



Universidade do Estado do Rio de Janeiro

Centro de Tecnologia e Ciências

Faculdade de Engenharia

Bruno David Quiroz Villardi

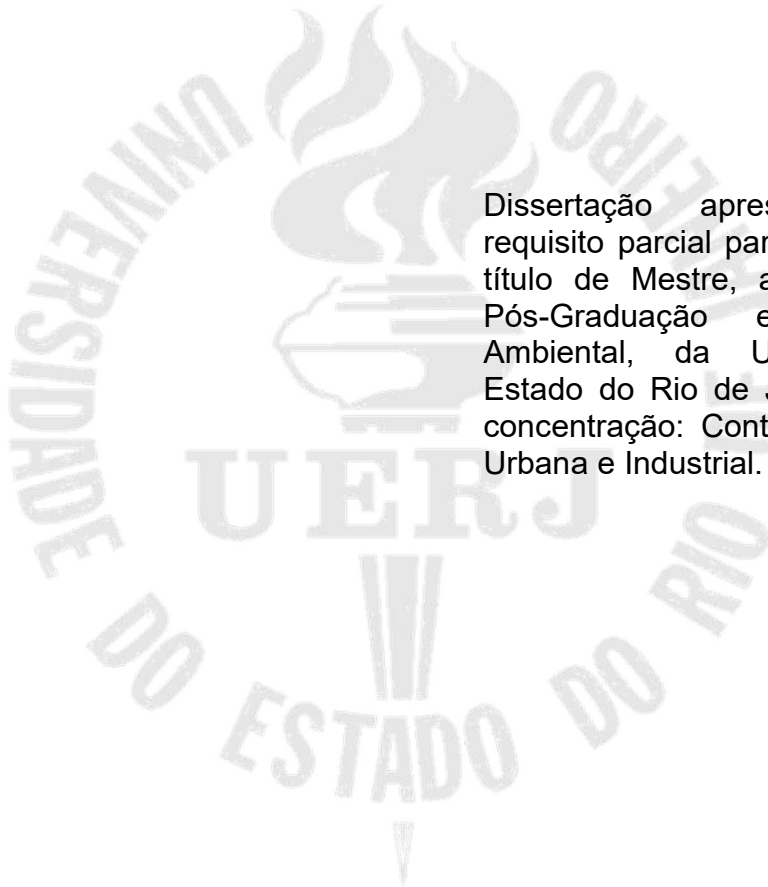
**Avaliação dos efeitos da turbidez nos ensaios ecotoxicológicos
com *Daphnia similis***

Rio de Janeiro

2017

Bruno David Quiroz Villardi

Avaliação dos efeitos da turbidez nos ensaios ecotoxicológicos com *Daphnia similis*



Dissertação apresentada, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Controle da Poluição Urbana e Industrial.

Orientador: Prof. Dr. Gandhi Giordano

Coorientador: Dr. Olavo Barbosa Filho

Rio de Janeiro

2017

CATALOGAÇÃO NA FONTE
UERJ / REDE SIRIUS / BIBLIOTECA CTC/B

V719 Villardi, Bruno David Quiroz.
Avaliação dos efeitos da turbidez nos ensaios ecotoxicológicos com *daphnia similis* / Bruno David Quiroz Villardi. – 2017.
119f.

Orientador: Gandhi Giordano.
Coorientador: Olavo Barbosa Filho.
Dissertação (Mestrado) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Faculdade de Engenharia.

1. Engenharia Ambiental - Teses. 2. Toxicidade - Testes - Teses. 3. Resíduos industriais - Teses. 4. Água - Poluição - Teses. I. Giordano, Gandhi. II. Barbosa Filho, Olavo. III. Universidade do Estado do Rio de Janeiro. IV. Título.

CDU 628.54

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

Assinatura

Data

Bruno David Quiroz Villardi

Avaliação dos efeitos da turbidez nos ensaios ecotoxicológicos com *Daphnia similis*

Dissertação apresentada, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre, ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. Área de concentração: Controle da Poluição Urbana e Industrial.

Aprovada em: 31 de agosto de 2017.

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Gandhi Giordano (Orientador)
Faculdade de Engenharia - UERJ

Prof. Dr. Olavo Barbosa Filho (Coorientador)
Faculdade de Engenharia - UERJ

Prof.^a. Dr.^a. Daniele Maia Bila
Faculdade de Engenharia - UERJ

Prof. Dr. Marcelo Borges Rocha
Centro Federal de Educação Tecnológica Celso Suckow da Fonseca –
CEFET/RJ

Rio de Janeiro

2017

DEDICATÓRIA

Dedicado a todos aqueles que me ajudaram.

AGRADECIMENTOS

A minha mãe Beatriz pelo apoio e contribuições científicas, meu pai Romeu pelos almoços e jantas providenciais, aos meus irmãos Constanza e Álvaro.

Ao professor André Salomão por tantas contribuições científicas, a João, Camila e Olegário, dos laboratórios da TECMA, Mauricio Rizzato Coelho e a Embrapa Solos CNPS pela disponibilização do substrato de argila, a Gabriela do Laboratório Geológico de Preparação de Amostras (LGPA),

Ao meu sempre professor Marcelo Rocha e à psicopedagoga Yara Avelar.

Ao orientador professor Gandhi e ao professor Olavo, assim como a professora Daniele Bila, pela paciência. Ao professor de poluição atmosférica Eduardo Monteiro e aos meus novos amigos da psicologia da PUC.

RESUMO

VILLARDI, B. D. *Análise da influencia dos sólidos suspensos na Daphnia similis em ensaios de ecotoxicidade aquática*. 2017. 119f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2017.

O reconhecimento dos problemas causados em ecossistemas aquáticos por sólidos suspensos evidencia que não só contaminantes químicos podem causar efeitos negativos em organismos aquáticos. Estes sólidos suspensos que se encontram na própria composição do corpo hídrico, somados aos gerados pela ação antropogênica, influenciam no ciclo de vida dos organismos aquáticos. E também fatores como formato, tamanho e quantidade de sólidos suspensos são determinantes das respostas dos organismos aquáticos. Organismos como microcrustáceos e peixes, respondem a partículas ou sólidos suspensos com morte, redução de taxas de reprodução, frequência da alimentação e diminuição na eficiência em desovar, atacar suas presas e fugir de predadores. Estes sólidos em suspensão podem ser mensurados pelo parâmetro turbidez. Assim, utilizando doze amostras de efluentes de indústria de lubrificantes previamente tratadas e com parâmetros físico-químicos dentro da legislação para descarte de efluentes industriais, e nove soluções sintéticas preparadas com argila de granulometria 44 micrometros, material inerte, causadora de turbidez, se realizaram os ensaios de ecotoxicidade com o organismo teste *Daphnia similis*. Nestes ensaios realizados sem e com filtração, todas as amostras foram submetidas a processo de remoção de sólidos em efluentes por filtração com membrana de 0,45 µm e em ambos os casos comparou-se a imobilidade do microcrustáceo. Com os ensaios realizados se causou imobilidade de organismos utilizando partículas suspensas de argila de tamanho 44 µm ou 0,044mm. Evidenciou-se assim, uma relação de menor turbidez em NTU (Unidades Nefelométrica de Turbidez), menor RNFT (Resíduos Não Filtráveis Totais) e menor número de organismos imóveis. Também se evidenciou uma redução no número de organismos imóveis por efeito de sólidos suspensos causadores de turbidez. Este resultado sugere a existência de uma faixa de turbidez deletéria para o microcrustáceo *Daphnia similis*. Devido à importância do organismo *Daphnia similis* na cadeia alimentar e os resultados obtidos, que evidenciam uma faixa de valor entre 50,9 e 725 NTU como causadora de imobilidade no organismo, este trabalho faz sugestão para Resolução CONAMA 357 ser revisada no parâmetro de turbidez.

Palavras-chave: Turbidez; Sólidos suspensos; *Daphnia similis*; Filtração por membrana; Ecotoxicidade aquática.

ABSTRACT

VILLARDI, B. D. *Suspended solids effects on Daphnia similis analyses in aquatic Ecotoxicity tests*. 2017. 119f. Master's Thesis (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2017.

Recognition of problems caused by suspended solids in aquatic ecosystems shows that not only chemical contaminants can cause negative effects on aquatic organisms. These suspended solids that are found in the composition of the water body, added to those generated by the anthropogenic action, influence the life cycle of aquatic organisms. And also factors like size, size and quantity of suspended solids are determinants for the responses of aquatic organisms. Organisms such as microcrustaceans and fish respond to particles or suspended solids with death, reduction of reproduction rates, frequency of feeding and decrease in the efficiency of spawning, attacking their prey and escaping from predators. These suspended solids can be measured by turbidity. Thus, using 12 previously treated samples of lubricants industry effluent with physical-chemical parameters within the legislation for the disposal of industrial effluents, and nine synthetic solutions prepared with clay of 44 micrometers inert material, that cause turbidity, the ecotoxicity assays with the organisms *Daphnia similis* NBR 12713 of 2016. In these tests carried out without and with filtration, all the samples were submitted to process of removal of solids in effluents by filtration with membrane of 0.45 μm and in both cases was compared the immobility Of microcrustacean. Assays performed caused immobility of organisms using suspended clay particles of size 44 μm or 0.044 mm. Thus, a relation of lower turbidity in NTU (Turbidity Nephelometric Units), lower RNFT (Total Non-Filterable Residues) and lower number of immobile organisms was evidenced. There was also a reduction in the number of immobile organisms due to suspended solids causing turbidity. This result suggests the presence of a deleterious turbidity range for the microcrustacean *Daphnia similis*. Due to the importance of the organism *Daphnia similis* in the food chain and the results obtained, which evidences a value range between 50.9 and 725 NTU as causing immobility in the organisms, this work suggests CONAMA Resolution 357 be revised in the turbidity parameter.

Keywords: Turbidity; Suspended solids; *Daphnia similis*; Membrane filtration; Aquatic ecotoxicity.

LISTA DE ILUSTRACOES

| | | |
|--------------|--|----|
| Figura 1.1 - | Determinação dos sólidos suspensos..... | 16 |
| Figura 1.2 - | Medição de laboratório e medição <i>in situ</i> de sólidos suspensos totais em mg/L e turbidez em NTU..... | 18 |
| Quadro 1 - | Utilização de argila comum nos Estados Unidos..... | 19 |
| Quadro 2 - | Contaminantes associados com SS finos..... | 21 |
| Figura 2 - | Transporte de sólidos por correnteza..... | 22 |
| Quadro 3 - | Carga de sólidos suspensos nos maiores rios e a carga total..... | 24 |
| Quadro 4 - | Efeitos diretos em peixes danos às guelras..... | 35 |
| Quadro 5 - | Efeitos diretos doença e crescimento..... | 35 |
| Quadro 6 - | Efeitos diretos na sobrevivência..... | 36 |
| Quadro 7 - | Efeitos indiretos de sólidos suspensos (SS) em peixes..... | 36 |
| Quadro 8 - | Sumário de guias de qualidade da água para sólidos suspensos..... | 39 |
| Quadro 9 - | Nomenclaturas utilizadas em ensaios de ecotoxicidade..... | 45 |
| Figura 3 - | Distribuição de espécies utilizadas em ensaios de ecotoxicidade em %..... | 47 |
| Figura 4 - | Organismo <i>Daphnia similis</i> | 48 |
| Figura 5 - | Alga verde <i>Chlamydomonas</i> | 49 |
| Figura 6 - | Alga verde <i>Scenedesmus</i> | 49 |
| Figura 7 - | Classificação dos processos de filtração..... | 54 |
| Figura 8 - | Tipos de processo de filtração por membrana..... | 55 |
| Quadro 10 - | Métodos de parâmetros físico-químicos segundo metodologia (APHA, 2005)..... | 58 |
| Figura 9 - | Medidor de condutividade YSI incorporated, YSI 550..... | 59 |
| Quadro 11 - | Parâmetros físico-químicos das soluções sintéticas..... | 59 |
| Figura 10 - | pHmetro DM-2P, Digimed..... | 60 |
| Figura 11 - | Medidor de oxigênio dissolvido marca HACH HQ 30d Flexi..... | 60 |
| Figura 12 - | Turbidímetro HACH 2100p..... | 61 |
| Figura 13 - | Tamanho do grão de argila antes e depois de pulverização..... | 63 |
| Figura 14 - | Microscópio Nikon ECLIPSE E 200 utilizado para aumento das imagens..... | 64 |
| Figura 15 - | Agitador magnético QUIMIS..... | 65 |
| Quadro 12 - | Equipamentos e reagentes..... | 66 |

| | | |
|-------------|--|----|
| Figura 16 - | Moinho de esferas de carboneto de tungstênio SPEX 8000 Mixer/Mill.. | 66 |
| Figura 17 - | Equipamentos para manipulação e pulverização da argila..... | 67 |
| Figura 18 - | Estufa utilizada para secagem da amostra modelo GEHAKA G4023D..... | 67 |
| Figura 19 - | Moinho de pulverização aberto..... | 68 |
| Quadro 13 - | NTU obtida e quantidade de água cultivo..... | 69 |
| Figura 20 - | Suspensão padrão de argila com valores de 1000 até 62 NTU..... | 69 |
| Figura 21 - | Geladeira de cultivo..... | 71 |
| Figura 22 - | <i>Daphnia similis</i> ampliada..... | 72 |
| Figura 23 - | Tubos de ensaio preparados para os testes..... | 73 |
| Figura 24 - | Incubadora de <i>Daphnia similis</i> | 74 |
| Figura 25 - | Aparato de filtração montado..... | 75 |
| Tabela 3 - | Fator de diluição e CENO..... | 76 |
| Gráfico 1 - | Fator de diluição depois de filtrado por membrana 0,45 µm de diluição..... | 77 |
| Gráfico 2 - | CENO após filtração da amostra com membrana de 0,45 µm..... | 77 |
| Gráfico 3 - | Turbidez e tempo de sedimentação..... | 78 |
| Gráfico 4 - | Redução da turbidez em NTU após filtração..... | 79 |
| Gráfico 5 - | Número de organismos imóveis com e sem filtração da amostra..... | 79 |
| Quadro 15 - | Turbidez e imobilidade | 80 |

LISTA DE TABELAS

| | |
|--|----|
| Tabela 1 - Prioridade dos efeitos em peixes salmonídeos e organismos marinhos..... | 28 |
| Tabela 2 - Efeitos da turbidez em salmonídeos..... | 28 |
| Tabela 3 - Condições experimentais para ensaio <i>Daphnia similis</i> | 74 |
| Tabela 4 - Fator de diluição e CENO..... | 77 |

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

| | |
|--------|---|
| ABNT | Associação Brasileira de Normas Técnicas |
| ANZEEC | Australian and New Zealand Environment Conservation Council |
| CCME | Canadian Council Ministers for the Environment |
| CENO | Concentração de efeito não observado |
| CETESB | Companhia Ambiental do estado de São Paulo |
| CL50 | Concentração Letal Média |
| CONAMA | Conselho Nacional do Meio Ambiente |
| D. | Daphnia |
| FDd | Fator de diluição |
| NTU | Unidade Nefelométrica de Turbidez |
| µm | Micrômetro |
| RNFT | Resíduo Não Filtrável Total |
| SS | Sólidos suspensos |
| US EPA | United States Environmental Protection Agency |

SUMARIO

| | |
|---|----|
| INTRODUÇÃO | 13 |
| OBJETIVOS | 15 |
| Objetivo Geral | 15 |
| Objetivos Específicos..... | 15 |
| 1. REFERENCIAL TEÓRICO | 16 |
| 1.1 SÓLIDOS SUSPENSOS E TURBIDEZ NOS CORPOS HÍDRICOS | 16 |
| 1.2 TURBIDEZ GERADA POR ARGILA | 18 |
| 1.3 ADSORÇÃO DE CONTAMINANTES EM SÓLIDOS SUSPENSOS | 20 |
| 1.4 SÓLIDOS NO MEIO AQUÁTICO, CLASSIFICAÇÃO E TRANSPORTE..... | 22 |
| 1.5 EFEITOS DE SÓLIDOS SUSPENSOS EM ORGANISMOS AQUÁTICOS..... | 26 |
| 1.6 LEGISLAÇÃO SOBRE SÓLIDOS SUSPENSOS E TURBIDEZ..... | 37 |
| 2. TESTES ECOTOXICOLÓGICOS..... | 41 |
| 2.1 ECOTOXICIDADE: CONCEITOS GERAIS..... | 41 |
| 2.2 TESTES ECOTOXICOLÓGICOS E ORGANISMO TESTE | 44 |
| 2.3 ORGANISMOS <i>Daphnias</i> | 47 |
| 2.4 TESTES UTILIZANDO TURBIDEZ E SÓLIDOS SUSPENSOS EM <i>Daphnia</i> .. | 51 |
| 3. PROCESSO DE SEPARAÇÃO POR MEMBRANA | 53 |
| 4. METODOLOGIA DA PESQUISA EXPERIMENTAL..... | 56 |
| 4.1. DESCRIÇÃO DO EXPERIMENTO | 56 |
| 4.2 MATERIAIS..... | 57 |
| 4.2.1. Efluentes utilizados: origem, descrição e análises..... | 57 |
| 4.2.2 Amostragem, coleta e preservação das amostras de efluentes. | 57 |
| 4.2.3. Parâmetros investigados e faixas de valores..... | 59 |
| 4.3. Argilas utilizadas: Origem e Preparação | 62 |
| 4.3.1. Origem | 62 |
| 4.3.2. Equipamento utilizado e processo de preparação das argilas. | 62 |
| 4.3.3. Caracterização das argilas preparadas | 63 |
| 4.3.4. Preparação das soluções sintéticas para ajuste de turbidez. | 64 |
| 4.4 ENSAIOS ECOTOXICOLÓGICOS COM <i>Daphnia similis</i> | 70 |
| 4.4.1. Cultivo dos organismos..... | 70 |
| 4.4.3. Equipamentos utilizados. | 74 |

| | |
|---|-----|
| 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO..... | 76 |
| 6 CONCLUSÕES E SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS | 83 |
| REFERÊNCIAS..... | 86 |
| APÊNDICE A..... | 95 |
| APÊNDICE B..... | 96 |
| APÊNDICE C | 97 |
| APÊNDICE D | 98 |
| APÊNDICE E..... | 99 |
| APÊNDICE F | 100 |
| APÊNDICE G | 101 |
| APÊNDICE H | 102 |
| APÊNDICE I | 103 |
| APÊNDICE J | 104 |
| APÊNDICE K..... | 105 |
| APÊNDICE L | 106 |
| APÊNDICE M..... | 107 |
| APÊNDICE N | 108 |
| APÊNDICE O | 109 |
| APÊNDICE P..... | 110 |
| APÊNDICE Q | 111 |
| APÊNDICE R | 112 |
| APÊNDICE S..... | 113 |
| APÊNDICE T | 114 |
| APÊNDICE U | 115 |
| ANEXO 1- Descrição do substrato de argila | 116 |
| ANEXO 2- Descrição Morfológica do substrato de argila..... | 118 |
| ANEXO 3- Resultados analíticos do susbtrato de argila | 119 |

INTRODUÇÃO

Com o crescente aumento da população mundial, e desenvolvimento de novas tecnologias os recursos naturais foram sendo mais utilizados, ocorrendo um aumento da poluição. Os padrões de consumo que acarretam problemas com a sustentabilidade do meio ambiente, com maior geração de resíduos e efluentes, são modelos de consumo com impacto no meio ambiente.

