996). A origem do próprio ambiente está relacionada com o ciclo das rochas, sendo provenientes de rochas ígneas ou sedimentares que são deterioradas pelos processos de intemperismo e transportadas por processos erosivos (BARTELLI, 2012). Quanto aos constituintes, a parte inorgânica dos sedimentos é constituída principalmente por silicatos minerais que possuem grande diversidade estrutural e que podem adsorver cátions diversos, inclusive metais pesados, já a parte orgânica, é constituída por proteínas, ligninas e carboidratos poliméricos (CARDOSO, 2014).

Os sedimentos constituem um importante compartimento para os meios aquáticos, junto com a coluna d'água e a biota, formando substrato e essencial meio de vida para várias espécies (SCHEPIS et al., 2016). Assim sendo, o substrato possui a função de disponibilizar habitats e microhabitats (em uma escala de

indivíduos), alimentos (diretamente ou adsorvidos nas partículas do sedimento) e proteção para diversos organismos, tais como correntes e predadores, e bentônicos (CALLISTO; ESTEVES, 1996). Do mesmo modo que é de suma importância para a microbiota, o sedimento pode influir como poluidor dos ambientes aquáticos por agir como catalizador, carreador e fixador de agentes poluidores (MOURA, 2014), além de atuarem como arquivo importante de informações de acontecimentos históricos ambientais decorridos na bacia de drenagem ao longo do tempo (CAMPOS et al., 2015; MONTE, 2014). Seguindo o raciocínio de Moura (2014), os autores Siqueira; Aprile (2013) ressaltam que os sedimentos podem funcionar como “*pool*” de elementos tóxicos que foram integrados ao meio ambiente, podendo a qualquer momento liberar para a coluna d’água compostos químicos que foram acumulados no decorrer de décadas ou centenas de anos e se incorporar à cadeia trófica.

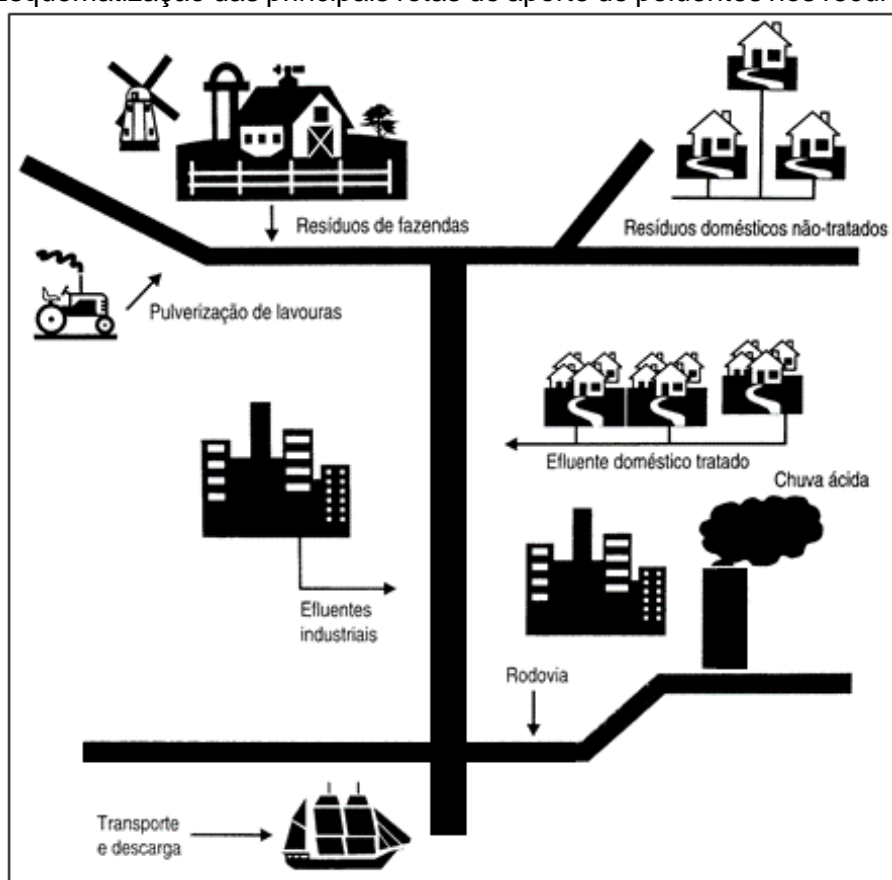
Nos diversos compartimentos do meio ambiente, os sedimentos apresentam características que favorecem a deposição e acúmulo de contaminantes, deste modo, atualmente, os programas de avaliação dos recursos aquáticos recebem informações coerentes e necessárias através da avaliação da qualidade do sedimento (NILIN, 2008). Cruz et al. (2013) deixa explícito que os principais substratos que acumulam metais são aqueles encontrados naturalmente em grande quantidade, possui áreas superficiais grandes e facilidade de troca catiônica. O acúmulo de contaminantes podem ocorrer por vários mecanismos como, por exemplo, floculação e precipitação direta, adsorção no material particulado e deposição no fundo (MOURA et al., 2013).

Diante das características e facilidades de adsorção do metal pesado em sedimento, Monte (2014) afirma que a maior concentração de metais pesados se encontra nesse compartimento do que na coluna d’água. No entanto, a fração do sedimento é um fator limitante, sendo a fração fina (inferior a 63 μm) a que concentra maiores teores de metais pesados (RODRIGUES et al., 2015).

A poluição das águas, por sua vez, está intimamente ligada com a contaminação dos sedimentos de fundo por metais traço, isso se deve ao fato das diversas fontes, dentre as quais se destacam as pontuais (esgotos e efluentes urbanos, rejeitos industriais, etc.) e difusas (aerossóis industriais, cargas difusas

urbanas e agrícola, etc.), conforme figura 4 (Oliveira et al., 2015). A presença de compostos químicos, seja de forma localizada ou difundida, no ambiente é inevitável, pois estão em uso no dia a dia, desde a produção até sua disposição final (ROCHA; ROSA; CARDOSO, 2009). Souza (2014) corrobora alegando que tanto as áreas rurais como em áreas urbanas podem ocorrer a contaminação ambiental; por distribuição contínuas ou eventuais; origem local ou por movimentação a longas distâncias.

Figura 4 - Esquematisação das principais rotas de aporte de poluentes nos recursos hídricos.



Fonte: Rocha; Rosa e Cardoso (2009).

Em relação a movimentação, Silva et al. (2014) afirmam que os materiais em rios são transportados por três maneiras: suspensão, solução e fundo, sendo que na suspensão o material são pequenas partículas granulométricas (argilas e silte) carregados na mesma velocidade da água. Enquanto que as partículas maiores (areias e cascalhos) são roladas, saltam ou deslizam ao longo do curso dos rios (CHRISTOFOLETTI, 1980). O transporte sedimentar em um curso hídrico pode ser observado quando ocorre chuvas, alterando a coloração da água, tornando-a mais

escura e turva devido a elevada concentração do material particulado (BARTELLI, 2012).

Em complemento, Poletto e Martinez (2011, p. 3) descrevem que

[...] a composição de sedimentos que se acumulam entre ambientes sedimentários é um reflexo dos seguintes processos: fontes de sedimentos, transporte e deposição de sedimentos e os processos químicos que atuam no sedimento durante o processo de fonte-transporte-deposição entre a origem e o ambiente aquático.

Neste contexto, estudos que abordam a qualidade ambiental se tornam imprescindíveis para subsidiar políticas públicas e programas de recuperação ambiental. As áreas definidas como qualidade ambiental muito alta demonstra aquelas em que os ecossistemas estão próximos ao original e longe de fontes de poluição, diferentemente do que se refere a qualidade muito baixa, onde se encontra áreas altamente perturbadas, contato direto com áreas urbanizadas e apresentam grau alto de vulnerabilidade quanto ao processo de ocupação (FENGLER et al., 2015). A qualidade ambiental, neste contexto, pode ser aferida pelos sedimentos fluviais, como descrito por Pacheco (2015, p. 5).

[...] sedimentos fluviais desempenham importante papel no comportamento, bem como na avaliação das condições ambientais das bacias hidrográficas. Eles constituem a base para uma série de processos biogeoquímicos que ocorrem na interface sólida-líquida dos cursos d'água, podendo refletir a qualidade real do sistema aquático como um todo.

Pasqualini et al. (2014), no entanto, destacam que a avaliação da qualidade ambiental de sedimentos fluviais é um grande desafio, sobretudo em áreas que são afetadas por contribuições de natureza diversa. A análise química dos sedimentos, por exemplo, expõe informações naturais que ambientes estão com possíveis distúrbios nestes sistemas, permitindo avaliações qualitativas e quantitativas (SILVA, 2015a). Por outro lado, estudos voltados para fins ambientais em sedimento fornece informações referentes aos processos de meteorização do substrato rochoso e o transporte dos seus produtos, origem da poluição, canais de emissão, distribuição e destino final dos contaminantes (CADAXO SOBRINHO et al., 2014). Deste modo, estudos voltados sobre a carga de fundo, em concomitância com a carga suspensa,

são fundamentais para o gerenciamento de um rio, assim como esses fatores nos processos fluviais (LEANDRO; SOUZA; NASCIMENTO, 2014). Silva (2015b, p. 7) corrobora afirmando que os

[...] sedimentos de bacias urbanas são matrizes ambientais complexas e multielementares, que se tornaram objeto de estudo de muitas pesquisas devido ao caráter ativo. Este compartimento intercambia espécies químicas com a coluna d' água afetando sua qualidade, influenciando sua toxicidade e interferindo na biota aquática.

O ordenamento jurídico brasileiro em relação à questão ambiental e no tocante à qualidade do sedimento, destaca-se a Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA Nº 420, de 28 de dezembro de 2009 – que “Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas”. Além desta, adotou a Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA Nº 454, de 08 de novembro de 2012 – que “estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos mínimos para a avaliação do material a ser dragado em águas jurisdicionais brasileiras”.

Desta forma, muitos estudos ambientais foram realizados para relatar a qualidade do corpo hídrico, dentre os trabalhos, cita-se Cardoso (2014), Copatti; Moreira e Menzel (2014), Moura (2014), Santiago e Cunha-Santino (2014), Sousa (2014), Batista (2015), Silva (2015b), Araújo; Freitas e Baggio Filho (2016), Mendes; Ribeiro (2016), Schepis et al. (2016) e Vargas et al. (2014).

Portanto, visando contribuir para o prosseguimento desta linha de pesquisa e considerando a necessidade de estudos mais detalhados sobre os impactos ambientais na bacia hidrográfica do rio Doce, escolheu-se como objeto de estudo o curso baixo do rio Doce, mais especificamente o município de Colatina, Estado do Espírito Santo. Esta região está localizada no noroeste capixaba e vem sofrendo desde o início de sua ocupação em meados de 1990 com os impactos das intervenções antrópicas (LICÍNIO et al., 2015), além disso, se encontra em posição privilegiada da porção capixaba da bacia, entre os principais municípios que compõem o baixo curso.

2.4. A poluição e o monitoramento da qualidade da água

Em geral, a água doce corresponde apenas 3% do total de água na natureza, o restante se encontra nos oceanos e mares salgados (CONCEIÇÃO; BONOTTO, 2002). É um recurso imprescindível para a sobrevivência humana e, dentre seus variados usos, estão o abastecimento público e industrial, a irrigação agrícola, geração de energia elétrica e as atividades de lazer e recreação (ABRAHÃO, 2006) PEIXOTO, 2016; OLIVEIRA; SANTOS; LIMA, 2017), e desempenha papel ecológico em relação a manutenção da diversidade biológica e ciclos de nutrientes (PEIXOTO, 2016).

De acordo com Arruda et al. (2016), percebe-se que a utilização da água não está sendo sustentável quando esta se encontra poluída, decorrência do descaso em relação aos cuidados necessários. Oliveira; Santos e Lima. (2017) relacionam a infraestrutura inadequada de esgoto sanitário e falta de gestão de resíduos sólidos como verdadeiros geradores de poluição, isso em decorrência tanto do crescimento populacional quanto da expansão de atividades industriais. Kuss e Castro (2016) e Arruda et al. (2016) corroboram afirmando que as fontes de contaminação da água, estão relacionadas com os despejos domésticos, industriais, animais e chorumes oriundos de lixões. Outra atividade de grande impacto é agricultura, além da alteração da qualidade da água por resíduos de agrotóxicos usados como fertilizantes, a atividade favorece no assoreamento dos rios (ZAMPIERON e VIEIRA, 2007 *apud* ROHDEN et al., 2009).

Neste contexto, e para melhor compreensão da poluição das águas, Abrahão (2006, p. 19) entende que a poluição da água é

[...] qualquer modificação das características de um ambiente aquático, de modo a torná-lo impróprio às formas de vida ali existentes. Entretanto, para fins práticos, a definição de poluição se restringe a prejuízos sanitários, econômicos ou estéticos.

Em virtude da pequena porcentagem de água doce disponíveis para consumo humano e a atual degradação desse importante recurso, tornando-o impróprio para uso, a preservação vem tomando grande proporção, sobretudo a partir do início do Século XXI (CONCEIÇÃO e BONOTTO, 2002). Considera-se resultante que apesar

da existência de padrões de qualidade ambiental para as bacias hidrográficas brasileiras, previsto na Resolução CONAMA 20 de 1986, as mesmas estavam susceptíveis a degradação, principalmente das bacias urbanas em relação ao lançamento de esgotos sanitários não tratados (VERÓL e VOLSCHAN JR, 2007), ou seja, as ações antrópicas sem planejamento do uso e ocupação do solo são as principais fontes de poluição da água em bacias hidrográficas (LUCAS; FOLEGATTI; DUARTE, 2010).

O estado ambiental dos recursos hídricos, que é indicado pelo monitoramento de variáveis, é de suma importância para verificar vulnerabilidades do ambiente frente a problemática da poluição, sendo dados fundamentais na construção de ações de sustentabilidade ambiental pelas instituições de gerenciamento do recurso água (SILVA e ARAÚJO, 2017). Os dados gerados através de análises da qualidade da água fornecem meios para confrontar com os padrões estabelecidos pela legislação vigente, do mesmo modo, permite avaliar o comportamento espacial e temporal da água (ABRAHÃO, 2006).

Neste contexto, o levantamento sistemático de dados pelo monitoramento de estações pré-determinados permite acompanhar a evolução das condições da qualidade da água ao longo do tempo, afim de fornecer séries temporais de dados (DERISIO, 2012 *apud* SILVA e ARAÚJO, 2017). Em síntese, o monitoramento da qualidade das águas é uma importante medida para diagnosticar a situação ambiental de um curso d'água (ABRAHÃO, 2006), uma vez que o rio é o destino final da trajetória da água na bacia hidrográfica (PEIXOTO, 2016). Deste modo, pesquisas envolvendo o monitoramento obtêm informações relevantes para o gerenciamento e ações de intervenções para garantir a sustentabilidade dos ecossistemas por meio da recuperação ou preservação (LUCAS; FOLEGATTI; DUARTE, 2010; GUEDES et al., 2012)

No entanto, no Brasil, mesmo os rios sendo a fonte de abastecimento principal para a população, os sistemas de monitoramento da qualidade da água são escassos em sua maioria (PEIXOTO, 2016). Essa escassez, por sua vez, é decorrência dos altos investimentos econômicos, uma vez que para se ter uma visão sistêmica do corpo hídrico deve-se analisar inúmeras variáveis que denotam a

qualidade da água, tornando o processo complexo e inviabilizando o processo principalmente para cidades com poucos recursos (CENTENO et al., 2016). Os autores ainda ressaltam que diante da complexidade e aspectos econômicos, é fundamental selecionar as principais variáveis para o corpo hídrico estudado e identificar as possíveis fontes de poluição decorrentes de atividades antrópicas, reduzindo o número de variáveis limnológicas empregadas em estudos ambientais.

De acordo com Kuss e Castro (2016), estudos que envolvem o monitoramento das águas dos rios são de suma importância, pois sua utilização para fins humanos (banho, preparo de alimentos e consumo, por exemplo) com uma possível má condição provenientes das ações antrópicas podem afetar a qualidade de vida da população.

2.5. Índices Geoquímicos de Qualidade

Alguns estudos vêm sendo realizados com intuito de estabelecer efeitos ecológicos, tanto qualitativo quanto quantitativo, no meio aquático de várias espécies de contaminantes e no desenvolvimento de sistemas de indicadores válidos, simples e rápidos, que podem ser utilizados com precisão aceitável no controle da poluição ambiental (HAKANSON, 1980).

A utilização de sedimentos para indicar contaminação de reservatórios de águas permitiu, através de equações matemáticas, uma avaliação mais sistêmica dos corpos hídricos, sendo frequentemente utilizados o Índice de Geoacumulação, Fator de Enriquecimento, Fator de Contaminação (LOSKA et al., 1997) e Índice de Carga Poluidora (MORAES, 2013).

2.5.1. Fator de Contaminação (FC)

O Fator de Contaminação, segundo Siqueira et al. (2005), tem por finalidade estimar a contribuição antropogênica de um elemento químico e estabelecer seções ao longo de todo o sistema, prevendo que é significativa a contaminação do sedimento de fundo. O FC é determinado pela razão de concentração do metal no sedimento pelo teor de nível de referência, como descrito na expressão abaixo:

$$F_c^i = \frac{C_{0.1}^i}{C_n^i}$$

Onde:

$C_{0.1}^i$ = conteúdo médio da substância (metal ou outro contaminante);

C_n^i = concentração de referência (“background” ou valor pré-industrial)

Para melhor compreensão, Silva (2015b) descreve o índice como “razão da concentração obtida nas amostras de sedimento para certo analito e concentração de fundo (*background*) do respectivo analito”, a saber:

$$FC = \frac{\text{Concentração da Espécie Química no Sedimento}}{\text{Concentração de Fundo (Background)}}$$

Assim, o quadro 2 apresenta os intervalos de valores para classificação de sedimentos pelo fator de contaminação.

Quadro 2 - Critérios da Classificação de Sedimentos pelo Fator de Contaminação

CATEGORIAS	QUALIDADE DOS SEDIMENTOS
FC < 1	Baixa Contaminação
1 ≤ FC ≤ 3	Contaminação Moderada
3 ≤ FC ≤ 6	Contaminação Considerada
FC > 6	Contaminação Intensa

Segundo Soares (2004), o FC é uma metodologia capaz de verificar se o nível natural dos metais foi excedido, assim, indica se houve aumento (enriquecimento) ou o empobrecimento do elemento no sedimento. Os valores de referências ou de background são norteadores na consideração da concentração do elemento no ambiente natural, analisando a variabilidade geoquímica nas variadas formas e características de rochas e sedimentos (SANTOLIN, 2015).

Vários autores realizaram pesquisas aplicando o fator de contaminação para sedimentos de rios e estuários, como pode ser observado no trabalho de Silva (2015b), avaliando a qualidade dos sedimentos da sub-bacia do rio Barigüi, região Metropolitana de Curitiba, Paraná; Siqueira et al. (2005) aplicaram o FC para sedimentos do Estuário de Santos, São Paulo, o qual observaram a contribuição antropogênica do mercúrio e estabeleceu seções ao longo de todo o sistema; Belo;

Quináia e Pletsch (2010) avaliaram a contaminação de metais em sedimentos superficiais das praias do Lago de Itaipu, Paraná, com o objetivo de verificar pontos do lago que se afastaram de suas condições naturais; Nascimento (2003) avaliou a qualidade de sedimentos limnicos e fluviais da bacia hidrográfica do rio Tietê, São Paulo; Soares et al. (2004) determinaram o fator de contaminação dos sedimentos de fundo do Arroio do Salso, Porto Alegre, Rio Grande do Sul; Silva (2008) para os sedimentos da microbacia do Arroio João Corrêa, São Leopoldo, Rio Grande do Sul, Beló; Quináia e Pletsch (2010) nos sedimentos superficiais do rio Jordão, Centro-Sul do Estado do Paraná; Borges Júnior et al. (2008) em solos adjacentes a áreas mineradas no município de Vazante, Minas Gerais e Aguiar et al. (2016) em sedimentos na baía de Guanabara, Rio de Janeiro.

Em nível mundial, destaca-se o trabalho de Loska et al. (1997) no reservatório de Rybnik, Polônia; Yaylali-Abanuz (2011) em torno da área industrial de Gebze, Turquia; Krishna e Govil (2008) em solos em torno da área industrial de Manali, Índia; Naji; Ismail e Ismail (2010) em sedimentos do rio Klang, Malásia; Bai et al. (2007) em solos superficiais no planalto de Yunnan, China; Abraham e Parker (2008) em sedimentos marinhos do estuário de Tamaki, Nova Zelândia; Saha e Hossain (2011) em sedimentos do rio Buriganga, Bangladesh; Shakeri; Moore e Modabberi (2009) avaliaram a contaminação de metais pesados em solos no Complexo Industrial de Shirz, Irã; Nweke e Ukpai (2016) avaliaram os metais pesados em solos em torno da área de mineração de Ameka, Sul de Abakaliki, Nigéria.

2.5.2. Índice de Carga de Poluição (ICP)

O índice de carga de poluição é utilizado para entender o comportamento de metais pesados no meio ambiente (Gonçalves et al., 2013), sendo obtido por meio da concentração de cada metal pesado em relação ao valor de fundo no sedimento (CAIERO et al., 2005; HARIKUMAR; NASIR; MAJEEBU, 2009). Deste modo, o ICP vai permitir comparar a concentração de um dado elemento presente no ambiente com o esperado, excluindo as contribuições antropogênicas (Martins et al., 2013). Assim, permite comparar os níveis de poluição entre locais e em momentos distintos (KASILINGAM et al., 2016). Em síntese, o ICP representa o número de vezes que a concentração do metal no sedimento excede a concentração de fundo, e fornece

uma indicação cumulativa do nível geral de toxicidade em uma amostra particular (MARTÍNEZ et al., 2016). A equação foi definida por Tomlinson et al. (1980), a qual segue:

$$ICP = (FC_1 \times FC_2 \times FC_3 \times \dots \times FC_n)^{\frac{1}{n}}$$

Onde:

ICP = Índice de Carga de Poluição

FC = Fator de Contaminação

Assim, os valores de ICP menores que 1 são considerados ambientes não contaminados por metais, sendo os valores ICP em sedimentos maiores que 1 classificados como contaminados (Martins et al., 2013).

Apesar do ICP ter sido inicialmente criado para ambientes costeiros e regiões estuarinas, seu uso também foi estendido para ambientes aquáticos (FRACARELI, 2016). Várias pesquisas foram realizadas aplicando o ICP, destacando o trabalho realizado por Moraes (2013) em solos e sedimentos no Complexo Industrial de Suape, Pernambuco; Aguiar et al. (2016) em sedimentos na baía de Guanabara, Rio de Janeiro; Fracareli (2016) avaliou os sedimentos superficiais de reservatórios do Estado de São Paulo; Sartoretto (2014) em sedimento do sistema estuarino de Santos e São Vicente, São Paulo.

Em nível mundial, destaca-se a pesquisa de Martins et al. (2013) na Ria de Aveiro, Costa NW de Portugal; Kasilingam et al. (2016) em sedimentos do Palk Strait, costa sudeste de Tamil Nadu, Índia; Martínez et al. (2016) em sedimentos próximos da costa de Tamaulipas, Costa Norte do Golfo do México, México; Nweke e Ukpai (2016) avaliaram os metais pesados em solos em torno da área de mineração de Ameka, Sul de Abakaliki, Nigéria; Semprucci; Balsamo e Frontalini (2014) em sedimentos do Lago Varano, Itália.

2.5.3. Fator de Enriquecimento (FE)

A determinação do Fator de Enriquecimento, de acordo com Fracareli (2016), é o modo de normalizar os dados e estimar a contaminação por metais. O modelo adotado para o FE é o definido por Gresens (1967),

A equação a seguir foi utilizada por Silva (2015), como exemplo de normalização com o alumínio. A normalização da concentração de cada metal pode ser feita por meio de um elemento químico conservador.

$$FE = \frac{[Elemento\ na\ Amostra]/[Al\ na\ Amostra]}{[Background\ do\ Elemento]/[Al\ Background]}$$

De acordo com Moraes (2013), a aplicação do FE é imprescindível para não haver interpretação dissimulada dos resultados, pois a análise de dados brutos pode levar a conflito uma possível contribuição antrópica de elementos metálicos ou simplesmente um maior teor de argilominerais que compõem o sedimento. Assim, o quadro 3 apresenta os intervalos de valores para classificação de sedimentos pelo fator de enriquecimento.

Quadro 3 - Categorias de classificação dos sedimentos pelo Fator de Enriquecimento.

CATEGORIAS	QUALIDADE DOS SEDIMENTOS
FE < 1	Enriquecimento Mineral
1 ≤ FE ≤ 5	Enriquecimento Moderado
5 ≤ FE ≤ 20	Enriquecimento Significativo
20 ≤ FE ≤ 40	Enriquecimento Elevado
FE > 40	Enriquecimento Extremamente Elevado

Fonte: Silva (2015)

Destaca-se o trabalho realizado por Moraes (2013) em solos e sedimentos do Complexo Industrial de Suape, Pernambuco; Mortatti; Hissler e Probst (2010) avaliaram a intensidade de possíveis anomalias de metais nos sedimentos de fundo ao longo do rio Tietê, São Paulo; Siqueira e Aprile (2013) em sedimentos da bacia do rio Aurá, Região Metropolitana de Belém, Pará; Fracareli (2016) avaliou os sedimentos superficiais de reservatórios do Estado de São Paulo.

Em nível mundial, destaca-se a pesquisa de Martins et al. (2013) na Ria de Aveiro, Costa NW de Portugal; Martínez et al. (2016) em sedimentos próximos da costa de Tamaulipas, Costa Norte do Golfo do México, México; Kasilingam et al. (2016) em sedimentos do Palk Strait, costa sudeste de Tamil Nadu, Índia; Nweke e Ukpai (2016) avaliaram os metais pesados em solos em torno da área de mineração de Ameka, Sul de Abakaliki, Nigéria.

2.5.4. Índice de Geoacumulação (I_{Geo})

O Índice de Geoacumulação (I_{Geo}), como descrito por Soares et al. (2004), estabelece a relação entre os teores do elemento químico em determinada região e um valor de referência equivalente à média mundial para metais associados às argilas. Do mesmo modo, Silva (2008) conceitua como um indicador de poluição ocasionado por elementos metálicos no ambiente aquático, sendo agrupado em intervalos que podem variar de zero a seis dependendo do grau crescente de poluição. O I_{Geo} também relaciona as concentrações atuais com níveis pré-industriais (KASILINGAM et al., 2016). O modelo empregado para determinação do I_{Geo} é o proposto por Müller (1979), calculado por meio da seguinte fórmula:

$$I_{Geo} = \log_2 \left(\frac{C_n}{1,5 \times B_n} \right)$$

Onde:

C_n = a concentração do elemento "n" na fração do sedimento;

B_n = o background geoquímico do elemento;

1,5 = o fator usado para minimizar possíveis variações do background, causadas por diferenças litológicas.

O quadro 4 apresenta os intervalos de valores para classificação de sedimentos pelo índice de geoacumulação.

Quadro 4 - Categorias de Classificação e Classes dos Sedimentos pelo Índice de Geoacumulação, de acordo com Müller (1979).

CATEGORIAS	QUALIDADE DOS SEDIMENTOS	CLASSE
$I_{Geo} < 0$	Não Poluído	0
$0 \leq I_{Geo} \leq 1$	Não Poluído a Moderadamente	1
$1 \leq I_{Geo} \leq 2$	Moderadamente Poluído	2
$2 \leq I_{Geo} \leq 3$	Moderadamente a Fortemente Poluído	3
$3 \leq I_{Geo} \leq 4$	Fortemente Poluído	4
$4 \leq I_{Geo} \leq 5$	Fortemente a Muito Fortemente Poluído	5
$I_{Geo} > 5$	Muito Fortemente Poluído	6

O índice de geoacumulação é amplamente usado em trabalhos de avaliação geoquímica de ambientes impactados como pode ser observado no trabalho de Silva (2008), com aplicação nos sedimentos da microbacia do Arroio João Corrêa, São Leopoldo, Rio Grande do Sul; Luiz-Silva; Matos e Kristosch (2002) para determinaram o I_{Geo} do mercúrio em sedimentos de superfície do Estuário de Santos, Cubatão, São Paulo; Moreira e Boaventura (2003) avaliaram os elementos químicos nos sedimentos da bacia do Lago Paranoá, Distrito Federal; Soares et al. (2004) realizaram seu estudo nos sedimentos de fundo do Arroio do Salso, Porto Alegre, Rio Grande do Sul; Tavares et al. (2009) analisaram os metais nos sedimentos superficiais da Plataforma Continental entre Itacaré e Olivença, Sul da Bahia; Mortatti; Hissler e Probst (2010) avaliaram as classes de poluição dos metais pesados ao longo do rio Tietê, São Paulo; Borges Júnior et al. (2008) em solos adjacentes a áreas mineradas no município de Vazante, Minas Gerais; Boaventura; Hadlich e Celino. (2011) para solos e sedimentos de encostas, manguezais e apicuns em Madre de Deus, Bahia; Parra et al. (2007) calculou o I_{Geo} para metais pesados do sedimento do rio Conceição, Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais; Aguiar et al. (2016) em sedimentos na baía de Guanabara, Rio de Janeiro.