Ainda devemos destacar que o desenvolvimento das indústrias químicas com o aumento dos processos de transporte e produção contribui para uma possibilidade maior de acidentes envolvendo produtos químicos que trazem desequilíbrio no meio aquático e assim põe em risco a saúde de todos os seres vivos.

Aproximadamente noventa e sete por cento do volume de água é marinha, restando uma porção de três por cento de água doce, que reduzida da parcela das calotas polares é o disponível para consumo, esta parte utilizável se encontra na superfície e no subterrâneo recebendo uma parte da poluição gerada pelas cidades.

Assim além dos problemas gerados por efluentes, os sólidos suspensos finos de origem antropogênica são reconhecidos como maiores contaminantes de ecossistemas aquáticos e são definidas como partículas inorgânicas de tamanhos 0,45 μ m até 2 mm (BILOTTA; BRAZIER, 2008).

As atividades antropogênicas reconhecidas por interferirem no fluxo de sólidos suspensos em rios ou lagos são a mineração, a dragagem, a construção civil, as atividades agropecuárias e também a produção de nanomateriais. Ocorre também um transporte natural de sólidos suspensos finos em rios através dos ventos e a própria correnteza dos rios (BILOTTA; BRAZIER, 2008; CLAPCOTT *et al.* 2011).

Alguns dos problemas relacionados aos efeitos de sólidos suspensos são os referentes às diminuições na incidência de luz em corpos hídricos prejudicando a fotossíntese das plantas, com possibilidade de gerar uma reação em toda cadeia alimentar de um rio. Diversos danos podem ser causados: Macroinvertebrados podem ter modificação em seu habitat pela entrada de sedimentos finos, peixes têm a taxa de crescimento diminuída e aumento na taxa de mortalidade, além de maior incidência de doenças e danos às guelras que levam a diminuição na taxa de respiração.

A mensuração deste particulado suspenso pode ser feita por medição de sólidos suspensos totais e medição da turbidez. A medição de sólidos suspensos totais possui a desvantagem, pois em verificações *in situ* podem ocorrer mudanças bruscas de parâmetros, e a forma de obtenção dos resultados correspondentes não têm o curto tempo dos resultados da medição da turbidez, pois este último parâmetro é medido de forma direta (THACKSTON; PALERMO, 2000).

A legislação brasileira desde 1976 estabelece o controle de parâmetros dos efluentes líquidos com análises químicas, sendo os limites estabelecidos utilizando-se documentos de controle de efluentes norte-americanos, que também levantaram dados observando-se que apesar de tratado, grande parte dos efluentes mantinham efeitos tóxicos (BERTOLLETTI, 2008). A Resolução CONAMA 357 (Brasil, 2005) para as classe 2 e 3 de água doces estabelece o valor máximo de 100 NTU. No que se refere aos parâmetros sólidos suspensos totais não foi estabelecida nenhum valor de referência.

Os sólidos suspensos tem efeito poluente, pois a partir de uma determinada concentração ocorre mortalidade e diminuição de taxas de alimentação e reprodução de organismos aquáticos. As legislações e normas sobre qualidade da água da América do Norte, Europa e Oceania, já criaram valores de sólidos suspensos máximos em rios e lagos para evitar efeitos deletérios aos organismos da biota aquática. No Brasil as normas e legislações sobre lançamento de efluentes vigentes não fornecem valores, apenas determinam monitoramento de turbidez.

Neste trabalho se realizaram ensaios de ecotoxicidade utilizando a norma Brasileira de ecotoxicidade aquática, método de ensaio com *Daphnia spp*, ABNT NBR 12713 versão de 2016.

Os organismos foram expostos a amostras de efluentes de indústria de lubrificantes e também a soluções sintéticas manipuladas com argila para ocorrer turbidez.

Outro ponto do trabalho é a observação do processo de remoção de sólidos de efluentes com filtração por membrana de 0,45 micrometros para redução de turbidez causada por sólidos suspensos.

O referencial teórico descreve algumas das verificações sobre sólidos suspensos e seu meio de medição, o transporte de sólidos suspensos para os corpos hídricos, os efeitos dos sólidos em suspensão em organismos aquáticos e a

legislação e normas utilizadas no Brasil e Estados Unidos, Canadá, Europa e Oceania.

OBJETIVOS

Objetivo Geral

Avaliar os efeitos da turbidez em ensaios de ecotoxicidade com *Daphnia similis*.

Objetivos Específicos

Preparar uma suspensão com substrato de argila de composição química inerte;

Avaliar a redução da turbidez e número de organismos imóveis após filtração da amostra por membrana de 0,45 micrometros nos ensaios;

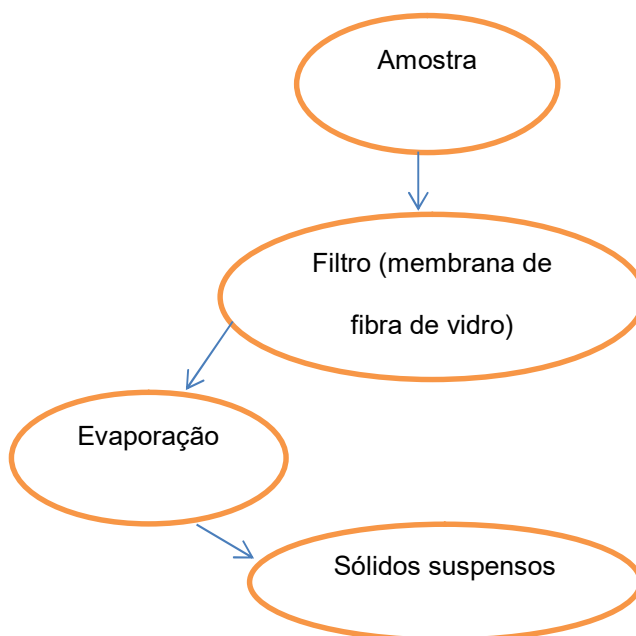
1. REFERENCIAL TEÓRICO

1.1 SÓLIDOS SUSPENSOS E TURBIDEZ NOS CORPOS HÍDRICOS

Sólidos suspensos são definidos como uma variedade de material sólido encontrado em corpos hídricos que se obtém coletando uma amostra de efluente ou água de outros corpos aquáticos. Utiliza-se um filtro de membrana de fibra de vidro para filtrar um volume conhecido de amostra; O filtro é seco em estufa a 100°C até que ocorra evaporação da água original da amostra e o material sólido residual no filtro é medido como sólido suspenso (APHA, 2005; METCALF; EDDY, 2014).

Sólidos suspensos podem sedimentar ou permanecer em suspensão, a obtenção de sólidos suspensos totais é um teste universal utilizado para verificar o desempenho do tratamento de efluente (METCALF; EDDY, 2014). A Figura 1.1 apresenta o fluxograma de obtenção de sólidos suspensos.

Figura 1.1: Determinação dos sólidos suspensos



Fonte: Adaptado de Metcalf; Eddy, 2014, p.74.

A turbidez é a mensuração das propriedades de dispersão da luz em uma água contendo partículas suspensas ou colóides (METCALF; EDDY, 2014; CAVANAGH; HOGSDEN; HARDING, 2014). As partículas podem ser formadas por

diversas substâncias ou outras partículas que podem variar desde algas microscópicas como fitoplâncton, bactérias, partículas suspensas de argila e sólidos coloidais que diminuem a transparência da água (HARGREAVES, 1999).

A alta turbidez resulta de uma grande quantidade de sólidos suspensos na água, essa turbidez pode ser influenciada por outros materiais particulados suspensos além dos sólidos inorgânicos tais como, matéria orgânica e células de algas (BILOTTA; BRAZIER, 2008; CAVANAGH; HOGSDEN; HARDING, 2014).

Como a turbidez é a mensuração de apenas um dos muitos efeitos dos SS (sólidos suspensos), e responde a outros fatores além de apenas a concentração de SS, as leituras de turbidez nos turbidímetros com altos níveis de NTU não necessariamente indicam alta concentração de sólidos suspensos. Assim a turbidez mesmo sendo utilizada como critério de qualidade de água pela Australian and New Zealand Environment Conservation Council (ANZECC) e United States Environmental Protection Agency (US EPA) tem limitações (BILOTTA; BRAZIER, 2008).

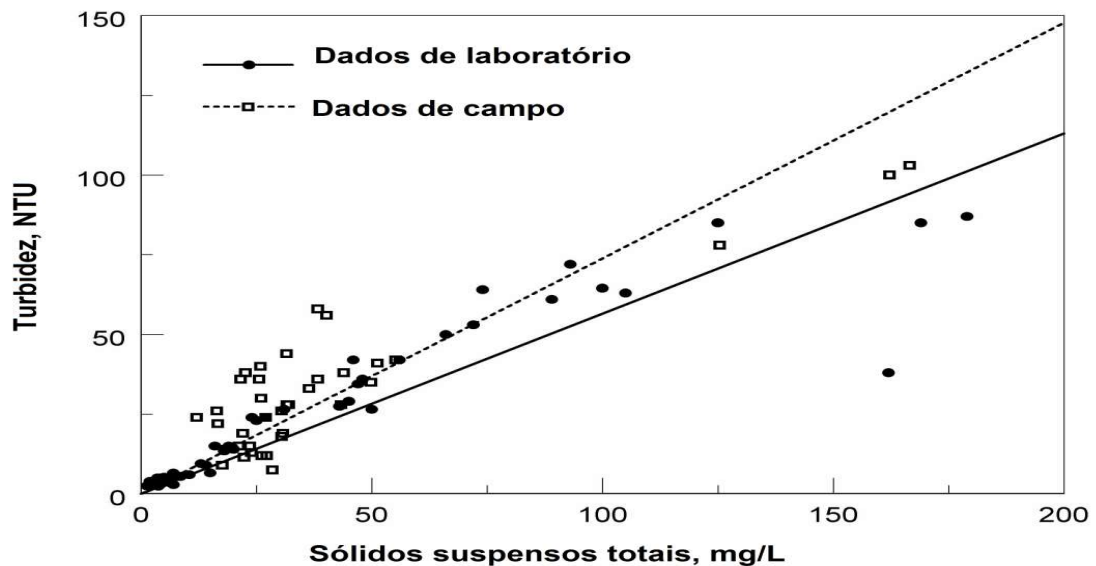
A mensuração de sólidos suspensos é feita indiretamente por níveis de turbidez (*Nephelometric Turbidity Units*, NTU) ou pela própria concentração de sólidos suspensos totais (SST) mg L^{-1} . Turbidez é um tipo de medição da qualidade da água que utilizada em substituição a medição de sólidos suspensos em programas de monitoramento (BILOTTA; BRAZIER, 2008).

Assim, parece ainda não ter sido evidenciada uma relação universal entre sólidos suspensos e a turbidez entretanto, se reconhece que a relação entre sólidos suspensos e turbidez são específicas de cada local. Esta relação varia de rio para rio e num mesmo rio turbidez e sólidos suspensos diferem durante as diferentes estações climáticas durante o ano (LLOYD, 1985).

O parâmetro Sólidos suspensos se refere a massa (mg) ou concentração (mg L^{-1}) de matéria orgânica e inorgânica que se encontra na coluna de água. A mensuração de sólidos suspensos é um processo que demanda tempo, têm duração de horas, o que se torna impraticável quando as condições de campo mudam rapidamente, mas pode ser usado como um controle estratégico. Diferentemente, a turbidez pode ser mensurada em tempo real, porém não está necessariamente bem correlacionada com impacto ambiental em potencial (BILOTTA; BRAZIER, 2008; THACKSTON; PALERMO, 2000).

Na Figura 1.2 se apresenta um exemplo da regressão linear entre medições no laboratório e *in situ* de sólidos suspensos e turbidez.

Figura 1.2: Medição de laboratório e medição *in situ* de sólidos suspensos totais em mg/L e turbidez em NTU.



Fonte: Adaptado de Thackston; Palermo, 2000, p. 10.

A Figura 1.2 não evidencia uma correlação entre as medições de laboratório e as medições de campo (THACKSTON; PALERMO, 2000).

No Brasil, a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) utiliza para determinar turbidez, o método Turbidimétrico (Método 2130) da American Public Health Association (APHA, 2005).

1.2 TURBIDEZ GERADA POR ARGILA

Um composto que gera turbidez é a argila, que também pode em meio aquático formar partículas em suspensão, e possui em sua composição os minerais ilite, clorito (ADAMIS; WILLIAMS, 2005). Argila comum é o maior mineral industrial e nos Estados Unidos se produz em 41 estados, alcançando em 2002 uma produção de 23 milhões de toneladas com valor de 148 milhões de dólares americanos (VIRTA, 2002).

Argila comum é encontrada em tijolos porcelana e outras cerâmicas, bloco de concreto, tijolos refratários, superfície de estradas e vidro (ADAMIS; WILLIAM, 2005). Os autores apontam que os elementos traço encontrados em argilas comuns são tóxicos e micronutrientes, cuja concentração destes elementos varia de acordo com sua história geológica.

No Quadro 1, se apresenta a utilização de argila comum nos Estados Unidos classificada por uso e volumes de venda entre 1995 e 2002.

Quadro 1.: Utilização de argila comum nos Estados Unidos.

| Utilizacão | Quantidade vendida ou usada (kilotoneladas) | | |
|------------------------|---|-------|------------------|
| | 1995 | 1999 | 2002 |
| Ano | 1995 | 1999 | 2002 |
| Cerâmicas e vidro | 139 | 181 | 174 |
| Engenharia Civil | 180 | 34,8 | Não identificada |
| Cerâmicas | 301 | 400 | 387 |
| Tijolos | 11200 | 12000 | 11300 |
| Blocos de concreto | 2530 | 2430 | 2370 |
| Superfície de estradas | 248 | 317 | 364 |
| Concreto estrutural | 869 | 929 | 908 |
| Porcelanas | 6400 | 5010 | 3950 |

Fonte: Adaptado de Adamis; William, 2005, p.38.

Argila como sólido suspenso é responsável por turbidez em rios e lagos. Sólidos suspensos finos com tamanho de nanopartículas são impactantes no meio ambiente, pela complexidade dos ciclos ecológicos e dificuldade para realizar experimentos diretos no meio ambiente (UNESCO, 2006). Além das nanopartículas formadas por sólidos suspensos, com o aumento da utilização de nanomateriais em vários produtos, o meio aquático fica vulnerável agravado pela mistura de nanopartículas em todo o sistema (LOVERN; STRICKLER; KLAPER, 2007).

Os efeitos a longo prazo sobre a saúde pública de nanopartículas, seu acúmulo e os seus impactos no meio ambiente quando se descarregam nanopartículas necessitam mais informações (METCALF; EDDY, 2014).

1.3 ADSORÇÃO DE CONTAMINANTES EM SÓLIDOS SUSPENSOS

Eventuais substâncias tóxicas dissolvidas na água podem ser adsorvidas nos sólidos em suspensão. Esta forma de adsorção mais comumente ocorre em rios e também outros corpos hídricos (PEPPER; GERBA; BRUSSEAUM, 2006; METCALF; EDDY, 2014). Os metais zinco e o chumbo têm mais afinidade em adsorver argila (JAIN; RAM, 1997).

O comportamento de substâncias adsorvidas mediante monitoramento foi descrito e reportado com gravação em vídeo durante treze meses do rio Yangtzé, localizado na China, nono maior do mundo, para verificar as concentrações de fósforo (P), nitrogênio (N) em formas dissolvidas e particuladas. As concentrações verificadas indicaram forte relação entre poluentes e os sólidos suspensos (WANG *et al.* 2015).

O entendimento de quais os níveis de sólidos suspensos tolerados em ecossistemas aquáticos necessita de um melhor entendimento (BILOTTA *et al.* 2012).