Em nível mundial, pode-se verificar a aplicação do I_{Geo} no sedimento do reservatório de Seyhan, Turquia (ÇEVIK et al., 2009); no solo de 15 cidades da China (YAQIN et al., 2008); nos sedimentos da barragem de Kafraïn, Jordânia (GHREFAT; ABU-RIKAH; ROSEN, 2011); no sedimento do reservatório de Rybnik, Polônia (LOSKA et al., 1997); em sedimentos de superfície do manguezal da Lagoa de Mengkbong, Sabah, Malásia (PRAVEENA et al., 2008) e nos sedimentos marinhos do Golfo de Taranto, Itália (BUCCOLIERI et al., 2006); Nweke e Ukpai (2016) avaliaram os metais pesados em solos em torno da área de mineração de Ameka, Sul de Abakaliki, Nigéria.

3. OBJETIVOS

3.1. Objetivo geral

Realizar um diagnóstico ambiental a partir do emprego de técnicas geoquímicas para a qualidade da água e dos sedimentos, nos períodos seco e chuvoso, do baixo curso do rio Doce, Espírito Santo, Brasil.

3.2. Objetivos específicos

- Identificar a concentração de metais pesados no sedimento no baixo curso do rio Doce, município de Colatina, Espírito Santo;
- Monitorar a concentração de metais pesados, metaloides e elementos maiores na água ao longo do baixo curso do rio Doce;
- Identificar mudanças sazonais na disponibilidade de metais pesados e no teor de matéria orgânica nos períodos seco e chuvoso;
- Aplicar os Índices Geoquímicos para aferição da qualidade ambiental dos sedimentos;
- Utilizar análise estatística multivariada para entendimento das associações e afinidades geoquímicas entre os metais estudados;
- Confrontar os parâmetros da qualidade dos sedimentos e da água com as literaturas e legislações vigentes.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. Caracterização da área de estudo

Localizada na região Sudeste do Brasil, a bacia hidrográfica do rio Doce fica entre os paralelos 18°45' e 21°15' de latitude Sul e os meridianos 39°55' e 43°45' de longitude Oeste (LICÍNIO et al., 2015). A economia da região é predominantemente baseada na extração de minério de ferro (hematita, itabirico, itacolomito e canga) no Quadrilátero Ferrífero de Minas Gerais, produtos estes escoados para o Porto de Tubarão, no Estado do Espírito Santo, através da Estrada de Ferro Vitória-Minas (COELHO, 2006). O autor ainda destaca as atividades industriais (siderurgia, metalurgia e celulose) e de agricultura (pecuárias de leite e corte, café e cacau), além da atividade extrativista de Gás Natural e Petróleo junto à planície costeira e plataforma interna na parte baixa da Bacia (ES).

Dentre os municípios banhados pelo rio Doce, Colatina localiza-se a 131 km da Capital Vitória e tem como coordenadas geográficas, 19° 32' 22" de latitude S e 40° 37' 50" de longitude W (IBGE, 2010). A economia do município baseia-se no comércio varejista e no fornecimento de atividades para cidades vizinhas em serviços de educação, saúde, automotivos (ALABANI & MIRANDA, 2012) e da pesca (BRASIL, 2013). É constituída por clima tropical úmido, entretanto, possui características que determinam por uma não uniformidade climática (COELHO, 2006).

4.1.1. Geologia e geomorfologia da bacia do rio Doce

Sobre a geologia dessa bacia de drenagem, Sondotécnica (2007) destaca três províncias principais, as mais antigas são as rochas arqueanas e proterozóicas (preponderante em quase toda a bacia), as terciárias do grupo Barreiras e a mais recente que são os sedimentos atuais ou holocêntricos de idade quaternária. Ainda de acordo com a Sondotécnica (2007), a uma predominância das rochas arqueanas e proterozóicas na bacia do rio Doce, com idade podendo chegar a 1,8 bilhão de anos ou mais, com uma variação por volta de 577 milhões de anos.

RadamBrasil (1987) citado por Pacheco (2015), especificando a geologia por porções, menciona que a porção mineira é constituída pela clássica estrutura Pré-Cambriana, estruturada a partir de rochas ígneas ou metamórficas de alto grau, “direcionadas a uma drenagem Atlântica pós-cretácea e sujeita a diversos períodos de tensões e compressões que geraram uma forte segmentação tectônica na bacia”. A porção capixaba, é formada principalmente por unidades cenozoicas, a qual podemos ressaltar a formação Barreiras, coberturas terciárias, quaternário costeiro e os depósitos aluvionares (CPRM, 2013 *apud* Pacheco, 2015).

Segundo Cupolillo (2008), na região do presente estudo, as

[...] rochas eruptivas graníticas recentes metamorfosearam-se e englobaram as rochas proterozóicas e arqueozóicas, ocupando extensa área. O reflexo da geologia se traduz perfeitamente na paisagem, pelas formas do relevo. Ora a hidrografia se adapta à estrutura, ora se impõem à mesma.

A bacia hidrográfica do rio Doce abrange nove grandes unidades geomorfológicas: Alinhamento de Cristas do Quadrilátero (ACQ), Bloco Montanhoso Central (BMC), Colinas e Maciços Costeiros (CMC), Depressão Interplanáltica do Médio rio Doce (DIP), Maciços do Caparaó (MCP), Planaltos dos Campos das Vertentes (PCV), Patamares Escalonados do Sul Capixaba (PEC), Planícies Litorâneas (PLT) e Serranias da Zona da Mata Mineira (SZM) (Quadro 5) (SONDOTÉCNICA, 2007). Apresenta uma predominância da unidade PCV na área alto do rio Doce, do mesmo modo que abrange o médio rio Doce, dividindo espaço com SZM e CMC. No baixo rio Doce a uma prevalência da PEC, no entanto, também possui áreas com unidades CMC e PLT.

Presente em território chamado de “mar de morros”, a bacia é caracterizada por um relevo bastante acidentado, essa peculiaridade limita o homem a exercer atividades econômicas e ocupe o solo (ANA, 2016). O rio Doce, segundo IGAM (2010), e conforme as características supracitadas, apresenta variações na direção do seu curso, sendo da jusante até Governador Valadares a direção é SSW-NNE, desta cidade até Aimorés é NW-SE; e a partir de Aimorés até a foz, no ES, a direção passa a ser W-E.

Quadro 5 – Taxonomia de relevo da bacia hidrográfica do rio Doce.

Morfoestrutura (1º Taxon)	Morfoescultura (2º Taxon)	Unidades Morfológicas (3º Taxon)
1 – Cinturão Orogénico Atlântico Leste-Sudeste	1.1- Serras e Bordas Limites da Bacia do Rio Doce	1.1.1 - Serra do Espinhaço
		1.1.2 - Borda do Quadrilátero Ferrífero
		1.1.3 - Borda do Espinhaço
		1.1.4 - Borda Serra da Mantiqueira
		1.1.5 - Borda Bloco de Mantena
	1.2 – Planaltos Alto Rio Doce	1.2.1 - Planalto rebaixado Guanhães
		1.2.2 - Planalto Dissecado Rios Piracicaba/S. Antônio
		1.2.3 - Planalto Xotopó
		1.2.4 - Planalto deprimido Rio Piranga
	1.3 – Serras e Maciços Médio Rio Doce	1.3.1 - Serras Zona da Mata
		1.3.2 - Maciços Caparaó
		1.3.3 - Zona de Pontões
		1.3.4 - Patamares Escalonados
	1.4 – Depressões Vale do Rio Doce	1.4.1 – Depressão Interplanáltica Alto-Médio Rio Doce
		1.4.2 - Depressão Periférica Médio Rio Doce
	2 – Bacia Sedimentar (costeira) do Espírito Santo	2.1 - Planícies e Tabuleiros Costeiros Baixo Rio Doce
2.1.2 - Planície Fluvio-Lacustre		
2.1.3 - Tabuleiros Costeiros		

Fonte: Coelho (2006), modificado.

4.1.2. Aspectos pedológicos e cobertura vegetal

Dos tipos de solo que predominam na bacia hidrográfica do rio Doce, destacam-se o Latossolo Vermelho-Amarelo e Argissolo Vermelho-Amarelo, totalizando 77,2% da área da bacia (Tabela 1) (IGAM, 2010). De acordo com Pacheco (2015), as amostras coletadas situam-se em uma área com predominância de Latossolo Amarelo e, paralelo ao curso do rio, Latossolo Vermelho-Amarelo. Se afastando do curso do rio, observa-se grande abrangência do Latossolo Vermelho-Amarelo.

O solo Latossolo Amarelo é profundo, drenagem boa, baixa fertilidade e possuem em sua composição a presença de alumínio tóxico para as plantas. Essas características são comuns para toda a classe de Latossolos, por sua drenagem boa, são bastante lixiviados, com predominância de argilominerais e óxidos de ferro e alumínio, o que torna sua fertilidade reduzida (SANTOS; RANGEL; CASTRO-JÚNIOR, 2011). Por outro lado, o argissolo vermelho-amarelo podem variar de profundos a pouco profundos, bem a moderadamente drenados, ocasionalmente ocorrendo solos rasos e variando de cascalho e estrutura em blocos subangulares e angulares (EMBRAPA, 2010).

Tabela 1 - Classes, áreas e porcentagem ocupada pelos solos na bacia do rio Doce.

Classes de Solo	Área Ocupada (km ²)	% Dentro da Bacia
Latossolo Vermelho-Amarelo	42.537	48,06
Argissolo Vermelho	24.463	28,21
Argissolo Amarelo	3.889	4,49
Argissolo Vermelho-Amarelo	3.878	4,47
Latossolo Vermelho	3.811	4,40
Cambissolo Háplico	3.220	3,71
Latossolo Amarelo	2.588	2,98
Gleissolo Háplico	1.340	1,54
Neossolo Litólico	985	1,14

Fonte: IGAM (2010)

A bacia do rio Doce era predominantemente coberta por Mata Atlântica, originalmente, exceto a porção oeste com característica de Cerrado (HISCH, 2003 *apud* VIANA, 2016). Ainda de acordo com o autor supracitado, o rio Doce começou a ser ocupado por consequência da exploração de ouro a partir da segunda metade do Século XVIII, com o crescimento da pecuária e destruição da Mata Atlântica para a produção de carvão vegetal destinado à indústria siderúrgica e para a produção de celulose, aquela surgida na *Vale do Aço*. Viana (2016) afirma que, hoje, os municípios localizados nos extremos oeste (região de transição com o bioma serrado) e leste (região que corresponde à foz do rio Doce) da bacia são os que possuem maior cobertura de vegetação nativa da bacia.

De acordo com a ANA (2016), a retirada de cobertura vegetal da bacia é grande e os pontos com remanescentes florestais estão restritos a áreas com grande declive. O órgão ainda afirma que as áreas de pastagens se encontram degradadas, o que torna o solo susceptível à erosão e, conseqüentemente, o carreamento de grande volume de sedimentos para os cursos d'água. Essas transformações se deu principalmente próximo ao canal principal e adjacências, decorrente da construção da Ferrovia Vitória – Minas, criando condições favoráveis para o desenvolvimento de algumas cidades, inclusive de Colatina (ES) (COELHO, 2009). Em consonância com as afirmações supracitadas, o rio Doce, nos pontos amostrados, apresenta manifestações de bolsões de areia, pouca quantidade de mata ciliar e as residências são próximas à margem (Figura 5).

Deste modo, observa-se que a paisagem tanto do lado mineiro quanto capixaba vem sendo modificada pela intensa exploração e degradação da cobertura vegetal natural, substituindo esta por pastagens exóticas (IGAM, 2010).

Figura 5 – Rio Doce, Colatina, Espírito Santo, Brasil.



Fonte: autor (2017)

4.2. Pontos amostrais

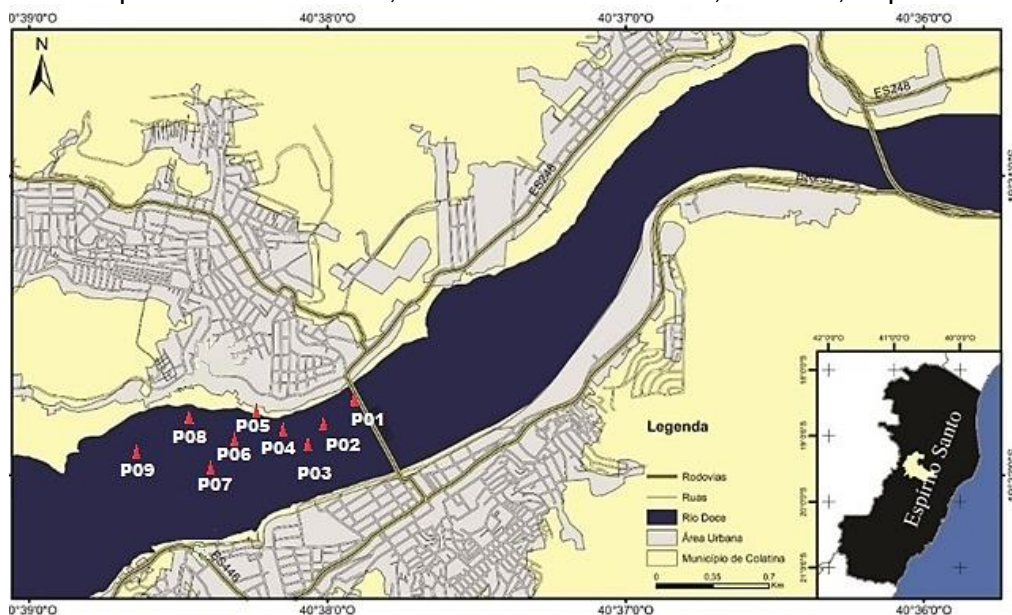
4.2.1. Sedimento

As coletas de sedimento foram realizadas em nove pontos do rio Doce, conforme figura 6, em campanhas semestrais, de forma a contemplar períodos distintos característicos da região. As campanhas de coleta foram realizadas no período seco e chuvoso, agosto/2016 e janeiro/2017, respectivamente. De acordo com Oberdá (1996), a estação seca da região equivale ao período entre abril e setembro, com estiagem mais crítica de junho a agosto.

Quadro 6 - Coordenadas Geográficas dos pontos amostrais no baixo curso do rio Doce, Colatina, Espírito Santo.

Coordenadas Geográficas		
Amostras	Latitude	Longitude
P1	19°31'47.61"S	40°37'59.97"O
P2	19°31'51.81"S	40°38'9.61"O
P3	19°32'0.38"S	40°38'10.17"O
P4	19°31'56.16"S	40°38'20.04"O
P5	19°31'49.65"S	40°38'26.06"O
P6	19°31'58.40"S	40°38'37.81"O
P7	19°32'10.37"S	40°38'42.13"O
P8	19°31'59.87"S	40°38'52.55"O
P9	19°32'10.61"S	40°39'6.86"O

Figura 6 - Mapa do local de coleta, baixo curso do rio Doce, Colatina, Espírito Santo.



O sedimento foi coletado (Figura 7) e colocado em sacos plásticos devidamente etiquetados e armazenados em caixa de isopor para preservação das características físico-químicas, e transportado para o Laboratório de Materiais de Construção, no Departamento de Tecnologia Rural (DTR), da Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE).

Figura 7 - Coleta realizada no baixo curso do rio Doce, Colatina, Espírito Santo.



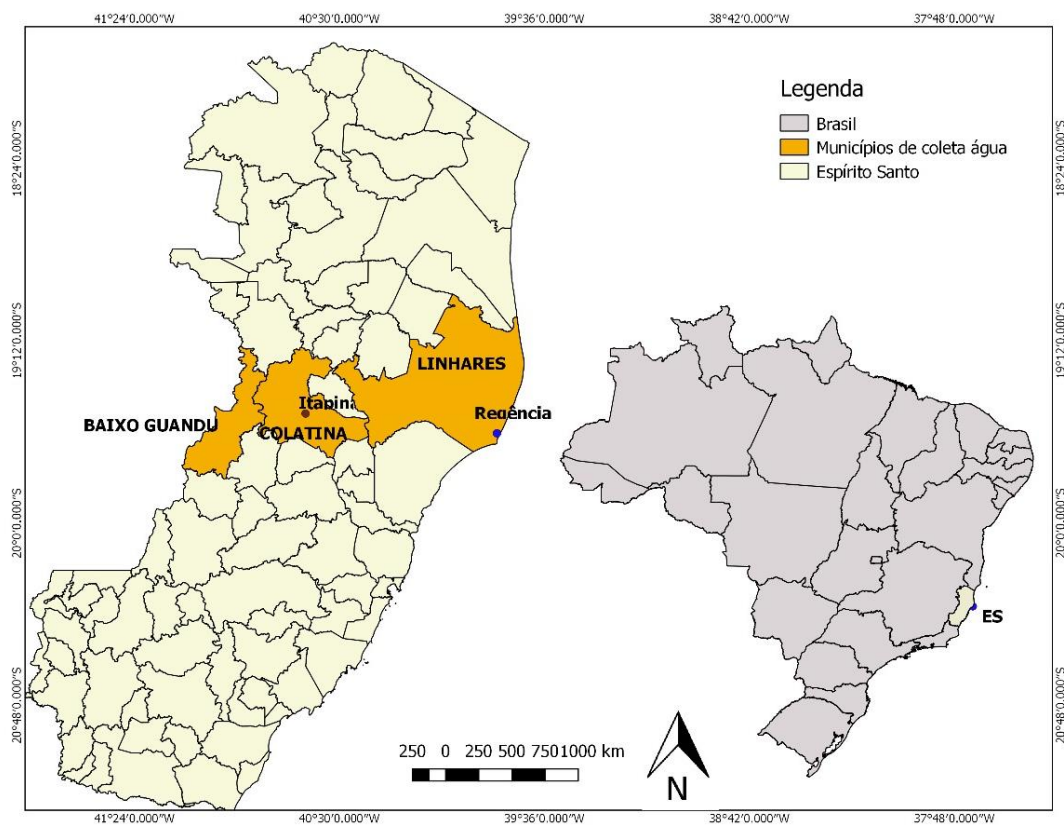
Fonte: autor (2017)

4.2.2. Água

A coleta de água da porção capixaba da bacia foi realizada pelo Instituto Estadual do Meio Ambiente do Estado do Espírito Santo, em conjunto com o Instituto Mineiro de Gestão das Águas e Agência Nacional das Águas. Foram cinco pontos de amostragem ao longo do curso baixo do rio Doce, compreendendo as cidades de Baixo Guandu, Colatina e Linhares, e os distritos de Itapina e Regência, conforme a figura 8.

Foram realizadas 139 campanhas, com coletas antes e após a chegada da lama de rejeitos de Fundão, operacionada pela empresa Samarco/Vale, nos meses de novembro e dezembro de 2015 e janeiro de 2016.

Figura 8 - Local de coleta das amostras de água do baixo curso do rio Doce, Espírito Santo.



4.3. Procedimentos Experimentais

4.3.1. Caracterização Granulométrica dos Sedimentos

De acordo com Leandro; Souza e Nascimento (2014), compreende-se como análise granulométrica de partículas sólidas a determinação do tamanho desses materiais, assim como a periodicidade em que ocorrem nos diversos ambientes, como os fluviais, em uma determinada classe ou faixa. A preparação das amostras de sedimentos para análises granulométricas será com a secagem em estufa a uma temperatura 105°C, por um período de 24 h, como estabelecido por Rodella e Alcarte (1994), adaptado de Goldin (1987). Após esse período serão desagregadas por meio de almofariz e pistilo, colocadas em peneiras de diferentes aberturas (μm) com análise e classificação das classes de areia de acordo com a Resolução 344 de 2004 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). O CONAMA adota a classificação granulométrica de sedimentos proposta por Wentworth (1922), sendo dividido em Areia, Silte e Argila (Quadro 7).

No entanto, para determinação da fração argila, adotou-se a técnica da EMBRAPA (2012), compreendendo-se sua avaliação por meio do método de densímetro, utilizando hidrômetro de modelo ASTM 152H. Foi utilizado 50 g de amostra, com 250 mL de água e 25 mL do dispersante Calgon (Hexametáfosfato de sódio e carbonato de sódio), colocados em garrafas plásticas e, posteriormente, organizadas no agitador do tipo WAGNER MA 160/24 (Figura 9a). A agitação mecânica perdurou por 16 horas a 50 rpm, as amostras foram retiradas do agitador e transferidas para provetas de 1 L e deixadas de repouso por 24 horas (Figura 9b). Decorrido o tempo, foi inserido o hidrômetro e feita a leitura da argila. O material em seguida foi passado em peneira de 53 μm e transferido para recipientes de metal para secagem em estufa (105 °C) por 24 horas. Por fim, o material foi peneirado separando as frações inteiras de *phi*, assim especificadas: 1,18 mm (areia muito grossa), 0,6 mm (areia grossa), 0,3 mm (areia média), 0,15 mm (areia fina) e 0,125 mm caracterizando a fração de areia muito fina (Figura 9c). A fração silte foi obtido por subtração das frações de areia e argila da massa total de sólidos analisados.

Figura 9 - Procedimentos na análise granulométrica. A - Agitador do tipo WAGNER MA 160/24; B – Preparação das amostras em provetas para leitura da argila através do hidrômetro; C – Peneiras.



Fonte: autor (2017)

Quadro 7 - Classificação granulométrica de sedimentos.

CLASSIFICAÇÃO	(mm)
AREIA MUITO GROSSA	2 a 1
AREIA GROSSA	1 a 0,5
AREIA MÉDIA	0,5 a 0,25
AREIA FINA	0,25 a 0,125
AREIA MUITO FINA	0,125 a 0,062
SILTE	0,062 a 0,00394
ARGILA	0,00394 a 0,0002

Fonte: CONAMA (2012).

4.3.2. Determinação de Metais Pesados

As amostras coletadas foram colocadas em estufa a 50°C para secagem. Depois de secas as amostras foram retiradas da estufa e colocadas em bancada até atingirem temperatura ambiente. Em seguida, as amostras foram desagregadas e homogeneizadas em almofariz de porcelana. Separou-se 10 g de cada amostra que foi posteriormente enviadas ao Laboratório Geosol-Lakefield.

Uma alíquota de 1,0g de cada amostra foi solubilizada com água-régia em placa aquecedora a 100°C por 12 horas. Após este período as amostras foram deixadas em repouso até atingirem temperatura ambiente. Em seguida as amostras foram filtradas, colocadas em balão volumétrico de 50ml e o volume aferido com solução de HNO₃ a 5%. As análises químicas foram efetuadas pela técnica de espectrometria de plasma de emissão atômica (IPC/AES), onde foram analisados os seguintes elementos: Al, Fe, Ca, K, Mg, P, Ti, Ba, Be, Cr, Cu, La, Li, Mo, Ni, Pb, Sc, Sr, V, Y, Zn, Zr.

4.3.3. Avaliação da qualidade ambiental dos sedimentos

Para determinar os elementos naturais e a contribuição antropogênica para os sedimentos estudados, foi calculado o Fator de Enriquecimento definido por Gresens (1967) pela fórmula:

$$FE = \frac{(M_i/Sc)_{am}}{(M_i/Sc)_{ref}}$$

onde, FE é o fator de enriquecimento, $(M_i / S_c)_{am}$ é a razão entre o metal analisado e a concentração do elemento conservativo na amostra e $(M_i / S_c)_{ref}$ o valor de referência regional do metal analisado e do elemento conservativo.

O Índice de Geoacumulação foi utilizado para obtenção das classes de poluição dos elementos metálicos nos sedimentos de fundo em pontos do baixo curso do rio Doce, durante o período estudado. O I_{Geo} foi introduzido por Müller (1979) e é determinado pela fórmula:

$$I_{Geo} = \frac{\log_2 [Me]_{sed}}{1.5 [Me]_{ref}}$$

onde, $[Me]_{sed}$ representa a concentração do metal pesado no sedimento e $[Me]_{ref}$ a concentração do metal pesado relativo ao fundo geoquímico natural de referência e 1,5 o fator usado para minimizar possíveis variações do background, causadas por diferenças litológicas.

O Índice de Carga de Poluição foi aplicado para os sedimentos na perspectiva de comparar o resultado com um dado elemento presente no ambiente com o esperado, ou seja, quando as contribuições antropogênicas são excluídas. A equação a seguir foi introduzida por Tomlinson et al. (1980).

$$ICP = n\sqrt{(CF_1 \times CF_2 \times \dots \times CF_n)}$$

onde, ICP é o índice de carga poluente e FC é o fator de contaminação de cada metal em relação ao valor de fundo do sedimento.

Para calcular o FC, estabelecido por Hakanson (1980), deve-se realizar a razão entre as concentrações do elemento considerado no sedimento em relação àquelas deste mesmo elemento em seu nível de base natural ou background (LIMA, 2008).

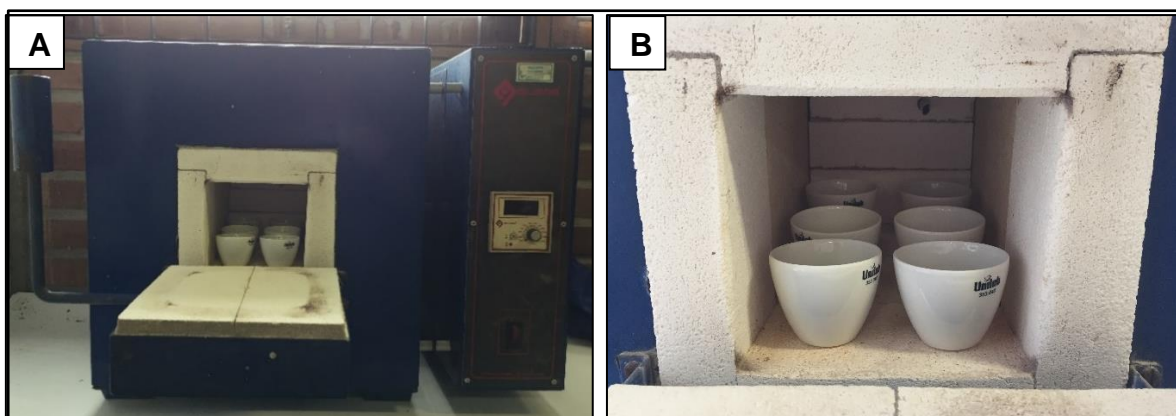
$$FC = \frac{C_{metal}}{C_{background}}$$

onde, C_{metal} é a concentração do elemento em cada amostra e $C_{background}$ a concentração de fundo (em sedimentos não contaminados) do elemento químico.

4.3.4. Determinação e Caracterização de Matéria Orgânica

O teor de matéria orgânica foi determinado de acordo com o estabelecido por Carmo e Silva (2012). As amostras foram colocadas em cadinhos de cerâmicas e, logo em seguida, incinerados em um forno do tipo mufla a aproximadamente 550°C durante tempo mínimo de 3 h (Figura 10). O teor de matéria foi estabelecido pela razão da perda de massa do resíduo incinerado, considerando-se o material perdido pela queima no intervalo de variação da temperatura de 105°C - 550°C, conforme a fórmula: $MO (\%) = (P - (T - C) \times 100) / P$, em que P = peso da amostra (g) depois de aquecida a 105 °C; C = tara do cadinho (g); e T = peso da cinza + cadinho (g).

Figura 10 - Determinação do teor de matéria orgânica. A – Forno do tipo mufla e B – Cadinhos de porcelana.



4.3.5. Organização e sistematização dos dados da qualidade da água

Nesse trabalho, foram analisados os dados de monitoramento do Projeto “Monitoramento Especial do Rio Doce”, realizadas pela Agência Nacional das Águas (ANA) e o Serviço Geológico do Brasil (CPRM) com a participação de órgãos estaduais dos estados atingidos pelo rompimento da barragem de rejeitos de Fundão, Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM) e Instituto Estadual do Meio Ambiente do Estado do Espírito Santo (IEMA). Para este trabalho, em específico, os dados foram disponibilizados pelo IEMA, distribuídos ao longo do baixo curso do rio

Doce, totalizando quatro cidades (Baixo Guandu, Itapina, Colatina e Linhares) e um distrito (Regência), todos localizados no Estado do Espírito Santo.

A primeira etapa foi organizar o banco de dados para serem utilizadas nas avaliações propostas e, posteriormente, na sistematização dos dados de monitoramento. A sistematização dos dados restringiu-se em calcular a percentagem dos dados válidos e eliminação de dados incompletos ou censurados para o banco de dados consolidado, além de ter sido verificado a distribuição dos dados.

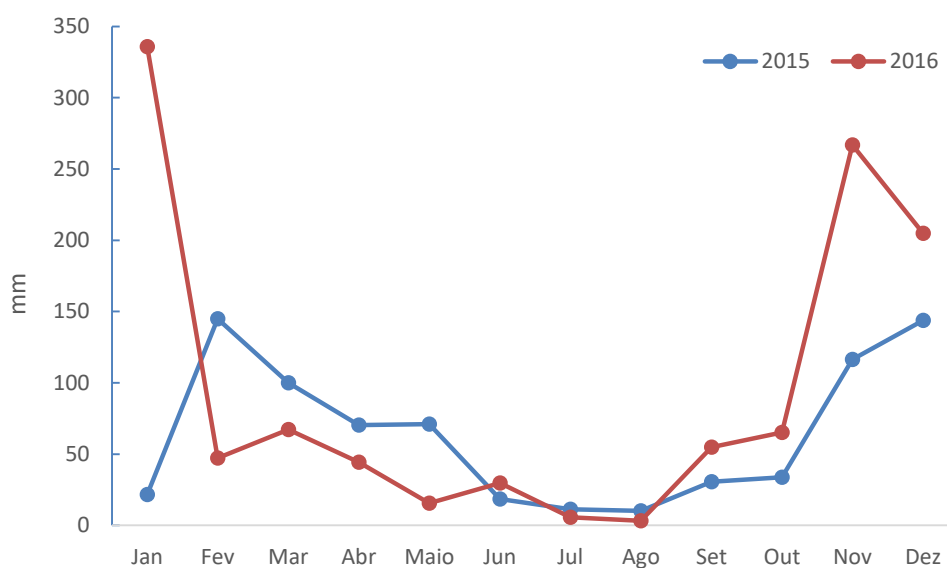
Os dados foram selecionados e organizados em planilha *Excel*, para cada cidade de coleta separadamente e a frequência de amostragem praticada por data. Ao longo de 3 meses (novembro/2015, dezembro/2015 e janeiro/2016), o IGAM monitorou cinco parâmetros físico-químicos (turbidez, oxigênio dissolvido, condutividade, pH *in loco* e sólidos dissolvidos totais) e 13 elementos químicos, sendo utilizados na pesquisa 11 desses elementos (Fe, Mn, Al, As, Pb, Cu, Cr, Ni, Ba, B e Zn). Considerando os dados disponibilizados pelo IEMA, incluindo todos os 3 meses de monitoramento, foram efetuadas 139 campanhas.