No Quadro 2, constam as principais associações entre sólidos suspensos e contaminantes já reportados seus efeitos em macroinvertebrados, e os países onde foram realizados estes estudos:

Quadro 2: Contaminantes associados com SS finos.

| Contaminante associado com sedimento fino e correnteza da água | Descrição | País de estudo | Efeito em Macroinvertebrados |
|--|--|--|---|
| Elemento químico | Nitrogênio, Fósforo | China, Coreia, Nova Zelândia, Grã Bretanha, EUA | Condição de hipoxia seguida de eutrofização redução da abundância de espécies |
| Pesticidas | Organoclorados, Bifenil policlorados, Piretroide, Organofosforados | Australia, Brasil, China, Índia, Itália, Vietnã, Grã Bretanha, EUA | Diretamente tóxicos, declínio na abundancia, influência nas interação do predador e caça |
| Metais | Alumínio, Cadmio, Cloro, Ferro, Cobre, Chumbo, Manganês, Mercúrio, Zinco | Itália, Paquistão, Turquia, Grã Bretanha, EUA | Em rios impactados ocorre redução da abundância, e intolerancia em algumas espécies |
| Materia Orgânica | Origem Orgânica | Austria, Luxemburgo, Taiwan, Grã Bretanha | Excesso de carga orgânica levam a redução de níveis de oxigênio favorecendo espécies que necessitam de pouco oxigênio |
| Outros orgânicos | Hidrocarbonetos policíclicos aromaticos | Canadá, China, Malásia, Taiwan, EUA, Grã Bretanha | HPAs são tóxicos para espécies de macroinvertebrados |
| Bactéria patogênicas | <i>Escheria coli</i> , <i>Salmonella</i> , <i>Cryptosporidium</i> | Austria, Canadá, Nova Zelândia, EUA | Os efeitos de sólidos suspensos associados a agentes patogênicos não é claro, <i>Cryptosporidium</i> e <i>Giardia</i> acumulam em certos macroinvertebrados |
| Correnteza* | Velocidade e descarga | Austria, França, Nova Zelândia, Grã Bretanha | Aumento ou redução da abundância dependendo das necessidades dos macroinvertebrados |

* Correnteza da água é descrita como contaminante por alterar as quantidades de sólidos suspensos

Fonte: Adaptado de Turley *et al.* 2016, p.153.

A questão dos sólidos suspensos também está relacionada a seu transporte e a maneira em que ocorre este transporte.

1.4 SÓLIDOS NO MEIO AQUÁTICO, CLASSIFICAÇÃO E TRANSPORTE

A classificação de Wentworth (1922) menciona e caracteriza sedimento pelo tamanho da partícula:

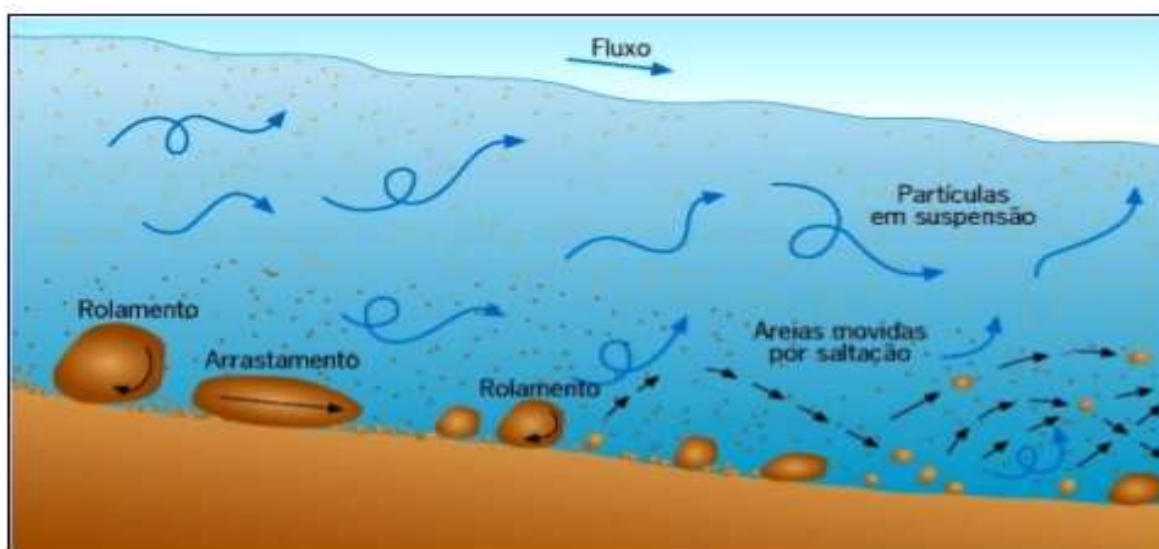
- Barro e Silte (<0,0625 mm)
- Areia (0,0625 – 2mm)

A argila tem tamanho menor que 0,002 mm ou 2 μm de diâmetro (SPARKS, 2003).

Durante condições normais de correnteza de rios, partículas menores que 0,0625 mm incluindo, coloides, argila, barro e silte são denominadas sólidos suspensos (SS). A movimentação dos SS é alterada com correntes de água com velocidade maior ocorrendo transporte de partículas maiores, partículas inorgânicas menores que 2mm depositadas em nascentes de rios são denominadas sólidos suspensos finos (CLAPCOTT *et al.*2011).

Na Figura 2 se ilustra o funcionamento do transporte de sólidos pela correnteza da água.

Figura 2: Transporte de sólidos por correnteza.



Fonte: <https://pt.slideshare.net/catir/ocupao-antrpica>.

De maneira geral, se distinguem dois tipos de fontes de sólidos suspensos: naturais e antropogênicas. As fontes naturais de sólidos suspensos e seu

transporte podem ser: decomposição de rochas, solo e erosão do solo ventos. As principais fontes antropogênicas de sólidos suspensos são: atividades rural, agricultura, chuvas em meio urbano, desmatamento florestal, remoção de vegetação, construção civil, construção de estradas, mineração, dragagem e redistribuição de SS, navegação, indústrias, derretimento e desprendimento de icebergs e neve (SORENSE *et al.* 1977; KERR, 1995, LEVINE; ZEHRER; BURNS, 2005).

A quantidade e a mobilidade de sólidos suspensos em qualquer ponto de um rio varia naturalmente durante o tempo, sendo a mobilidade e movimentação dos sólidos suspensos influenciadas pelo relevo do rio, velocidade e quantidade de sólidos desgarrados. Erosão e chuvas também contribuem para o aumento dos níveis de sólidos suspensos e turbidez (GORDON *et al.* 2004; GÖRANSSON; LARSON; BENDZ, 2013; HOFFMAN; NASR-AZADANI; MEIBURG, 2015).

As regiões mais elevadas dos rios são grandes depósitos de sólidos suspensos, as erosões nestas regiões promovem deslocamento de SS que criam problemas de navegação (TEWOLDE *et al.* 2015).

Os sólidos suspensos são uma fonte difusa de poluição em águas superficiais e são responsáveis pela transferência e destino de substâncias tais como nutrientes, metais pesados, pesticidas e outros contaminantes orgânicos impactando a vida aquática (WALLING; WEBB, 1996; WALLING; COLLINS, 2008).

Sólidos suspensos ou sedimentados são por isso, considerados a matriz integrante da maioria dos contaminantes que interagem no ambiente aquático (AMIARD-TRIQUET; AMIARD; MOUNEYRAC, .2015).

A presença de excesso de sólidos em suspensão que variam de tamanho na escala de nano partículas, coloides até o tamanho de grãos de areia, é uma das causas de prejuízo da qualidade da água. Sólidos suspensos podem ter uma série de efeitos nas fontes de água desde questões estéticas, até altos custos de tratamento da água, declínios na quantidade de peixes e séria degradação ecológica. Desse modo podem ocorrer problemas nos serviços fornecidos por ecossistemas aquáticos cujo valor está estimado em 1,7 trilhões de dólares por ano (COSTANZA *et al.* 1997).

Visto que a turbidez é um conceito associado com a transparência da água, materiais como argila capazes de causar uma turbidez de apenas 5 NTU já se torna visível na água e como os sedimentos e sólidos suspensos em corpos hídricos

sofrem transporte, ocorre mudança nos valores de turbidez também (HORPILLA; LILJENDAHL, 2005).

Os sólidos suspensos também são transportados por processos naturais como água, vento e geleiras para depois serem depositadas em fundo de lagos e leito de rios. Em águas com correnteza por outro lado, os sólidos suspensos podem ser definidos por sua localidade, cujo tamanho da partícula e composição também podem ser orgânicos ou inorgânicos na natureza e estarem suspensos na coluna de água (causando turbidez) ou depositados no leito dos rios (CLAPCOTT *et al.* 2011).

Outro transporte de SS ocorre na Europa e no Japão, o caranguejo *Pacifastacus leniusulus*, que é uma espécie invasora também causa mudança na dinâmica de sólidos suspensos finos de rios com sua movimentação e atividades de construção de tocas (HARVEY *et al.* 2011).

No rio Qu'Appelle no centro sul de Saskatchewan (província do Canadá) a turbidez oscilou entre 0 e 78,2 NTU em um mês de monitoramento devido a deslocamento natural de sólidos suspensos (PHILLIPS *et al.* 2016). Em dias nos quais ocorram chuvas a turbidez pode variar de 0 até 1000 NTU (CHEN *et al.* 2012).

Na Quadro 3 se mostra uma estimativa da carga de sólidos suspensos transportada pelos principais rios do mundo.

Quadro 3: Carga de sólidos suspensos nos maiores rios e a carga total:

| Rio | Área (x 10 ³ km ²) | Carga de sedimento (x 10 ⁶ t ano ⁻¹) |
|---|---|---|
| Amazonas | 7.180 | 363 |
| Mississipi | 3.221 | 230 |
| Paraná | 890 | 90 |
| Colorado | 629 | 135 |
| Congo | 3.822 | 65 |
| Nigéria | 430 | 40 |
| Nilo | 2.881 | 178 |
| Yangtze | 1.980 | 486 |
| Rio Amarelo | 745 | 1.600 |
| Indus | 960 | 100 |
| Ganges/Bhramaputra | 1.480 | 1.670 |
| Mekong | 783 | 150 |
| Irrawaddy | 431 | 170 |
| Fluxo para o Oceano Artico pela maioria dos rios excluindo o Calvin | | 340 |
| Soma | | 5.650 |
| Total Global | | 13.500 |

Fonte: Adaptado de Bogen; Ottesen, 2008.

As atividades humanas como desenvolvimento urbano e agricultura podem acelerar a sedimentação de partículas em rios ou modificar a progressão dessa sedimentação (CLAPCOTT *et al.* 2011).

No rio Deer Creek no condado de Putnam, Indiana Estados Unidos, indústrias de mineração que necessitam extrair e triturar rochas foram responsáveis pela poluição do rio pela descarga de quantidade de sólidos suspensos inorgânicos no seu curso (GAMMON, 1970).

Na Nova Zelândia sólidos suspensos de origem antropogênica podem ser um produto de atividades como agricultura e projetos de construção civil. A indústria extrativista de ramos como mineração de argila chinesa, rochas, pedras preciosas contribuem para o transporte de sólidos suspensos nos corpos aquáticos (GAMMON, 1970; RYAN, 1991).

Desse modo se reconhece que sólidos suspensos podem estar naturalmente presentes em grandes quantidades em áreas já afetadas por mineração, que também promovem transporte de sólidos particulados. Entretanto, os efeitos dos sólidos suspensos finos ainda não estão entendidos completamente, apenas são conhecidos quais limites aceitáveis podem ocorrer (CAVANAGH; HOGSDEN; HARDING , 2014).

Ocorre também ressuspensão de sólidos suspensos em obras de dragagem e a redistribuição destes sólidos em suspensão são causa de impacto ambiental (TACHSTON; PALERMO, 2000; WORAMUT *et al.* 2015; TURLEY *et al.* 2016).

O potencial dos sólidos suspensos como degradadores da biota aquática faz necessário que os governos e organizações ambientais trabalhem na construção de guias de qualidade da água e padrões em que se mencionam os sólidos suspensos e a turbidez (GROVE *et al.* 2015).

Até 2017 os guias de qualidade de águas, vigentes na Europa, Oceania , Brasil e Estados Unidos não estabeleceram uma relação de impacto biológico e ambiental, talvez porque seus padrões para sólidos suspensos vigentes tenham valores que não incluem as variações temporais e espaciais. Assim, os guias atuais não refletem as especificidades requeridas para proteção das comunidades biológicas que se propõem apesar de terem ocorrido substituições em algumas diretrizes europeias, sedimentos e sólidos suspensos ainda não foram incluídos (GROVE *et al.*,2015).

Diferentes de outros poluentes como pesticidas, fármacos e remédios os sólidos suspensos são encontrados naturalmente como componentes do ecossistema aquático e têm importância no funcionamento ecológico destes sistemas (DAVIES-COLLEY; SMITH, 2001; GROVE *et al.* 2015).

1.5 EFEITOS DE SÓLIDOS SUSPENSOS EM ORGANISMOS AQUÁTICOS

Além de efeitos estéticos em rios e lagos a turbidez causada por sólidos suspensos ocorre redução da transparência natural da água e efeitos em organismos aquáticos (SORENSE *et al.* 1977; KERR, 1995). Sólidos suspensos ou depositados causam efeitos negativos em macroinvertebrados e peixes, quando ocorre uma adição de mais de 80 mg/L de partículas sólidas inertes a densidade de macroinvertebrados diminui em 40%. Ocorrendo uma acréscimo diário no curso de um rio de 20% de SS a densidade de macroinvertebrados diminui em 75% (GAMMON, 1970).

Efeitos adversos de sólidos suspensos incluem diminuição da incidência de luz em lagos e rios, redução ou perda de produção primária de plantas, ou seja diminuição da síntese de matéria orgânica a partir de matéria inorgânica, redução de produção secundária em lagos e rios, diminuição de atividade pesqueira (LLOYD, 1985).

Sólidos suspensos são poluentes de corpos hídricos presentes em todos lugares do ecossistema aquático, causam sufocamento de organismos bentônicos, irritação nas guelras de peixes e o transporte de contaminantes por interação com partículas sólidas suspensas. Parte do impacto causado pelos sólidos suspensos se relaciona a atenuação da luminosidade que reduz o alcance visual na água e a luz disponível para fotossíntese em alguns casos a turbidez causada pelos sólidos em suspensão diminui a temperatura da água (RYAN, 1991; DAVIES-COLLEY 2001). Sólidos em suspensão afetam a penetração da luz causando prejuízo a organismos pelágicos como peixes e zooplâncton (SPARKS, 2003).

A resposta dos organismos aquáticos a sólidos em suspensão depende de certos fatores como a concentração, a duração, a estação do ano em que ocorre a exposição, o tamanho da partícula, o formato da partícula e a composição geoquímica (CORDONE; KELLEY, 1960; BILOTTA; BRAZIER, 2008).

Os macrobentos da família Chironomidae, da ordem Plecoptera e Ephemeroptera, classe Hydracarina, subclasse Oligochaeta e Ephemeroptera, se locomovem aonde tiver mais sólidos sedimentados nos rio do nordeste do Canadá (ROSENBERG; WIENS, 1978).

Organismos macroinvertebrados respondem a sólidos em suspensão com morte, alteração na movimentação, alteração na quantidade e variedade de espécies mudanças fisiológicas, diminuição em taxas de crescimento (KERR, 1995). O invertebrado aquático *Micronecta annae* em tanque de laboratório mostrou preferencia por níveis altos de turbidez (mais que 200 NTU), demonstrando assim que o organismo detecta turbidez e isso não o afeta (KEFFORD *et al.* 2007).

O crustáceo copépode *Paracalanus* sp teve sua taxa de ingestão de alimentos e também a taxa de sobrevivência de fêmeas adultas diminuídas com o acréscimo de sólidos suspensos em teste de laboratório (KANG, 2012).

Existem espécies de algas como *H. azteca*, *G. lacustris* que são abundantes em níveis baixos de turbidez causada por sólidos suspensos finos, artrópodos detritívoros são dominantes em altos níveis de turbidez (PHILLIPS *et al.* 2016).

Já o problema mais comum causado em invertebrados por sólidos em suspensão é a mudança que provocam em seu habitat. Os invertebrados bentônicos vivem acima ou dentro das nascentes de rios com isso mudanças em seu habitat afetam diretamente sua comunidade. Existe uma grande variedade nas respostas de invertebrados bentônicos para aumento de sólidos suspensos dentre essas: mudanças na alimentação e crescimento, comportamento, diversidade e abundância, composição da comunidade (WOOD; ARMITAGE, 1997).

A alimentação de invertebrados pode ser diretamente afetada pela obstrução de seu aparelho digestivo impedindo a alimentação por filtração, os efeitos indiretos podem ocorrer como em caso mudanças nas fontes de alimentos, de aderencia de substâncias tóxicas nos sólidos suspensos (COLLIER, 2002).

No lago Waihola na Nova Zelândia onde a turbidez por sólidos suspensos se mantêm maior que 10 NTU em 40% do tempo, o microcrustáceo *Boeckella hamata* diminuiu sua taxa de alimentação em 56%, quando ocorreu aumento de turbidez de 2,5-100 NTU (LEVINE; ZEHRER; BURNS, 2005).

Ocorrem também efeitos de sólidos em vertebrados como peixes salmonídeos, que são divididos em tres grupos: letais, subletais e comportamentais (NEWCOMBE; MACDONALD, 1991).

- Efeitos comportamentais: qualquer efeito que resulte em mudança no comportamento do peixe.
- Efeitos subletais: ferimentos nos tecidos ou alteração fisiológica do peixe.
- Efeitos letais: morte do peixe, com consequente redução de população e danos à capacidade de reprodução.

Na Tabela 1 se exemplificam os efeitos de sólidos em suspensão em peixes e organismos marinhos levantados no estudo dos autores baseados em 70 artigos.

Tabela 1: Prioridade dos efeitos em peixes salmonídeos e organismos marinhos

| Posição | Tipo de efeito | Descrição do efeito |
|---------|--------------------------|--|
| 1 | | Aumento dos batimentos cardíacos |
| 2 | | Mais atentos a ameaças |
| 3 | Efeitos no comportamento | Perda de camuflagem |
| 4 | | Redução em taxas de alimentação |
| 5 | | Depredação de habitat |
| 6 | | Desgaste do organismo |
| 7 | | Degradação moderada do habitat |
| 8 | | Estresse fisiológico |
| 9 | Efeitos subletais | Redução em taxas de crescimento |
| 10 | | 0-20 % mortalidade |
| 11 | | >20-40 % mortalidade |
| 12 | | >40-60 % mortalidade; degradação severa de habitat |
| 13 | | >60-80 % mortalidade |
| 14 | | >80-100 % mortalidade |

Fonte: Adaptado de Newcombe; Macdonald, 1991.