4.3.6. Dados pluviométricos

Os dados referentes ao índice pluviométrico foram obtidos através do Sistema Nacional de Informação sobre os Recursos Hídricos – SNIRH da Agência Nacional das Águas, referentes aos anos de 2015 e 2016, abrangendo a data das coletas de água e sedimento no baixo curso do rio Doce. Os dados obtidos foram inseridos no *Excel* e plotado em gráfico.

A bacia hidrográfica do rio Doce possui duas estações bem distintas durante o ano, com períodos chuvosos e secos. Na figura 11 observa-se, para o ano de 2015 e 2016, baixo índice pluviométrico para os meses de junho, julho e agosto, sendo este último o período mais seco do ano. Os meses de janeiro, novembro e dezembro são os que se destacam em termos de quantidade de chuva. Segundo Silva Neto (2012), o período chuvoso se estende de outubro a março, com índices maiores no mês de dezembro, demonstrando que o ano de 2015 em relação ao de 2016 foi atípico, apresentando valores inferiores ao ocorrido em anos anteriores.

Figura 11 - Índice pluviométrico mensal da bacia hidrográfica do rio Doce nos anos de 2015 e 2016.



4.3.7. Análise Estatística

A análise dos dados granulométricos deu-se através do programa de análise *Sysgran 3.1* (CAMARGO, 2006), com a confecção dos diagramas de Shepard e Pejrup. Para interpretação dados geoquímicos, a partir de valores das suas variâncias-covariâncias entre os parâmetros considerados, utilizou-se a Análise dos Componentes Principais (PCA). A confecção dos mapas para caracterização do transporte sedimentar deu-se através do *Software Surfer®*.

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1. Caracterização granulométrica e de matéria orgânica como suporte para análise de contaminação ambiental

A fração areia é predominante em toda área estudada. Das amostras analisadas do período seco, todas apresentaram maior porcentagem da fração de areia, com valores que variaram de 89,6% (P1) a 98,8% (P7) (Figura 12a). A fração supracitada era composta na maioria das vezes por grãos de quartzo. Isto se deve principalmente pelas constantes dragagens na região, em especial, a retirada de areia em um trecho antes da área de amostragem. Dentre as graduações da fração areia, a areia média (0,3 mm) foi a maior obtida na maioria dos pontos analisados, com exceção do P1 e P8, no qual foi verificado maior fração do tipo areia fina (0,15 mm) (Figura 12b). Em relação ao período chuvoso, a fração areia também teve predominância, verificando-se porcentagem acima de 96,4% (Figura 13a). A graduação de fração areia com maior representatividade foi areia média, com valores entre 24,4 e 65,5%, com exceção do ponto 3, com predominância de areia grossa (55,9 %) (Figura 13b). Diferentemente do período seco, as amostras apresentaram maiores frações de areia grossa, com diminuição de frações mais finas.

A característica arenosa encontrada no presente trabalho também foi observada em diversos rios que compõe a bacia, inclusive no rio Doce, em pontos da porção mineira, nas cidades de Governador Valadares e Turmiritinga (SANTOLIN, 2015). Observou-se que as frações mais finas de areia foram encontradas no período seco, aumentando no período chuvoso as frações mais grossas. Esse fato, de acordo com Santolin (2015), está relacionado aos fatores de transporte - com ocorrência no período chuvoso, favorecendo o arrasto das partículas pela força da vazão da água - e deposição - ocorrência no período seco, pela diminuição da vazão, favorecendo a deposição e sedimentação. Brigante e Espíndola (2009) acrescenta que a turbulência provocada pelo fluxo de água contribui que partículas mais finas (silte, argila e areia fina) fiquem em suspensão, removendo-as rio abaixo. No período seco, observou-se a formação de bolsões de areia ao longo do baixo curso do rio, com exposição de material mais fino, sendo amostrado em maior quantidade. Por

fim, o estudo relacionado ao conhecimento da dimensão das partículas que compõem os sedimentos é fundamental para deduzir informações relativos a proveniência, transporte e ambientes deposicionais (Barros, 2009). Desta forma, assim como descrito por Brigante e Espíndola (2009), pelo aumento de frações mais grossas em períodos de grande precipitação, o rio Doce apresenta acentuado efeito erosivo ao longo de seu curso.

Figura 12 - Histogramas mostrando a composição granulométrica (A) e a classificação das amostras arenosas (B) no período seco do baixo curso do rio Doce, Colatina, Espírito Santo.

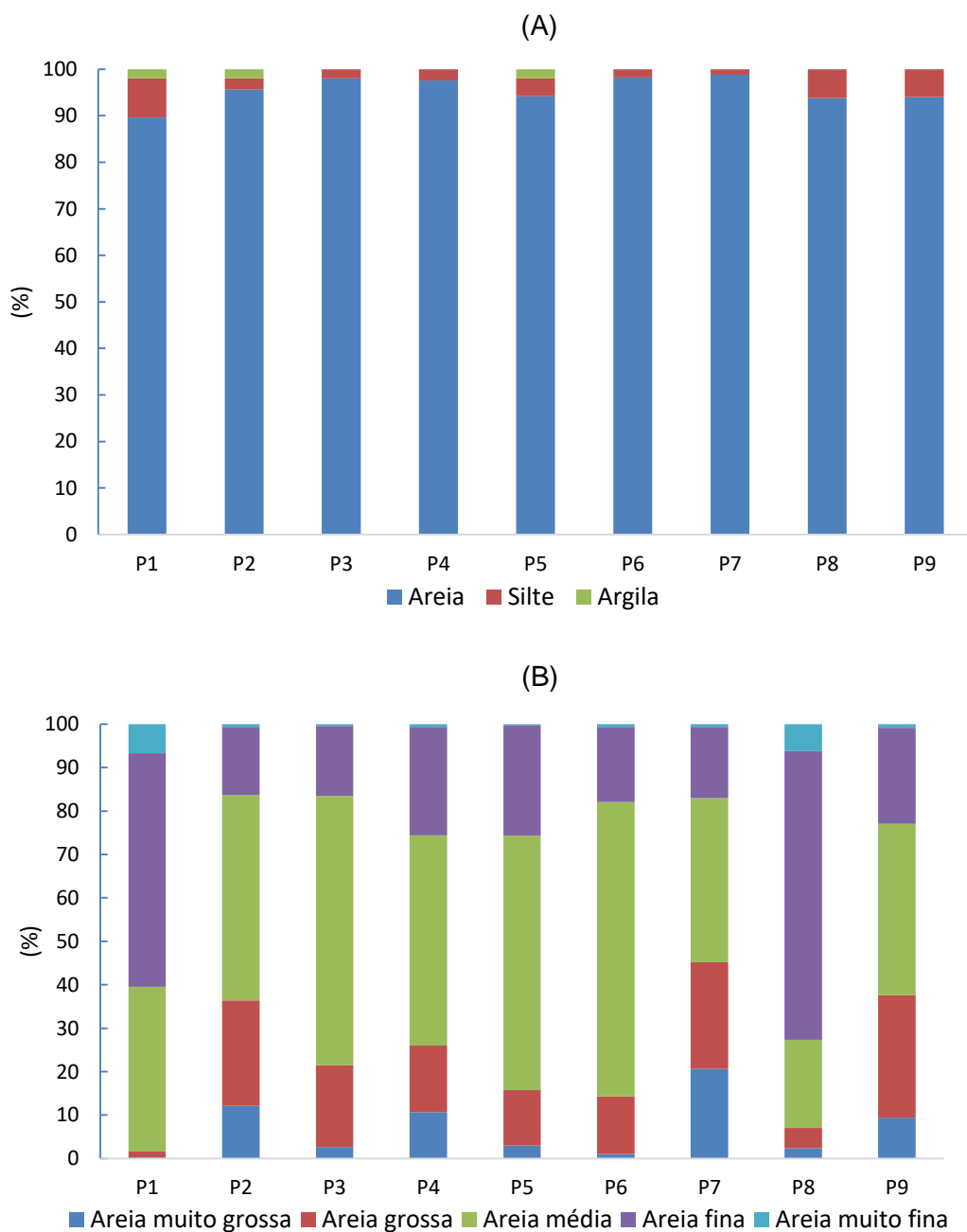
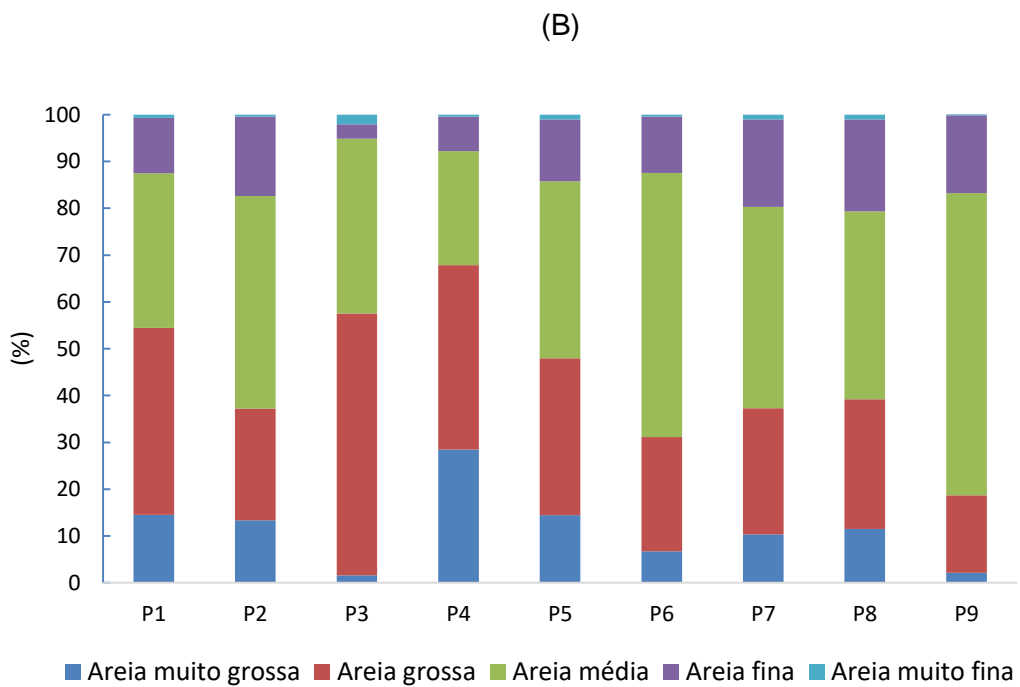
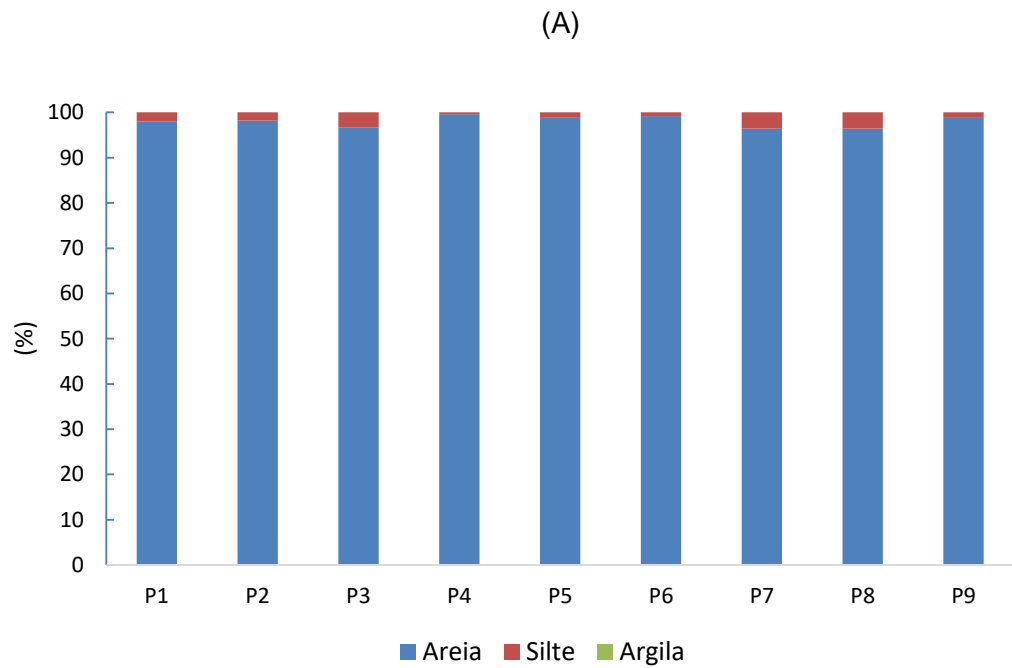
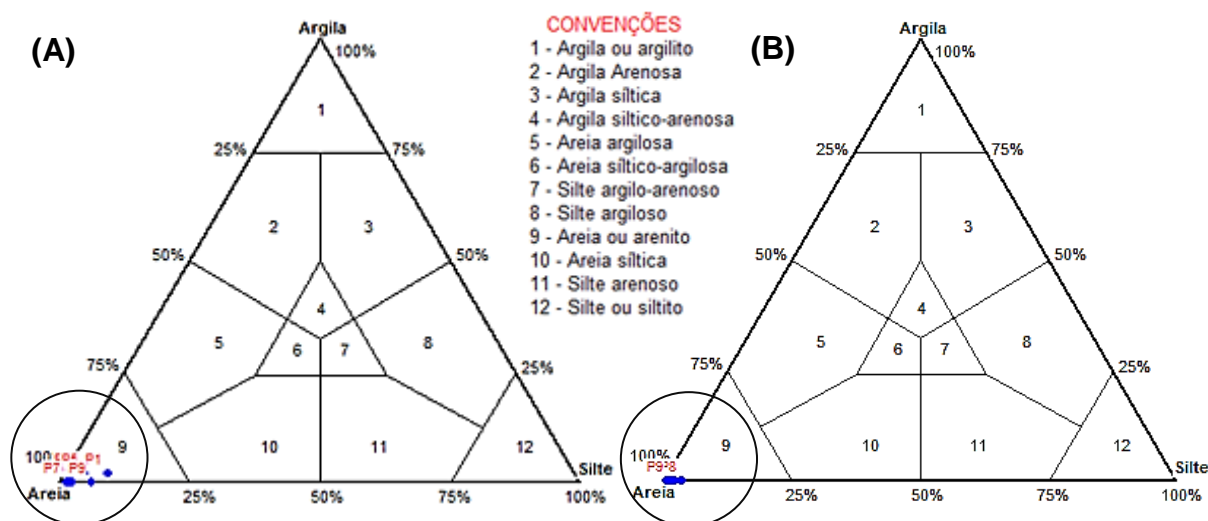


Figura 13 - Histogramas mostrando a composição granulométrica (A) e a classificação das amostras arenosas (B) no período chuvoso do baixo curso do rio Doce, Colatina, Espírito Santo.



Os sedimentos de fundo do baixo rio Doce apresentaram-se poucos distintos nos períodos amostrados de acordo com a nomenclatura proposta por Shepard (1959). A classe areia ou arenito consistiu na campanha realizada tanto na estação seca quanto na chuvosa, sendo maior quantidade de materiais finos no período seco, incluindo o silte, que proporcionou diferença entres os períodos (Figura 14). Dessa forma, esta diferenciação em períodos distintos apresenta clara correspondência com a pluviometria e, conseqüentemente, a vazão do rio.

Figura 14 - Diagrama de Shepard contendo os resultados das análises granulométricas das amostras de sedimento do baixo curso do rio Doce, Colatina, Espírito Santo. (A) Estação chuvosa e (B) Estação seca.

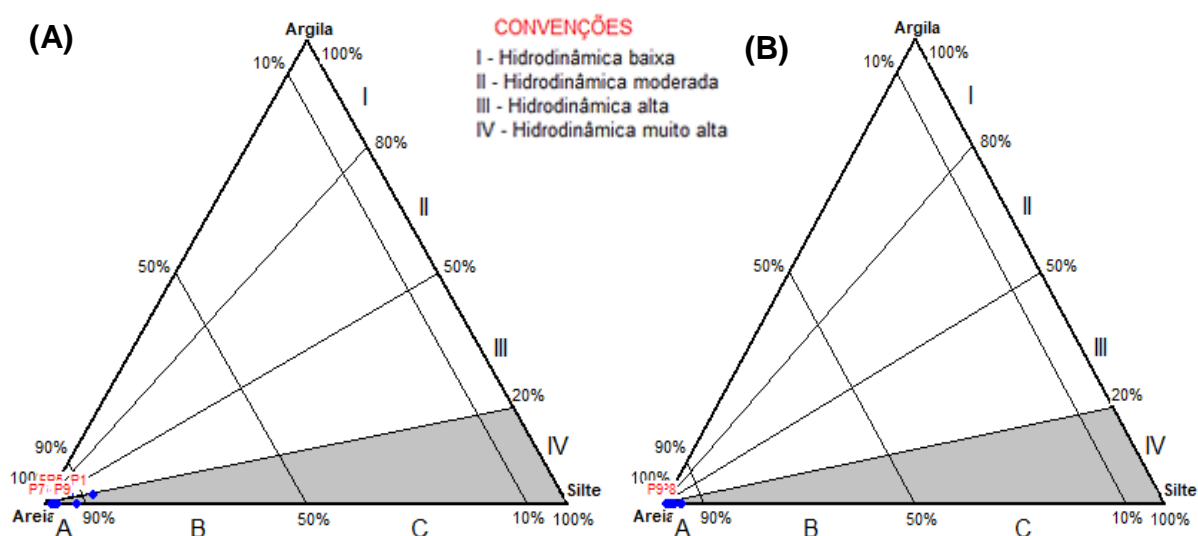


Os resultados obtidos a partir das análises granulométricas dos sedimentos do baixo rio Doce foram plotados no diagrama de Pejrup (1988). O diagrama de Pejrup, segundo Barros (2009), tem por objetivo interpretar a sedimentação e a dinâmica de ambientes sedimentares. Os estudos envolvendo aspectos funcionais do sistema fluvial são de suma importância, principalmente em ambientes tropicais, ainda pouco estudado, uma vez que realiza o entendimento relacionado ao trabalho que o rio executa em cada trecho (ROCHA; SOUZA FILHO, 2005). Dessa forma, a partir da representação gráfica (Figura 15) é possível observar a dominância da classe IV (hidrodinâmica muito alta) nos períodos estudados. Verificando a

quantidade pequena de frações menores, nota-se um ambiente de alta energia, com materiais grossos ocupando grande parte das amostras coletadas.

Vale ressaltar que as frações granulométricas que permitem a ocorrência da contaminação do compartimento sedimento por substâncias químicas são a argila e o silte, que apresentam maior potencial de adsorção (BRIGANTE; ESPÍNDOLA, 2009), sendo constituintes com pequena quantidade na área de estudo, principalmente no período chuvoso. Dessa forma, a soma das frações argila e silte de sedimentos do baixo curso do rio Doce resultou em porcentagens diferentes entre os pontos e períodos de coleta, demonstrando capacidades diferentes de agregar metais pelos processos de adsorção e complexação. Uma análise dos histogramas permitiu deduzir que os maiores potenciais para agregar metais teoricamente ocorreram em P1, P8 e P9 no período seco e P3, P7 e P8 no período chuvoso.

Figura 15 - Diagrama de Pejrup contendo os resultados das análises granulométricas das amostras de sedimento do baixo curso do rio Doce, Colatina, Espírito Santo. (A) Estação chuvosa e (B) Estação seca.



A presença de elevada fração de areia em um ambiente demonstra uma elevada condição hidrodinâmica (BARROS, 2009). Isso pode ser explicado pela agitação das correntes em que não permite que ocorra a deposição e/ou retiram o material mais fino (silte e argila) (ANTIQUERA; CALLIARI, 2005).

As perturbações de origem antrópica podem interferir de várias formas nos ecossistemas aquáticos continentais, podendo mencionar a alteração de trechos

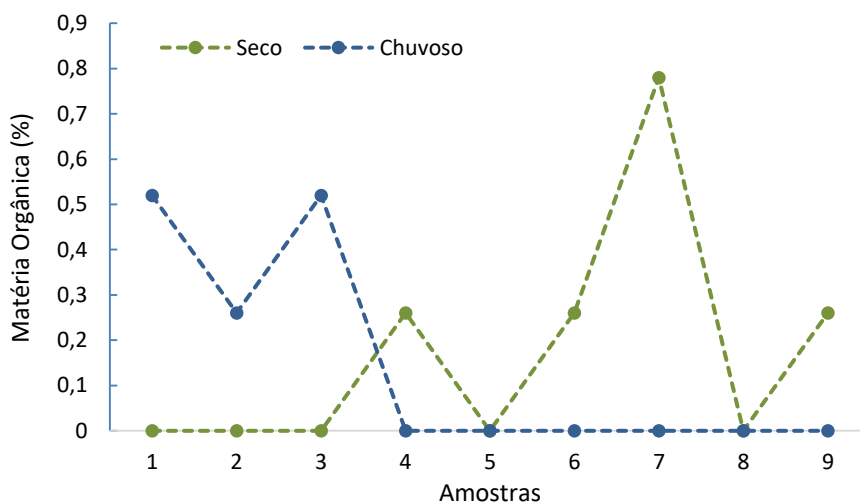
devido o transporte de massas d'água e sedimentos de origem alóctone ou erodidos das margens (FRANÇA; MORENO; CALLISTO, 2006). ANA (2016) e IGAM (2010) confirmam essas contribuições, afirmando que a supressão da cobertura vegetal na bacia do rio Doce é grande e as áreas de pastagem se encontram bastante degradadas, tornando a área susceptível a erosão do solo e o carreamento de expressivo volume de sedimento para o curso d'água. Ainda se soma a esses fatores o despejo proveniente da mineração e de resíduos industriais e domésticos (IGAM, 2010).

Pacheco (2015) relata em seu estudo no rio Doce que as laterais e o centro do rio possuem diferenciação em sua granulometria, isso em decorrência da velocidade da água, sendo as laterais constituídas principalmente por frações de areia menores e maiores direcionados ao centro. O autor ainda acrescenta que em perfis verticais os sedimentos do centro são exclusivamente constituídos por fração areia, não seguindo uma ordem de teores para cada fração em profundidade. Vieira (2010) corrobora alegando que o baixo rio doce, por ser uma área com declividade pouco acentuada, possui facilidade para sedimentação e seu substrato é constituído predominantemente por areia e sedimento orgânico.

Em relação ao teor de matéria orgânica nos sedimentos, as amostras apresentaram valores variando de 0,00% a 0,78% no período seco e 0,00% a 0,52% (Figura 16) no chuvoso. Para Esteves (2011), esses valores são de características de sedimentos minerais, pois estão abaixo de 10%. Logo, em todos os períodos de coleta verificaram-se sedimentos de característica mineral. Comparando-se as porcentagens de matéria orgânica no período seco e chuvoso, verificou-se média maior no primeiro período de coleta (estação seca). Diferentemente do observado na porção mineira da bacia por Santolin (2015), em que os maiores valores foram observados no período chuvoso, decrescendo no período seco, exceto em um ponto de amostragem. O resultado proposto pode ser explicado pela pequena porção de argila encontrado, visto que os sedimentos de granulometria fina (silte e argila) possuem grande capacidade de adsorção, associando-se a maior quantidade de matéria orgânica (VIDAL; BECKER, 2006).

Observa-se ainda que os pontos 1, 2 e 3 na estação seca não apresentaram teores de MO, ao contrário na estação chuvosa. Os pontos 4, 6, 7 e 9, diferentemente das amostras anteriores, apresentaram teores de MO na estação seca. Esse fato justifica-se pelos pontos 1, 2 e 3 ficarem próximos a uma barreira de areia, diminuindo a velocidade da água e, conseqüentemente, depositando teores de matéria orgânica. Sendo as amostras posteriores recebendo pouco teor, enquanto que na estação seca, por estarem próximos a residências, estão sujeitas ao acúmulo de MO.

Figura 16 - Concentração de matéria orgânica na fração total das amostras de sedimento de fundo do baixo curso do rio Doce, Colatina, Espírito Santo.

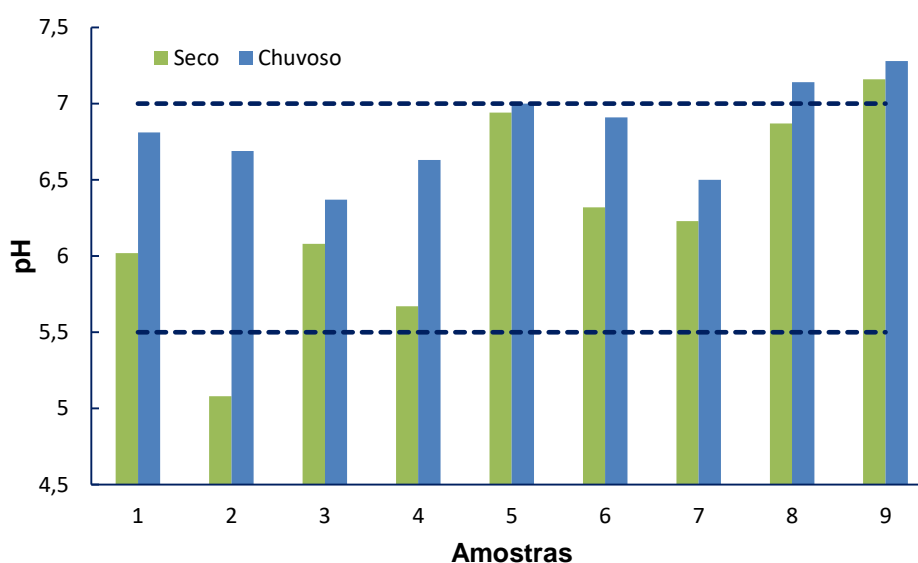


Os valores de pH variaram de 5,08 a 7,16 no período seco e 6,37 a 7,28 no chuvoso. Os sedimentos com pH abaixo de 5,5 são considerados ácidos (MEURER, 2008), fato este observado no ponto 2 no período seco. Os maiores valores de pH foram verificados nas amostras do período chuvoso, sendo 2 amostras acima de 7,0, pontos 8 e 9. Para Santolin (2015), os sedimentos com valores acima de 7,0 são comuns em regiões áridas e semiáridas, caso que não é da região amostrada. Valores aproximadas a estes foram verificados para sedimentos à margem do rio Doce, lado esquerdo e direito, em Colatina (ES) no trabalho de Pacheco (2015), apresentando variação entre 5,50 e 6,18, valores menores, no entanto, quando comparados aos do presente trabalho. Ainda assim, os valores de pH detectados neste trabalho (Figura 17), em sua maioria, margearam a faixa de neutralidade, isso

supõe, de acordo com Fernandes; Egler e Cesar (2008), que este parâmetro possui baixo potencial de contribuição na mobilidade da contaminação.

Por outro lado, segundo a Resolução 357/05 do CONAMA, a proteção da vida aquática é amparada na faixa de 6 a 9 para as classes 1 e 2, deste modo, no presente trabalho, grande parte das amostras ficaram dentro da faixa determinada por esta resolução.

Figura 17 - Valores de pH registrados em sedimentos do baixo curso do rio Doce, Colatina, Espírito Santo.



O pH, no entanto, possui variação sazonal, podendo variar conforme a área receba águas da chuva, esgotos e a água do lençol freático, além de ter relação com o solo da bacia, quanto mais ácido o solo mais ácido o pH do corpo hídrico (FARIAS, 2006). Afirmação contestada por Fernandes; Egler e Cesar (2008), pois alegam que o sedimento necessariamente não segue o pH do solo, este possui teor maior de matéria orgânica e, conseqüentemente, de substância húmicas, de maneira que o pH se torna ácido. O autor ainda corrobora ressaltando que os sedimentos superficiais estão em constante influência pelo substrato aquoso sobrejacente, sendo que a elevada concentração de oxigênio dissolvido na coluna d'água promove a degradação da matéria orgânica e, em conseqüência, diminui o pH da água.

5.2. Caracterização química dos sedimentos

Foi analisada a situação da contaminação por elementos químicos como: Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na, P, Ti, As, Ba, Co, Cr, Cu, La, Li, Mo, Ni, Pb, Sr, Th, V, Y, Zr e Zr em amostras de sedimento do baixo rio Doce, de acordo com os valores orientadores da resolução CONAMA nº 454, de 1 de novembro de 2012, que “estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos mínimos para avaliação do material a ser dragado em águas jurisdicionais brasileiras”. Na tabela 2 estão os resultados obtidos para os metais e principais elementos químicos. Observa-se que a grande variação entre os valores bem como entre os pontos amostrais.