Assim os efeitos são decrescentes até atingir a mortalidade dos organismos marinhos.

Na Tabela 2 os efeitos no comportamento e no habitat reportados em salmonídeos, utilizando a turbidez como mensuração.

TABELA 2: Efeito da turbidez em salmonídeos.

| Fisiológico | Comportamento | Habitat |
|--------------------------|----------------------|---------------------------------|
| Trauma nas guelras | Habilidade de evitar | Redução na capacidade de desova |
| osmoregulação | Territorialidade | Efeito na zona hiporréica |
| Química sanguínea | Habilidade de caça | Redução |
| Reprodução e crescimento | Migração | Danos |

Fonte: Adaptado de Bash; Bolton; Berman, 2001.

Sólidos suspensos são associados a efeitos negativos na desova, crescimento, reprodução, perda de capacidade respiratória, alteração de comportamento e habitat o que conduz a estresse fisiológico e redução nas taxas de sobrevivência, efeito abrasivo nas guelras de salmonídeos e outros peixes, estes efeitos diferem com base no estágio de desenvolvimento (BASH; BOLTON; BERMAN, 2001; ROBINSON, 2009). A gravidade dos efeitos está associada a fatores como: concentração dos sólidos, frequência ou duração da exposição, forma e tamanho das partículas, poluentes associados, espécie e estágio da vida do organismo em que ocorre a exposição (KEMP *et al.* 2011).

Em peixes os efeitos de sólidos suspensos ou sedimentados podem ser diretos ou indiretos tanto na transparência da água como no habitat onde peixes comem e se reproduzem. Níveis altos de sólidos suspensos podem atingir tecidos e órgãos de peixes, a diminuição na penetração da luz e redução da transparência da água estão associados a efeitos como mudanças comportamentais até mortalidade (KEMP *et al.* 2011).

Diferentes níveis de sólidos suspensos causaram estresse fisiológico em organismos jovens do peixe *Cyprinella galactura* e também os níveis de cortisol nos indivíduos foram distintos (SUTHERLAND, 2003).

A medição da turbidez em cinco rios (Rio Wolf, Kelley Creek, Copperas Branch, rio Harpeth e Spring Creek) do estado do Tennessee nos Estados Unidos foi realizada por quinze minutos ao longo de quatro anos e verificou concentrações de sólidos suspensos de 100mg/L suficientes para causar efeitos letais e subletais em ovos e larvas de peixes (DIEHL; WOLFE, 2010).

O peixe *Oryzias latipes* conhecido como peixe arroz foi testado em laboratório utilizando diatomito mineral agindo como causador de turbidez em teve mudança comportamental no seu deslocamento aquático durante 24 horas com 100 NTU de ajuste mostrou uma mobilidade intensa no teste (CHEN *et al.* 2012).

Em pesquisa sobre o efeito da turbidez em salmões jovens *Chinook* (0-1270 NTU; 0-1000 mgL⁻¹) e salmão *Coho* (5,8 NTU; 2,7-3,0 mgL⁻¹) expostos a períodos de 3 a 9 semanas e durante 6 meses, ocorreram efeitos de limitação físicas mesmo em níveis baixos de turbidez na biota (BIRTWELL; FARRELL; JONSSON, 2008).

A turbidez causada por sólidos em suspensão também fornece uma proteção para peixes jovens determinando assim sua distribuição em um estuário o que altera a relação predador-presa causando desequilíbrio na cadeia alimentar e ao ecossistema local (CYRUS; BLABER, 1987).

Os sólidos suspensos afetam diferentes tipos de animais de várias maneiras, indiretamente quando reduzem a penetração da luz ocorrendo diminuição da fotossíntese de plantas aquáticas e assim redução do crescimento celular de algas e de outras plantas que tenham função de fonte de alimento para vários organismos aquáticos e peixes (ROBINSON, 2009).

É possível que os sólidos suspensos iniciem mudanças em parâmetros de qualidade da água como, por exemplo, partículas orgânicas contidas em SS causando um esgotamento do oxigênio dissolvido e aumentando a demanda bioquímica de oxigênio (ROBINSON, 2009).

O aumento da turbidez reduz a habilidade de caça de peixes que dependem da visão para encontrar alimentos, a escuridão pode beneficiar tanto as presas como os predadores, pois alguns predadores podem encontrar um contraste entre a presa e suas emissões sonoras (ROBINSON, 2009).

O volume de sólidos em suspensão que se insere ou se desloca pelas correntezas de rios influencia também a heterogeneidade da fauna, espécies aquáticas respondem diretamente a condições geomórficas exemplo salmonídeos, anfíbios e macroinvertebrados (YARNELL *et al.* 2006).

Outro exemplo em laboratório à turbidez causada por argila contribuiu para a coexistência e interação predador-presa do peixe *Osmerus eperlanus* e do *Chaoborus flavicans* em estágio larval, no nível de turbidez excedendo 30 NTU e com a intensidade de luz baixa promoveu refugio eficiente para o *Chaoborus flavicans* (HORPILLA; LILJENDAHL-NERMINEEN; MALINEN, 2004).

Os efeitos diretos mais comuns são: o efeito abrasivo das partículas suspensas que danifica o tecido das guelras ou reduz sua respiração pela obstrução das guelras, o que leva a uma redução da resistência para infecções ou doenças, redução do crescimento ou mortandade (BILOTTA; BRAZIER, 2008).

Danos severos as guelras tendem a ocorrer em níveis altos de sólidos suspensos (>500 mg/L), mas ocorrem respostas diferentes entre espécies e estágios de desenvolvimento, algumas espécies tem danos mínimos ou nenhum dano em altas concentrações de sólidos suspensos, como por exemplo o peixe *Grayling* do Ártico em contraste longos tempos de exposição a baixos níveis de sólidos suspensos (100 mg/L) podem causar danos moderados (MCLEAY *et al.* 1984).

A truta arco íris *Oncorhynchus mykiss* teve sua capacidade de reagir para capturar alimento com 15 e 30 NTU de turbidez, quanto ocorreu aumento do nível de turbidez ocorreu também significativa redução na habilidade em detectar presas. Em ambientes de rios redução na capacidade de caça afeta o crescimento do peixe (BARRETT; GROSSMAN; ROSENFELD, 1992).

No lago Summit, Nevada, Estados Unidos, se investigou a diminuição da população do peixe *Oncorhynchus clarki henshawi* e aumento da população do peixe *Richardsonius egregius*, estando ligada aos níveis de turbidez no lago. Com condições de luz e temperatura controlada (utilizando como presa *Daphnia magna* com três tamanhos diferentes) a taxa de alimentação de ambos os peixes se mostrou inversamente proporcional ao nível de turbidez utilizado. Também se verificou a maior eficiência em se alimentar com níveis maiores de turbidez no peixe *Richardsonius egregius* (VINYARD; YUAN, 1996).

Uma diminuição nas taxas de crescimento em peixes esta relacionada a partículas suspensas. As partículas sedimentadas de tamanhos menores podem ser mais prejudiciais a peixes pelo efeito abrasivo nas guelras (LAKE; HINCH, 1999).

A redução nas taxas de crescimento em duas espécies de peixes expostas a sólidos suspensos estão relacionadas com dificuldades na respiração na qual a mortandade pode ocorrer em concentrações variando de 20 para 20.700 mg/L de sólidos suspensos e os peixes jovens se mostraram mais sensíveis que os adultos (SUTHERLAND; MEYER, 2007).

Peixes são afetados indiretamente por sólidos suspensos quando ocorre diminuição da transparência da água (aumento da turbidez), Isto acarreta alterações nos movimentos migratórios, mudanças alimentares e alteração na qualidade/quantidade do habitat. Além disso, causa diminuição nas taxas de crescimento e mudanças na estrutura e tamanho populacional (KEMP *et al.* 2011).

Muitos peixes evitam águas com turbidez, temporariamente buscando refugio ou até se deslocando para águas não impactadas. Evitar águas turvas, já foi

registrado em diferentes níveis de turbidez dependendo da sensibilidade da espécie à redução da transparência da água (WOOD; ARMITAGE, 1997; KEFFORD *et al.* 2007).

O comportamento de migração para desova no rio do peixe *Banded kōkop* (*Galaxias fasciatus*) foi reduzido quando a turbidez ficou maior que 25 NTU, resultando em limitação da sobrevivência da espécie (RICHARDSON; ROWE; SMITH, 2001).

Turbidez elevada tende a reduzir também a atividade de se alimentar, a taxa e o sucesso na detecção de alimento, perturbação da visão do peixe, reduzindo assim a variabilidade de alimento tanto para bentos e peixes (BILOTTA; BRAZIER, 2008).

Taxas de alimentação variam segundo a turbidez em diferentes espécies: entre 5-10 NTU já ocorre decréscimo na distância em que o peixe reage para capturar ou consumir sua presa provocando declínio na abundância de macroinvertebrados reduzindo a quantidade de presas, ou seja, suprimento de alimento para peixes. Mesmo que ocorra abundância de presas em águas com turbidez, visto que ocorre decréscimo na capacidade visual para caça e alimentação nos peixes e assim diminuição nas taxas de crescimento (BILOTTA; BRAZIER, 2008).

Em períodos extensos ou frequentes de alta turbidez podem resultar em mudanças na distribuição de quantidade de diferentes espécies de peixes e a estrutura da comunidade isso acontece quando as espécies mais sensíveis são substituídas pelas mais tolerantes a condições de aumento de sólidos suspensos e turbidez (RICHARDSON; JOWETT, 2002).

Na Nova Zelândia os estudos sobre sólidos suspensos e seus efeitos estão direcionados a alimentação, comportamento de evitar migração e sobrevivência. O peixe *Banded kōkopu*, por exemplo, tem sua sensibilidade ligada com comportamento e resposta de evitar turbidez, limitações na migração de desova no rio e redução nas taxas de alimentação quando a turbidez excede 25 NTU tanto no laboratório como nos estudos em rios (RICHARDSON; ROWE; SMITH, 2001).

O peixe *Banded kōkopu* é considerado espécie referência para águas com turbidez na Nova Zelândia por ser sensível e bem distribuído, já o peixe *Longfinn*, *Īnanga* e o peixe *Red fin bullies* são mais tolerantes a elevadas quantidades de sólidos suspensos não demonstram respostas comportamentais para evitar turbidez

ou redução em suas taxas de alimentação até com altos valores de turbidez (420-1100 NTU) (ROWE; SMITH; WILLIAMS, 2002).

Rowe *et al.* (2009) verificaram concentrações letais de sólidos suspensos (24h LC50: 300 mg/L), neste trabalho a sobrevivência do peixe *Common smelt* foi reduzida com valores maiores que 1000 mg/L em contraste o peixe *Banded kōkopu* com concentrações de 43000 mg/L não ocorreu letalidade. E a sobrevivência do peixe *smelt* não foi afetada quando exposto repetidamente (4 horas a cada 2-3 dias) a valores entre 800-1000 mg/L por mais de 3 semanas, que é uma concentração comum em eventos de inundação.

Uma mudança estrutural na comunidade aquática e assim a diversidade e abundância de peixes nativos foi reduzida com aumento nas descargas de sólidos suspensos, a abundância e diversidade de peixes foram reduzidas de acordo com o aumento na carga de SS ao longo de alguns rios, com isso de nove espécies que habitavam rios com pouca carga de SS remanesceram duas que estavam presentes mesmo com altos níveis de sólidos suspensos níveis maiores que 830 mg/L (RICHARDSON; JOWETT, 2002).

Uma redução na ocorrência de *Bande Kōkopu* em 89,5%, nos rios com elevada turbidez (rio em que as concentrações de sólidos suspensos excedeu 120 mg/L em mais de 20% do tempo) assim como outras espécies migratórias de peixes se tornaram menos comuns (ROWE; HICKS; RICHARDSON, 2000).

Altos ou contínuos níveis de sedimentação podem iniciar mudanças e alterações na presença de peixes e estrutura da comunidade, redução no sucesso da reprodução e aumento nas taxas de mortalidade particularmente de ovos e larvas (KEMP *et al.* 2011).

Ovos de peixes e larvas são especialmente sensíveis a deposição de sólidos suspensos sedimentáveis, pois causam decréscimo no suprimento de oxigênio pela redução na velocidade da água e flutuação através do substrato causando redução na incubação de ovos aumento de mortandade e dificuldade na eclosão dos ovos (HENLEY *et al.* 2000).

Sólidos suspensos sedimentados podem atrasar o desenvolvimento de ovos, larvas e alterar o desenvolvimento do organismo (ex: idade do desenvolvimento de salmonídeos) (SUTTLE *et al.* 2004).

Com redução de áreas habitáveis tanto em quantidade como em qualidade peixes jovens e adultos são afetados particularmente os que têm preferência por maiores espaços intersticiais para refúgio (MCEWAN; JOY, 2013).

A disponibilidade de presas para peixes pode diminuir pelos efeitos adversos da sedimentação em macroinvertebrados bentônicos (SUTTLE *et al.* 2004). Com essa redução no suprimento de alimentos combinada com redução na eficiência em se alimentar as taxas de crescimento com o passar do tempo (COLLINS *et al.* 2011).

Quando ocorre aumento na sedimentação, peixes podem se relocar temporariamente, causando em curto prazo declínio no tamanho da população assim podendo ocorrer mais mudanças permanentes na composição da comunidade durante o tempo (JOWETT; BOUSTEAD 2001).

Turbidez pode afetar a visão de predadores, se relacionando com alteração na capacidade de selecionar as presas de peixes como o *Micropterus salmoides* que diminuiu o consumo de alimento e mudou sua dieta tanto em laboratório como in situ, conforme se aumentou o nível de turbidez (SHOUP; LANE, 2015).

No Brasil no campo da aquicultura se avaliou os efeitos dos sólidos suspensos no cultivo de camarões *Litopenaeus vannamei* (SCHVEITZER; 2012).

Recifes de corais são afetados quando os sólidos suspensos na coluna de água por obras de dragagem gera turbidez suficiente para afetar a qualidade da intensidade da luz (JONES *et al.* 2016).

Os Quadros 4, 5 e 6 ilustram com exemplos de efeitos diretos nas guelras, crescimento e sobrevivência em peixes:

Quadro 4: Efeitos diretos em peixes - danos às guelras.

| Táxon | Sólidos suspensos (mg/L) | Duração | Método | Efeitos | País |
|-------------------------------|--------------------------|---------|-----------------------|---|---------------|
| Danos às guelras | | | | | |
| Peixe <i>whitetail shiner</i> | 100-500mg/L | 21d | Tanque de laboratório | Espessamento das lamelas | EUA |
| Truta marrom | 810mg/L | 21d | Tanque de laboratório | Espessamento das guelras | Inglaterra |
| Truta arco-íris | 4887mg/L | 64 d | Tanque de laboratório | Afinamento das guelras | Canadá |
| Tilápia do peito vermelho | 35000 mg/L | 1-48 h | Tanque de laboratório | Filhotes com obstrução severa das guelras | África do Sul |
| Salmão <i>Coho</i> | 40000 mg/L | 4 d | Tanque de laboratório | Danos nos filamentos das guelras | Canadá |
| Tilápia do peito vermelho | 60000 mg/L | 1-48 h | Tanque de laboratório | Adultos com severa obstrução das guelras | África do Sul |
| Várias espécies | 104000 mg/L | 1 d | Em rio | Obstrução das guelras | Bolívia |
| <i>Grayling</i> do Ártico | 250000 mg/L | 4 d | Tanque de laboratório | Sem danos nas guelras | Canadá |

Fonte: Adaptado Cavanagh; Hogsden; Harding, 2014, p. 5.

Ocorre também aumento na incidência de doenças e diminuição em taxas de crescimento como no Quadro 5.

Quadro 5: Efeitos diretos doença e crescimento.

| Táxon | Sólidos suspensos (mg/L) | Duração | Método | Efeitos | País |
|-------------------------------|--------------------------|---------|-----------------------|--------------------------------|--------|
| Doença | | | | | |
| <i>Steelhead</i> (peixe) | 2500 mg/L | 11 d | Tanque de laboratório | Aumento da propensão a doenças | EUA |
| Crescimento | | | | | |
| Truta Brook | 10-14 NTU | 12 h | Canal artificial | Redução na taxa de crescimento | EUA |
| Truta <i>steelheads</i> longo | 25 NTU | 14-21 d | Canal em laboratório | Redução do crescimento | EUA |
| <i>Grayling</i> do Ártico | 100 mg/L | 14-21 d | Tanque de laboratório | Redução do crescimento | Canadá |
| <i>Spotfin chub</i> | 500 mg/L | 21 d | Tanque de laboratório | Redução da taxa de crescimento | EUA |

Fonte: Adaptado Cavanagh; Hogsden; Harding, 2014, p.5.

No Quadro 6 a seguir os efeitos diretos na sobrevivência de peixes

Quadro 6: Efeitos diretos na sobrevivência

| Táxon | Sólidos suspensos (mg/L) | Duração | Método | Efeitos | País |
|----------------------------------|--------------------------|---------|--------|--------------------------------|---------------|
| Sobrevivência | | | | | |
| Salmão Coho | 100 mg/L | 4 d | T. l. | Aumento da mortalidade | Canadá |
| Smelt (peixe) | 3000 mg/L | 24 h | T. l. | LC50 | Nova Zelândia |
| Tilápia de peito vermelho | 21000-24000 mg/L | 1-48 h | T. l. | LC50 em filhotes | África do Sul |
| Tilápia de peito vermelho | 42000-48000 mg/L | 1-48 h | T. l. | LC50 em adultos | África do Sul |
| Peixe Banded kōkopu | 43000 mg/L | 24 h | T. l. | Não afetou a sobrevivência | Nova Zelândia |
| Peixe Īnanga | 43000 mg/L | 24 h | T.l. | Não afetou a sobrevivência | Nova Zelândia |
| Várias espécies | 104000 mg/L | 1 d | Em rio | Alto percentual de mortalidade | Bolívia |

Legenda: T. l. - tanque de laboratório.