Dentre os metais analisados e com valores previstos no CONAMA, nenhum atingiu o limite da classe 2; porém, para a classe 1, os elementos As e Ni apresentaram valores acima do estabelecido. Sazonalmente, as mais altas concentrações de As no baixo curso do rio Doce são encontradas na estação seca, principalmente nos pontos 1, 7 e 8, com média de 7,33 ppm, valores entre 5 e 11 ppm. No total, 67% dos pontos analisados estão acima do nível I (5,9 ppm) tanto no período seco quanto no chuvoso. Nenhum valor ficou abaixo do nível de quantificação, indicando que o As está presente em todos os pontos e períodos de coleta.

Com valores abaixo do presente trabalho, Cunha; Pessanha e Shintaku (2013) encontraram em seu estudo valores entre 0,5 a 14 mg.L⁻¹, com média de 1,64 mg.L⁻¹ de Arsênio em sedimentos de corrente em rios do ES, sendo o maior valor atribuído para o rio São José, sub-bacia do rio Doce. Os autores supracitados corroboram citando que a maior fonte de As no meio ambiente é de origem antrópica, podendo ocorrer em concentração maior em sedimentos argilosos pelo fato da alta adsorção por argilominerais, matéria orgânica e hidróxidos de Fe e Al, e no Estado do Espírito Santo, os altos teores desse elemento é causado pelas atividades antrópicas realizadas em suas bacias, com origem da fundição de metais não ferrosos e a produção e uso de agrotóxicos arseniais. Nos sedimentos analisados, os teores de Ba são mais elevados no período seco, apresentando valores entre 28 e 68 ppm. Por outro lado, no período chuvoso, as concentrações ficaram entre 20 e

39 ppm, isto pode estar atrelado ao maior carreamento do material sedimentar neste período, dificultando a adsorção desta e outras espécies químicas no sedimento.

Verificando-se os valores obtidos para a concentração de Co, pode-se observar que estas foram mais elevadas no ponto P1 no período seco (5 ppm) e ponto P3 e P8 no chuvoso. Excetuando-se o P9, os resultados obtidos ficaram acima do valor de referência para o local (2,1 ppm). De acordo com Ferreira (2001), o Co tem uma provável associação com a MO, apresenta maiores concentrações quando este se encontra presente. Deste modo, é possível afirmar que as concentrações de Co poderiam ser maiores se outras características estivessem presente como, por exemplo, a MO.

Os teores de Cr foram: mínimo de 18 e máximo de 32 ppm, no período seco, e mínimo de 17 e máximo de 26 ppm, no período chuvoso. Valores estes diferentes encontrado para o mesmo elemento no rio Formoso por Baggio e Horn (2010), os autores encontram valores menores na estação seca e maiores na chuvosa. Os autores alegam que o aumento obtido no período chuvoso é decorrência do carreamento de resíduos metalorgânicos advindos do material pedológico. Da mesma forma, no presente trabalho, os teores são provenientes principalmente de atividades antropogênicas exercidas desde sua nascente até o baixo curso. O ponto P2 alcançou valor acima do valor de referência para o local no período seco, mas está dentro do valor estipulado pela Resolução 454/12 do CONAMA, que é de 37,3 mg/kg para o nível 1.

Os valores obtidos para Cu foram: o mínimo de 6 e o máximo de 10 ppm, no período seco, e o mínimo de 3 e máximo de 8 ppm, no período chuvoso. Os pontos P1, P2 e P8 superaram os valores de referência para o local (8 ppm) no período seco. No entanto, comparando-se com o valor limite ditado pela Resolução CONAMA, os valores do presente trabalho se encontram bem abaixo do valor estipulado (35,7 ppm). Fukuzawa (2008) analisando as concentrações de Cu no rio Piranga, principal formador do rio Doce, verificaram concentrações mais elevadas comparando-as com o presente trabalho, variando de 38,09 a 258,5 mg/kg no verão e de 40,84 a 541 mg/kg no inverno.

Em relação ao elemento La, os valores obtidos variaram entre 5 e 30 ppm na estação seca e 5 a 31 ppm na chuvosa. Os maiores valores foram observados para os pontos P4, P5, P7 e P8 no período chuvoso, com total de 31, 19, 14 e 17 ppm, respectivamente. No período seco, destaca-se os pontos P1, P2 e P8 com 14, 13 e 30, respectivamente. Para este elemento inexistem valores de referência e limite na Resolução CONAMA, impossibilitando a comparação e estimativa de toxicidade para organismos aquáticos e humanos. Para o Li encontrou-se valores variando de 0,5 a 3 ppm no período seco e 0,5 a 4 ppm no período chuvoso. Assim como o La, são inexistentes valores de referência para o Li, impossibilitando a estimativa de enriquecimento do elemento para o baixo curso do rio Doce, o mesmo ocorrendo para a Resolução do CONAMA.

Os valores obtidos para o Mo foram: o mínimo de 1 e máximo de 2 ppm, no período seco e, o mínimo de 0,5 e máximo de 2 no período chuvoso. A concentração verificada fica na margem limite do local estudado (3 ppm), não havendo concentração superior ao natural. O Ni apresentou valores entre 6 e 10 ppm no período seco e 6 a 23 no período chuvoso. O ponto P8 (23 ppm), na estação chuvosa, alcançou mais de 100% do limite estabelecido como valor de referência para a área de estudo (8 ppm), bem como atingiu o limite do nível 1 estipulado pela Resolução 454/12 do CONAMA que é de 18 ppm.

Os valores de Pb variaram de 4 a 9 ppm no período seco e 1,5 a 8 ppm no período chuvoso. Dos nove pontos analisados, 56% se encontram acima do valor estipulado como referência na área de estudo, tanto no período seco quanto no chuvoso. No entanto, quando comparado ao valor estabelecido pelo CONAMA para o nível 1, todas encontram-se com concentração inferior. Níveis baixos de Pb também foram encontrados no estuário do rio Doce por Romero et al. (2016), mesmo após a passagem de rejeitos da mineradora em Fundão. Os autores não citam a concentração exata encontrada do elemento, impossibilitando comparações mais detalhadas.

Os valores obtidos para Sr foram: no mínimo de 1 ppm e máximo de 4 ppm no período seco e mínimo de 0,5 ppm e máximo de 5 ppm. Comparando com valores de referência para o local do presente estudo, apenas o P9 no período chuvoso

atingiu o limite que é de 4,3 ppm. Para o V as concentrações variaram de 9 a 19 ppm no período seco e de 7 a 23 ppm no período chuvoso. Com ausência de dados referente à valores de referência e limites deste elemento na resolução do CONAMA nº 454/12, não foi possível estimar se os valores atingiram a concentração do ambiente natural (CONAMA, 2012).

Os valores de Zn foram: o mínimo de 8 e máximo de 18 ppm no período seco e, mínimo de 7 e máximo de 14 ppm no período chuvoso. Dos nove pontos analisados, apenas o P1 e P8 atingiram o valor de referência para a área de estudo. Em relação a resolução do CONAMA nº 454/12, os valores ficaram abaixo do estabelecido que é de 123 ppm (CONAMA, 2012). Para Zr, os valores variaram de 2 a 7 ppm para o período seco e de 3 a 6 ppm no período chuvoso. Dos pontos analisados, o P2 e o P8 no período seco atingiram o valor de referência local e no período chuvoso os pontos P4, P5 e P7.

COELHO (2006a) afirma que as águas contribuem no carreamento de materiais intemperizados de locais mais elevados para os mais baixos de uma determinada bacia hidrográfica ou sistema de drenagem. Neste contexto, Lima et al. (2013) corroboram para a área do presente estudo que a contaminação por elementos traço na sub-bacia Ribeirão do Carmo, integrada à bacia do rio Doce, pode estar atrelada à mineração aurífera, que expõe as rochas e solos, intensifica a ação do intemperismo e favorece na lixiviação de elementos químicos para o ambiente secundário.

Efeitos tóxicos em espécies de peixes do rio Doce foram observados por Gomes et al. (2009), os autores relataram que os metais cobre e cádmio interferem no desenvolvimento das espécies curimatã (*Prochilodus vimboides*) e piaçu (*Leporinus macrocephalus*). Andrade (2003), no trecho médio da bacia do rio Doce (MG), encontrou níveis de Cr, Pb e Ni acima do permitido pela legislação em várias espécies de peixes, inclusive apresentando o processo de bioacumulação, além de alterações histopatológicas em tecidos branquiais, demonstrando que as espécies da área de estudo estão seriamente expostas à poluentes. No mesmo trabalho, foi relatado pelo autor a toxicidade aguda e crônica nos organismos *Daphnia similis*, *Chironomus xanthus* e *Ceriodaphnia silvestrii* quando expostos à sedimentos do

trecho médio da bacia. Andrade et al. (2010) estudando os teores de As, Cr e Hg em amostras de Acará (*Geophagus brasiliensis*) no rio Piracicaba (MG), afluente do rio Doce, relatam valores acima do permitido pelo Ministério da Saúde, sendo classificadas como inadequadas para o consumo humano.

Segundo Goulart (2008), a correlação solo-sedimento sugere que os elementos Fe e Al são de origem natural, em oposição a outros elementos como Ca, K, Mn, Cu, As, Zn, Mg, que, além das fontes naturais, possuem contribuição antrópica para elevação dos teores. Ferreira (2001) destaca que, na maioria das vezes, os metais encontram-se adsorvidos em fração maior que 200 micrômetros, sendo que, de modo geral, esta fração mostrou-se baixa no presente trabalho. Vale ressaltar que fatores influenciam no padrão de dispersão longitudinal de elementos metálicos em sedimento, como: tamanho da partícula, descarga do rio e diluição por materiais erodidos das margens (PACHECO, 2015).

Apesar da maior quantidade consistir-se em fração areia, foi observado grande quantidade de metais pesados presentes nos sedimentos do baixo curso do rio Doce. O mesmo é retratado no trabalho de Ferreira (2001), grande quantidade de partículas com granulometria maior (28 micrômetros), e concentrações mais elevadas quando comparado à fração mais fina.

Tabela 2 - Concentração dos elementos químicos presentes em amostras de sedimentos do baixo curso do rio Doce, Colatina, Espírito Santo, no período seco (Lote 1) e chuvoso (Lote 2).

Amostras	Al (%)		Ca (%)		Fe (%)		K (%)		Mg (%)		Mn (%)		Na (%)		P (%)		Ti (%)		As (ppm)		Ba (ppm)	
	Lote 1	Lote 2	Lote 1	Lote 2	Lote 1	Lote 2	Lote 1	Lote 2	Lote 1	Lote 2	Lote 1	Lote 2	Lote 1	Lote 2	Lote 1	Lote 2	Lote 1	Lote 2	Lote 1	Lote 2	Lote 1	Lote 2
P1	0,52	0,33	0,04	0,03	3,47	2,67	0,11	0,09	0,07	0,03	0,03	0,03	0,02	0,03	0,005	0,005	0,07	0,03	9	2,5	39	38
P2	0,4	0,23	0,06	0,03	4,52	1,74	0,08	0,04	0,04	0,02	0,05	0,02	0,03	0,01	0,01	0,005	0,09	0,02	8	8	37	20
P3	0,28	0,53	0,03	0,06	2	2,77	0,06	0,13	0,03	0,06	0,03	0,03	0,02	0,04	0,005	0,005	0,01	0,04	5	8	34	39
P4	0,33	0,17	0,05	0,02	2,96	4,32	0,09	0,04	0,03	0,02	0,08	0,03	0,03	0,005	0,005	0,005	0,03	0,16	7	7	46	23
P5	0,36	0,29	0,03	0,04	2,08	3,43	0,06	0,09	0,04	0,03	0,04	0,03	0,02	0,02	0,005	0,005	0,02	0,09	7	7	39	26
P6	0,33	0,21	0,04	0,02	2,2	1,76	0,09	0,05	0,03	0,02	0,05	0,02	0,03	0,01	0,005	0,005	0,01	0,02	5	2,5	40	20
P7	0,2	0,36	0,03	0,04	2,09	3,07	0,04	0,09	0,02	0,04	0,06	0,03	0,01	0,02	0,005	0,005	0,03	0,07	9	9	28	31
P8	0,54	0,24	0,06	0,03	3,93	2,81	0,15	0,05	0,09	0,03	0,03	0,02	0,03	0,01	0,01	0,005	0,12	0,07	11	8	41	21
P9	0,31	0,33	0,08	0,04	1,89	2,23	0,07	0,07	0,05	0,02	0,12	0,02	0,02	0,03	0,01	0,005	0,02	0,02	5	2,5	68	33
Background	1,8 ¹		172 ¹		-		478 ¹		116 ¹		1,29 ¹		29 ¹		-		-		8,8 ¹		45 ¹	

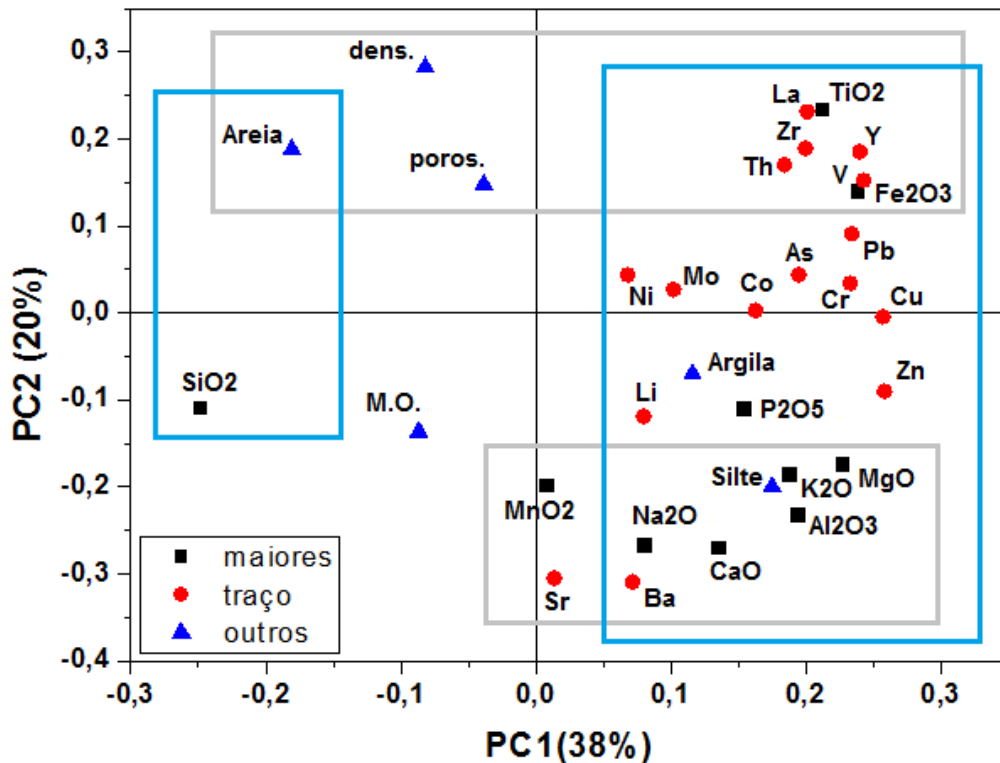
Amostras	Cr (ppm)		Cu (ppm)		La (ppm)		Li (ppm)		Mo (ppm)		Ni (ppm)		Pb (ppm)		Sr (ppm)		V (ppm)		Zn (ppm)		Zr (ppm)	
	Lote 1	Lote 2	Lote 1	Lote 2	Lote 1	Lote 2	Lote 1	Lote 2	Lote 1	Lote 2	Lote 1	Lote 2	Lote 1	Lote 2	Lote 1	Lote 2	Lote 1	Lote 2	Lote 1	Lote 2	Lote 1	Lote 2
P1	27	23	10	6	14	5	2	0,5	1	2	10	8	7	6	2	3	18	11	17	8	4	4
P2	32	17	10	6	13	5	1	0,5	2	1	10	6	6	5	2	1	17	10	13	9	5	3
P3	20	26	6	8	5	5	1	3	2	2	7	9	4	6	2	4	10	15	9	14	2	4
P4	25	26	7	8	5	31	2	1	2	2	8	6	5	8	3	0,5	11	23	10	12	4	6
P5	20	25	7	7	5	19	1	1	2	2	7	8	6	6	2	2	13	14	12	10	2	6
P6	20	17	7	5	5	5	1	0,5	2	1	9	6	6	4	3	0,5	9	10	11	8	2	3
P7	19	25	6	7	5	14	0,5	1	2	2	6	8	4	6	1	2	11	14	8	11	3	5
P8	26	21	9	7	30	17	3	2	2	2	9	23	9	5	3	0,5	19	15	18	11	7	4
P9	18	20	7	3	5	5	0,5	4	2	0,5	6	7	5	1,5	4	5	13	7	13	7	2	3
Background	28 ¹		8 ¹		-		-		3 ¹		8 ¹		5,2 ¹		4,3 ¹		-		15 ¹		4,1 ¹	

¹ Valores de background local, bacia hidrográfica do rio Doce, proposto por Costa et al. (2003)

5.3. Análise estatística multivariada

A análise dos componentes principais discriminou a formação de dois grupos distintos em função do eixo PC1, que contém 38% da informação, onde se destaca a separação pelos parâmetros granulométricos, a areia e a frações finas (argila e silte) (Figura 18). O grupo delimitado para a areia engloba a sílica (SiO₂), representando o teor de quartzo. O grupo formado na porção positiva do eixo PC1 encontra-se todos os metais e a maioria dos elementos maiores. Observa-se, dessa forma, a afinidade dos elementos metálicos com a fração fina do sedimento, isso em consequência da capacidade de adsorção da argila e da fração fina do sedimento de forma geral. Tal comportamento destes dois grupos supracitados sugere que sejam formados pelas amostras com diferentes níveis de hidrodinâmica juntamente com todos os elementos químicos e demais parâmetros que migram com velocidades e energias diferenciadas no interior do rio Doce.

Figura 18 – Gráficos dos parâmetros obtido por Análise de Componentes Principais



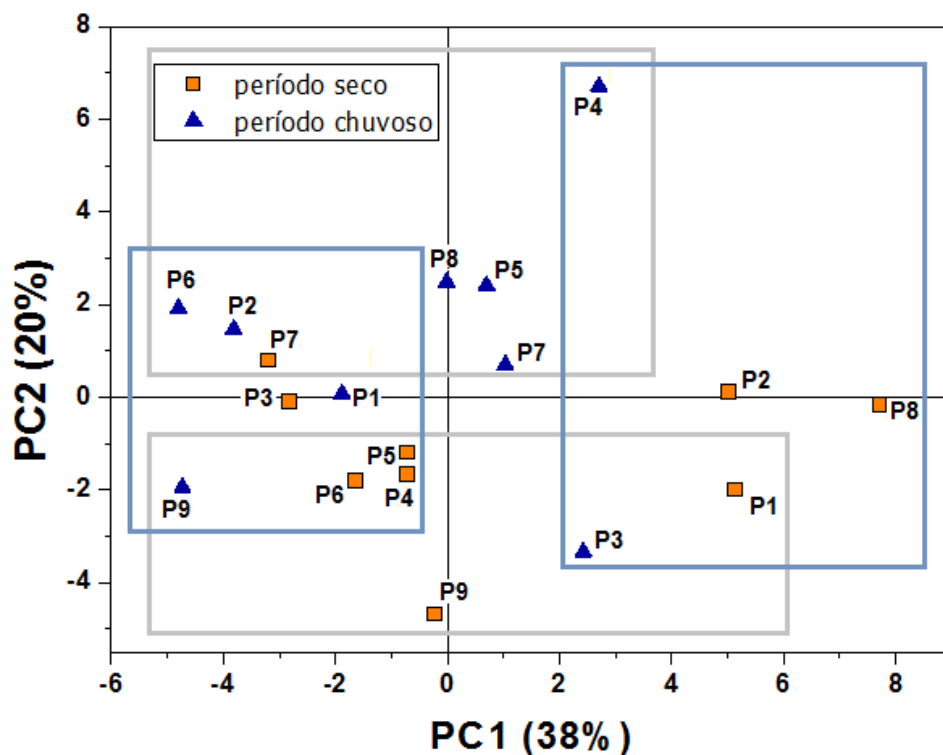
Analisando agora o eixo PC2, que contém 20% da informação, observa-se a formação na porção positiva composta pela fração areia, porosidade, alguns elementos maiores e traço e a densidade como parâmetro mais representativo. Essa conformação indica um sedimento mais denso, principalmente pela presença dos elementos Fe, Ti e V que conjuntamente podem representar os nódulos de ferro e seus elementos siderófilos do sedimento. Da mesma forma, o Zr que por ser um elemento presente em minerais resistentes, ou seja, resistentes à abrasão, configura-se também uma substância bastante densa e presente na fração areia. Do mesmo modo, indica certo grau de associação com a hidrodinâmica e balanço energético do rio.

No grupo formado na porção negativa do eixo PC2 encontram-se elementos associados a a fração do sedimento de menor densidade que contém os elementos na fração silte que podem ser de origem de algum mineral carbonático pela associação do Sr, Ba, MgO com o CaO que pode ser proveniente da lixiviação superficial de material utilizado na calagem de solo ou na composição de minerais de extrativismo. E também pela associação do K₂O, Na₂O com o Al₂O₃ que pode ser da composição de feldspatos que está presente também em rochas locais.

Comparando agora com o gráfico dos nove pontos de coleta, verifica-se a formação de dois grupos no eixo PC1, o primeiro, na porção negativa com hidrodinâmica alta (P1, P2, P6 e P9 do período chuvoso e P3, P4, P5, P6 e P7 do período seco) e no lado positivo deste mesmo eixo encontram-se os pontos com menor hidrodinâmica (P3 e P4 para o período chuvoso e P1, P2 e P8 para o período seco) (Figura 19).

Em consequência, o eixo PC2 forma dois grupos em relação a densidade das partículas, sendo os pontos com sedimentos de maior densidade na porção positiva (P2, P4, P5, P6, P7 e P8 do período chuvoso e P7 do período seco), e na porção negativa deste eixo os pontos com menor densidade (P3 e P9 do período chuvoso e P1, P4, P5 e P6 do período seco).

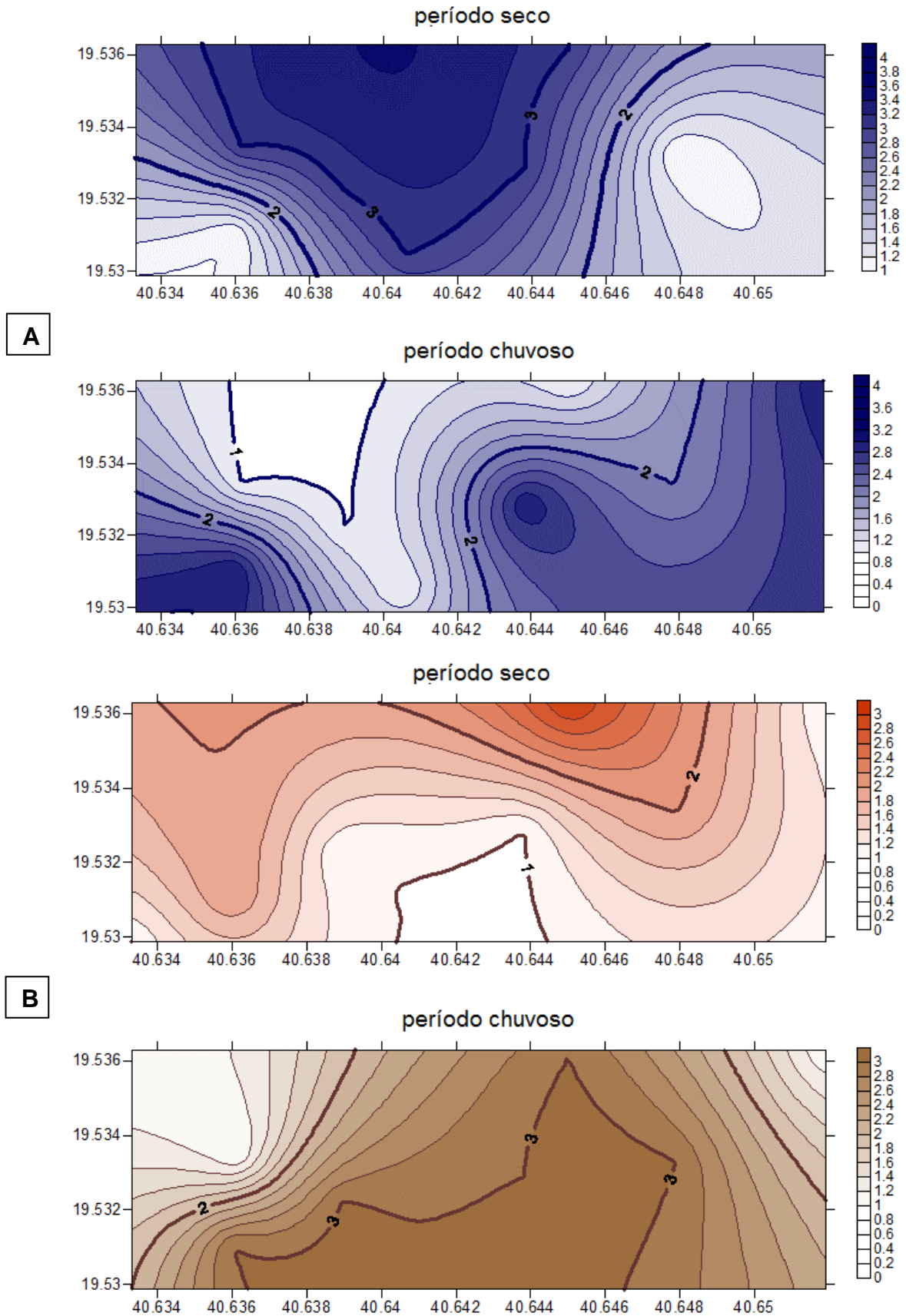
Figura 19 – Gráficos dos pontos de coleta obtido por Análise de Componentes Principais



Como forma de mostrar um produto desta análise multivariada mostrada neste trabalho, foi a confecção de dois mapas com uma escala arbitrária que relaciona-se com o agrupamento dos parâmetros que mais se destacaram na caracterização do transporte sedimentar do baixo curso do rio Doce

Assim o primeiro mapa mostra com um gradiente em cor azul a energia de transporte ou hidrodinâmica nos dois períodos de coleta (Figura 20a) e o segundo mapa com um gradiente de cor marrom (Figura 20b) mostra o comportamento da densidade nos mesmos pontos e períodos estudados.

Figura 20 – Caracterização do comportamento transporte sedimentar através da hidrodinâmica (A) e densidade (B).



5.4. Qualidade ambiental dos sedimentos

O Índice de Geoacumulação (I_{Geo}) foi calculado para as amostras coletadas do baixo curso do rio Doce, Colatina, no intuito de indicar o grau de poluição dos sedimentos através de uma comparação entre a concentração total de cada metal e valores de referência (background). Neste trabalho, os valores de background utilizados basearam-se na pesquisa de Costa et al. (2003), que estudaram uma sub-bacia pertencente à bacia do rio Doce (BRD), determinando o background característico da região, o mesmo trabalho foi utilizado por Santolin (2015) na porção mineira da bacia.

A tabela 3 mostra os resultados de classificação obtidos, segundo o I_{Geo} . A maioria dos resultados foram classificadas na classe 0, evidenciando que, para o I_{Geo} , os sedimentos não se encontram poluídos. No entanto, o elemento cobalto, em maior parte dos pontos de coletas, nos dois períodos estudados, evidenciou que os sedimentos se encontram na faixa de levemente poluído, enquadrando-se na classe 1. No ponto P8, observa-se resultado para os elementos níquel e chumbo na classe 1, no período chuvoso e seco, respectivamente, além do chumbo no período chuvoso para o ponto P4.

Resultados diferentes foram encontrados por Santolin (2015) em sedimentos da bacia do rio Doce, chegando a classe 3 (moderadamente a fortemente poluído) para alguns elementos. No entanto, para outros rios que compõem a bacia, valores atingiram a maior classe, relatando extrema poluição, incluindo o Cr, indicando para o I_{Geo} no presente trabalho como não poluído. Parra et al. (2007), com estudo voltado para o rio da Conceição, Quadrilátero Ferrífero (Minas Gerais), afluyente do rio Doce, obtiveram valores que classificaram a área como não poluída pelos elementos cromo, zinco, cobre e cádmio, diferentemente para o elemento arsênio no verão, com valores que atribuem a área classificação de moderadamente poluída a fortemente poluída.

No rio Tietê, localizado no Estado de São Paulo, Sudeste do Brasil, com características próximas do rio Doce em relação às atividades industriais e despejos de esgoto doméstico, principalmente, Mortatti; Hissler e Probst (2010) obtiveram valores superiores ao presente trabalho, chegando a classe forte de poluição para o

elemento zinco e moderado a forte para o cromo. No rio Seridó, verificado por Araújo e Souza (2012), encontraram-se valores baixos de IGeo, apresentando na maioria dos pontos ausência de poluição, mesmo sendo um rio de grande influência antrópica. Os autores afirmam que o método utilizado para quantificar metais em sedimentos pode influenciar nos valores finais e, dessa forma, apresentar valores mais expressivos em alguns trabalhos em relação a outros.