Fonte: Adaptado Cavanagh; Hogsden; Harding, 2014, p.6.

Os efeitos indiretos da turbidez estão evidenciados, segue Quadro 7 para ilustrar.

Quadro 7: Efeitos indiretos de sólidos suspensos (SS) em peixes

| Táxon | Turbidez NTU | Duração | Método | Efeitos Indiretos | País |
|---|--------------|---------|------------------|--|---------------|
| Alimentação e sucesso para fugas | | | | | |
| Sable | 5-10 NTU | 70 min | T. l. | Redução de consumo de presas | EUA |
| Rosyside dace | 10-30 NTU | 40 min | T.l. | Atraso no tempo de reação | EUA |
| Yellowfin shiners | 10-30 NTU | 40 min | T.l. | Atraso no tempo de reação | EUA |
| Truta Brook | 10-40 NTU | 12 h | Canal artificial | Atraso no tempo de reação | EUA |
| Truta Brook | 10-40 NTU | 12 h | T. l. | Redução em eficiência na captura de presa | EUA |
| Truta Rainbow | 15-30 NTU | 1 h | Canal Artificial | Redução de 20-55% no tempo de reação a distância | EUA |
| Banded kōkopu | 20 NTU | 2 h | T. l. | Redução na taxa de alimentação | Nova Zelândia |
| Redfin bully | 40-640 NTU | 2 h | T. l. | Redução na taxa de alimentação | Nova Zelândia |

Legenda: T. l. - tanque de laboratório.

Fonte: Adaptado Cavanagh; Hogsden; Harding, 2014, p. 5.

Uma das estratégias utilizadas para avaliação de sólidos suspensos é a utilização de biomonitoramento (CHEN *et al.* 2012; TURLEY *et al.* 2014).

Para avaliar a resposta de organismos a diferentes níveis de sólidos suspensos e turbidez foram utilizados equipamentos de biomonitoramento que são baseados nas respostas comportamentais de organismos aquáticos (sua sensibilidade) (CHEN *et al.* 2012; TURLEY *et al.* 2014).

Um biological early warning system (BEWs), é um sistema de aviso biológico, que pode avaliar ferramentas de biomonitoramento, identificar a ocorrência de transporte de sólidos, a ferramenta PSI (Proportion of sediment-sensitive invertebrates) é feita para permitir identificar níveis de fluxo de sedimentação, utilizando comunidades de invertebrados bentônicos (CHEN *et al.* 2012; TURLEY *et al.* 2014).

1.6 LEGISLAÇÃO SOBRE SÓLIDOS SUSPENSOS E TURBIDEZ

Segundo Clapcott *et al.* (2011) para elaboração de guias e legislações sobre sólidos suspensos e sua deposição final, o ponto principal será qual nível de sedimentação corresponde a um efeito adverso significativo nos valores de referência. Três pontos importantes foram identificados nos conselhos regionais na Nova Zelândia:

1. Saúde das comunidades macroinvertebradas.
2. Desova das Trutas.
3. Valores que mantenham a estética para recreação nas águas.

Aproximadamente 40% dos rios percorridos nos Estados Unidos tinham problemas com sólidos suspensos, ainda mencionou que a maior fonte de problemas nos corpos hídricos é causada por desequilíbrio entre sólidos sedimentáveis que afetam a navegação, consumo e recreação nas águas (US EPA, 2006).

Segundo US EPA, (2006) argila e silte ficam mais tempo suspensas e partículas do tamanho de grão de areia sedimentam mais rápido na coluna de água.

Ainda em 2006 somente 32 dos 53 estados e territórios dos Estados Unidos desenvolveram critérios para sólidos suspensos, alguns desses estados utilizam turbidez outros utilizam sólidos suspensos totais (SST) e outro ponto necessário é encontrar um bioindicador (US EPA, 2006).

Na Nova Zelândia, Austrália, Canadá, Europa e Estados Unidos, agências governamentais criaram relatórios e guias com parâmetros e limites para sólidos suspensos e turbidez na água. Destaca-se no Quadro 7 que até 2014, somente na Austrália sul-este e sul-central se admitem níveis de turbidez até 50 NTU (BILOTTA; BRAZIER, 2008).

Para prevenir problemas causados por turbidez e sólidos suspensos o estado da Flórida (EUA) regulamentou que a turbidez não pode exceder 29 NTU em seu litoral (CAMP DRESSER; MCKEE, INC 2001). Já na Austrália para proteção dos recifes de corais foi regulamentado em 199 mg/L SS durante uma dragagem (EPA, 2001).

Na Tailândia os sólidos suspensos estão regulamentados seguindo a notificação da National Environmental Board No. 27, B.E. 2549 (2006) e não podem ultrapassar o desvio padrão da soma da média diária ou média mensal ou média anual (WORAMUT *et al.* 2015).

As diretrizes na Oceania, América do Norte e União Europeia e Canadá no Quadro 8.

Quadro 8: Sumário de guias de qualidade da água para sólidos suspensos

| País | Limites | Limites | Referencias |
|----------------------------|--|--|---|
| | Rios de planalto >150 - <1500 m de altitude | Rios de planície <150 m de altitude | |
| Nova Zelandia | 4,1 NTU (0,6 m de transparência) | 5,6 NTU (0,8 m de transparência) | ANZECC (2000) |
| Australia (sul-leste) | 2-25 NTU | 6-50 NTU | ANZECC (2000) |
| Australia (sul-oeste) | 10-20 NTU | 10-20 NTU | ANZECC (2000) |
| Australia (Tropical) | 2-15 NTU | 2-15 NTU | ANZECC (2000) |
| Australia (sul-central) | 1-50 NTU | 1-50 NTU | ANZECC (2000) |
| Canadá | 8 NTU ou 25 mg/L máximo de aumento acima do fundo do rio para exposições curtas até 24 horas. 2 NTU o máximo aumento médio ou, 5 mg/L para exposições longas de 24 horas até 30 dias (rios pouco turbulentos). 8 NTU o umento máximo ou, 25 mg/L acima do fundo do rio em qualquer momento em que os níveis de fundo estejam entre 8-80 NTU ou ≥ 250 mg/L | | CCME (2007) |
| União Europeia | Não exceder 25 mg/L (com exceção das cheias ou secas) Para salmonidae e ciprinidae | | Conselho e Parlamento Europeu Diretriz para água e peixe (2006/44/EC) |
| Estados Unidos | Sólidos suspensos ou sedimentáveis não devem reduzir a profundidade do ponto de compensação para atividade de fotossíntese em mais de 10% da norma estabelecida sazonalmente para a vida aquática. | | US EPA (2007) |

Legenda: ANZECC - Australian and New Zealand Environment Conservation Council; CCME – Canadian Council Ministers for the Environment; USEPA – United States Environmental Protection Agency

Fonte: Adaptação Cavanagh; Hogsden; Harding, 2014, p.12.

Relatórios representam conhecimento de um determinado local, o estudo dos efeitos da turbidez em diferentes níveis contribui para a viabilidade do uso da turbidez como critério de qualidade da água, para proteção de recursos hídricos (BIRTWELL; FARRELL; JONSSON, 2008).

Um estudo dos efeitos da turbidez em diferentes níveis de organização biológica deve ter como intuito a prevenção de emergências e melhor entendimento dos efeitos tanto de sólidos suspensos quanto da turbidez em fontes de água (BIRTWELL; FARRELL; JONSSON, 2008).

No Brasil a Resolução do Conselho de Meio Ambiente (CONAMA) nº357, de 2005 (classifica corpos hídricos) estabelece valores para turbidez para águas doces

com salinidade igual ou menor a 0,5 ‰ classe 1 em até 40 NTU. Para águas doces classe 2 e 3 até 100 NTU. Para águas salinas que possuem salinidade igual ou superior a 30 ‰ classe 1, 2, e salobra (cujas salinidade está na faixa de superior a 0,5 ‰ e menor que 30‰) classe 1, e 2, as exigências são de que a turbidez seja virtualmente ausente.

A Resolução CONAMA nº430/2011 (Brasil; 2011) que dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes complementa a Resolução CONAMA 357/2005 informa que tanto para efluentes quanto para esgoto sanitário os sólidos grosseiros e materiais flutuantes devem estar virtualmente ausentes, sólidos suspensos totais a eficiência de remoção deve ser de 20% após desarenação (remoção da areia). Os limites de materiais sedimentáveis devem estar em 1ml/L, e para lagos em que a velocidade seja praticamente nula, os materiais sedimentáveis devem estar virtualmente ausentes. Como parâmetro a ser monitorados a turbidez não está relacionada na Resolução CONAMA 430/2011.

A norma brasileira de ecotoxicologia aquática ABNT NBR 12713 (Brasil, 2016) menciona no item 5.4.3.11 que “Algumas características da amostra como material particulado, podem interferir no resultado do ensaio”. Também ocorre a recomendação de filtração das amostras com materiais em suspensão segundo a norma ABNT NBR 15469 (Brasil, 2015) sobre preparação de amostras para ecotoxicologia.

A Norma do *Aliivibrio fischeri* ABNT NBR 15411-3 (Brasil 2012), menciona que “amostras com alta turbidez devem ser deixadas em repouso para sedimentação durante uma hora, ou centrifugadas, por exemplo, durante 10 minutos a 5000 g¹ ou devem ser filtradas. Utilizar o sobrenadante ou filtrado no ensaio”, ainda na norma do *Vibrio fischeri* no item 10 se menciona que perdas de luminescência podem ser causadas por absorção ou dispersão de luz, no caso de amostras coloridas ou turvas.

2. TESTES ECOTOXICOLÓGICOS

2.1 ECOTOXICIDADE: CONCEITOS GERAIS

A ecotoxicidade foi desenvolvida com base na toxicologia que além de estudar os efeitos adversos de agentes externos ao meio agrega conhecimentos de bioquímica molecular, biologia, química, genética, matemática, medicina, fisiologia, física e farmacologia e fazendo uma avaliação de risco químico (KLAASSEN; WATKINS III, 2012).

A toxicologia moderna surgiu a partir de 1850 com as criações de analgésicos e desinfetantes. Neste período a utilização de alguns medicamentos provocaram intoxicação, simultaneamente também ocorreram problemas com enlatados de carne, e assim a criação da Lei Wiley Bill em 1906 a primeira nos Estados Unidos sobre alimentos e medicamentos. A descoberta da radioatividade e das vitaminas provocou um aumento no uso dos bioensaios para determinação dos perigos e benefícios destes produtos químicos (KLAASSEN; WATKINS III, 2012).

O ato federal de 1947 contra praguicidas (inseticidas, fungicidas e rodenticidas) foi o primeiro a mencionar a verificação de segurança e eficácia sobre substância que não eram alimentos ou medicamentos. A publicação do livro Primavera Silenciosa (1962), de Rachel Carson e o incidente com talidomida que provocou nascimento de crianças com defeitos congênitos aumentou as tentativas de averiguar os efeitos de produtos químicos no meio ambiente desenvolvendo a toxicologia celular e molecular (KLAASSEN; WATKINS III, 2012).

A ecotoxicologia estuda os contaminantes na biosfera, com objetivo de explicar e prever os efeitos da exposição em vários níveis de organização biológica (ZAGATTO; BERTOLETTI, 2008; KLAASSEN; WATKINS III, 2012).

Problemas como biomagnificação, bioacumulação, biodisponibilidade são importantes para ecotoxicologia. Os efeitos ecotoxicológicos podem ser considerados na seguinte ordem organizacional: subcelular (molecular e bioquímico), celular, organismo, população, comunidade e ecossistema. Os efeitos em níveis molecular e bioquímico se referem a biotransformação de xenobióticos e aos efeitos bioquímicos deletérios de xenobióticos (KLAASSEN; WATKINS III, 2012).

Segundo Magalhães; Filho (2008) e Bertoletti (2008) os primeiros ensaios de toxicidade foram realizados na antiguidade com insetos aquáticos. Os testes de toxicidade ganharam evidência a partir do *Clean Water Act* que regula a qualidade da água nos EUA e foi implantada pela Agência de Proteção Ambiental Americana.

O termo ecotoxicologia, durante uma reunião do *Committee of the International Council of Scientific Unions* (ICSU) foi sugerido por René Truhaut em 1977.

A partir da década de 1920 foram realizados os primeiros ensaios toxicológicos. Na década de 80 tanto a USEPA (*United States Protection Agency*) como a OECD (*Organisation for Economic Co-operation and Development*) lançaram protocolos para testes com organismos aquáticos como algas, microcrustáceos e peixes. Testes ecotoxicológicos além de ser uma ferramenta de monitoramento ambiental é uma ciência com objetivo de estudar os fenômenos de intoxicação ambiental, com finalidade de impedir, prevenir e também remediar com uma metodologia impactos em organismos e ecossistemas (MAGALHÃES; FILHO, 2008).

Portando os ensaios de ecotoxicidade são uma das maneiras de se avaliar a toxicidade de agentes químicos e estes ensaios têm como finalidade avaliar impactos e limites possíveis de agentes químicos em corpos hídricos (ZAGATTO; BERTOLETTI, 2008; MAGALHÃES; FILHO, 2008).

Existem associações de normalização dos ensaios de ecotoxicidade para que ocorra a padronização dos ensaios (ZAGATTO; BERTOLETTI, 2008) tais como:

- Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT);
- Association Française De Normalisation (AFNOR);
- American Society for Testing and Materials (ASTM);
- American Water Work Association (AWWA);
- Deutsches Institut für Normung (DIN);
- International Organization for Standardization (ISO);
- Organization for Economic Co-Operation and Development (OECD);

No Brasil a ABNT (Associação Brasileira de Normas Técnicas) convidou a CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo) e também o comitê técnico de qualidade das águas da *International Organization for Standardization* (ISO), para desenvolverem as primeiras

metodologias de padronização de testes de toxicidade em peixes (MAGALHÃES; FILHO, 2008).

A legislação brasileira a partir de 1976 iniciou o controle dos efluentes líquidos com análises químicas. Os valores limites se originaram de documentos norte-americanos, ambos os controles tanto brasileiro quanto americano faziam a indicação de tratamento dos efluentes (BERTOLETTI, 2008). A partir de 1990 a CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, efetua o enquadramento legal dos efluentes em corpos hídricos com ensaios ecotoxicológicos (BERTOLETTI, 2008).

A ecotoxicologia visa integrar as perspectivas da ecologia e toxicologia com a finalidade de avaliar e prever efeitos de contaminantes em sistemas biológicos (KRULL; BARROS, 2012). Como os tratamentos de efluentes não eliminam totalmente os compostos nocivos, os ensaios de ecotoxicidade também avaliam os efeitos remanescentes letais e anormais aos organismos expostos (COSTA *et al.* 2008).

Atualmente existe uma nova abordagem denominada ecologia do estresse que entra com a visão de nicho ecológico e sua importância, pois agentes tóxicos podem interagir com fatores de estresse naturais como temperatura, pH, pressão osmótica e nutrição. Também nas condições ambientais em que os organismos se reproduzem e sobrevivem os efeitos são mais prejudiciais, resumindo para que ocorra um avanço na ecotoxicologia deve se diminuir os testes, ensaios e se aproximar da ecologia (VAN STRAALLEN, 2003).

Este novo enfoque sistêmico tenta tornar os ensaios de toxicidade mais realistas realizando ensaios multi-espécies e utilizando questões como produção primária e decomposição além de somente a sobrevivência (VAN STRAALLEN, 2003). O ecossistema aquático é atingido por múltiplos fatores de estresse, as abordagens tipicamente utilizadas para avaliação de fator de estresse antropogênico não verificam os danos acumulados de múltiplos fatores de estresse, esta nova abordagem complementa os ensaios de ecotoxicidade (SEGNER; SCHMITT-JANSEN; SABATER, 2014).

2.2 TESTES ECOTOXICOLÓGICOS E ORGANISMO TESTE

Analisando individualmente resultados de análise química não é possível verificar seu impacto ambiental causado por poluentes, pois não ocorre demonstração dos efeitos no ecossistema, já a utilização de organismos ou partes dele detectam os efeitos tóxicos de substâncias (MAGALHÃES; FILHO, 2008). A utilização de ensaios ecotoxicológicos em análises ambientais pode:

- Detectar os efeitos nos organismos;
- Informar o tipo de agente químico responsável pela toxicidade;
- Informar as possíveis interações entre substâncias;
- Avaliar contaminação ambiental;
- Efluentes poluidores como agrícola, industrial, medicamentos;
- Produtos químicos podem ser avaliados e identificar seus efeitos sinérgicos.

Os ensaios de toxicidade podem ser utilizados segundo Zagatto e Bertolletti, (2008) e Amiard-Triquet; Amiard; Mouneyrac (2015) para:

- Determinar toxicidade de agentes químicos e efluentes líquidos;
- Estabelecer limites para lançamento de efluentes;
- Verificação da necessidade de tratamento de efluentes líquidos;
- Qualidade das águas;
- Toxicidade relativa de diferentes substâncias;
- Estimar impactos de acidentes ambientais.

Os testes de ecotoxicidade podem ser realizados em campo ou em laboratório, em campo é possível descobrir o efeito de um produto no ambiente natural, em geral ensaios em campo utilizam dados obtidos em ensaios de laboratório. Quanto às diferenças nos ensaios de campo e os de laboratório foram realizados alguns ensaios que mostram boa correlação, e também alguns ensaios demonstraram diferenças que podem ser atribuídas à ação da luz natural e a dificuldade de padronização dos ensaios em campo (ZAGATTO; BERTOLETTI, 2008).

Os testes de toxicidade com animais e plantas de diferentes níveis organizacionais possibilitam uma caracterização de efeitos de agentes químicos em sistemas biológicos. Estes testes de toxicidade indicam potenciais efeitos tóxicos em

organismos de um ecossistema de maneira controlada (KLAASSEN; WATKINS III, 2012).

Existe uma variedade grande de espécies aquáticas (algas, invertebrados, bivalves, peixes e camarões), aves, microrganismos, do solo, espécies cultiváveis, abelhas, minhocas e mamíferos. A relevância ecológica é critério para escolha da espécie. Os ensaios com espécies aquáticas exigem monitoramento de vários parâmetros de qualidade da água e a estabilidade da substância testes em condições experimentais, (KLAASSEN; WATKINS III, 2012).

Em laboratório os estudos de curta duração com uma única espécie são os preferidos para a obtenção rápida dos dados. Estudos em campo trabalham com conceitos de mesocosmos e microcosmos, o primeiro consiste em um sistema artificial ampliado e microcosmos representam ambientes aquáticos ou terrestres incluindo um número relevante de espécies. Tanto o mesocosmo como o microcosmo podem ser criados em laboratório ou ambiente externo, (KLAASSEN; WATKINS III, 2012).

Para experimentos de laboratório são utilizadas as seguintes nomenclaturas indicadas no Quadro 9:

Quadro 9: Nomenclaturas utilizadas nos ensaios de ecotoxicidade

| Nomenclatura | Definição |
|---|--|
| DL50 | Dose Letal Média: dose de amostra que causa mortalidade ou imobilidade de 50% dos organismos. |
| CL50 (Concentração Letal Média) | É a concentração da amostra que causa (mortalidade ou imobilidade) a 50% dos organismos no tempo de exposição e condições de teste. |
| CE50 (Concentração Efetiva Média) | É a concentração de amostra no ensaio que causa efeito agudo a 50% dos organismos no tempo de exposição e condições de teste. |
| CENO (Concentração de efeito Não Observado) | É a maior Concentração nominal do agente tóxico que não causa efeito crônico estatisticamente significativo na sobrevivência e reprodução dos organismos, em condições de teste. |
| CEO (Concentração de Efeito Observado) | É a menor concentração nominal da substância tóxica, que causa efeito estatisticamente significativo, nas condições de teste. |
| FT (Fator de Toxicidade) ou FDd (Fator de diluição) | É o menor valor de diluição da amostra na qual não se observa efeito tóxico sobre os organismos-teste. |

Fonte: Adaptado de Costa *et al.* 2008; CONAMA 430 (Brasil, 2011); ABNT NBR 12713 (2016).

Segundo Magalhães; Filho (2008) e Zagatto; Bertoletti (2008) existem duas modalidades de ensaios de toxicidade:

Ensaio de Toxicidade Aguda

Os ensaios ecotoxicológicos agudos mostram os efeitos rápidos e severos que podem ocorrer no momento em que a substância entra em contato com os organismos. Este contato deve ocorrer em um período de tempo de 0 a 96 horas. Os efeitos podem ser de letalidade, imobilidade. Estes ensaios possuem custos mais baixos que os ensaios crônicos

Ensaio de Toxicidade Crônica

Os ensaios crônicos avaliam efeitos subletais nos organismos como taxa de crescimento, reprodução e alimentação. Nestes ensaios os organismos ficam expostos durante seu ciclo de vida completo ou em etapas de seu desenvolvimento em que estejam mais sensíveis.

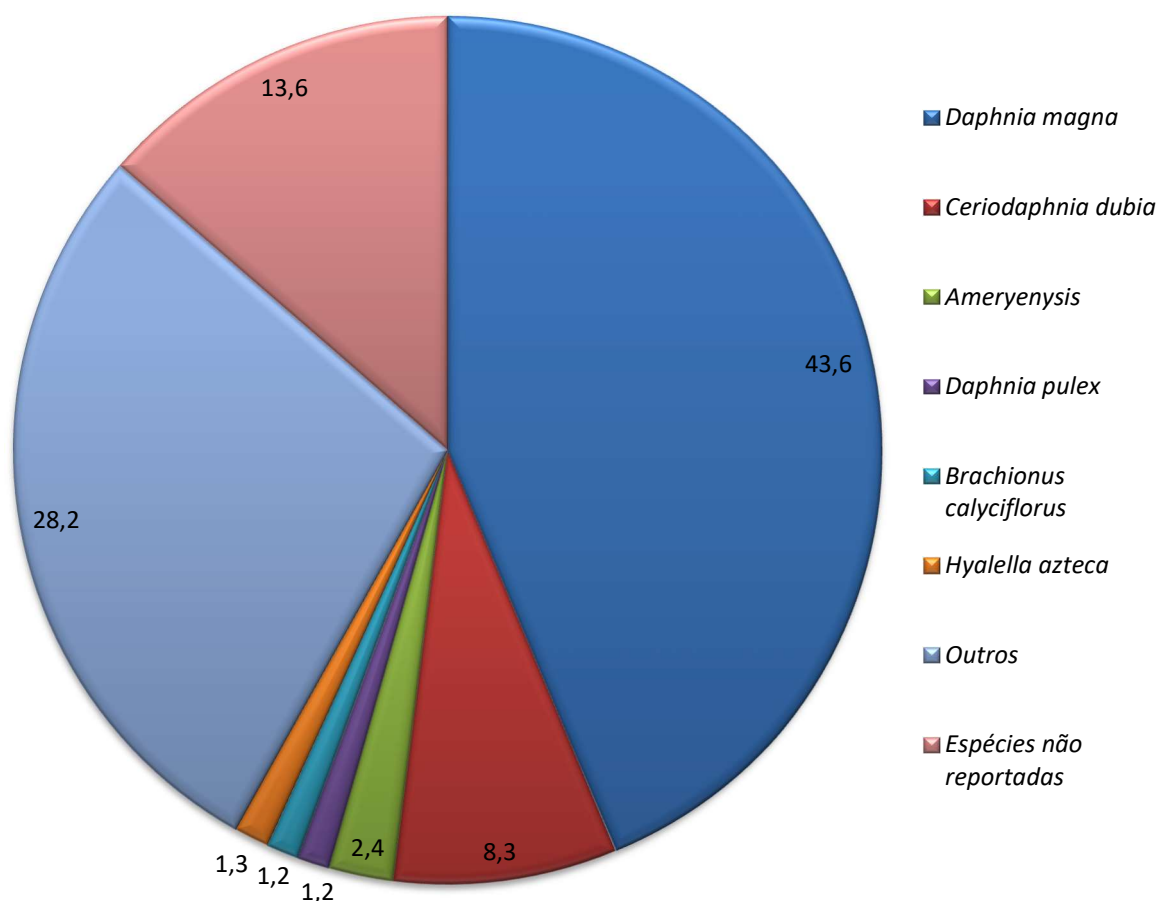
Os ensaios crônicos dependem dos resultados dos ensaios agudos já que suas concentrações são calculadas pela CL50 e também os ensaios crônicos complementam os testes agudos, quando estes não demonstram um efeito tóxico mensurável.

Para realização de ensaios de ecotoxicologia aquática a escolha do organismo teste é realizada de acordo com o objetivo, entretanto existem parâmetros a serem seguidos (AMIARD-TRIQUET; AMIARD; MOUNEYRAC, 2015).

- Diversidade genética do organismo.
- Critérios para desenvolvimento de biomonitoramento.
- Variabilidade de respostas ao longo de níveis taxonômicos.
- Variabilidade das respostas decorrentes de fatores controversos.

Na Figura 3 está distribuição de espécies utilizadas em ensaios de ecotoxicidade.

Figura 3: Distribuição de espécies utilizadas em ensaios de ecotoxicidade em %.



Fonte: Adaptado Tarazona et al., 2014.

2.3 ORGANISMOS *Daphnias*

A *Daphnia* é estudada há 250 anos, são crustáceos e planctônicos pertencem à classe Branchiopoda caracterizada pelas patas capazes de criar uma corrente de água para encontrar o seu aparato filtrante que é utilizado na alimentação. A *Daphnia* pertence à ordem dos Cladocera que possuem a maior parte da carapaça constituída por um polissacarídeo, possuem mais de dez pares de apêndices sendo antenas (a segunda é usada para nadar), maxilar e mandíbula; os membros formam

uma aparelhagem para alimentação e respiração. No final do abdômen existe um par de garras. O comprimento do corpo dos *Cladocera* varia de menos que 0,5 mm até mais de 6 mm, a diferença entre os machos e fêmeas é o tamanho (são menores), e também possuem antenas maiores e as primeiras patas ter um gancho para apertar (EBERT, 2005).

O gênero *Daphnia* inclui mais de 100 espécies conhecidas de organismos planctônicos. Em qualquer idade de desenvolvimento são bons nadadores e na maioria pelágicos são organismos que se alimentam por filtração, mas também são encontradas espécies que se grudam no substrato como plantas aquáticas ou até circulando acima dos sedimentos ou sólidos suspensos que estejam na água (EBERT, 2005).

A *Daphnia* é uma espécie importante na comunidade planctônica de vários ecossistemas aquáticos, sendo centro da cadeia alimentar (ALEMU *et al.* 2015)

O tamanho dos adultos do gênero *Daphnia* é de menos de 1 mm até 5 mm, se alimentam de pequenas partículas em suspensão na água. O alimento é agrupado coletado com o auxílio de um aparato de filtração, que junto com a corrente de água produzida por suas patas são ingeridas pelo organismo (EBERT, 2005). Na Figura 4 A *Daphnia similis* com aumento de 40 vezes e identificação de boca, antenas de locomoção, carapaça e abdômen.

Figura 4: Organismo *Daphnia similis*.



Com o fluxo da correnteza a *Daphnia* coleta partículas que são transferidas para seu sistema de alimentação por uma estrutura capilar, o aparato de filtração da *Daphnia* é eficiente o suficiente para coletar até bactérias, geralmente a alimentação da *D.* é constituída de algas e partículas de algas planctônicas. Algas verdes são consideradas como melhor alimento e laboratórios utilizam as *Scenedesmus* ou a *Chlamydomonas* (são de fácil cultivo). A *Daphnia* em geral consome partículas de 1µm de diâmetro até 50 µm, entretanto em indivíduos grandes já se encontraram partículas de 70 µm de diâmetro nos seus intestinos (EBERT, 2005). Nas Figuras 5 e 6 imagens de algas verdes utilizadas na alimentação da *D.* em laboratório

Figura 5: Alga verde *Chlamydomonas*



Fonte: <https://www.flickr.com/photos/microagua/3111069169>

Figura 6: Alga verde *Scenedesmus*



Fonte: http://www.lookfordiagnosis.com/mesh_info.php?term=clor%C3%B3fitas&lang=3

A coloração da *Daphnia* está de acordo com o que mais predomina na alimentação, as que se alimentam de algas verdes terão coloração entre verde e amarelo, *Daphnias* que se alimentam de bactérias serão de coloração branca ou rosa salmão, organismos alimentados terão cores mais fortes que organismos famintos. A *Daphnia* possui circulação de sangue aberta e o coração bate aproximadamente 200 vezes por minuto (a 20°C) diminuindo de acordo com decréscimo de temperatura (EBERT, 2005).

O ciclo de vida da *Daphnia* durante a época de crescimento é caracterizado pelo modo de reprodução assexuada. A fêmea produz uma bolsa de ovos partenogénéticos (com condições alimentares ideais), em temperatura de 20°C os ovos eclodem após 1 dia mas permanecem no espaço entre o tórax e a carapaça, após 3 dias a fêmea expelle jovens *D.* idênticas, com movimentos de flexão do ventre abdominal (EBERT, 2005). Em condições desfavoráveis ocorre produção de machos e inicia-se reprodução sexuada formando ovos (efípios) (EBERT, 2005).

Os recém-nascidos são quase iguais aos adultos exceto pelo espaço entre tórax e carapaça não ser desenvolvido ainda, a fêmea adulta produz ninhada de ovos de 3 a 4 dias até a morte, que em laboratório pode durar mais de 2 meses. O tamanho da ninhada de ovos nas espécies de menor tamanho como *D. cucullata* pode ser de 1 ou 2 ovos, espécies maiores como *D. magna* pode chegar a 100 ovos (EBERT, 2005).

Apesar de a *Daphnia* possuir uma grande habilidade em se reproduzir, pode reagir rapidamente a mudanças nas suas condições alimentares, ela também é a maior fonte de alimento para muitas espécies de peixes planctívoros (BUKTENICA *et al.* 2007).

A maioria das espécies de *D.* são organismos filtrantes, e também é considerada uma espécie chave na cadeia alimentar aquática (SEBENS, 1982)

Testes de toxicidade com *Daphnia* são realizados por ser uma considerada por muitos autores como espécie chave na cadeia alimentar e também espécie indicadora de exposição por agentes intoxicantes, sua abundancia, ausência ou presença e seu exoesqueleto o tornam indicador de espécies (NASSER; LYNCH 2015).

A *D. magna* por ser organismo filtrante de partículas pequenas e estar exposta a tudo que esteja presente na água e também ter respostas em termo de taxa de alimentação, tamanho do corpo e taxa de reprodução é indicada para testes

de toxicidade por nano partículas (NASSER; LYNCH, 2015). Partículas suspensas reduzem a taxa de filtração da *Daphnia* em consequência o tamanho do corpo (HAWKINS; LAMPERT, 1989).

Existem autores que consideram a *Daphnia* como organismo filtrador não distingue durante sua alimentação partículas de alimento ou sólidos suspensos, assim pode se alimentar de fitoplâncton, protozoários e bactérias. Uma ingestão de quantidade significativa de SS pode causar uma obstrução no trato intestinal reduzindo o processamento de alimento (LEVINE; ZEHRER; BURNS, 2005; ROBINSON, 2009). Entretanto alguns autores afirmam que a *D.* pode rejeitar partículas com o abdômen posterior (DEMOTT, 1982).

2.4 TESTES UTILIZANDO TURBIDEZ E SÓLIDOS SUSPENSOS EM *Daphnia*

O tamanho máximo de partícula que a *Daphnia* pode reter é de 7-40 micrometros (LEVINE; ZEHRER; BURNS, 2005). A *Daphnia* teve inibição na taxa de alimentação de fitoplâncton em 73%, com apenas 10 NTU, e 98% de inibição com 100 NTU (LEVINE; ZEHRER; BURNS, 2005).

No lago Brienz na Suíça se evidenciou que partículas suspensas combinadas com diferentes concentrações de alimentos tem efeito nos organismos *Daphnia* (RELLSTAB, 2008).

Já se realizaram testes para verificar e avaliar a resposta de organismos a sólidos suspensos com a utilização de kaolin ou argila chinesa que é uma argila fina (menor que 0,0625 mm). Esta tem a vantagem de não se contaminar com outros poluentes e não ser tóxica para outras espécies. Nestes testes se utilizaram tanques em laboratório para simular diferentes níveis de turbidez combinada com salinidade nos quais organismos invertebrados foram avaliados em sua preferencia por níveis altos ou baixos de turbidez (KEFFORD *et al.* 2007).

Entre estes testes, o de partículas em suspensão de dióxido de titânio que tiveram efeitos no comportamento, taxa de alimentação, digestão, batimentos cardíacos (LOVERN; STRICKLER; KLAPER, 2007).

Outros testes que utilizaram biomonitores revelaram diminuição na mobilidade da *Daphnia magna* com turbidez de 50 NTU a partir de 10 horas de exposição (CHEN *et al.* 2012).

Ainda, em teste com micro plásticos sendo os sólidos suspensos de tamanho de 2-5 μm se mostrou ser maléfico as *Daphnia* em altas concentrações, pois se agregam no intestino do organismo, e afetam a taxa de evacuação da *D.* o que evidencia implicações na biota aquática (OGONOWSKI *et al.* 2016).

Como organismo teste, no Brasil a *Daphnia similis* é utilizada para testes de ecotoxicidade não é uma espécie nativa, mas facilmente cultivada em laboratório e seus resultados obtidos em testes agudos de toxicidade estão de acordo com os procedimentos padrões para ensaios de toxicidade da US EPA (BURATINI; BERTOLETTI; ZAGATTO, 2004).

3. PROCESSO DE SEPARAÇÃO POR MEMBRANA

O tratamento de efluentes é direcionado para as diferentes tipologias de efluentes e suas características, nos efluentes de indústria de lubrificantes alguns poluentes encontrados são metais, graxas, óleos, hidrocarbonetos, compostos orgânicos nitrogenados, nitrogênio amoniacal, cloretos de sódio e de potássio, fenóis e surfactantes (GIORDANO; SURERUS, 2015).

As etapas de tratamento podem ser classificadas e constituídas dos seguintes processos físicos, químicos e biológicos:

- Grade com separador de água e óleo e areia (primeira etapa).
- Clarificação físico-química com flotação (segunda etapa).
- Processo biológico aeróbio de lodo ativado com nitrificação (terceira etapa)
- Membrana de ultrafiltração ou nanofiltração (quarta etapa).

O polimento dos efluentes, que caracteriza a quarta etapa, é constituído primeiramente de processos físicos, sendo os processos de filtração em membranas os mais eficazes (METCALF; EDDY, 2014). O processo de filtração por membranas retêm fisicamente e adsorve materiais em sua superfície e no interior das membranas (METCALF; EDDY, 2014).

A filtração pode ser superficial quando a remoção de material particulado suspenso em líquido é feita passando o líquido através de um canal estreito, geralmente tecido ou metal. Filtração profunda, quando a remoção de material particulado suspenso em líquido é feita passando o líquido através de grãos medianos como areia (METCALF; EDDY, 2014).

A membrana é um aparato geralmente feito de um polímero orgânico, que permite a passagem de água e certos constituintes, mas rejeita outros por seu tamanho ou peso molecular (METCALF; EDDY, 2014).

O processo de filtração por membranas está dividido em quatro tipos:

Microfiltração: Processo de separação por membranas usado para remoção de material particulado na água para consumo, o tamanho dos poros é de 0,05 até 2 μm (METCALF; EDDY, 2014).