A Tabela 4 apresenta os resultados das possíveis anomalias de As, Co, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn em sedimentos de fundo do baixo rio Doce, expressas de acordo com o fator de enriquecimento (FE) calculado tendo o Al como elemento normalizador, considerando o fundo geoquímico natural da bacia de drenagem. Pode ser verificado que os resultados obtidos de EF demonstram valores altos, chegando a atingir a margem de enriquecimento elevado para os elementos cobalto e níquel no período chuvoso nos pontos P4 e P8. Dos nove pontos analisados, o sedimento está com enriquecimento significativo para o cobalto em todas as amostras no período seco, bem como em 78% no período chuvoso.

O Pb, nos dois períodos, se encontra com enriquecimento significativo em 78% das amostras. Os elementos As, Cr, Cu, Ni e Zn se distribuem nas amostras em classes de enriquecimento moderado a significativo durante as campanhas de coletas. O Pb, com valores que mais se afastam da condição natural, possuem características que pode explicar sua distribuição nos períodos estudados. De acordo com Belo; Quináia e Pletsch (2010), o Pb sob condições oxidantes e em meio ácido, é solúvel e possui boa mobilidade nos ecossistemas aquáticos, pois facilita a formação de carbonatos (compostos de baixa solubilidade) e sua deposição no sedimento. Segundo Ferreira (2001), pequenos decréscimos no pH podem influenciar na solubilização de metais contidos no sedimento superficial. Pois, esta oscilação pode favorecer a mobilidade geoquímica de inúmeras espécies químicas.

Quando aplicado valores de referência global (Tabela 5), todos os pontos apresentaram algum tipo de enriquecimento. Valores acentuados de FE foram obtidos para os pontos P2, P4 e P8 no período chuvoso e P7 no período seco para o As, e no P8 no período chuvoso para o Ni, sendo classificados como enriquecimento extremamente elevado. Enriquecimento elevado nos sedimentos foi

encontrado para os elementos As, Cu, Pb e Co, bem como enriquecimento moderado para Zn e Pb, e enriquecimento significativo para todos os elementos analisados.

Considerando a classificação de Sposito (1989), utilizado por Pacheco (2015), valores com FE abaixo de 2 é considerado contribuições naturais e maior, contribuição antrópica. Dessa forma, todos os elementos do presente estudo se encontram com contribuição antrópica, exceto para o Pb (P9) e As (P1 e P9), ambos no período chuvoso (Lote 2). Nos nove pontos analisados, os dois elementos que mais afastam da condição “natural”, em termos de incremento, são Co e Ni. Para Pacheco (2015), os valores do FE do As vão decrescendo ao longo do rio à medida que se aproxima da sua foz; complementando que o rio do Carmo, afluente do rio Doce, por estar presente em uma área com intensa atividade minerária e pelas características litológicas da região, contribui no carregamento desse elemento para o corpo hídrico principal da bacia.

Em estudo realizado por Araújo e Souza (2012), no rio Seridó, região semiárida do Brasil, com aporte antropogênico de metais pesados, foi constatado enriquecimento moderado para os elementos cobre, zinco, cromo e ferro, entre outros, sendo relatado que os resultados do FE diminuem a medida que os pontos de coleta se afastam da cidade. Em comparação com o ecossistema estuarino, área que recebe as águas dos sistemas fluviais, Ballotto; Kuroshima e Cechinho (2009) analisaram os sedimentos do estuário do rio Itajaí-Açu, Santa Catarina, e constataram ausência de enriquecimento para os metais Cu e Cr nos diferentes períodos de coleta, com valores de 0,85 e 0,21, respectivamente, abaixo do valor de referência médio da crosta terrestre.

Para o fator de contaminação (Tabela 6), os resultados variaram de contaminação baixa a moderada. O cobalto, assim como evidenciado para os outros índices, obteve os maiores valores, apresentando em todos os pontos de coleta, nos períodos seco e chuvoso, contaminação moderada, exceto no ponto P9. Por outro lado, resultados baixos evidenciando baixa contaminação, foi encontrado para os elementos As, Cr e Zn. Vale ressaltar que o Co é exposto principalmente em decorrência da produção de ligas metálicas, sendo liberado através da moagem do

minério, mistura do pó com outros componentes, entre outras etapas para a fabricação de ferramentas e peças para maquinários como, por exemplo, brocas e discos para polimento (SCANSETTI et al., 1998 apud ALVES; DELLA ROSA, 2003).

Os valores obtidos para o ICP (Figura 21) evidenciam que 33% dos pontos amostrados no período seco estão com os sedimentos contaminados, com valores acima de 1. Esse número aumenta na estação chuvosa, totalizando 44% de pontos contaminados. O ponto mais crítico é o P8, apresentando os maiores valores de ICP e com contaminação dos sedimentos nos dois períodos estudados.

Tabela 3 - Classificação referente aos valores de índice de geoacumulação, e os valores de referência (background) para As, Co, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn, para amostras de sedimento do baixo curso do rio Doce, nos períodos seco (Lote 1) e chuvoso (Lote 2).

Amostras	As		Co		Cr		Cu		Ni		Pb		Zn	
	Lote 1	Lote 2	Lote 1	Lote 2	Lote 1	Lote 2	Lote 1	Lote 2	Lote 1	Lote 2	Lote 1	Lote 2	Lote 1	Lote 2
P1	-0,17	-0,72	0,20	0,10	-0,19	-0,26	-0,08	-0,30	-0,08	-0,18	-0,05	-0,11	-0,12	-0,45
P2	-0,22	-0,22	0,10	-0,02	-0,12	-0,39	-0,08	-0,30	-0,08	-0,30	-0,11	-0,19	-0,24	-0,40
P3	-0,42	-0,22	0,10	0,20	-0,32	-0,21	-0,30	-0,18	-0,23	-0,12	-0,29	-0,11	-0,40	-0,21
P4	-0,28	-0,28	-0,02	0,10	-0,23	-0,21	-0,23	-0,18	-0,18	-0,30	-0,19	0,01	-0,35	-0,27
P5	-0,28	-0,28	0,10	0,10	-0,32	-0,23	-0,23	-0,23	-0,23	-0,18	-0,11	-0,11	-0,27	-0,35
P6	-0,42	-0,72	0,10	-0,02	-0,32	-0,39	-0,23	-0,38	-0,12	-0,30	-0,11	-0,29	-0,31	-0,45
P7	-0,17	-0,17	0,10	0,10	-0,34	-0,23	-0,30	-0,23	-0,30	-0,18	-0,29	-0,11	-0,45	-0,31
P8	-0,08	-0,22	0,10	0,20	-0,21	-0,30	-0,12	-0,23	-0,12	0,28	0,06	-0,19	-0,10	-0,31
P9	-0,42	-0,72	0,10	-0,32	-0,37	-0,32	-0,23	-0,60	-0,30	-0,23	-0,19	-0,72	-0,24	-0,51
Background														

 Não poluído ($I_{Geo} < 0$)

 Não poluído a moderadamente poluído ($0 \leq I_{Geo} \leq 1$)

Tabela 4 - Classificação referente aos valores de Fator de Enriquecimento, e os valores de referência (background) local para As, Co, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn, para amostras de sedimento do baixo curso do rio Doce, nos períodos seco (Lote 1) e chuvoso (Lote 2).

Amostras	As		Co		Cr		Cu		Ni		Pb		Zn	
	Lote 1	Lote 2	Lote 1	Lote 2	Lote 1	Lote 2	Lote 1	Lote 2	Lote 1	Lote 2	Lote 1	Lote 2	Lote 1	Lote 2
P1	3,54	1,55	8,24	10,39	3,34	4,48	4,33	4,09	4,33	5,45	4,66	6,29	3,92	2,91
P2	4,09	7,11	8,57	11,18	5,14	4,75	5,63	5,87	5,63	5,87	5,19	7,53	3,90	4,70
P3	3,65	3,09	12,24	8,09	4,59	3,15	4,82	3,40	5,63	3,82	4,95	3,92	3,86	3,17
P4	4,34	8,42	7,79	20,17	4,87	9,83	4,77	10,59	5,45	7,94	5,24	16,29	3,64	8,47
P5	3,98	4,94	9,52	11,82	3,57	5,54	4,38	5,43	4,38	6,21	5,77	7,16	4,00	4,14
P6	3,10	2,44	10,39	12,24	3,90	5,20	4,77	5,36	6,14	6,43	6,29	6,59	4,00	4,57
P7	9,20	5,11	17,14	9,52	6,11	4,46	6,75	4,38	6,75	5,00	6,92	5,77	4,80	3,67
P8	4,17	6,82	6,35	17,86	3,10	5,63	3,75	6,56	3,75	21,56	5,77	7,21	4,00	5,50
P9	3,30	1,55	11,06	3,90	3,73	3,90	5,08	2,05	4,35	4,77	5,58	1,57	5,03	2,55
Background	8,8 ppm		2,1 ppm		28 ppm		8 ppm		8 ppm		5,2 ppm		15 ppm	

- Enriquecimento moderado ($1 \leq FE \leq 5$)
- Enriquecimento significativo ($5 \leq FE \leq 20$)
- Enriquecimento elevado ($20 \leq FE \leq 40$)

Tabela 5 - Classificação referente aos valores de Fator de Enriquecimento, e os valores de referência (background) global para As, Co, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn, para amostras de sedimento do baixo curso do rio Doce, nos períodos seco (Lote 1) e chuvoso (Lote 2).

Amostras	As (ppm)		Cr (ppm)		Cu (ppm)		Ni (ppm)		Pb (ppm)		Zn (ppm)		Co (ppm)	
	Lote 1	Lote 2	Lote 1	Lote 2	Lote 1	Lote 2	Lote 1	Lote 2	Lote 1	Lote 2	Lote 1	Lote 2	Lote 1	Lote 2
P1	21,74	9,52	6,69	8,97	11,65	11,02	9,43	11,89	6,76	9,14	4,74	3,52	12,38	15,61
P2	25,12	43,69	10,30	9,52	15,15	15,81	12,26	12,80	7,54	10,92	4,71	5,68	12,88	16,79
P3	22,43	18,96	9,20	6,32	12,98	9,15	12,26	8,33	7,18	5,69	4,66	3,83	18,39	12,15
P4	26,64	51,72	9,75	19,69	12,85	28,51	11,89	17,31	7,61	23,64	4,40	10,24	11,70	30,29
P5	24,42	30,32	7,15	11,10	11,78	14,62	9,54	13,53	8,37	10,40	4,84	5,00	14,31	17,76
P6	19,03	14,95	7,80	10,42	12,85	14,43	13,38	14,01	9,14	9,57	4,84	5,53	15,61	18,39
P7	56,52	31,40	12,23	8,94	18,18	11,78	14,71	10,90	10,05	8,37	5,80	4,43	25,75	14,31
P8	25,59	41,87	6,20	11,27	10,10	17,67	8,17	47,00	8,37	10,47	4,84	6,65	9,54	26,82
P9	20,26	9,52	7,48	7,80	13,68	5,51	9,49	10,40	8,10	2,28	6,08	3,08	16,61	5,85
Background	8,2 ppm		80 ppm		17 ppm		21 ppm		20,5 ppm		71 ppm		8 ppm	





-  Enriquecimento moderado ($1 \leq FE \leq 5$)
-  Enriquecimento significativo ($5 \leq FE \leq 20$)
-  Enriquecimento elevado ($20 \leq FE \leq 40$)
-  Enriquecimento extremamente elevado ($FE > 40$)

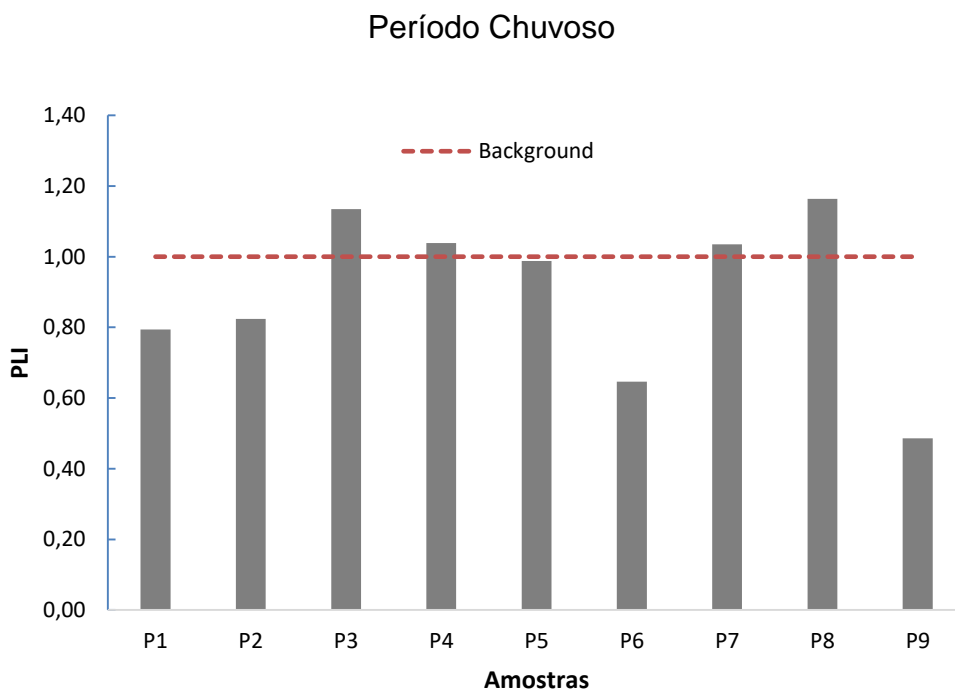
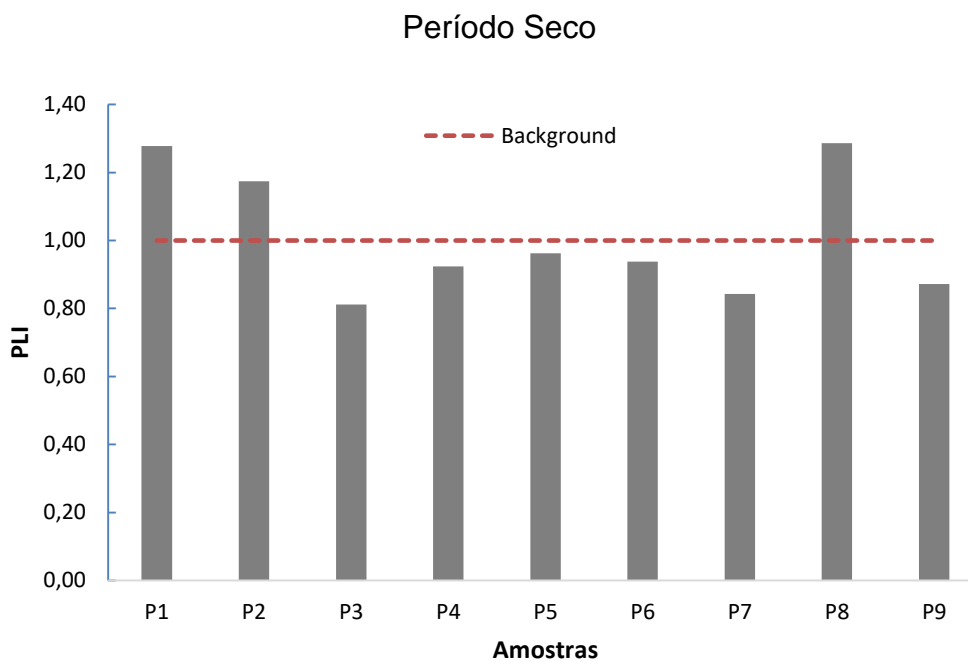
Tabela 6 - Classificação referente aos valores de Fator de Contaminação, e os valores de referência (background) para As, Co, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn, para amostras de sedimento do baixo curso do rio Doce, nos períodos seco (Lote 1) e chuvoso (Lote 2).

Amostras	As		Co		Cr		Cu		Ni		Pb		Zn	
	Lote 1	Lote 2	Lote 1	Lote 2	Lote 1	Lote 2	Lote 1	Lote 2	Lote 1	Lote 2	Lote 1	Lote 2	Lote 1	Lote 2
P1	1,02	0,28	2,38	1,90	0,96	0,82	1,25	0,75	1,25	1	1,35	1,15	1,13	0,53
P2	0,91	0,91	1,90	1,43	1,14	0,61	1,25	0,75	1,25	0,75	1,15	0,96	0,87	0,60
P3	0,57	0,91	1,90	2,38	0,71	0,93	0,75	1,00	0,875	1,125	0,77	1,15	0,60	0,93
P4	0,80	0,80	1,43	1,90	0,89	0,93	0,88	1,00	1	0,75	0,96	1,54	0,67	0,80
P5	0,80	0,80	1,90	1,90	0,71	0,89	0,88	0,88	0,875	1	1,15	1,15	0,80	0,67
P6	0,57	0,28	1,90	1,43	0,71	0,61	0,88	0,63	1,125	0,75	1,15	0,77	0,73	0,53
P7	1,02	1,02	1,90	1,90	0,68	0,89	0,75	0,88	0,75	1	0,77	1,15	0,53	0,73
P8	1,25	0,91	1,90	2,38	0,93	0,75	1,13	0,88	1,125	2,875	1,73	0,96	1,20	0,73
P9	0,57	0,28	1,90	0,71	0,64	0,71	0,88	0,38	0,75	0,875	0,96	0,29	0,87	0,47
Background	8,8 ppm		2,1 ppm		28 ppm		8 ppm		8 ppm		5,2 ppm		15 ppm	

 Baixa contaminação (FC <1)

 Contaminação moderada ($1 \leq FC \leq 3$)

Figura 21 - Classificação referente aos valores de índice de carga poluidora, com valor de referência (background) para amostras de sedimento do baixo curso do rio Doce, nos períodos seco e chuvoso.



5.5. Monitoramento ambiental da água

De acordo com a ANA (2016), a qualidade da água é comprometida por meio de rejeitos e efluentes advindos de atividades de mineração e dos esgotos domésticos da população que reside próximo à margem, pois os rios da bacia funcionam como canais receptores, transportadores e autodepuradores da poluição.

Em um monitoramento especial, realizado na porção capixaba pelo IEMA, observa-se que após o rompimento da barragem de Fundão, MG, houveram três episódios/ocorrências de pico dos principais elementos analisados, (Fe, Mn, Al, As, Pb, Cu, Cr, Ni, Ba, B e Zn), possivelmente pela ressuspensão do material no sedimento, chegando em valores até 213 vezes acima em relação à análise do controle do mesmo local para o As.

Para análise detalhada, investigou-se cada elemento químico para as áreas analisadas e confrontou-se os resultados com os valores descritos na resolução 357/05 do CONAMA, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. O controle realizado pelos órgãos ambientais em relação a concentração de elementos metálicos tem por finalidade evitar que ocorram danos aos organismos e à saúde pública (DORNFELD, 2002).

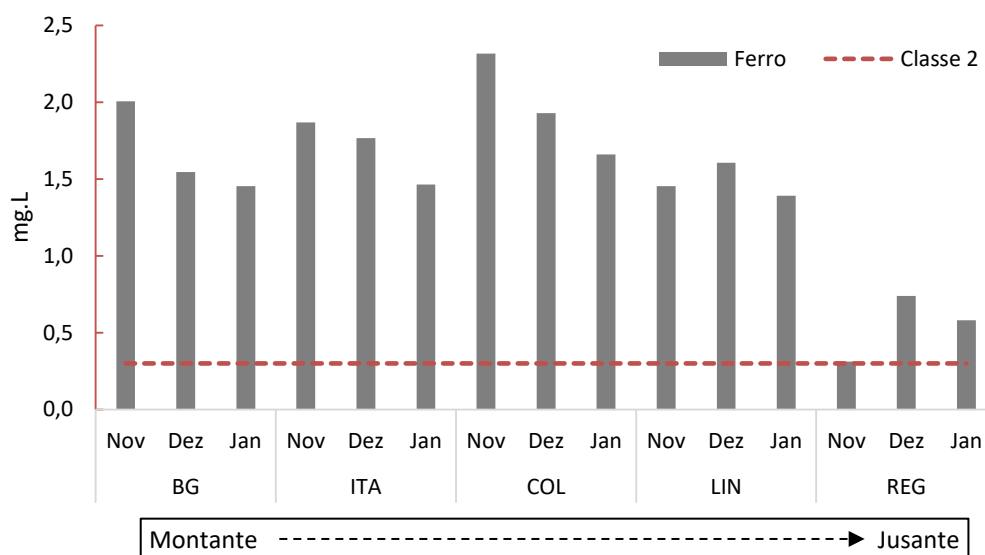
Ferro

A série de análises das concentrações do elemento Ferro nas águas do baixo rio Doce, apresentaram valores diários entre 0,01 e 4,49 mg.L⁻¹. Os maiores valores foram observados em Baixo Guandu, primeira cidade da porção capixaba da bacia. Em contrapartida, Regência, onde se encontra a foz do rio Doce, apresentou valores menores, chegando a 1,823 mg.L⁻¹. Observa-se ainda para o elemento picos oriundos de plumas de poluição durante os meses estudados. No entanto, o teor do elemento vai diminuindo conforme se aproxima da foz. Este fenômeno está relacionado a sedimentação, pois conforme a água é drenada, teores dos elementos são depositados no sedimento. No entanto, não se exclui um leve aumento da concentração de ferro em Regência, o incremento desse elemento está associado

às plumas de poluição decorrentes da chuva ao longo da bacia nos meses de novembro e dezembro.

A análise da figura 22 mostra que dos 15 valores observados, apenas nov/15 em Regência ficou abaixo do valor atribuído para a classe 2 da Resolução 357/05 do CONAMA que recomenda um valor máximo permitido de 0,3 mg.L⁻¹. Os valores verificados no presente estudo são inferiores ao encontrado por Andrade (2003) no médio rio Doce, com concentrações que chegam a 30,880 mg.L⁻¹.

Figura 22 - Concentração de Ferro nos municípios estudados do baixo curso do rio Doce, Espírito Santo (nov./2015, dez./2015 e jan./2016). BG: Baixo Guandu; ITA: Itapina; COL: Colatina, LIN: Linhares e REG: Regência.



De acordo com Nascimento e Barbosa (2005), a concentração alta de Ferro em águas de zonas tropicais são comuns e naturais quando há presença de latossolos na região (solos ferríferos), que é o caso do presente estudo. Da mesma forma, Brandelero (2015) confirma e acrescenta que o Fe nas águas é de origem natural, liberado pelo intemperismo de minerais de sulfetos (Fe_2S_2) e de outras rochas ígneas, sedimentares e metamórficas; no entanto, pode ter influência antrópica em decorrência de atividades de mineração e queima do carvão.

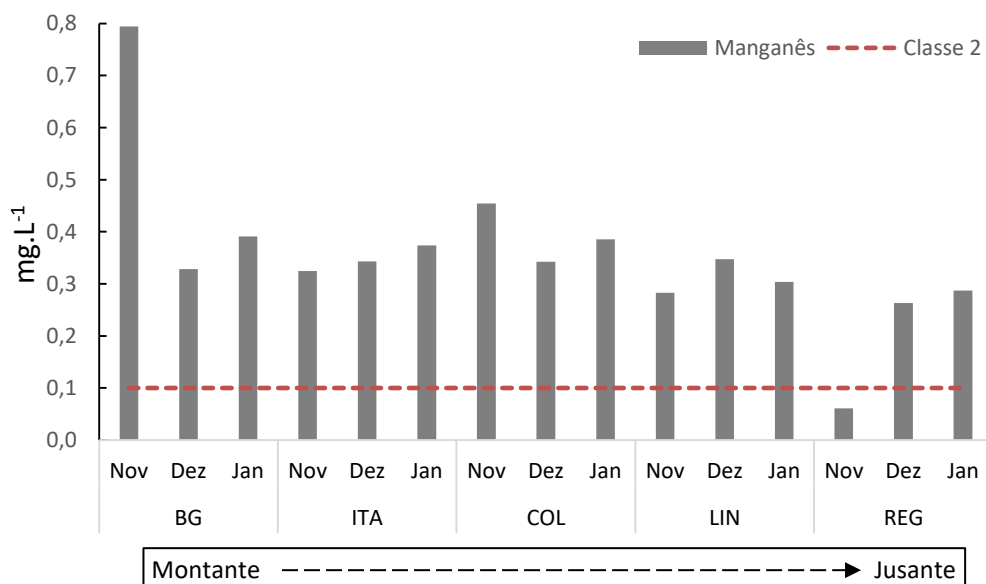
Apesar do ferro não se constituir de um elemento tóxico, pode trazer interferências do abastecimento público de água, pois proporciona sabor e cor à água, prejudica canalizações e contamina a água através da associação ferro-bactérias, na própria rede de distribuição (SILVA, 2016). Por outro lado, altas

concentrações de ferro na agricultura interferem negativamente na produtividade de café, por exemplo (KROHLING et al., 2016), pois afetam o metabolismo vegetal (PEREIRA et al., 2013 apud KROHLING et al., 2016). Deste modo, pelas altas concentrações visíveis de ferro, não é aconselhável a utilização da água do rio Doce nas localidades estudadas, podendo interferir no desenvolvimento da cultura cultivada.

Manganês

Os resultados das concentrações de Manganês (Mn) da água ao longo do baixo rio Doce podem ser observados na figura 23. Dos valores observados, os maiores foram encontrados em Baixo Guandu, no entanto, diferentemente do elemento Ferro, o Manganês foi estabilizando sua concentração no decorrer do rio, chegando a 1,667 mg.L⁻¹, em Regência. Os valores mínimos e máximos foram de 0,02 mg.L⁻¹ (Regência, janeiro/2016) e 2,761 mg.L⁻¹ (Baixo Guandu, novembro/2015), respectivamente.

Figura 23 - Concentração de Manganês nos municípios estudados do baixo curso do rio Doce, Espírito Santo (nov./2015, dez./2015 e jan./2016). BG: Baixo Guandu; ITA: Itapina; COL: Colatina, LIN: Linhares e REG: Regência.



Segundo a resolução 357/05 do CONAMA a concentração aceitável de Mn nas águas de classe 1 e 2 é de 0,1 mg.L⁻¹, verificando-se, dessa forma, que as concentrações obtidas estão acima do limite estabelecido. Em relação a classe 3, a

resolução determina uma concentração de no máximo $0,5 \text{ mg.L}^{-1}$; deste modo, 15% das amostras estão com a concentração acima da classe 3, determinando que as águas do baixo rio Doce estão com teor de Mn impróprio para o consumo humano.

Farias (2006) e Goulart (2008) destacaram que as concentrações de Mn em águas naturais raramente atingem concentrações de 1 mg.L^{-1} , sendo encontrados em concentrações em torno de $0,2 \text{ mg.L}^{-1}$. Informações que corroboram na comprovação que o elevado teor de Mn encontrado ao longo do baixo curso do rio Doce é de origem antrópica. Valores aproximados foram verificados por Andrade (2003) no médio rio Doce, com limites também acima da legislação do CONAMA nº 357/05; no entanto, para o rio Piranga, principal formador do rio Doce, foi verificado concentrações variando de $0,0125$ a $0,0485 \text{ mg.L}^{-1}$, valores abaixo do contatado no presente trabalho.

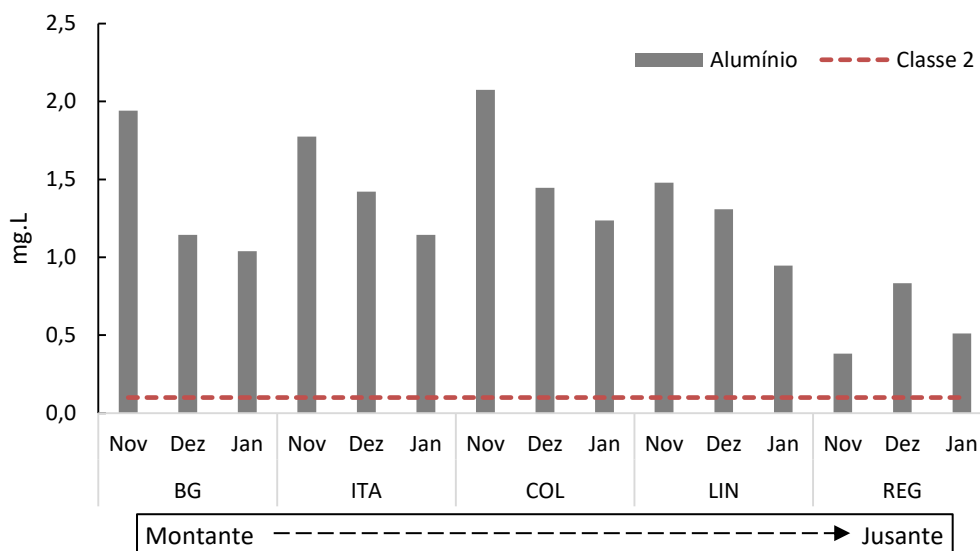
O Manganês, quando ingerido em alta concentração, pode trazer malefícios à saúde humana como, por exemplo, apatia, irritabilidade, dores de cabeça, insônia e fraqueza nas pernas, além de inibir a atuação do ferro na produção de hemoglobina do sangue e distúrbios psicológicos (atos compulsivos, alucinações, agressividade e euforia) (NASCIMENTO; BARBOSA, 2005). Do mesmo modo, quando em excesso na água, pode danificar através de manchas utensílios e vestuário (RAMOS, 2016; FARIAS, 2006). Em relação à agricultura, o Mn é um micronutriente essencial para as plantas, sendo que a irrigação pode aumentar a concentração do elemento na região e atingir produtos cultivados, acumulando-o no solo (AGUIAR et al., 2013).

Alumínio

As concentrações de Alumínio na água foram bastante variáveis ao longo do baixo rio Doce, mostrada na figura 24, revelou valores entre $0,01$ e $4,623 \text{ mg.L}^{-1}$, com aumento em todos os meses e pontos da coleta, atingindo valores superiores ao limite estabelecido pela resolução do CONAMA nº 357/05 para rios de classe 2, que é de $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$. Nesses períodos, em Itapina e Baixo Guandu, foram registradas as maiores concentrações de Alumínio na água ($4,623$ e $4,531 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente). Desta forma, observa-se valores de Al em todos os meses amostrados que são impróprios para a preservação da vida aquática e consumo

humano, superando também a classe III do CONAMA nº 357/05, cujo valor estipulado é de 0,2 mg.L⁻¹.

Figura 24 - Concentração de Alumínio nos municípios estudados do baixo curso do rio Doce, Espírito Santo (nov./2015, dez./2015 e jan./2016). BG: Baixo Guandu; ITA: Itapina; COL: Colatina, LIN: Linhares e REG: Regência.



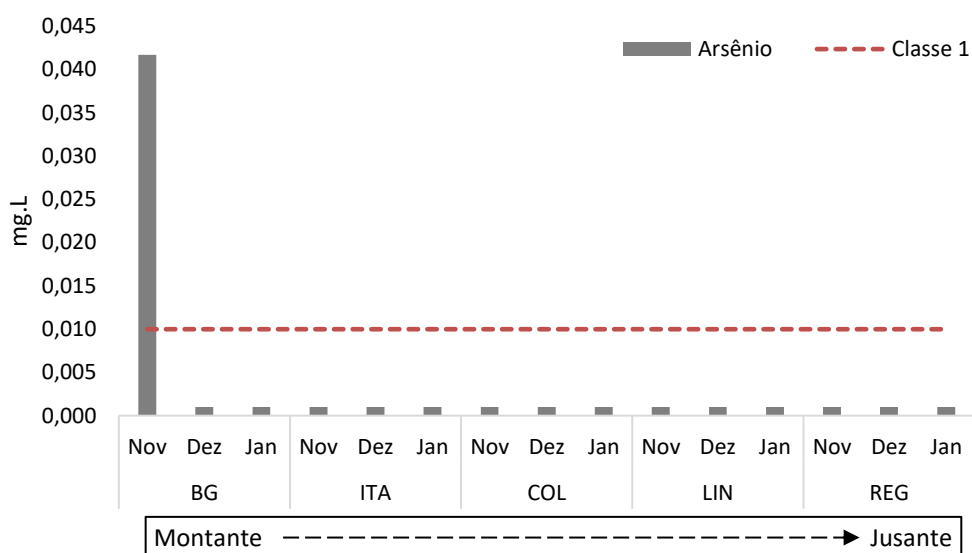
O Al no organismo não possui função biológica comprovada (SILVA; MOREIRA, 2009) e seus efeitos variam de acordo com as características do indivíduo (metabolismo e capacidade de desintoxicação) e fatores extrínsecos (quantidade e grau de exposição) (RIBEIRO, 2016). Por outro lado, mesmo em concentrações baixas, o Al pode afetar o sistema radicular da vegetação presente na margem dos rios, diminuindo-a por consequência da inibição do crescimento e o bloqueio da passagem de água e sais, o que corrobora na degradação ambiental, ficando espaços susceptíveis à erosão (ROSSIELLO; NETTO, 2008 apud ALMEIDA NETO; MACENA; OLIVEIRA, 2016).

Arsênio

O Arsênio, elemento de propriedades tóxicas (SILVA; MOREIRA, 2009), esteve com concentração abaixo do limite estabelecido pelo CONAMA nº 357/05 para a Classe 2 na maioria dos pontos coletados, exceto para Baixo Guandu, no mês de novembro de 2015, chegando nesta cidade a valor 213 vezes superior ao da coleta controle realizada antes da passagem de rejeitos. Deste modo, o aumento exorbitante deste elemento está ligado ao rompimento da barragem de Fundão. Em

contrapartida, nas outras cidades estudadas e nos meses posteriores à passagem de rejeitos, o As não ultrapassou o limite de detecção do equipamento (Figura 25). Por sua vez, Brasil (2011) determina o limite de $0,01 \text{ mg.L}^{-1}$ de As em água para consumo humano e a Resolução 357/05 do CONAMA para água de classe 1 e 2. Estudo realizado no Ribeirão do Carmo, nos municípios de Ouro Preto e Mariana, por Varejão et al. (2011), revela níveis de As superiores ao limite determinado pelo CONAMA para água de classe 2, com concentrações variando de $0,0367$ a $0,0683 \text{ mg L}^{-1}$.

Figura 25 - Concentração de Arsênio nos municípios estudados do baixo curso do rio Doce, Espírito Santo (nov./2015, dez./2015 e jan./2016). BG: Baixo Guandu; ITA: Itapina; COL: Colatina, LIN: Linhares e REG: Regência.



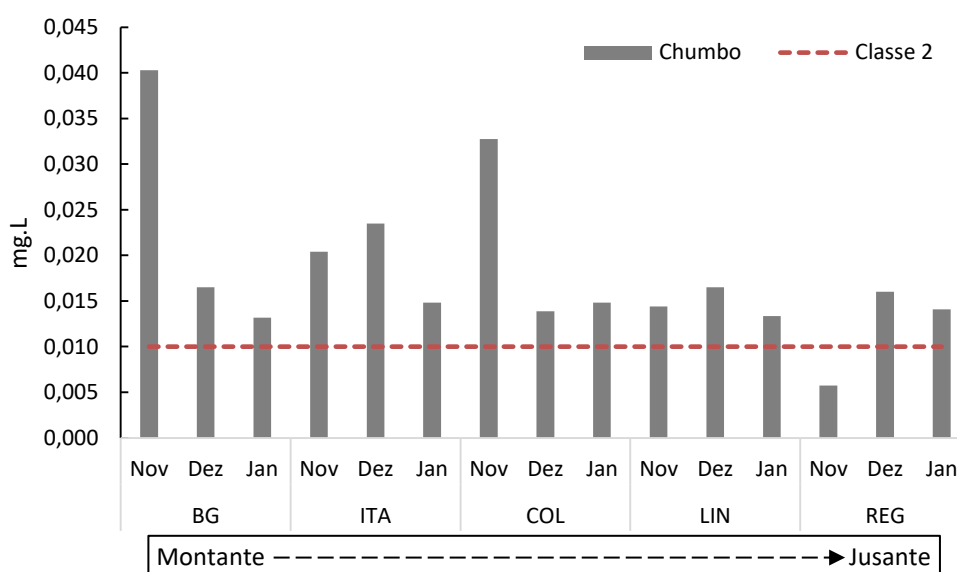
Segundo Farias (2006), o As é considerado um dos metais mais perigosos para a saúde humana, podendo causar sérios riscos em concentrações altas, por exemplo, câncer. Além de efeitos cancerígenos, a intoxicação por As pode provocar doenças dermatológicas, hematológicos, hepáticos, renais, neurológicos e cardiovasculares (USEPA, 2000 apud BORBA; FIGUEIREDO; CAVALCANTI, 2004).

Chumbo

O Chumbo também foi detectado nas águas de todos os pontos de coleta do baixo rio Doce, sendo as maiores concentrações observadas em Baixo Guandu ($0,12 \text{ mg.L}^{-1}$), sendo as cidades de Itapina e Colatina com valor aproximado ($0,80 \text{ mg.L}^{-1}$)

(Figura 26). Notadamente, a maioria dos valores foram superiores ao estabelecido pelo CONAMA para a Classe 2 (0,01 mg.L⁻¹), chegando a ser superiores à classe 3 (0,033 mg.L⁻¹). No médio rio Doce, Andrade (2003) observou valores inferiores a estes, com teores abaixo de 0,15 mg.L⁻¹. O mesmo observado por Varejão et al. (2011), no alto do rio Doce, rio do Carmo e Tripui, com valores abaixo do limite de detecção e do limite máximo estabelecido pelas normas brasileiras.

Figura 26 - Concentração de Chumbo nos municípios estudados do baixo curso do rio Doce, Espírito Santo (nov./2015, dez./2015 e jan./2016). BG: Baixo Guandu; ITA: Itapina; COL: Colatina, LIN: Linhares e REG: Regência.

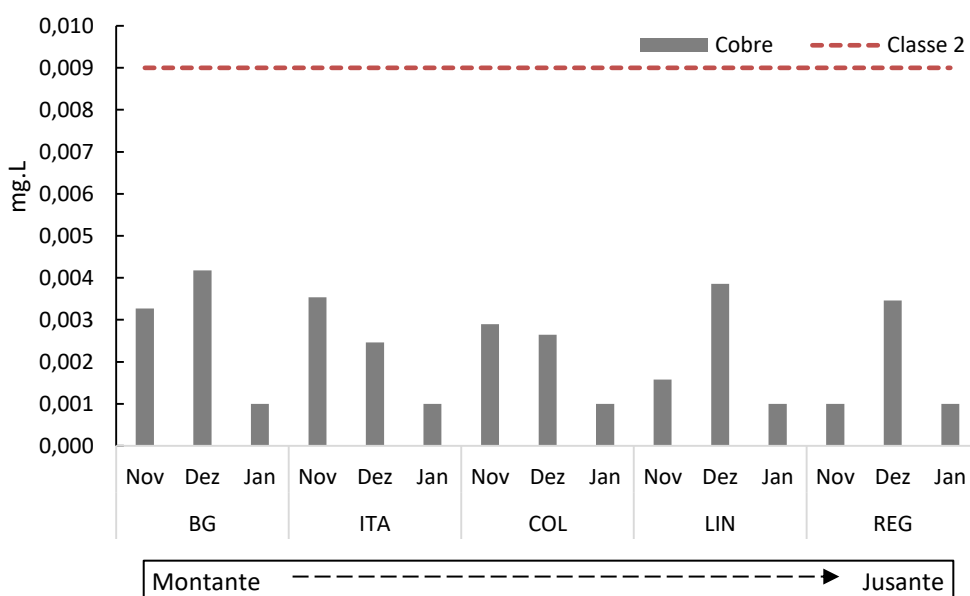


O decaimento da concentração de Pb na água durante o monitoramento pode estar relacionado à adsorção na matéria orgânica, visto que estão associados a hidróxidos, principalmente Fe e Mn, e acumulam-se perto da superfície do solo, ao mesmo tempo que possui características que o torna menos móveis, podendo precipitar no sedimento, principalmente os argilosos (BRANDELERO, 2015). O Chumbo possui grande toxicidade e pode provocar danos à saúde humana como problemas na audição, alteração no crescimento, desenvolvimento cerebral deficiente, além de reduzir a síntese de vitamina D, o que ocasiona a diminuição da hemoglobina e, conseqüentemente, enfraquece o sistema imunológico (NASCIMENTO; BARBOSA, 2005).

Cobre

Os valores de Cobre diários variaram entre 0,001 e 0,0229 mg.L⁻¹, chegando a concentrações próximas ou superior dos limites estabelecidos pela resolução do CONAMA nº 357/05 (Figura 27). A partir da média mensal das áreas estudadas, nota-se valores inferiores à norma para a classe 2. Teores próximos ao encontrado por Varejão et al. (2011) no alto do rio Doce, com valores abaixo do limite de detecção e do limite máximo estabelecido pelas normas brasileiras. Diferentemente dos valores obtidos por Andrade (2003) para o curso médio do rio Doce, com valores chegando a 0,088 mg.L⁻¹, superiores quando comparadas com do presente trabalho. A concentração de cobre varia conforme as características no meio em que está inserido (pH, dureza, e tubulação do sistema de distribuição) (RAMOS, 2016). Valores expostos no presente trabalho ficam entre o esperado para águas superficiais, de acordo com Farias (2006) e Goulart (2008), que limitam a concentração à 0,02 mg.L⁻¹.

Figura 27 - Concentração de Cobre nos municípios estudados do baixo curso do rio Doce, Espírito Santo (nov./2015, dez./2015 e jan./2016). BG: Baixo Guandu; ITA: Itapina; COL: Colatina, LIN: Linhares e REG: Regência.



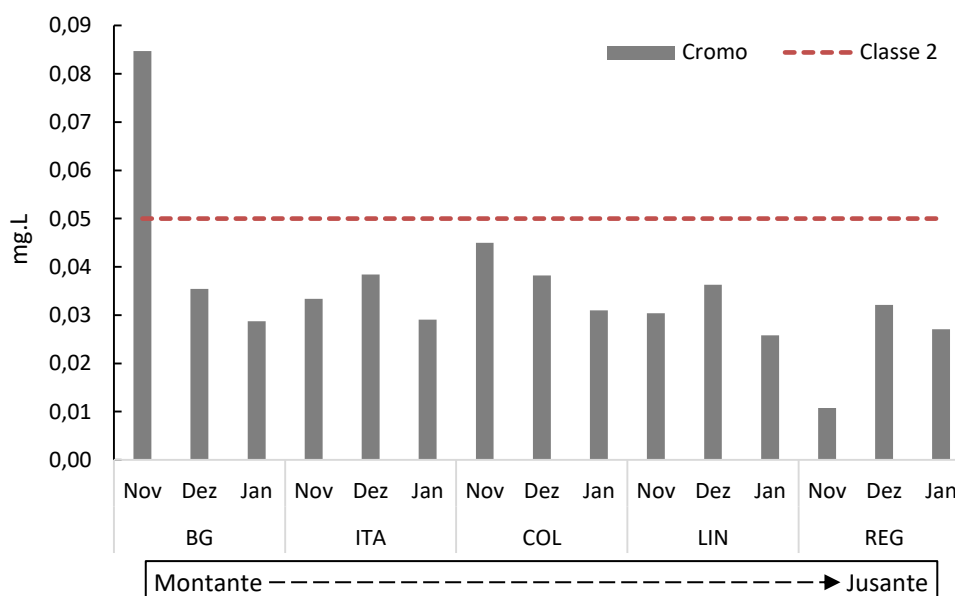
O cobre, em concentrações altas, pode interferir na saúde humana, como expresso por Silva e Moreira (2009), no qual destacaram envolvimento do elemento no surgimento de doenças como anemia e redução das células precursoras na

medula óssea, detrimientos hepáticos, adversidades no sistema imunológico, além de provocar danos no crescimento e desenvolvimento. A ingestão excessiva do elemento também pode provocar desarranjos gastrointestinais, danos no fígado ou rins (RAMOS, 2016) e irritação do sistema nervoso central seguido de depressão (FARIAS, 2006).

Cromo

Para o Cromo, elemento com potencialidades cancerígenas (BRIGANTE; ESPÍNDOLA, 2009), foram encontrados valores entre 0,01 e 0,327 mg.L⁻¹ (Figura 28). O maior teor foi encontrado no município de Baixo Guandu, chegando a apresentar valores superiores ao estabelecido pelo CONAMA nº 357/05 para a classe 2 (0,05 mg.L⁻¹).

Figura 28 - Concentração de Cromo nos municípios estudados do baixo curso do rio Doce, Espírito Santo (nov./2015, dez./2015 e jan./2016). BG: Baixo Guandu; ITA: Itapina; COL: Colatina, LIN: Linhares e REG: Regência.



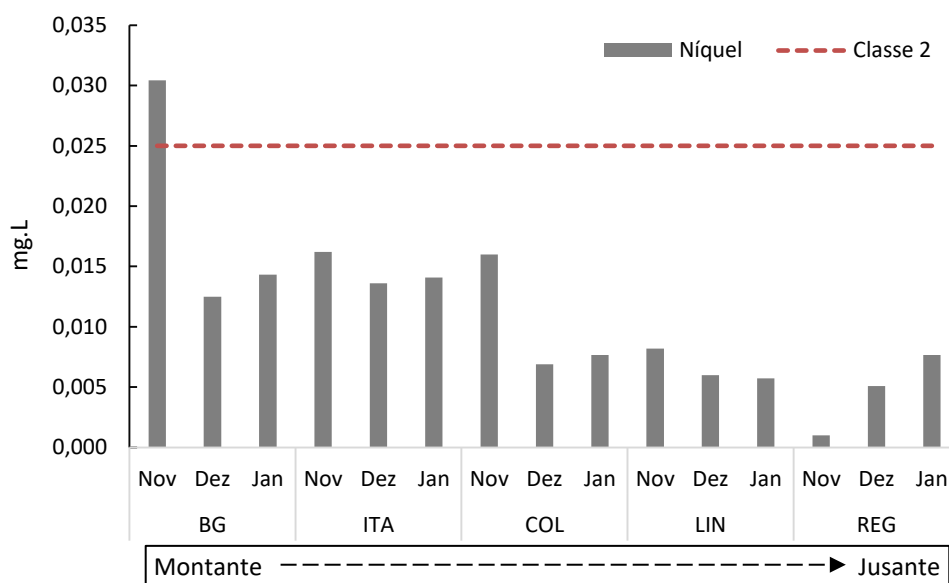
Os valores obtidos para o cromo no presente trabalho também foram superiores aos encontrados por Andrade (2003) no médio rio Doce, chegando a teores de 0,160 mg.L⁻¹. Em estudo realizado por Varejão et al. (2011) no alto do rio Doce, as concentrações de cromo foram abaixo dos limites de detecção do equipamento, bem como inferior a resolução 357/05 do CONAMA. Indo de encontro com o presente trabalho, Ramos (2016) alega que não é comum a presença de alto

teor de cromo em águas naturais e acrescenta que o elemento possui alta mobilidade e é considerado tóxico até mesmo em baixas concentrações.

Níquel

As concentrações de níquel observadas variaram desde não detectado (abaixo do limite de $0,001 \text{ mg.L}^{-1}$) a $0,102 \text{ mg.L}^{-1}$. A Resolução 357/05 do CONAMA limita esse elemento em $0,025 \text{ mg.L}^{-1}$ na classe 1 e 2. Do total das amostras, 13 ultrapassaram o limite estabelecido pelo órgão, no entanto, quando realizado a comparação por média mensal (Figura 29), apenas novembro de 2015, no município de Baixo Guandu, ultrapassou o valor permissível para a preservação da vida aquática e consumo humano. Quando comparado aos valores apresentados por Farias (2006), os teores encontrados se aproximam ou ficam na margem da concentração de Ni para águas naturais, podendo chegar a aproximadamente $0,1 \text{ mg.L}^{-1}$. O autor, no entanto, alega que em áreas de mineração este valor pode chegar a 11 mg.L^{-1} .

Figura 29 - Concentração de Níquel nos municípios estudados do baixo curso do rio Doce, Espírito Santo (nov./2015, dez./2015 e jan./2016). BG: Baixo Guandu; ITA: Itapina; COL: Colatina, LIN: Linhares e REG: Regência.



Andrade (2003), estudando a concentração de metais no curso médio do rio Doce, obteve valores próximos ao do presente trabalho, sendo sua maior concentração de $0,045 \text{ mg.L}^{-1}$. Os valores para o alto rio Doce também se aproximam

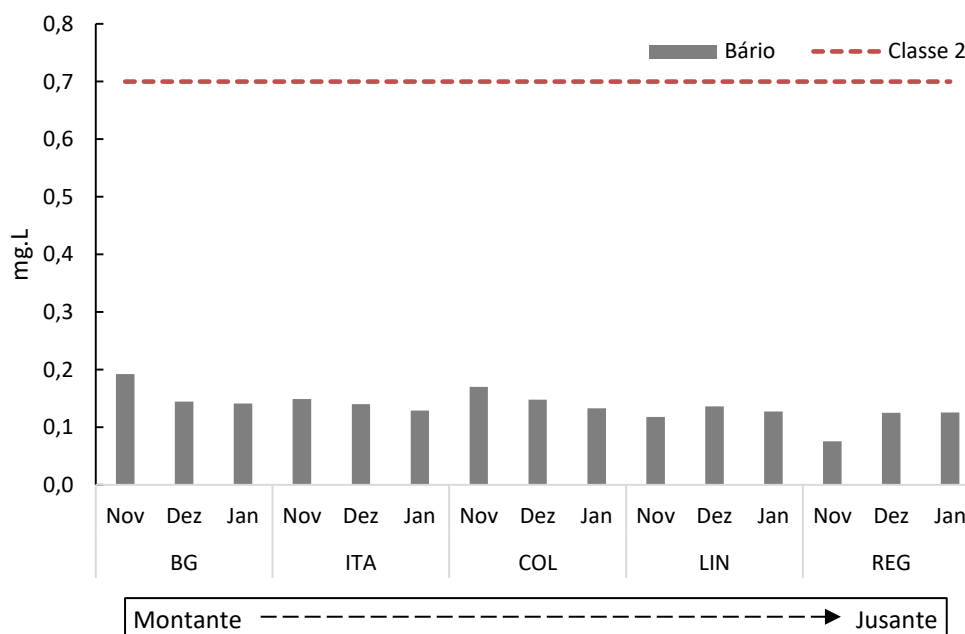
do curso baixo e médio, apresentando valores abaixo do limite de detecção do equipamento e das normas brasileiras. Philippi et al. (2004) citado por Farias (2006) alegam que os indivíduos sensíveis podem sofrer dermatites quando expostos em altas concentrações de níquel, além de danificar nervos cardíacos e respiratórios.

Bário

Os resultados relacionados ao bário indicam uma variação de 0,02 a 0,476 mg.L⁻¹ (Figura 30). Tanto em resultados diários quanto média mensal não ultrapassaram o valor estabelecido pela Resolução 357/05 do CONAMA, a qual limita em 0,7 mg.L⁻¹ para o elemento na classe 1 e 2. A concentração máxima verificada foi superior ao encontrado por Goulart (2008) no rio Piranga, constituinte da bacia do rio Doce com valores na faixa de 0,0165 e 0,0243 mg.L⁻¹ no verão. Observa-se, ainda, uma distribuição homogênea ao longo do baixo curso do rio Doce, com valores próximos em todos os meses e locais de coletas analisados.

A presença do Bário em ecossistemas aquáticos está associada ao carreamento de concentrações naturais para os cursos d'água através da lixiviação, sendo elemento formador de rochas graníticas, balsatos e xistos (MARQUES, 2016).

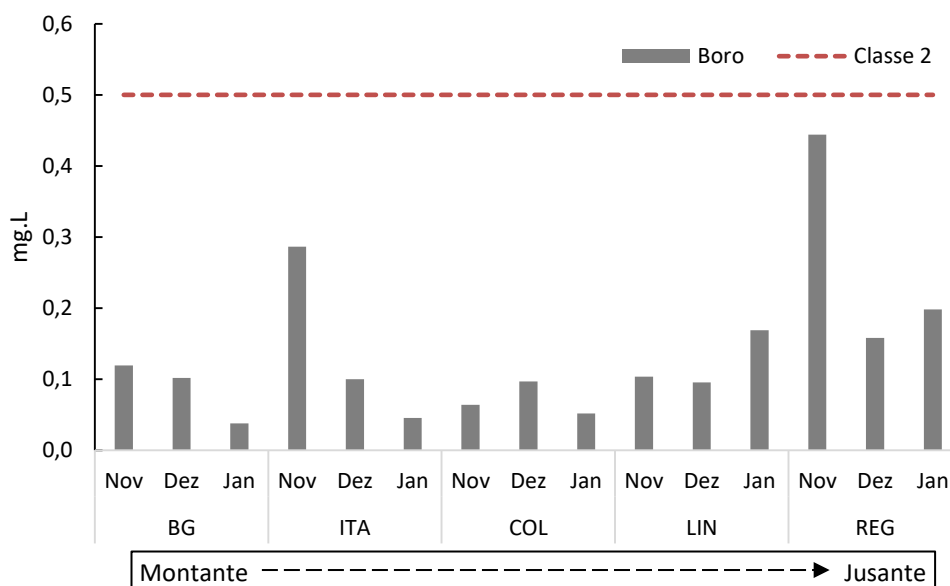
Figura 30 - Concentração de Bário nos municípios estudados do baixo curso do rio Doce, Espírito Santo (nov./2015, dez./2015 e jan./2016). BG: Baixo Guandu; ITA: Itapina; COL: Colatina, LIN: Linhares e REG: Regência.



Boro

As Concentrações de boro encontradas nas amostragens oscilaram entre 0,01 e 0,954 mg.L⁻¹ (Figura 31). A Resolução 357/05 do CONAMA estabelece um valor limite para a classe 2 de 0,5 mg.L⁻¹. Em relação aos valores diários, quatro dias excederam esse limite, diferentemente quando comparado a média mensal, em que apresentou valores abaixo do limite estabelecido pelo órgão. O Ministério da Saúde, na Portaria 518/04, não faz referência a este parâmetro, sendo que para a OMS (1999 apud FARIAS, 2006) determina o valor máximo de 0,5 mg.L⁻¹ para a água potável.

Figura 31 - Concentração de Manganês nos municípios estudados do baixo curso do rio Doce, Espírito Santo (nov./2015, dez./2015 e jan./2016). BG: Baixo Guandu; ITA: Itapina; COL: Colatina, LIN: Linhares e REG: Regência.

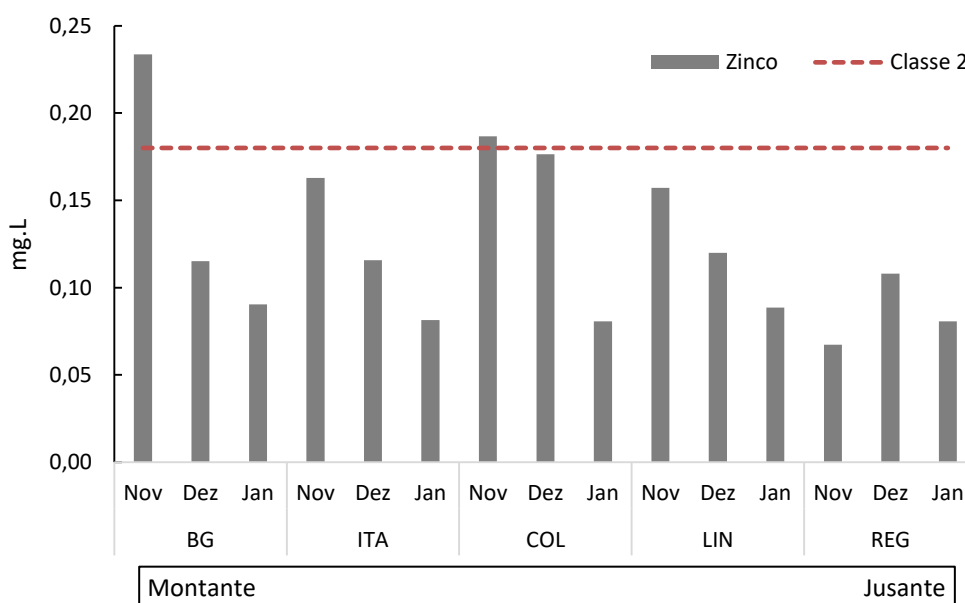


De acordo com Farias (2006), as concentrações de boro em águas superficiais vão depender de alguns fatores como, por exemplo, a natureza geoquímica da superfície onde ocorre a drenagem, a proximidade de regiões costeiras e a introdução no meio por efluentes industriais e urbanos. O elemento boro não é significativamente tóxico; deste modo, não pode ser classificado como veneno, mas pode ocasionar danos na pele quando estiver em pó muito fino, sendo duro e abrasivo (FARIAS, 2006).

Zinco

As concentrações de zinco na água foram bastante variáveis ao longo dos pontos de amostragem, os valores oscilaram entre 0,035 e 0,821 mg.L⁻¹, sendo os maiores no mês de nov/15, alcançando valores superiores ao estabelecido pelo CONAMA nos municípios de Baixo Guandu e Colatina (Figura 32). De acordo com Farias (2006) e Goulart (2008), os valores normalmente encontrados para Zn em águas superficiais variam na faixa de 0,001 a 0,10 mg.L⁻¹, o que mostra que a concentração de zinco nas águas do baixo rio Doce está superior em relação as características naturais do rio.

Figura 32 - Concentração de Zinco nos municípios estudados do baixo curso do rio Doce, Espírito Santo (nov./2015, dez./2015 e jan./2016). BG: Baixo Guandu; ITA: Itapina; COL: Colatina, LIN: Linhares e REG: Regência.



Valores estes superiores aos obtidos por Andrade (2003) na estação chuvosa no curso médio do rio Doce, apresentando teor máximo de 0,182 mg.L⁻¹ e do alto rio Doce, perante os resultados obtidos por Varejão et al. (2011). Valores superiores a 3 mg.L⁻¹ alteram a qualidade da água, modificando o sabor (WHO, 2003 apud RAMOS, 2016). Seus efeitos em alta concentração são diversos, como náuseas, vômitos, diarreia, cólicas intestinais entre outros (RAMOS, 2016).

5.5.1. Avaliação dos metais na água

A partir dos resultados de metais nas águas no baixo curso do rio Doce e considerando-se o limite da Resolução 357/05 do CONAMA para rios de classe 2, observou-se que houve, com a passagem de plumas de poluição em decorrência do rompimento da barragem de Fundão, Mariana, Minas Gerais, superação dos níveis estabelecidos para todos os metais analisados. Estes teores, por sua vez, podem ser prejudiciais tanto para a vida aquática e silvestre (efeitos crônicos ou agudos) quanto para o homem (doenças). Os elementos: cobre, bário e boro apresentaram, na média mensal, em todos os meses de coleta, concentrações que atendem os parâmetros de qualidade das águas do rio Doce nas classes 1, 2 e 3.