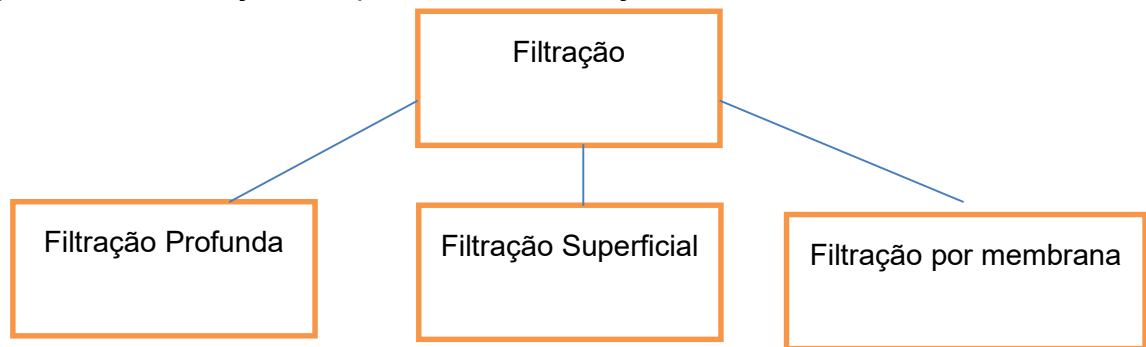
Ultrafiltração: Processo semelhante à microfiltração exceto pelo tamanho dos poros de aproximadamente 0,005 até 0,1 μm . Em geral a Ultrafiltração têm um nível mais

alto de separação que a microfiltração, particularmente para vírus e bactérias (METCALF; EDDY, 2014).

Nanofiltração: Processo de separação por membranas com pressão, utilizado na remoção de coloides e material dissolvido de tamanho aproximado de 0,001 μm (METCALF; EDDY, 2014).

Osmose reversa: Remoção de constituintes dissolvidos por pressão em membrana semipermeável (é uma membrana permeável para alguns componentes de soluções utilizadas para alimentação e impermeável para outros componentes) (METCALF; EDDY, 2014). A Figura 7 classifica os processos de filtração.

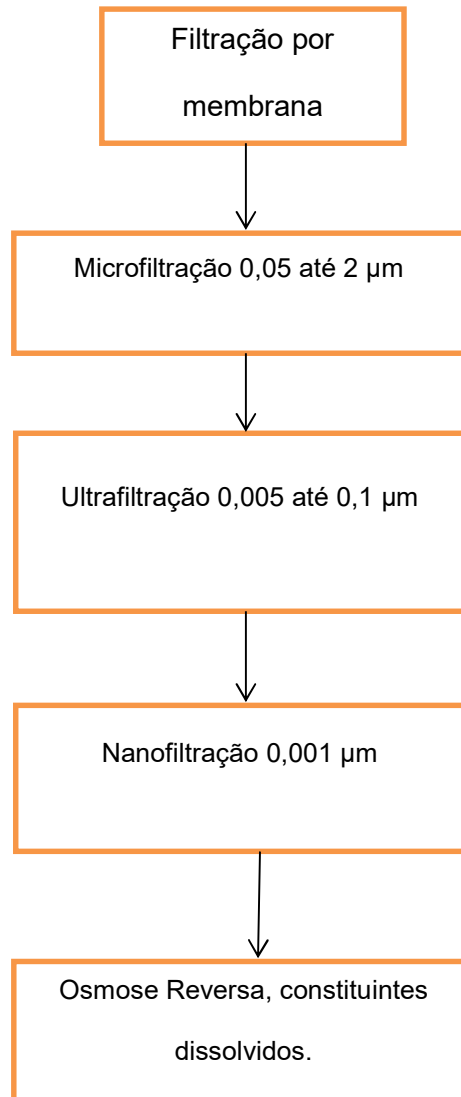
Figura 7: Classificação dos processos de filtração:



Fonte: Adaptado Metcalf; Eddy, 2014, p.1129.

Na Figura 8 a classificação do processo de filtração por membrana:

Figura 8: Tipos de processo de filtração por membranas



Fonte: Adaptado de Metcalf; Eddy, 2014, p. 1129.

4. METODOLOGIA DA PESQUISA EXPERIMENTAL

O experimento composto de vinte e um testes se realizou da seguinte forma: doze amostras de efluentes com origem e parâmetros físicos químicos analisados com procedimentos de coleta e preservação seguindo *Standard Methods* (APHA, 2005).

Foram utilizados para os ensaios de ecotoxicidade com *Daphnia similis*, utilizando a norma NBR 12713 (ABNT, 2016).

Nove ensaios com argila como sólido suspenso, causador de turbidez. Tanto nas amostras de efluente como nas soluções sintéticas de argila, foram realizados processo de remoção de sólidos em efluentes com filtração com membrana de 0,45 micrometros.

4.1. DESCRIÇÃO DO EXPERIMENTO

Partindo-se de resultados de um caso da empresa TECMA - Tecnologia em Meio Ambiente Ltda. no qual se verificou a toxicidade com efluentes de indústria de tinta que mesmo sendo tratados, continuavam apresentando toxicidade. Assim, se gerou duvida sobre o que estaria acarretando toxicidade para a *Daphnia similis*.

Na verificação acima mencionada quando se utilizou filtração por membrana de 0,45 micrometros se conseguiu reduzir a toxicidade desses efluentes nos organismos *Daphnia similis*, levantando assim, a possibilidade da ocorrência de imobilidade nos organismos ter sido provocada por partículas inertes nos testes de ecotoxicidade.

Desse modo, não foi esclarecido se algum agente químico presente na amostra do efluente, alguma substancia adsorvida em sólidos suspensos ou, partículas inertes em suspensão (causadores de turbidez) estariam causando toxicidade ao organismo.

Considerando-se que nos ensaios com *Daphnia* contemplados nas normas nacionais como internacionais, para detectar os efeitos causados com agentes químicos, se parte do principio que as substâncias devem estar solúveis.

Por isso, doze experimentos foram realizados separadamente com efluentes de indústria de lubrificantes como agentes químicos e nove com material inerte especificamente substrato de argila como agente causador de turbidez.

Segue a descrição de cada etapa do experimento detalhada por material componente.

Os ensaios foram realizados com estes materiais nos laboratórios certificados da empresa TECMA Tecnologia em Meio Ambiente Ltda.

4.2 MATERIAIS

Detalha-se a seguir os efluentes utilizados, amostragem e parâmetros investigados.

4.2.1. Efluentes utilizados: origem, descrição e análises.

As amostras de efluentes tratados provem de uma indústria: lubrificantes.

Nos ensaios que se descrevem a seguir, as amostras de efluentes de indústria de lubrificantes foram coletadas nos meses de maio e junho de 2015, os ensaios de ecotoxicidade se realizaram no mês de junho do mesmo ano.

A indústria de lubrificantes em que foram coletaram as amostras trabalha com fabricação e distribuição de lubrificantes em geral seus efluentes contêm óleos, graxas e também carga orgânica.

Especificamente, as amostras de efluentes foram coletadas após tratamento por separador de água e óleo e filtro de areia para minimizar a possibilidade de contaminante químico do efluente como detalhado para as respectivas amostras nos apêndices A até L.

4.2.2 Amostragem, coleta e preservação das amostras de efluentes.

As amostras de efluentes foram coletadas de forma composta, ou seja, várias amostras simples colhidas no mesmo ponto, conforme método da SM 1060-B (APHA, 2005).

Todas as amostras caracterizadas físico-quimicamente conforme Quadro 10, no que se refere aos ensaios de ecotoxicidade foi utilizado o método 1060-C. Todos os resultados encontram-se em APÊNDICES A1 a A12 para efluentes de indústria de lubrificantes e B1 até B9 para soluções sintéticas com argila

O Quadro 10 apresenta os parâmetros físico-químicos com seus respectivos métodos.

Quadro 10: Métodos de parâmetros físico-químicos segundo metodologia (APHA, 2005)

| Parâmetro | Método SMWW* |
|--------------------------------------|--------------------------|
| Determinação de propriedades físicas | Part 2000 |
| pH | 4500H + B |
| Alcalinidade Total | 2320 B |
| Materiais Sedimentáveis | 2540 F |
| DQO | 5220 B |
| DBO ₅ | 5210 B |
| Oxigênio Dissolvido | 4500-O |
| Fósforo Total | 4500-P e E |
| Óleos e Graxas | 5520 B |
| Turbidez | 2130 B |
| Condutividade Elétrica | 2510 B |
| Cor | 2120 C |
| Cloreto Total | 4500-CI B |
| Nitrato | 4500 NO ₃ - E |
| Nitrogênio Amoniacal | 4500-NH ₃ D |
| Nitrogênio Kjeldahl | 4500-Norg B |
| Resíduo Não Filtrável Total | 2540 D SST |
| Sulfeto | 4500 F |
| Índice de Fenóis | 5530 Be C |
| Metais | 9221 E |
| Zinco Total | 3111 B |

Legenda: *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater

4.2.3. Parâmetros investigados e faixas de valores.

Neste trabalho dois tipos de amostras, os parâmetros investigados nas amostras de efluentes de indústria de lubrificantes e seus respectivos valores se encontram no Quadro 9, conforme os métodos descritos em AWWA (APHA, 2005) e nos apêndices A até L.

Nas soluções sintéticas com argila quatro parâmetros foram utilizados Quadro 11, conforme AWWA (APHA, 2005). As imagens dos equipamentos utilizados nas medições são ilustradas nas Figuras 9, 10, 11 e 12:

Quadro 11: Parâmetros físico-químicos das soluções sintéticas

| Parâmetro | Método SMWW* |
|------------------------|--------------|
| Condutividade elétrica | 2510 B |
| pH | 4500 H + B |
| Oxigênio dissolvido | 4500 O |
| Turbidez | 2130 B |

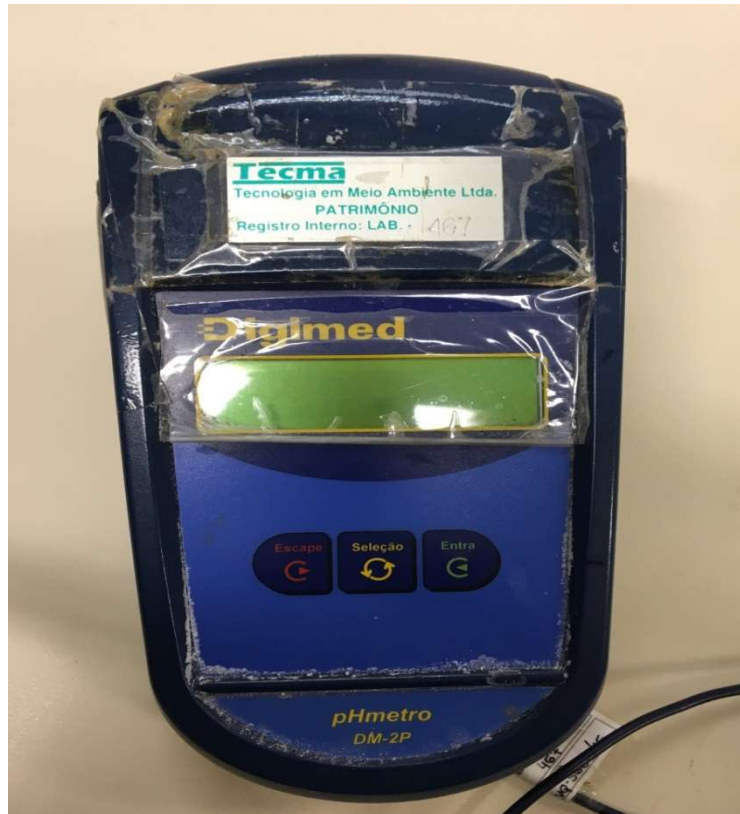
Legenda: *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater

Figura 9: Medidor de condutividade YSI *incorporated*, YSI 550.



Fonte: Autoria própria, 2017.

Figura 10: pHmetro DM-2P, Digimed.



Fonte: Própria, 2017.

Figura 11: Medidor de oxigênio dissolvido marca HACH HQ 30d Flexi.



Fonte: Própria, 2017.

Figura 12: Turbidímetro HACH 2100P.



Fonte: Própria, *in loco*, 2017.

4.3. Argilas utilizadas: Origem e Preparação

Apresenta-se a origem, equipamento utilizado e caracterização das amostras de argila utilizada.

4.3.1. Origem

Foram usados dois substratos de argila: um fornecido pelo Jardim Botânico do Rio de Janeiro e outro fornecido pela Embrapa Solos.

O primeiro substrato de argila e seu ensaio serviram apenas como piloto para produzir soluções com turbidez sem ocorrência de mortandade, não sendo por isso considerado seus resultados como parâmetro para pesquisa. Não possui caracterização físico-química.

O segundo substrato de argila foi disponibilizado pela Embrapa Solos e possui caracterização e origem descritas nos Anexos 1, 2 e 3.

4.3.2. Equipamento utilizado e processo de preparação das argilas.

No ensaio piloto com substrato de argila do Jardim Botânico:

- 20 mg de argila em 1 litro de água de cultivo.
- Agitador magnético.
- Água de cultivo dos organismos
- Almofariz e pistilo para moer manualmente a argila (que foram substituídos por moinho de bolas de tungstênio).
- Turbidímetro HACH 2100P.
- Béquer de 1e de 3 litros.

Ambos os substratos de argila passaram pelo processo de pulverização para fins de obtenção de suspensão coloidal causadora de turbidez. O primeiro substrato foi pulverizado manualmente e o segundo substrato foi pulverizado com um moinho de esferas de carbonato de tungstênio do Laboratório Geológico de Preparação de Amostras - LGPA do Departamento de Geologia da UERJ.

4.3.3. Caracterização das argilas preparadas

No ensaio piloto onde não ocorreu resposta dos organismos observou-se que a granulometria da argila, seu tamanho, poderia se sedimentar rapidamente, assim o organismo testado não seria exposto suficiente para alguma resposta.

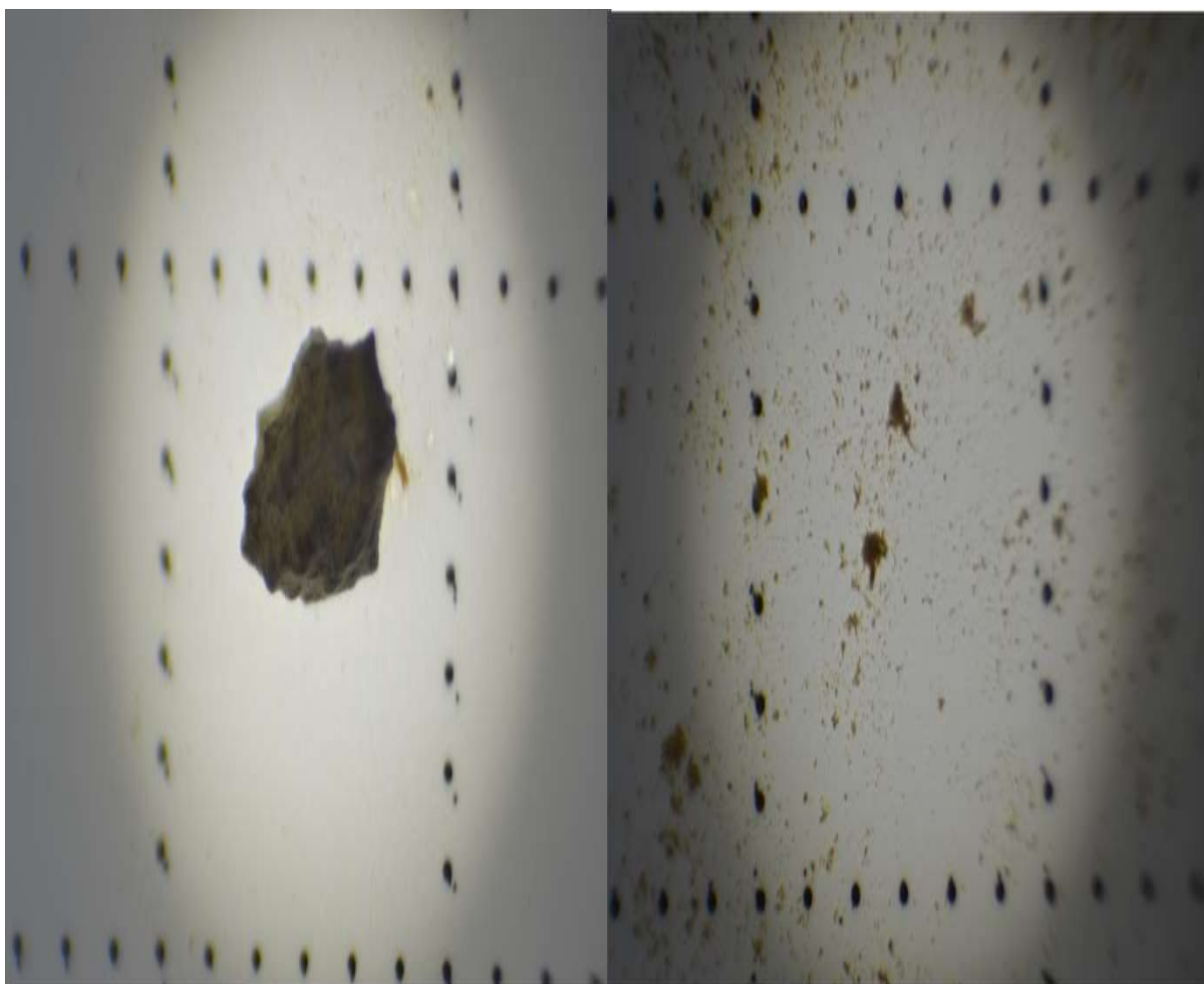
Assim, se procedeu a pulverização da argila para diminuir o tamanho dos grãos. A granulometria da argila foi reduzida para valores de 300 a 320 mesh ou 0,044 milímetros que também equivale a 44 μm .

Na Figura 13 pode ser observada uma comparação entre os tamanhos de argila original e depois de pulverização por moinho de esferas de tungstênio, e na Figura 14 seguinte apresenta-se o microscópio utilizado.

Figura 13: Tamanho do grão de argila antes e depois de pulverização.

ANTES

DEPOIS



Fonte: Utilizando microscópio Nikon ECLIPSE E 200, aumentado 40 vezes, 2016.