O quadro 9 expõe, em síntese, a ocorrência da concentração de metais próximos ou superior ao limite da resolução do CONAMA nº 357/05 para os períodos amostrados. Os níveis de metais encontrados no início da porção capixaba da bacia, no distrito de Baixo Guandu, apresentam reflexos negativos em termos ecológicos e de saúde pública, do mesmo modo, ao longo prazo, no estuário localizado em Regência. A maioria das cidades representadas no presente estudo captam água exclusivamente do rio, como o município de Colatina, para abastecimento da população, atividades industriais e para práticas agrícolas.

Dos metais investigados, destacam-se o Fe, Mn, Al e Pb como os mais disseminados na área. Os elementos supracitados estão bem distribuídos, apresentando em muitos pontos, teores elevados devido a atividades antrópicas. Dessa forma, os teores altos de elementos metálicos inviabilizam a utilização dessas águas para o consumo humano nas cidades estudadas.

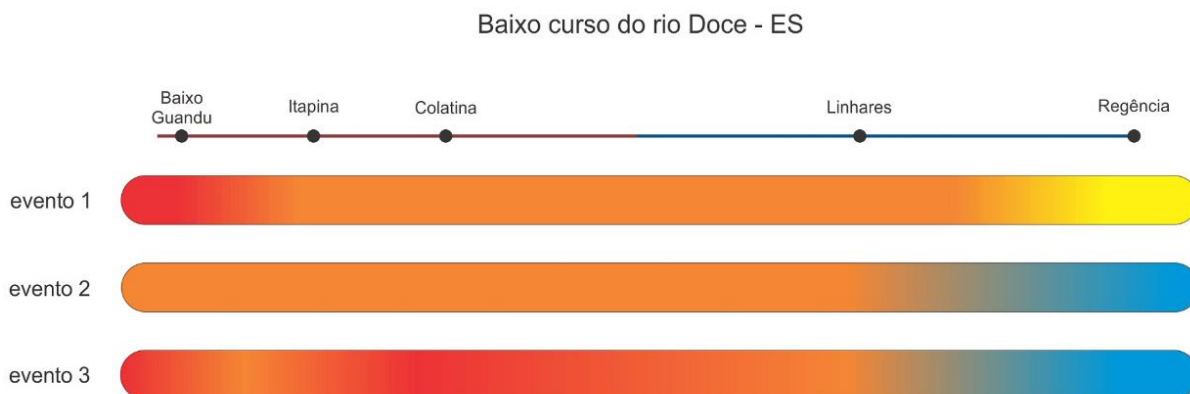
As baixas concentrações de elementos metálicos na água podem estar atribuídas às características físico-químicas do ambiente, como por exemplo o pH, fazendo com que haja precipitação dos contaminantes para o sedimento. Essa característica é observada para o elemento Arsênio, baixas concentrações no compartimento água e altas no sedimento, inclusive atingido o limite máximo elencado na Resolução 357/05 do CONAMA.

O comportamento da qualidade da água no baixo curso do rio Doce em relação aos eventos ocorridos após a passagem de rejeitos pode ser observado na figura 33. Verifica-se no primeiro evento, ocorrido em novembro de 2015, grande concentração de metais no primeiro município da porção capixaba, Baixo Guandu, caindo gradualmente durante o curso, estando concentrado em As, Fe, Mn, Al, Pb, Cu, Cr, Ni, Ba, B e Zn, chegando em Regência com teores mais baixos os elementos As, Mn, Pb, Cu, Cr, Ni, Ba e B. Fato importante de ser analisado é a alta concentração de As em Baixo Guandu, chegando a valor de 213 vezes maior do que o encontrado em dias anteriores à coleta; no entanto, nas cidades posteriores, os valores não ultrapassaram o limite de detecção do equipamento. Dessa forma, deduz que o município de Baixo Guandu atua como uma barreira geoquímica, apresentando características atuantes na mobilidade dos elementos.

Em um segundo evento, ocorrido no mês de dezembro de 2015, observa-se a diminuição da concentração dos elementos metálicos em Baixo Guandu, apresentando uma distribuição homogênea até o município de Linhares. Em contrapartida, no distrito de Regência, a um aumento nas concentrações dos elementos. Esse fato pode estar atrelado à pluviometria, na qual, no mês em questão, teve os maiores índices de chuva durante o ano. Ao mesmo tempo que a área possui grande influência marinha, provocando a ressuspensão dos elementos e colocando-os em suspensão na coluna d'água.

O terceiro evento ocorreu em janeiro de 2016, com aumento nas concentrações dos elementos em Baixo Guandu e Colatina, bem como a permanência da concentração no distrito de Regência. O efeito da pluviometria na bacia no segundo evento, em dezembro de 2015, pode ter influenciado à chegada de novas plumas de poluição decorrentes do acúmulo de água nos afluentes do rio Doce.

Figura 33 - Diagrama unifilar do baixo curso do rio Doce e a qualidade de suas águas



Esse comportamento analisado pela estatística multivariada para os sedimentos associada à qualidade da água pode sugerir que é possível construir modelos para o transporte dos sedimentos com a informação de seu passivo ambiental, correlacionando a hidrodinâmica dos sedimentos com a velocidade e disposição dos metais presentes e o fluxo destes mesmos metais antes e depois de eventos de maior aporte de poluentes para o interior do rio Doce.

Como perspectiva deste trabalho, fica a necessidade de amostragem ao longo de todo o rio mantendo a mesma lógica de amostragem temporal e tipos de análise, com parâmetros físicos e químicos conjuntamente para um diagnóstico ambiental que possa auxiliar ainda mais os órgãos de gestão para caracterização detalhada da contribuição e transporte de poluentes de eventos externos ao rio Doce.

Quadro 8 - Ocorrências de concentrações de metais na água próximas e acima do limite estabelecido pela Resolução 357/05 do CONAMA, nos pontos de coleta ao longo do baixo curso do rio Doce. BG: Baixo Guandu; ITA: Itapina, COL: Colatina; LIN: Linhares; REG: Regência.

Parâmetros	BG			ITA			COL			LIN			REG		
	Nov/15	Dez/15	Jan/16	Nov/15	Dez/15	Jan/16	Nov/15	Dez/15	Jan/16	Nov/15	Dez/15	Jan/16	Nov/15	Dez/15	Jan/16
Ferro	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Manganês	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Alumínio	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Arsênio	■	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□
Chumbo	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■	■
Cobre	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□
Cromo	■	□	□	□	□	□	■	□	□	□	□	□	□	□	□
Níquel	■	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□
Bário	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□
Boro	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□	□
Zinco	■	□	□	■	□	□	■	■	□	■	□	□	□	□	□

■ Concentração do metal acima do limite do CONAMA ■ Concentração do metal próximo do limite do CONAMA

CONCLUSÕES

1. A análise granulométrica dos sedimentos, conforme observado nos pontos amostrais, indicou a predominância da fração areia, principalmente no período chuvoso, isso em decorrência da capacidade de remobilização de sedimentos e suspensão das frações finas, sendo estas levadas pelo fluxo do rio Doce no período chuvoso.
2. A análise de metais em sedimentos do baixo curso do rio Doce reporta, em geral, baixas concentrações de metais tóxicos, isso devido à presença de frações granulométricas maior 200 μm , como areia, e porcentagem baixa de argila e matéria orgânica; no entanto, pelos valores apresentados de todos elementos, não se descarta a contribuição antrópica provenientes de atividades industriais, de mineração, metalurgia, agricultura e rejeitos domésticos.
3. Apesar das baixas concentrações de metais tóxicos nos sedimentos da área estudada, e por esta apresentar informações históricas de degradação por diversas atividades (exploração de minerais, indústrias, desmatamento da mata ciliar e construção de rodovias), é necessária uma maior atenção para aqueles metais que já estão presentes e próximos a valores considerados prejudiciais à biota e à população humana.
4. Os cálculos do fator de enriquecimento identificaram grau de enriquecimento moderado a elevado para sedimentos do baixo curso do rio Doce, sendo verificado para o caso do Co e Ni, enriquecimento elevado para os pontos P4 e P8 no período chuvoso e para os demais elementos, enriquecimento variando de moderado a significativo.
5. Os resultados permitiram verificar que os pontos analisados no presente estudo se encontram com enriquecimento de metais, podendo estar causando efeitos adversos à biota
6. A presença de rejeitos de mineração na água do baixo curso do rio Doce foi responsável pelos valores elevados de ferro, manganês, alumínio, arsênio, chumbo, cobre, cromo, níquel, bário, boro e zinco, observados no estudo, principalmente no município de Baixo Guandu (ES), início da porção capixaba.

7. Em geral, os resultados verificados para metais na água foram superiores aos limites máximos estabelecidos pela Resolução 357/05 do CONAMA para águas de classe 2, podendo interferir nas relações ecológicas e saúde humana.
8. Devido às concentrações terem um aumento generalizado na água ao longo do baixo rio Doce, quando comparadas às primeiras amostras coletadas antes da passagem de rejeitos, induz que sua origem é de fonte antrópica, especialmente pelo desastre envolvendo o rompimento da barragem de Fundão, Mariana, Minas Gerais.

RECOMENDAÇÕES

1. Estudos para identificação da fonte potencial de contaminação e avaliação da ocorrência natural da substância.
2. Tratamento dos efluentes domésticos e industriais da cidade de Colatina, ES, e cidades na área da bacia hidrográfica do rio Doce, que apresentam infraestrutura deficitária ou inexistente, evitando o lançamento destes no rio Doce e afluentes.
3. Continuação do monitoramento pela ANA e órgãos vinculados (IEMA e IGAM) das águas da bacia hidrográfica, objetivando avaliar sua qualidade e levantar informações para elaboração de um plano de gestão e manejo, pois é comprovado o uso para consumo.
4. Realização de testes ecotoxicológicos com a água e sedimento do baixo curso do rio Doce, tendo por objetivo inferir a toxicidade (aguda e/ou crônica) dessas matrizes.
5. Seguir com o estudo dos sedimentos do baixo curso do rio Doce com a finalidade de levantar informações referente a diversidade e distribuição dos organismos bentônicos em relação aos impactos ambientais.

REFERÊNCIAS

ABRAHÃO, R. Impactos do lançamento de efluentes na qualidade da água do riacho Mussuré. 2006. 140 f. **Dissertação** (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente), Universidade Federal da Paraíba/Universidade Estadual da Paraíba, João Pessoa, 2006.

ABRAHIM, G. M. S.; PARKER, R. J. Assessment of heavy metal enrichment factors and the degree of contamination in marine sediments from Tamaki Estuary, Auckland, New Zealand. **Environmental monitoring and assessment**, v. 136, n. 1-3, p. 227-238, 2008.

AGUIAR, C. A. Determinação de manganês em amostras vegetais como bioindicador da qualidade do meio ambiente. **Biochemistry and Biotechnology Reports**, v. 2, n. 3, p. 67-70, 2013.

AGUIAR, V. M. C. et al. Ecological risks of trace metals in Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil: An index analysis approach. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 133, p. 306-315, 2016.

ALBANI, V.; MIRANDA. Relação urbano-rural no crescimento urbano de Colatina. 2012. **Anais** do Encontro Nacional de Tecnologia do Ambiente Construído, Juiz de Fora, 2012.

ALMEIDA NETO, A. F.; MACENA, I. M. A.; OLIVEIRA, J. S. Análise da concentração de alumínio residual no rio Gramame proveniente dos efluentes da ETA-Gramame, João Pessoa-PB. **Revista Ambiental**, v. 2, n. 1, p. 88-96, 2016.

ALVES, A. N. L.; DELLA ROSA, H. V. Exposição ocupacional ao cobalto: aspectos toxicológicos. **Revista Brasileira de Ciências Farmacêuticas**, v. 39, n. 2, 2003.

ANA. Agência Nacional das Águas. **Encarte especial sobre a bacia do rio Doce**: rompimento da barragem em Mariana/ES. Ministério do Meio Ambiente, 2016. Disponível em: <http://www.sigrh.sp.gov.br/public/uploads/ckfinder/files/EncarteRioDoce_2016.pdf> . Acesso em: 24 de jun. 2017.

_____. Agência Nacional das Águas. **Relatório Técnico**: Qualidade da Água da Bacia do rio Doce. Ministério do Meio Ambiente, 2011. Disponível em: <http://portal1.snirh.gov.br/arquivos/Doce/ANA/relatorios/20160128_Relatorio_Tecn

ico_Analise_Preliminar_sobre_Qualidade_da_Agua_e_Reflexos_sobre_os_Usos.pdf>. Acesso em: 16/01/2017.

ANDRADE, C. A. Estudo ecotoxicológico no trecho médio da bacia do rio Doce – MG. 2003.195 f. **Dissertação** (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental), Universidade de São Paulo, São Carlos, 2003.

ANDRADE, M. T. et al. Análise da concentração de metais pesados no rio Piracicaba, Minas Gerais. In: **Anais** do XXX Encontro Nacional de Engenharia de Produção, São Carlos, SP, 2010.

ANDRIETTI, G. et al. Índices de qualidade da água e de estado trófico do rio Caiabi, MT. **Revista Ambiente & Água**, v. 11, n. 1, 2016.

ANTIQUERA, J. A. F.; CALLIARI, L. J. Características sedimentares da desembocadura da Laguna dos Patos. **GRAVEL**, n. 3, p. 39-46, 2005.

ARAÚJO, J. B. S.; PINTO FILHO, J. L. O. Identificação de fontes poluidoras de metais pesados nos solos da bacia hidrográfica do rio Apodi–Mossoró/RN, na área urbana de Mossoró-RN. **Revista Verde**, v. 5, n. 2, p. 80-94, 2010.

ARAÚJO, A. D.; FREITAS, M. O.; BAGGIO FILHO, H. Qualidade ambiental da água superficial do Córrego Quatro Vinténs no município de Diamantina-MG. **Revista Cerrados**, v. 14, n. 1, p. 77-95, 2016.

ARRUDA, R. O. M. et al. Qualidade da água aplicada ao estudo da relação entre qualidade da água e ocupação das margens da represa Guarapiranga (São Paulo/SP), entre 2004 e 2014. **Revista UNG – Geociências**, v. 15, n. 1, 2016.

ARAÚJO, J. A.; SOUZA, R. F. Aporte antropogênico de metais pesados em sedimentos de corrente de áreas de lixão, urbanizadas e agrícola, em Parelhas-RN, região semiárida do Brasil. **Geografia** (Londrina), v. 21, n. 3, p. 5-22, 2013.

BAGGIO, H.; HORN, H. A. Contribuições naturais e antropogênicas para a concentração e distribuição de metais pesados em sedimento de corrente no rio do Formoso, município de Buritizeiro-MG. **Geonomos**, v. 16, n. 2, p. 91-98, 2008.

BAGGIO, H.; HORN, A. H. Teores totais e distribuição dos metais pesados Cu, Cd, Cr, Ni, Pb e Zn nos sedimentos de corrente e fundo do rio do Formoso – MG. **Geografias**, Belo Horizonte, v. 6, n. 1, p. 107-117, 2010.

BAI, J. et al. Assessment of heavy metal contamination of surface soils from typical paddy terrace wetlands on the Yunnan Plateau of China. **Physics and Chemistry of the Earth**, Parts A/B/C, v. 36, n. 9, p. 447-450, 2011.

BARROS, L. C. Estudos sedimentológicos, batimétricos e geoquímicos na região interna do Porto de Suape-PE. 2009. 186 f. **Tese** (Doutorado em Geociências), Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2009.

BARTELLI, G. Estudo do transporte de sedimentos em suspensão na Bacia Hidrográfica do Arroio Garapiá – Maquiné – RS. 2012. 60 f. **Monografia** (Graduação em Engenharia Ambiental), Centro Universitário Univates, Lajeado, 2012.

BATISTA, M. A. R. S. Avaliação da qualidade da água e sedimento de microbacias utilizadas para abastecimento público da região metropolitana de Goiânia. 2015. 82 f. **Dissertação** (Mestrado em Engenharia do Meio Ambiente) – Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2015.

BELO, A.; QUINÁIA, S. P.; PLETSCH, A. L. Avaliação da contaminação de metais em sedimentos superficiais das praias do Lago de Itaipu. **Química Nova**, v. 33, n. 3, p. 613-617, 2010.

BELÓ, A.; QUINÁIA, S. P.; PLETSCH, A. L. Caracterização de sedimento superficial do rio Jordão na região Centro-Sul do Estado do Paraná, Brasil. **Revista Ambiente & Água**, v. 5, n. 1, p. 134-144, 2010.

BETEMPS, G. R.; SANCHES FILHO, P. J.; KERSTNER, T. Caracterização físico-química da água e determinação de metais pesados (Cr, Cu, Pb e Zn) no sedimento do riacho Arroio do Padre (Arroio do Padre, Brasil/RS). **Revista Thema**, v. 11, n.02, 2014.

BOAVENTURA, S. F.; HADLICH, G. M.; CELINO, J. J. Índices de contaminação de metais traço em encostas, manguezais e apicuns, Madre de Deus, Bahia. **Geociências**, v. 30, n. 4, p. 631-639, 2011.

BORBA, R. P.; FIGUEIREDO, B. R.; CAVALCANTI, J. A. Arsênio na água subterrânea em ouro Preto e Mariana, Quadrilátero Ferrífero (MG). **Revista Esc. Minas**, Ouro Preto, v. 57, n. 1, p. 45-51, 2004.

BORGES JÚNIOR, M. et al. Valores de referência local e avaliação da contaminação por zinco em solos adjacentes a áreas mineradas no município de Vazante-MG. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, 2008.

BUCCOLIERI, A. et al. Heavy metals in marine sediments of Taranto Gulf (Ionian Sea, southern Italy). **Marine chemistry**, v. 99, n. 1, p. 227-235, 2006.

BRANDELERO, S. M. Monitoramento de água e sedimento no rio Palmeiras, bacia do Tubarão, SC, em área de mineração de carvão. 2015. 82 f. **Tese** (Doutorado em Ciência do Solo), Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, 2015.

BRASIL. **Atlas de Desenvolvimento Humano do Brasil. 2013**. Disponível em: <http://www.atlasbrasil.org.br/2013/pt/home/>. Acesso em: 19 de jan. 2017.

_____. Ministério da Saúde. Portaria nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Disponível em: http://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2011/prt2914_12_12_2011.html. Acesso em 11/07/2013.

BRIGANTE, J.; ESPÍNDOLA, E. L. G. **Limnologia fluvial: um estudo no rio Mogi-Guaçu**. São Carlos: RiMa, 2 ed. 278 p. 2009

CADAXO SOBRINHO, E. S. et al. Environmental geochemistry of stream sediments from São Francisco stream (Rio Branco, Acre – Brazil) a preliminar overview about contamination problems. **Comunicações Geológicas**, 101, Esp. II, 969-972, 2014.
CAIERO, S. et al. Assessing heavy metal contamination in Sado Estuary sediment: an index analysis approach. **Ecol. Indic.**, v. 5, n. 2, p. 151-169, 2005.

CALLISTO, M.; ESTEVES, F. A. Composição granulométrica do sedimento de um lago Amazônico impactado por rejeito de bauxita e um lago natural (Pará, Brasil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 8, p.115-126, 1996.

CAMARGO, M. G. Sysgran: Um sistema de código aberto para análises granulométricas do sedimento. **Revista Brasileira de Geociências**, v. 36, p. 371-378, 2006.

CAMPOS, K. B. G. et al. Potencial de biodisponibilidade de metais pesados em sedimentos de fundo nas bacias dos rios Jundiá e Capivari (SP): avaliação dos critérios sem – AVS. **Geochimica Brasiliensis**, v. 29, n. 02, p. 116-126, 2015.

CARDOSO, A. M. T. Verificação da qualidade da água e dos sedimentos no rio Tietê entre as barragens de Promissão e Ibitinga. 2014. 77 f. **Dissertação** (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Bauru, 2014.

CARMO, D. L.; SILVA, C. A. Métodos de quantificação de carbono e matéria orgânica em resíduos orgânicos. **Revista Brasileira de Ciências Solo**, v. 36, n. 4, p.1211 – 1220, 2012.

CARVALHO, A. P. V.; BRUMATTI, D. V.; DIAS, H. C. T. Importância do manejo da bacia hidrográfica e da determinação de processos hidrológicos. **Revista Brasileira de Agropecuária Sustentável**, v. 2, n. 2, p. 148-156, 2012.

CENTENO, L. N. et al. Monitoramento da qualidade da água do arroio São Lourenço/RS. **Revista de Ciência e Inovação do IF Farroupilha**, v. 1, n. 2, 2016.

COELHO, A. L. N. Compartimentação geomorfológica da bacia do rio Doce: uma atualização. 2006. **Anais da Conferência Regional de Geomorfologia**, Goiânia-GO, 2006.

COELHO, A. L. N. Situação hídrico-geomorfológica da bacia do rio Doce com base nos dados da série histórica de vazões da estação de Colatina-ES. **Caminhos de Geografia**, v. 6, n. 19, p. 56-79, 2006a.

COELHO, A. L. N. Modelagem hidrológica da bacia do rio Doce (MG/ES) com base em imagens SRTM (Shuttle Radar Topography Mission). **Caminhos da Geografia**, v. 8, n. 22, p. 116-131, 2007.

COELHO, A. L. N. Bacia hidrográfica do rio Doce (MG/ES): uma análise socioambiental integrada. **Geografares**, v. 7, p. 131-146, 2009.

COSTA, A. T. et al. Surface water quality and sediment geochemistry in the Gaulaxo do Norte basin, eastern Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais, Brazil. **Environmental Geology**, v. 45, n. 2, p. 226-235, 2003.

CPRM. Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais. **Mapa geológico do estado do Espírito Santo**. 2013.

CUNHA, F. G.; PESSANHA, L. A. C.; SHINTAKU, I. Ocorrência de Arsênio em sedimento de corrente no Estado do Espírito Santo. In: **Anais do XIV Congresso Brasileiro de Geoquímica**, Diamantina, MG, 2013.

CUPOLILLO, F. Diagnóstico hidroclimatológico da bacia do rio Doce. 2008. 153 f. **Tese** (Doutorado em Geografia), Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2008.

CHAPMAN, P. M. et al. Appropriate applications of sediment quality values for metals and metalloids. **Environmental Science & Technology**, v. 33, n. 22, p.3937-3941, 1999.

CHRISTOFOLETTI, A. **Geomorfologia**. 2. ed. São Paulo: Edgard Blucher, 1980.

CNRH. Conselho Nacional de Recursos Hídricos. Resolução n. 32, de 15 de outubro de 2003. Anexo I. Conselho Nacional de Recursos Hídricos. Brasília, DF: **Ministério do Meio Ambiente**, 2003.

COIMBRA, M. et al. Estudo da circulação dos poluentes entre a atmosfera, águas e sedimentos no Arroio Sapucaia, Bacia Hidrográfica do Guaíba, RS e repasse para macrófitas aquáticas marginais. **Revista de Iniciação Científica da ULBRA**, v. 1, n. 1, 2002.

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução 454/2012 - “Estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos referenciais para o gerenciamento do material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional”. **Diário Oficial da União**, seção 1, p. 66, 2012.

_____. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução 420/2009 - “Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas”. **Diário Oficial da União**, n. 249, p. 81-84, 2009.

CONCEIÇÃO, F. T.; BONOTTO, D. M. Relações hidroquímicas aplicadas na avaliação da qualidade da água e diagnóstico ambiental na bacia do rio Corumbataí (SP). **Geochimica Brasiliensis**, v. 16, n. 1, p. 1-21, 2002.

COPATTI, C. E.; MOREIRA, T. B.; MENZEL, C. A. Avaliação da qualidade ambiental de uma microbacia no sul do Brasil através de diferentes abordagens. **Ambiência Guarapuava**, v. 10, n. 2, p. 511-526, 2014.

CRUZ, M. A. S. et al. Caracterização granulométrica e mineralógica dos sedimentos como suporte para análise de contaminação ambiental em nascentes do rio Subaé, Feira de Santana (BA). **Geochimica Brasiliensis**, v. 27, n. 1, p. 49-62, 2013.

ÇEVIK, F. et al. An assessment of metal pollution in surface sediments of Seyhan dam by using enrichment factor, geoaccumulation index and statistical analyses. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 152, n. 1, p. 309-317, 2009.

DELLAMATRICE, P. M.; MONTEIRO, R. T. R. Principais aspectos da poluição de rios brasileiros por pesticidas. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 18, n. 12, p. 1296-1301, 2014.

DERISIO, J. C. **Introdução ao controle de poluição ambiental**. 4ª edição atualizada, São Paulo, Oficina de Textos, 2012.

DORNFELD, C. B. Utilização de análises limnológicas, bioensaios de toxicidade e macroinvertebrados bentônicos para o diagnóstico ambiental do reservatório de Salto Grande (Americana, SP). 2002. **Dissertação** (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental), Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2002.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Levantamento de Solos e Aptidão Agrícola das Terras da Bacia do Rio Doce**, Minas Gerais. Belo Horizonte: Fundação Estadual do Meio Ambiente, 2010.

_____. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. 2012. 11 f. **Padronização de métodos para análise granulométrica no Brasil**. Comunicado Técnico, Rio de Janeiro, dez. 2012.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 3ª. Rio de Janeiro: Interciência, 790 p. 2011.

FARIAS, M. S. S. Monitoramento da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Cabelo. 2006. 152 f. **Tese** (Doutorado em Engenharia Agrícola), Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2006.

FELIPPE, M. F. et al. A tragédia do rio Doce: a lama, o povo e a água. Relatório de campo e interpretações preliminares sobre as consequências do rompimento da barragem de rejeitos de fundão (Samarco/Vale/Bhp). **Revista Geografias**, p. 63-94, 2016a.

FELIPPE, M. F. et al. Conexões geo-históricas e contemporâneas entre ocupação territorial, degradação ambiental e rarefação hídrica na bacia do rio Doce. **Revista Geografias**, p. 203-222, 2016b.

FELIPPE, M. F. et al. Acabou-se o que era Doce: Notas geográficas sobre a construção de um desastre ambiental. In: MILANEZ, B.; LOSEKANN, C. (org.). **Desastres no Vale do Rio Doce**: Antecedentes, impactos e ações sobre a destruição. Rio de Janeiro: Folio Digital: Letra e Imagem, 437 p. 2016c.

FENGLER, F. H. et al. Qualidade ambiental dos fragmentos florestais na Bacia Hidrográfica do Rio Jundiá-Mirim entre 1972 e 2013. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 19, n. 4, p. 402-408, 2015.

FERNANDES, V. A.; EGLER, S. G.; CESAR, R. G. Distribuição de mercúrio, zinco e cobre em solos e sedimentos fluviais de corrente em antiga área de garimpo de ouro em Descoberto, Minas Gerais. In: **Anais da XVI Jornada de Iniciação Científica – CETEM**, 2008.

FERREIRA, R. J. S. Determinação de metais traço em sedimentos de rios: caso da bacia do baixo Itajaí-Açu. 2001. 108 f. **Dissertação** (Mestrado em Química Analítica), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2001.

FRANÇA, J. S.; MORENO, P.; CALLISTO, M. Importância da composição granulométrica para a comunidade bentônica e sua relação com o uso e ocupação do solo na Bacia Hidrográfica do Rio das Velhas (MG). In: Encontro Nacional de Engenharia de Sedimentos, v. 7, p. 12-14, 2006.

FRASCARELI, D. Distribuição espacial, biodisponibilidade e toxicidade de metais em sedimentos superficiais de reservatórios do Estado de São Paulo. 2016. 146 f. **Dissertação** (Mestrado em Ciências Ambientais). Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Sorocaba, 2016.

FRANCO, T. Utilização de proxies geoquímicos para análise dos padrões de sedimentação na plataforma continental interna adjacente a foz do rio Doce. 2013. 74 f. **Dissertação** (Mestrado em Oceanografia Ambiental) – Universidade Federal do Espírito Santo, Aracruz, 2013.

FUKUZAWA, C. M. Influência da litologia nas águas e sedimentos do rio Piranga – Formador do rio Doce. 2008. 88f. **Dissertação** (Mestrado em Engenharia Ambiental), Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2008.

GABRIEL, F. A. et al. Pollution by heavy metals: environmental implications and key strategies for remediation. **GEAMA Journal**, v. 7, n. 1, p. 76-85, 2016.

GALVÁN RICO, L. E.; REYES GIL, R. E. Some tools for the prevention, control and mitigation of the environmental contamination. **Universidad, Ciencia y Tecnología**, v. 13, n. 53, pp. 287-297, 2009.

GARCIA, R. A.; SILVA, P. E. A. B.; LOBO, C. Indicadores de salubridade urbana e rural da bacia do rio Doce. **Revista Geografias**, p. 223-242, 2016.

GOLDIN, A. Reassessing the use of loss-on-ignition for estimating organic matter content in noncalcareous soils. *Commun. Soil Sci. Plant. Anal.*, v. 18, n. 10, p. 1111-1116, 1987.

GOMES, L. C. et al. Acute toxicity of copper and cadmium for piauçu, *Leporinus macrocephalus*, and curimatã, *Prochilodus vimboides*. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, Maringá, v. 31, n. 3, p. 313-315, 2009.

GONÇALVES, C. et al. Reconstruction of historical trends in potentially toxic elements from sediment cores collected inbertioga channel, Southeastern Brazil. **Brazilian journal of Oceanografy**, v. 61, n. 2, p. 149-160, 2013.

GOULART, R. M. Análise da qualidade da água e dos sedimentos da parte superior do rio Piranga. 2008. 93 f. **Dissertação** (Mestrado em Engenharia Ambiental), Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2008.

GOULART, M.; CALLISTO, M. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. **Revista da FAPAM**, v 2, n. 1. 2003.

GUEDES, H. A. S. et al. Aplicação de análise estatística multivariada no estudo da qualidade de água do rio Pomba, MG. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 16, n. 5, p. 558-563, 2012.

GUERRA, C. B. Impactos ambientais na bacia do rio Piracicaba – MG. **FMV Editora Gráfica**, Belo Horizonte, 77 p. 1993.

GHREFAT, H. A.; ABU-RIKAH, U.; ROSEN, M. A. Application of geoaccumulation index and enrichment factor for assessing metal contamination in the sediments of Kafraïn Dam, Jordan. **Environ Monit Assess**, v. 178, n. 1, p. 95-109, 2011.

GREGÓRIO, E. **Bacia hidrográfica do rio Doce**: informações sobre as bacias dos rios afluentes e seus CBH's (comitês de bacias hidrográficas). 2007. 21 f. Disponível em:<https://cenfopgeografia.files.wordpress.com/2010/02/apostila-bacia-do-doce.pdf>. Acesso em: 24 jun. 2017.

GRESENS, R. L. Composition-volume relationships of metasomatism. **Chemical Geology**, v. 2, p. 47-55, 1967.

HARIKUMAR, P. S.; NASIR, U. P.; MAJEEBU, R. Distribution of heavy metals in the core sediments of a tropical wetland system. *Int. J. Environ. Sci. Technol.*, v. 6, n. 2, p. 225-232, 2009.

HAKANSON, L. An Ecological Risk Index for Aquatic Pollution Control: A Sedimentological Approach, **Water Research**, v. 14, n. 8, p. 975–1001, 1980.

HIRSCH, A. Avaliação da fragmentação do habitat e seleção de áreas prioritárias para a conservação dos primatas da Bacia do Rio Doce, Minas Gerais, através da aplicação de um sistema de informações geográficas. 2003. 227 f. **Tese** (Doutorado em Ecologia, Belo Horizonte, Universidade Federal de Minas Gerais. 2003.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2010. **Censo Populacional 2010**. Rio de Janeiro, RJ. IBGE, 2010. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/geociencias/geografia/geografia_urbana/arranjos_populacionais/tabelas.shtm>. Acessado em: 19/01/2017.

IGAM. Instituto Mineiro de Gestão das Águas. 2010. **Plano integrado de recursos hídricos da baía do rio Doce e dos planos de ações de recursos hídricos para as unidades de planejamento de gestão de recursos hídricos no âmbito da bacia do rio Doce**. IGAM, 2010. Disponível em: http://www.cbhdoce.org.br/wp-content/uploads/2016/12/PIRH_Doce_Volume_I.pdf. Acesso em: 23 jun. 2017.

JACOBI, P. R.; CIBIM, J. A necessária compreensão das consequências ampliadas de um desastre. **Ambiente & Sociedade**, v. 18, n. 4, p. 1-5, 2015.

KASILINGAM, K. et al. Trace element concentration in surface sediments of Palk Strait, southeast coast of Tamil Nadu, India. **Marine pollution bulletin**, v. 111, n. 1, p. 500-508, 2016.

KRISHNA, A. K.; GOVIL, P. K. Assessment of heavy metal contamination in soils around Manali industrial area, Chennai, southern India. **Environmental Geology**, v. 54, n. 7, p. 1465-1472, 2008.

KROHLING, C. A. et al. Níveis tóxicos de ferro em lavouras de café conilon (*Coffea canéfora*) em solos de tabuleiros costeiros. **Coffee Science**, v. 11, n. 2, p. 255-266, 2016.

KUSS, C. P.; CASTRO, F. B. G. Avaliação da qualidade físico-química e microbiológica das águas do rio Palmital em Colombo – PR. **Cadernos da Escola de Saúde**, v. 1, n. 15, p. 32-41, 2016.

LEANDRO, G. R. S.; SOUZA, C. A.; NASCIMENTO, F. R. Sedimentos de fundo e em suspensão no corredor fluvial do rio Paraguai, Pantanal Norte Mato-Grossense, Brasil. **Boletim Goiana de Geografia**, v. 34, n. 2, p. 195-214, 2014.

LICÍNIO, M. V. V. J. et al. Historical trends in sedimentation rates and trace elements accumulation in “Doce” river, Espírito Santo State, Brazil. **Cadernos de Geociências**, v. 12, n. 1-2, p. 13-24, 2015.

LIMA, E. A. M. Avaliação da qualidade dos sedimentos e prognóstico geoquímico ambiental da Zona Estuarina do rio Botafogo, Pernambuco. 2008. 172 f. **Tese** (Doutorado em Geociências), Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2008.

LIMA, C. et al. Impactos da extração aurífera em amostras de sedimento dos municípios de Ouro Preto e Mariana – MG. In: **Anais** do Congresso Brasileiro de Geoquímica, Diamantina, 2013.

LOSKA, K. et al. Use of enrichment, and contamination factors together with geoaccumulation indexes to evaluate the content of Cd, Cu, and Ni in the rybnik water reservoir in Poland. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 93, n. 1-4, p. 347-365, 1997.

LUCAS, A. A. T.; FOLEGATTI, M. V.; DUARTE, S. N. Qualidade da água em uma microbacia hidrográfica do rio Piracicaba, SP. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 9, p. 937-943, 2010.

LUIZ-SILVA, W.; MATOS, R. H. R.; KRISTOSCH, G. C. Geoquímica e índice de geoacumulação de mercúrio em sedimentos de superfície do Estuário de Santos – Cubatão (SP). **Química Nova**, v. 25, n. 5, p. 753-756, 2002.

MARQUES, L. S. Avaliação espaçotemporal da qualidade e da concentração e distribuição de elementos químicos em sedimentos na bacia hidrográfica do rio Santa Bárbara – MG. 2016. 148 f. **Dissertação** (Mestrado em Engenharia Ambiental), Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2015.

MARTÍNEZ, T. et al. Chemical and sequential analysis of some metals in sediments from the North Coast of the Gulf of Mexico. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**, v. 309, n. 1, p. 343-350, 2016.

MARTINS, V. A. et al. Distribuição de elementos traço e avaliação de risco de toxicidade de sedimentos da Laguna de Aveio (NW Portugal). In: Rodrigues, M. A. C.; PEREIRA, S. D.; BERGARNASCHI, S. (eds.), **Interações Homem – Meio nas zonas costeiras: Brasil/Portugal**, p. 103-119, Ed. Corbã, Rio de Janeiro, 2013.

MENDES, I. A. S.; RIBEIRO, E. V. A qualidade da água e do sedimento na bacia do córrego Tripuí, Ouro Preto – MG: ensaios de ecotoxicidade e uso do solo. **Revista GEONORTE**, v. 5, n. 23, p. 46-51, 2016.

MEURER, E. J. **Fundamentos de Química do Solo**. 3ª. Porto Alegre: 285p. 2008. MMA. Ministério do Meio Ambiente. **Avaliação ambiental integrada de bacia hidrográfica**. Brasília, 2006. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/sqa_pnla/_arquivos/sqa_3.pdf>. Acesso em: 26 jun. 2017.

MMA. Ministério do Meio Ambiente. **Avaliação ambiental integrada de bacia hidrográfica/** Ministério do Meio Ambiente/ SQA. - 302 p. Brasília: MMA, 2006.

MONTE, C. N. Análise da biodisponibilidade de metais a partir de ensaio de ressuspensão de sedimentos da Baía de Sepetiba, Rio de Janeiro. 2014. 94 f. **Dissertação** (Mestrado em Geociências) – Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2014.

MORAES, A. S. **Comportamento geoquímico de elementos maiores e traço em solos e sedimentos no Complexo Industrial de Suape, Brasil**. Recife: Ed. Universitária UFPE, 2013, 169 p.

MOURA, L. S. Avaliação da qualidade ambiental da água e sedimento de quatro mananciais de abastecimento público do Estado de Goiás. 2014. 99 f. **Dissertação** (Mestrado em Engenharia do Meio Ambiente) – Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2014.

MOURA, M. N.; FELIPPE, M. F. Aplicação do método Grade of Membership na classificação do grau de naturalização das águas na bacia do rio Doce. **Revista Espinhaço**, v. 4, n. 2, p. 58-68, 2015.

MOURA, L. S. et al. O papel do sedimento na qualidade da água de abastecimento urbano: uma revisão dos trabalhos publicados entre 2001 e 2011. **Revista Eletrônica de Engenharia Civil**, v. 7, n. 1, p. 1- 10, 2013.

MOREIRA, R. C. A. M.; BOAVENTURA, G. R. Referência geoquímica regional para a interpretação das concentrações de elementos químicos nos sedimentos da bacia do Lago Paranoá – DF. **Química Nova**, v. 26, n. 6, p. 812-820, 2003.

MORTATTI, J.; HISSLER, C.; PROBST, J. Distribuição de metais pesados nos sedimentos de fundo ao longo da bacia do rio Tietê. **Geologia USP**, Série Científica, São Paulo, v. 10, n. 2, p. 3-11, 2010.

MÜLLER, G. Schwermetalle in den sedimenten des rheins-veränderungen seit. **Umschav.** v. 79, p. 133-149, 1979.

NAJI, A.; ISMAIL, A.; ISMAIL, A. R. Chemical speciation and contamination assessment of Zn and Cd by sequential extraction in surface sediment of Klang River, Malaysia. **Microchemical Journal**, v. 95, n. 2, p. 285-292, 2010.

NASCIMENTO, M. R. L. Proposição de valores de referência para concentração de metais e metaloides em sedimentos limnicos e fluviais da bacia hidrográfica do rio Tietê, SP. 2003. 111f. **Tese** (Doutorado em Ciências), Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2003.

NASCIMENTO, S. A. M.; BARBOSA, J. S. F. Qualidade da água do aquífero freático no Alto Cristalino de Salvador, bacia do rio Lucaia, Salvador, Bahia. **Revista Brasileira de Geociências**, v. 35, n. 4, p. 543-550, 2005.

NASCIMENTO, L. P. Análise ambiental da bacia hidrográfica do rio Peixe, Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais. 2016. 171 f. **Dissertação** (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2016.

NATUME, R. Y.; SANT'ANNA, F. S. P. Resíduos eletroeletrônicos: um desafio para o desenvolvimento sustentável e a nova lei da Política Nacional de Resíduos Sólidos. In: **3rd International Workshop on Advances in Cleaner Production**. São Paulo. 2011.

NILIN, J. Avaliação da qualidade do sedimento do Estuário do rio Ceará. 2008. 93 f. **Dissertação** (Mestrado em Engenharia de Pesca) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2008.

NUNES, P. M. Q. et al. Avaliação da toxicidade do cobre para o piauçu, *Leporinus macrocephalus*, Garavello & Britski, 1988) por meio de parâmetros leucocitários e enzimáticos. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 32, n. 1, p. 87-92, 2010.

NWEKE, M. O.; UKPAI, S. N. Use of Enrichment, Ecological Risk and Contamination Factors with Geoaccumulation Indexes to Evaluate Heavy Metal Contents in the Soils around Ameka Mining Area, South of Abakaliki, Nigeria. **J. of Geography, Environment and Earth Science International**, v. 5, n. 4, p. 1-13, 2016.

OBERDÁ, S. M. Estudos de metais pesados presentes na bacia do rio Piracicaba e sugestão biotecnológica de descontaminação. 1996. 109 p. **Dissertação** (Mestrado em Química) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 1996.

OLIVEIRA, E. C. et al. Distribuição de metais traços em sedimentos de fundo do sistema hidrográfico da região de Belém, PA (margem oeste da baía do Guajará e rio Carnapijó). **Geochimica Brasiliensis**, v. 29, n. 2, p. 139-153, 2015.

OLIVEIRA, R. M. M.; SANTOS, E. V.; LIMA, K. C. Avaliação da qualidade da água do riacho São Caetano, de Balsas (MA), com base em parâmetros físicos, químicos e microbiológicos. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 22, n. 3, p. 523- 529, 2017.

ORTEGA-ORTIZ, H. et al. Fitorremediación de suelos contaminados con metales pesados. **Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo**, A. C., México, 2009.

PACHECO, A. A. Avaliação da contaminação em solos e sedimentos da bacia hidrográfica do rio Doce por metais pesados e sua relação com o fundo geoquímico natural. 2015. 184 f. **Tese** (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas), Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2015.

PAIM, L. A. et al. Estudo dos efeitos do silício e do fósforo na redução da disponibilidade de metais pesados em área de mineração. **Química Nova**, v. 29, n. 1, p. 28-33, 2006.

PARRA, R. R. et al. Influência antrópica na geoquímica de água e sedimentos do rio Conceição, Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais – Brasil. **Geochimica Brasiliensis**, v. 21, n. 1, p. 36-49, 2007.

PASQUALINI, J. P. et al. Avaliação da qualidade ambiental de sedimentos do rio Gravataí (RS) com base em parâmetros físicos, químicos e biológicos. In: **Anais do Salão da Universidade Federal do Rio Grande do Sul**, Porto Alegre, 2014.

PEIXOTO, J. S. Monitoramento da qualidade da água no baixo São Francisco e ações de educação ambiental. **Dissertação** (Mestrado em Recursos Hídricos), Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, 2016.

PEJRUP, M. The triangular diagram used for classification of estuarine sediments: a new approach. In: BOER, P. L.; VAN GELDER, A.; NIO, S. D. (ed). **Tide-influenced Sedimentary Environments and Facies**. D. Reidel, Dordrecht., p. 289-300, 1988.

PEREIRA, E. G. et al. Iron excess affects Rice photosynthesis through stomatal and non-stomatal limitations. **Plant Science**, County Clare, v. 201/202, p. 81-92, 2013.

PIRES, J. M. M. et al. Potencial poluidor de resíduo sólido da Samarco Mineração: estudo de caso da barragem de Germano. **Revista Árvore**, v. 27, n. 3, p. 393-397, 2003.

POLETO, C.; MARTINEZ, L. L. G. Sedimentos urbanos: ambiente e água. **HOLOS Environment**, v. 11, n. 1, p. 1-15, 2011.

PORTO, M. F. A.; PORTO, R. L. L. Gestão de bacias hidrográficas. **Estudos Avançados**, v. 22, n. 63, p. 43-60, 2008.

PRAVEENA, S. M. et al. Multivariate and geoaccumulation index evaluation in mangrove surface sediment of Mengkabong Lagoon, Sabah. **Bulletin of environmental contamination and toxicology**, v. 81, n. 1, p. 52-56, 2008.

RADAMBRASIL. **Folhas SE 24 Rio Doce**. Geologia, geomorfologia, pedologia, vegetação e uso potencial da terra. Rio de Janeiro, 548 p. 6 mapas (Levantamento de Recursos Naturais. 34). 1987.

RAMOS, A. M. Determinação de metais em águas de abastecimento público: um estudo de caso, município de Ouro Preto. 2016. 95 f. **Dissertação** (Mestrado em Sustentabilidade Socioeconômica Ambiental), Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2016.

RIBAS, L. M. et al. Qualidade e mobilidade da matéria orgânica de sistemas adjacentes à Lagoa de Cima, Campos dos Goytacazes – RJ. **Geochimica Brasiliensis**, v. 22, n. 2, p. 103-112, 2008.

RIBEIRO, A. I. C. Geologia e saúde – uma abordagem descritiva de um caso de contaminação por alumínio. 2016. 56 f. **Dissertação** (Mestrado em Ensino da Biologia e da Geologia), Faculdade de Ciências – Universidade do Porto, Porto, 2016.

ROCHA, P. C.; SOUZA FILHO, E. E. Interações dinâmicas entre os materiais do leito de um canal secundário com o canal principal no trecho multicanal do Alto rio Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 6, n. 1, p. 19-32, 2005.

ROCHA, J. C.; ROSA, A. H.; CARDOSO, A. A. Introdução à Química Ambiental. 2 ed. Porto Alegre: Bookman, 2009.

ROHDEN, F. et al. Monitoramento microbiológico de águas subterrâneas em cidades do Extremo Oeste de Santa Catarina. **Ciência e Saúde Coletiva**, v. 14, n. 6, p. 2199-2203, 2009.

RODELLA, A.A.; ALCARDE, J.C. Avaliação de materiais orgânicos empregados como fertilizantes. **Scientia Agricola.**, v. 51, n.3, p. 556-562, 1994.

RODRIGUES, A. S. L. et al. Construção de mapas geoquímicos a partir de sedimentos ativos de margens oriundos do Rio Gualaxo do Norte, MG, Brasil. **Multi-Science Journal**, v. 1, n. 1, p. 70-78, 2015.

ROMERO, T. B. et al. Geoquímica de sedimentos do estuário do rio Doce (ES) após rompimento da barragem em Mariana (MG). **Encontros Universitários da UFC**, Fortaleza, v. 1, 2016.

SAHA, P. K.; HOSSAIN, M. D. Assessment of heavy metal contamination and sediment quality in the Buriganga River, Bangladesh. In: **2nd International Conference on Environmental Science and Technology**, IPCBEE, Singapore. p. 26-28, 2011

SANTOLIN, C. V. A. Quantificação e avaliação ambiental da contaminação por metais e arsênio em sedimentos da bacia do rio Doce – MG. 2015. 157 f. **Tese** (Doutorado em Ciências – Química), Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2015.

SANTOS, B. C.; RANGEL, L. A.; CASTRO JUNIOR, E. Estoque de matéria orgânica na superfície do solo em fragmentos florestais de Mata Atlântica na APA de Petrópolis-RJ. **Revista Floresta e Ambiente**, v. 18, n. 3, p. 266-274, 2011.

SARTORETTO, J. R. História de atividade antrópica no Sistema estuarino Santos e São Vicente. 2014. 129 f. **Dissertação** (Mestrado em Ciências – área de Oceanografia Química), Universidade de São Paulo, São Paulo, 2014.

SHAKERI, A.; MOORE, F.; MODABBERI, S. Heavy metal contamination and distribution in the Shiraz industrial complex zone soil, South Shiraz, Iran. **World Applied Sciences Journal**, v. 6, n. 3, p. 413-425, 2009.

SANTIAGO, C. D.; CUNHA-SANTINO, M. B. Avaliação preliminar da qualidade dos sedimentos de duas nascentes, Córrego Espreado e rio Monjolinho, São Carlos – SP. **Revista de Ciências Ambientais**, v. 8, n. 1, p. 77-92, 2014.

SANTOS, R. I. Metais pesados em sedimentos de fundo no alto rio Madeira, Amazônia Ocidental. 2014. 59f. **Dissertação** (Mestrado em Química) – Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2014.

SANTOS et al. Análise de metais em sedimentos de manguezal do rio Passa Vaca, Salvador, Brasil. *Acta Brasiliensis*, v. 1, n. 2, p. 1-7, 2017.

SCHEPIS, W. R. et al. Toxicidade aguda e contaminação por metais em sedimentos do rio dos Bugres, Ilha de São Vicente, SP. **Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology**, v. 20, n. 1, p. 42-53, 2016.

SEMPRUCCI, F.; BALSAMO, M.; FRONTALINI, F. The nematode assemblage of a coastal lagoon (Lake Varano, Southern Italy): ecology and biodiversity patterns. **Scientia Marina**, v. 78, n. 4, p. 579-588, 2014.

SHEPARD, F. P. Nomenclature based on sand-silt-clay ratios. **Journal Sedimentary Petrology**, 24:151-158, 1954.

SILVA, I. M. Comparação dos índices de qualidade da água e usos do fator de contaminação e índice de geoacumulação para os sedimentos da microbacia do Arroio João Corrêa, São Leopoldo, RS, Brasil. 2008. 220 f. **Dissertação** (Mestrado em Geologia), Universidade do Vale do Rio dos Sinos, São Leopoldo, 2008.

SILVA, L. J. Estoques de carbono e nitrogênio de solos e sua relação com atributos químicos de solos, águas e sedimentos marginais como indicadores de manejo e conservação de ecossistemas na bacia do rio Paraopeba – MG. 2015. 118 f. **Dissertação** (Mestrado em Manejo e Conservação de Ecossistemas Naturais e Agrários) – Universidade Federal de Viçosa, Florestal, 2015a.

SILVA, P. R. B. Avaliação da qualidade das águas e sedimentos da sub-bacia do rio Barigüi, Região Metropolitana de Curitiba – PR. 2015. 84 f. **Dissertação** (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2015b.

SILVA, A. M. D. et al. Avaliação da qualidade das águas e dos sedimentos do rio São Lourenço-SP. **Mundo Saúde**, v. 38, n. 1, p. 75-85, 2014.

SILVA-JÚNIOR, J. B. Avaliação da biodisponibilidade de metais tóxicos em sedimentos coletados na bacia hidrográfica do rio Subaé, Bahia, Brasil. 2014. 123 f. **Dissertação** (Mestrado em Meio Ambiente, Águas e Saneamento) – Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2014.

SILVA, M. A.; ARAÚJO, R. R. Análise temporal da qualidade da água no Córrego Limoeiro e no rio Pirapozinho no Estado de São Paulo – Brasil. **Revista Formação (Online)**, v. 1, n. 24, p. 182-203, 2017.

SILVA, A.; MOREIRA, J. Toxic effects of inorganic contaminants on the health of patients treated with hemodialysis. **Revista de Saúde Coletiva**, v. 17, n.3, p. 691–730, 2009.

SILVA NETO, A. T. Caracterização geoambiental da área de expansão do município de Santana do Paraíso, Vale do Aço, MG. 2012. 135 f. **Dissertação** (Mestrado em Geotecnia), Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2012.

SILVA, L. A. et al. Morfologia e processo de sedimentação na Baía da Ximbuva, Rio Paraguai, Cáceres, Mato Grosso. **Revista GEONORTE**, v. 10, n. 1, p. 599-604, 2014.

SILVA, A. F. et al. Evaluation of trace metal levels in surface sediments of the Sergipe river hydrographic basin, Northeast Brazil. **Journal of Chemical Society**, v. 23, n. 9, p. 1669-1679, 2012.

SILVA, M. A. et al. Sistemas de manejo em plantios florestais de eucalipto e perdas de solo e água na região do Vale do rio Doce, MG. **Ciência Florestal**, v. 21, n. 4, p. 765-776, 2011.

SILVA, F. R. Uso e ocupação do solo associado à qualidade da água no rio Uberabinha. 2016. 72 f. **Dissertação** (Mestrado em Meio Ambiente e Qualidade Ambiental), Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2016.

SIQUEIRA, G. W.; APRILE, F. Avaliação de risco ambiental por contaminação metálica e material orgânico em sedimentos da bacia do Rio Aurá, Região Metropolitana de Belém – PA. **Acta Amazônica**, v. 43, n. 1, p. 51-62, 2013.

SIQUEIRA, G. W. et al. Distribuição do mercúrio em sedimentos de fundo no Estuário de Santos SP/Brasil. **Revista Escola de Minas**, v. 58, n. 4, p. 309-316, 2005.

SOARES, M. C. C. et al. Análise geoquímica dos sedimentos de fundo do Arroio do Salso, Porto Alegre – RS – Brasil. **Pesquisas em Geociências**, v. 31, n. 1, p. 39-50, 2004.

SONDOTÉCNICA. **Avaliação Ambiental Integrada dos Aproveitamentos Hidrelétricos da Bacia do Rio Doce**. 480 p. 2007.

SOUSA, C. C. N. Avaliação da qualidade do meio aquático na Bacia do rio Meia Ponte, Alto Rio Paraná, utilizando o Índice Baseado no Peixe (IBP) com diferentes critérios de pontuação. 2014. 79 f. **Dissertação** (Mestrado em Ecologia e Produção Sustentável) – Pontifícia Universidade Católica de Goiás, Goiânia, 2014.

SOUZA, V. A. Distribuição de metais (Al, Fe, Mn, Cu, Na, Pb e Hg), em sedimentos superficiais do reservatório de Juturnaiba, Rio de Janeiro, Brasil. 2013. 65 f. **Dissertação** (Mestrado em Geociências) – Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2013.

SOUZA, L. L. Avaliação *in vivo* e *in vitro* do potencial citotóxico, genotóxico e mutagênico da água e do sedimento do rio Corumbataí – São Paulo, Brasil. 2014. 123 f. **Dissertação** (Mestrado em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2014.

SOUZA et al. A importância da qualidade da água e os seus múltiplos usos: caso rio Almada, Sul da Bahia, Brasil. **Revista Eletrônica do Prodem**, v. 8, n. 1, p. 26-45, abr., 2014.

TAVARES, J. M. et al. Metais nos sedimentos superficiais da plataforma continental entre Itacaré e Olivença, Sul da Bahia, Brasil. **Revista E. T. C.**, n. 6, p. 56-59, 2009.

TOMLINSON, D. C. et al. Problems in the assessment of heavy-metals levels in estuaries and the formation of a pollution index. **Helgol Meeresunters.**, v. 33, n. 1/4, p. 566-575, 1980.

VAREJÃO, E. V. V. et al. Arsenic and trace metals in river water and sediments from the southeast portion of the Iron Quadrangle, Brazil. **Environmental monitoring and assessment**, v.172, n. 1, p. 631 -642, 2011.

VARGAS, L. et al. Evaluation of water and sediment quality of urban streams in Santa Cruz do Sul Contry, RS, Brasil, using ecotoxicological assays. **Acta Limnologica Brasiliensis**, v. 26, n. 1, p. 18-25, 2014.

VEROL, A. P.; VOLSCHAN, I. J. **Inventário e análises de padrões de lançamento de esgotos sanitários: visão nacional e internacional**. In: XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2007.

VIANA, J. P. Os pescadores da bacia do rio Doce: subsídios para a mitigação dos impactos socioambientais do desastre da Samarco em Mariana, Minas Gerais. **Repositório do Conhecimento do IPEA**, 51 f., 2016.

VIANA, I. R.; BORGES, M. S.; CARDOSO, P. S. Estratégias de restauração química em ambientes alterados: uma revisão. **Revista Iniciação Científica**, v. 10, n. 1, p. 145-158, 2012.

VIEIRA, F. Distribuição, impactos ambientais e conservação da fauna de peixes da bacia do rio Doce. **MG.BIOTA**, v. 2, n. 5, p. 5-22, 2010.

VITAL, R. M. B.; BECKER, H. Distribuição de manganês, ferro, matéria orgânica e fosfato nos sedimentos do manguezal do rio Piranji, Ceará. **Arquivos de Ciências do Mar**, Fortaleza, v. 34, n. 1-2, p. 34-43, 2006.

YAQIN, J. I. et al. Using geoaccumulation index to study source profiles of soil dust in China. **Journal of environmental sciences**, v. 20, n. 5, p. 571-578, 2008.

YAYLALI-ABANUZ, G. Heavy metal contamination of surface soil around Gebze industrial area, Turkey. **Microchemical Journal**, v. 99, n. 1, p. 82-92, 2011.

WINCK, N. B. et al. Avaliação de elementos potencialmente tóxicos nos sedimentos do rio Gravataí (RS) nos anos de 2000 e 2013. **Revista de Iniciação Científica da ULBRA**, n. 12, p. 27-37, 2014.

ANEXOS

ANEXO 1 -RESOLUÇÃO CONAMA Nº 357, de 17 de março de 2005.

Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.

As águas doces são classificadas de acordo com a Resolução em: Especial, Classe 1, 2, 3 e 4.

- Classe especial: águas destinadas:

a) ao abastecimento para consumo humano, com desinfecção;

b) à preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas; e,

c) à preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral.

- Classe 1: águas que podem ser destinadas:

a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento simplificado;

b) à proteção das comunidades aquáticas;

c) à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA nº 274, de 2000;

d) à irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película;

e) à proteção das comunidades aquáticas em Terras Indígenas.

- Classe 2: águas que podem ser destinadas:

a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional;

b) à proteção das comunidades aquáticas;

c) à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA nº 274, de 2000;

d) à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto;

e) à aquicultura e à atividade de pesca.

- Classe 3: águas que podem ser destinadas:

- a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado;
- b) à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras;
- c) à pesca amadora;
- d) à recreação de contato secundário;
- e) à dessedentação de animais.
- Classe 4: águas que podem ser destinadas:
 - a) à navegação; e
 - b) à harmonia paisagística.

Valores orientadores para os elementos utilizados no presente trabalho.

CLASSE 1		CLASSE 3
Elemento	Concentração	Concentração
Alumínio	0,1 mg/L	0,2 mg/L
Arsênio	0,01 mg/L	0,033 mg/L
Bário	0,7 mg/L	1,0 mg/L
Boro	0,5 mg/L	0,75 mg/L
Chumbo	0,01 mg/L	0,033 mg/L
Cobalto	0,05 mg/L	0,2 mg/L
Cobre	0,009 mg/L	0,013 mg/L
Cromo	0,05 mg/L	0,05 mg/L
Ferro	0,3 mg/L	5,0 mg/L
Manganês	0,1 mg/L	0,5 mg/L
Níquel	0,025 mg/L	0,025 mg/L
Zinco	0,18 mg/L	5 mg/L

Obs: Aplicam-se às águas doces de classe 2 as condições e padrões da classe 1, à exceção do As.

Anexo 2 - Valores de background estabelecidos por Costa et al. (2003) no rio Galaxo do Norte ($\mu\text{g/g}$), bacia hidrográfica do rio Doce.

Elemento	Concentração	Elemento	Concentração
Na	29	Cu	8
K	478	Hg	0,19
Ca	172	Mo	3
Mg	116	Ni	8
Al	1,8	Pb	5,2
Mn	1,29	Rb	3
As	8,8	Sb	6,6
Ba	45	Sr	4,3
Cd	0,17	Ti	250
Co	2,1	Zn	15
Cr	28	Zr	4,1