A caracterização completa do substrato de argila pulverizado consta com mais detalhe nos Anexos 1,2 e 3.

Figura14: Microscópio Nikon ECLIPSE E 200 utilizado para aumento das imagens



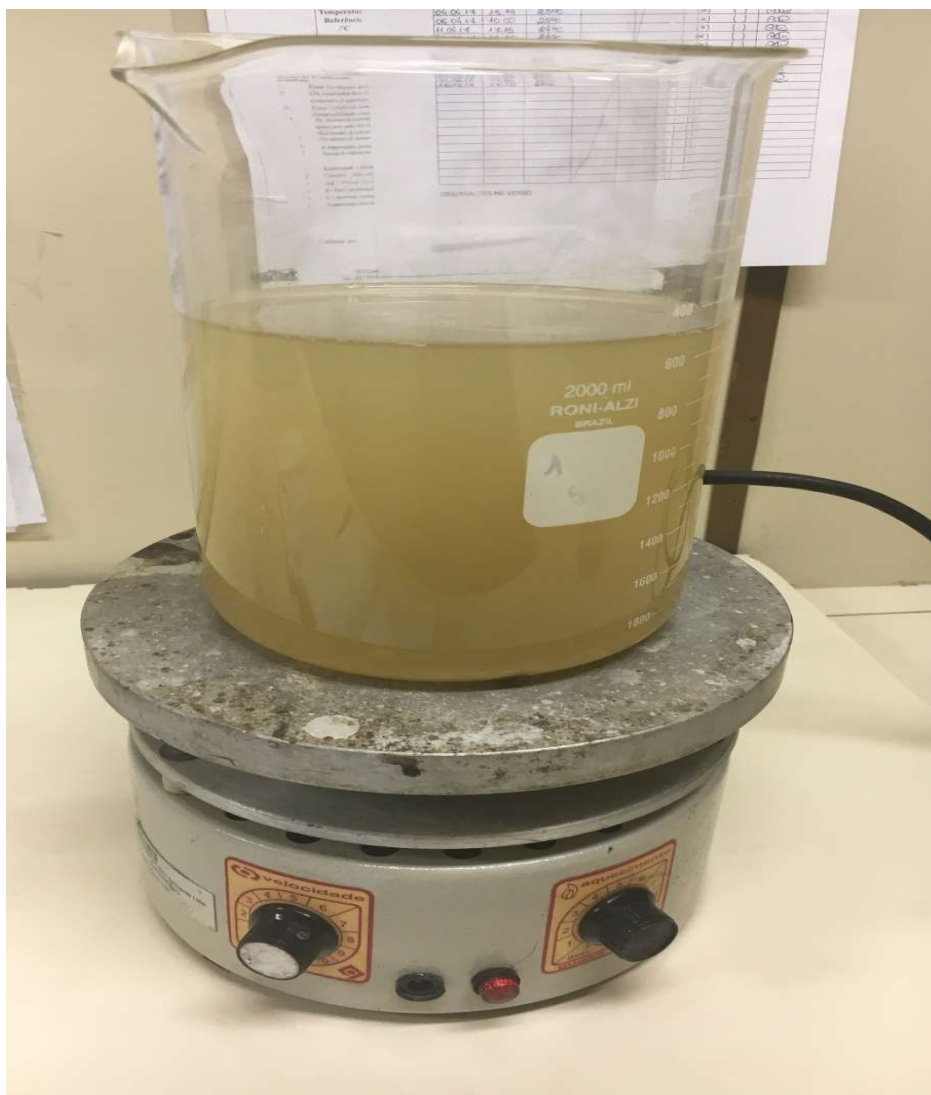
Fonte: Autoria própria, 2017.

4.3.4. Preparação das soluções sintéticas para ajuste de turbidez.

Em um béquer de 1 litro de volume se juntou a água de cultivo (500 ml) a argila (20 g) moída por maceração manual, em seguida com o agitador magnético Figura 15 na velocidade (2) de aproximadamente 100 rotações por minuto para homogeneização da solução, por dois minutos se obteve o valor de 1000 NTU.

A partir dessa turbidez com o acréscimo de 250 ml de água de cultivo se fez valores de suspensões coloidais com turbidez menor 725, 353, 244 e 127 NTU assim se realizando os ensaios com a *Daphnia similis*.

Figura 15: Agitador magnético QUIMIS.



Fonte: Própria *in loco* 2017.

No primeiro ensaio com a argila do Jardim Botânico não se obteve um tempo de sedimentação necessário para causar efeitos de imobilidade nos organismos, mas com o conhecimento obtido e outro substrato de argila vinda da Embrapa Solos foi possível realizar outros ensaios e observar efeitos deletérios nos organismos teste.

Os equipamentos utilizados neste substrato de argila da Embrapa Solos estão no Quadro 12, pertencem ao Laboratório Geológico de Preparação de Amostras – LGPA da Universidade do Estado do Rio de Janeiro – UERJ.

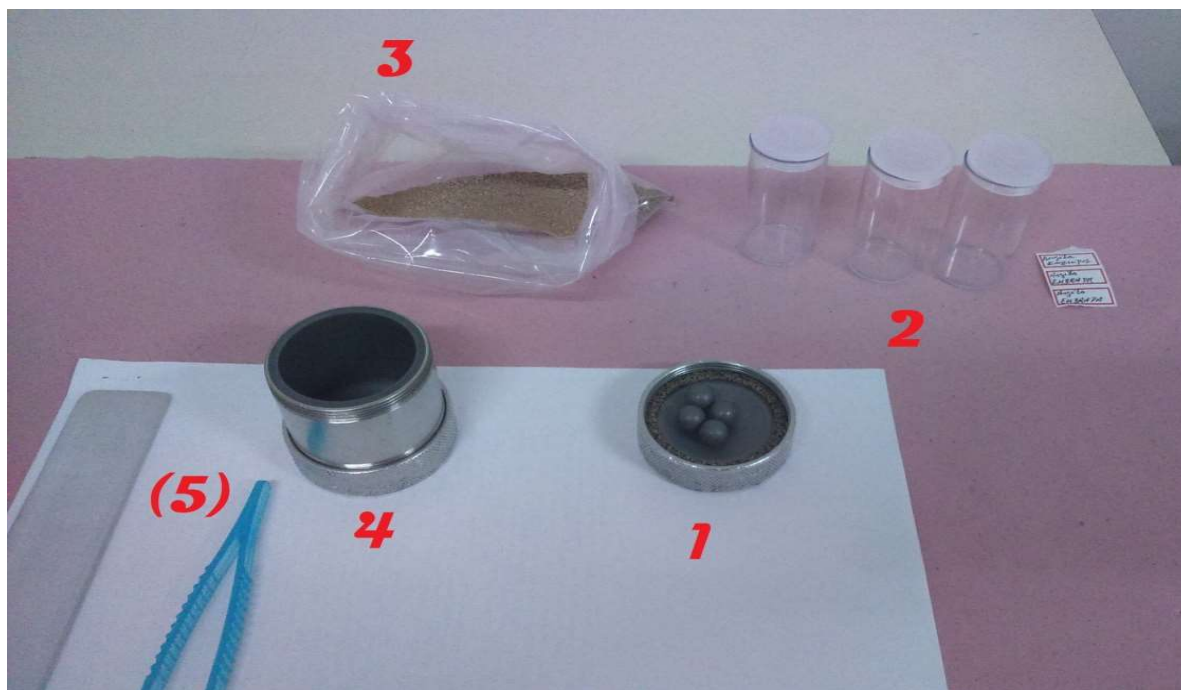
Quadro 12: Equipamentos e reagentes.

| |
|---|
| Moinho de esferas de carbureto de tungstênio SPEX® Sample Prep 8000 MIXER/Mill (Figura 16 e 19) |
| Potes de plástico cubeta e esferas de carbureto de tungstênio inox e pinça para manipulação das esferas de tungstênio (Figura 17) |
| Estufa a 80 °C por 24 horas e caixa de luz, com lâmpada de 60 Watts por 24 horas (Figura 18). |
| Álcool 70% |
| Sapólio/Detergente |
| Escova de seda e esponja para limpeza do moinho |

Figura 16: Moinho de esferas de carboneto de tungstênio SPEX 8000 Mixer/Mill

Fonte: Autoria própria, 2016.

Figura 17: Equipamentos para manipulação e pulverização da argila.



Legenda: 1-esferas de tungstênio, 2- potes plásticos, 3-substrato de argila, 4-cubeta do moinho, 5-pinça.
Fonte: Própria *in loco* do Laboratório Geológico de Preparação de Amostras (LGPA), 2016.

Figura 18: Estufa utilizada para secagem da amostra modelo GEHAKA G4023D.



Fonte: Própria *in loco* do laboratório LGPA, 2016.

Os procedimentos para utilizar o moinho de esferas de carboneto de tungstênio:

- Limpar a parte interna do moinho com aspirador ou ar comprimido e seus componentes (cubeta, bolas de tungstênio e borracha de vedação) com detergente e álcool.
- Cobrir a bancada com papel para cada amostra.
- Quartear a amostra, utilizar 2/4 para a pulverização e reservar o restante em pote, utilizar espátula e pinça para auxiliar o procedimento.
- Montar o conjunto cubeta e bolas e borracha de vedação.
- Colocar a amostra quarteada em quantidades suficientes para cobrir as esferas.
- Iniciar a operação que terá duração máxima de 10 minutos.

Para evitar contaminação foi seguido o protocolo do próprio LGPA, ou seja:

- Descontaminação do cubeta e das esferas de tungstênio utilizando areia de praia até cobrir as esferas e borracha, em seguida se coloca dentro do cubeta para pulverizar por cinco minutos.
- Lavar a cubeta as esferas e borracha de vedação com detergente neutro ou sapólio, usando esponja e escova.
- Secar com ar comprimido.
- Estufa por 24 horas para remoção de umidade.

Após preparação do equipamento e do substrato, o material foi inserido na cubeta, a cubeta foi inserida no moinho com as esferas de carbureto de tungstênio inox e a argila como segue na Figura 19.

Figura 19: Moinho de pulverização aberto.



Após todo o procedimento o substrato foi levado para os laboratórios da TECMA, para preparação das soluções usadas para os ensaios com as *Daphnias similis*.

Após a mistura do substrato de argila já moído com a água de cultivo dos organismos, diferentes soluções foram elaboradas, a quantidade de argila inicial foi de 10 mg colocada em 1000 mililitros de água de cultivo. A seguir Quadro 13 com quantidade de água de cultivo da *Daphnia* necessária para as diferentes soluções coloidais.

Quadro 13: NTU obtida e quantidade de água cultivo.

| NTU | Volume de água de cultivo (ml) |
|-----|--------------------------------|
| 725 | 1000 |
| 353 | 1500 |
| 244 | 1750 |
| 127 | 3500 |

Na Figura 20 se apresenta imagem das diferentes soluções sintéticas com turbidez, confeccionadas com argila pulverizada mais água de cultivo das *Daphnia*.

Figura 20: Suspensão padrão de argila com valores de 1000 até 62 NTU



Fonte: Autoria própria, 2016.

Após pulverização do substrato de argila e acrescentando água de cultivo, como demonstrado no item preparação da solução sintética, se realizaram os ensaios de ecotoxicidade.

4.4 ENSAIOS ECOTOXICOLÓGICOS COM *Daphnia similis*

4.4.1. Cultivo dos organismos

Os microcrustáceos *Daphnia similis* foram cultivados no laboratório utilizando a metodologia da ABNT NBR 12713 (2009) e sua versão atualizada (2016).

As diferenças entre a versão 2009 e a 2016 da norma estão nos itens de preparação da solução teste em balão volumétrico, a medição de oxigênio e pH na maior e na menor concentrações das soluções, e a determinação do fator de toxicidade deve “ser expresso pelo valor de FD correspondente a maior concentração da amostra na qual não se observa imobilidade superior a 10% dos organismos teste”.

Para cultivo de *Daphnia similis* no laboratório se utilizou frascos de 2L com água adequada, que consistia em água mineral com parâmetros ajustados, conhecida como água de diluição. Foram medidos: pH, condutividade, oxigênio dissolvido e dureza.

Esta cultura foi controlada com temperatura de $20^{\circ}\text{C} \pm 2$, com fotoperíodo (16 horas de luz e 8 horas no escuro) com intensidade da iluminação controlada em 500-1000 lux.

Na Figura 21 consta incubadora de cultivo com organismos de *Daphnia similis* em diferentes estágios de vida.

Os frascos continham 50 organismos, em média. Utilizaram-se dois frascos para cada intervalo de idade (0-7 dias, 7-14 dias, 14-21 dias e 21-28 dias) totalizando 400 organismos. Destes foram usados organismos dos intervalos de idade de seis até 24 horas. Após o cultivo os organismos selecionados para os ensaios foram separados em tubos de ensaio.

Estes ensaios foram realizados no laboratório certificado de toxicidade da empresa TECMA Tecnologia em Meio Ambiente Ltda.

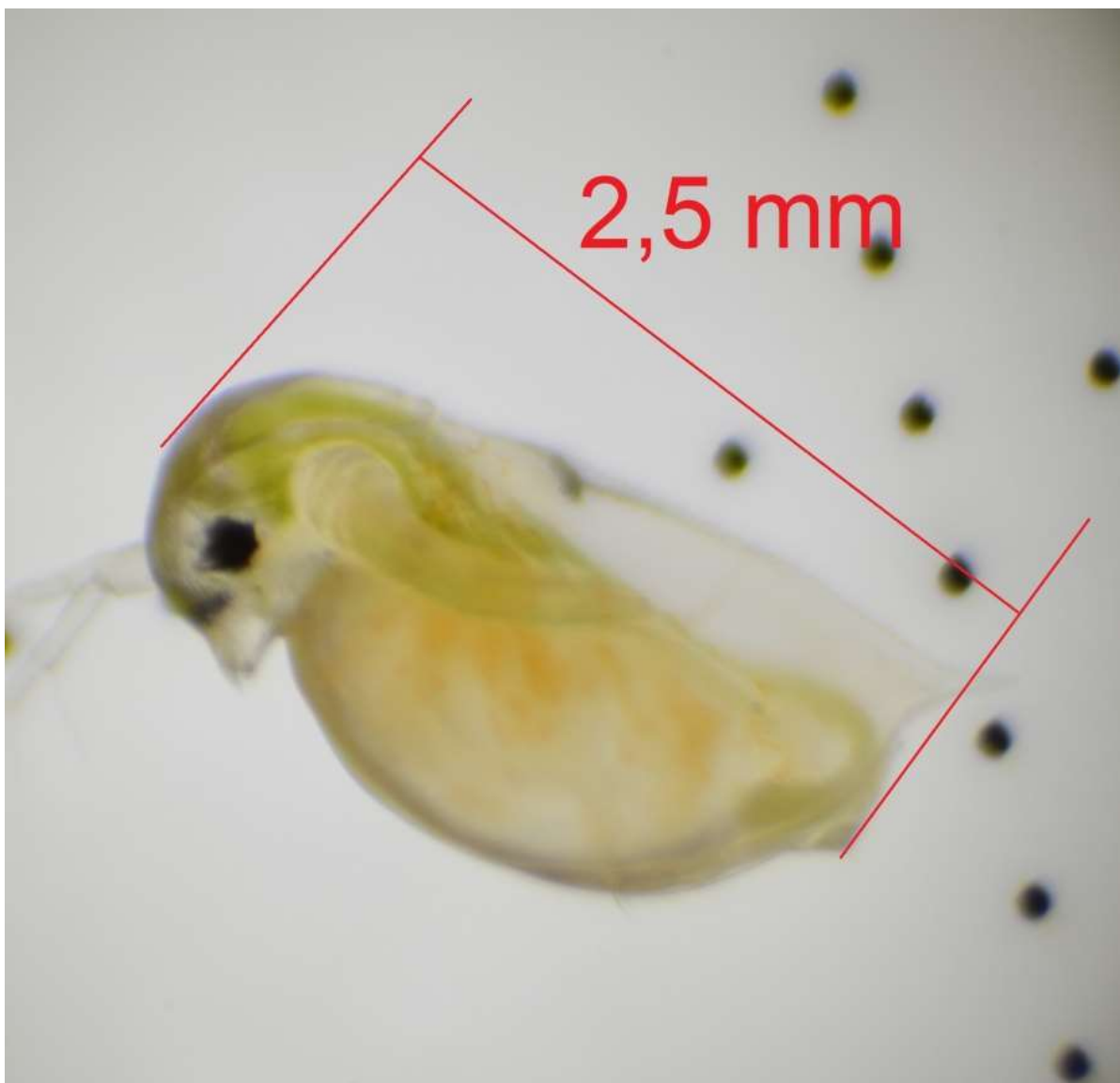
Uma foto do organismo cultivado *Daphnia similis* aumentado 40 vezes pelo microscópio segue na Figura 22.

Figura 21: Geladeira de cultivo



Fonte: Próprio autor, 2017.

Figura 22: *Daphnia similis* ampliada



Fonte: Própria microscópio NIKON ECLIPSE E 200, 2016.

Seguem detalhados respectivamente, na Tabela 3 condições experimentais para o ensaio com o organismo *Daphnia similis* e na Figura 23, onde se apresentam os organismos durante os testes nos respectivos tubos de ensaio.

Tabela 3: Condições experimentais para ensaio *Daphnia similis*.

| | |
|---|--|
| Número de diluições: | Cinco |
| Número de organismos por tubo de ensaio | Cinco |
| Número de réplicas | Quatro |
| Idade dos organismos para ensaio | 6-24 horas |
| Temperatura do ensaio | $\pm 20^{\circ}\text{C}$ |
| Fotoperíodo utilizado | 16 horas de luz e 8 horas de escuro |
| Alimentação dos organismos | 2 horas antes do ensaio com algas e ração de peixe |

Fonte: Adaptado de NBR 12713 (2016).

Figura 23: Tubos de ensaio preparados para os testes.



Fonte: Autoria própria, 2016.

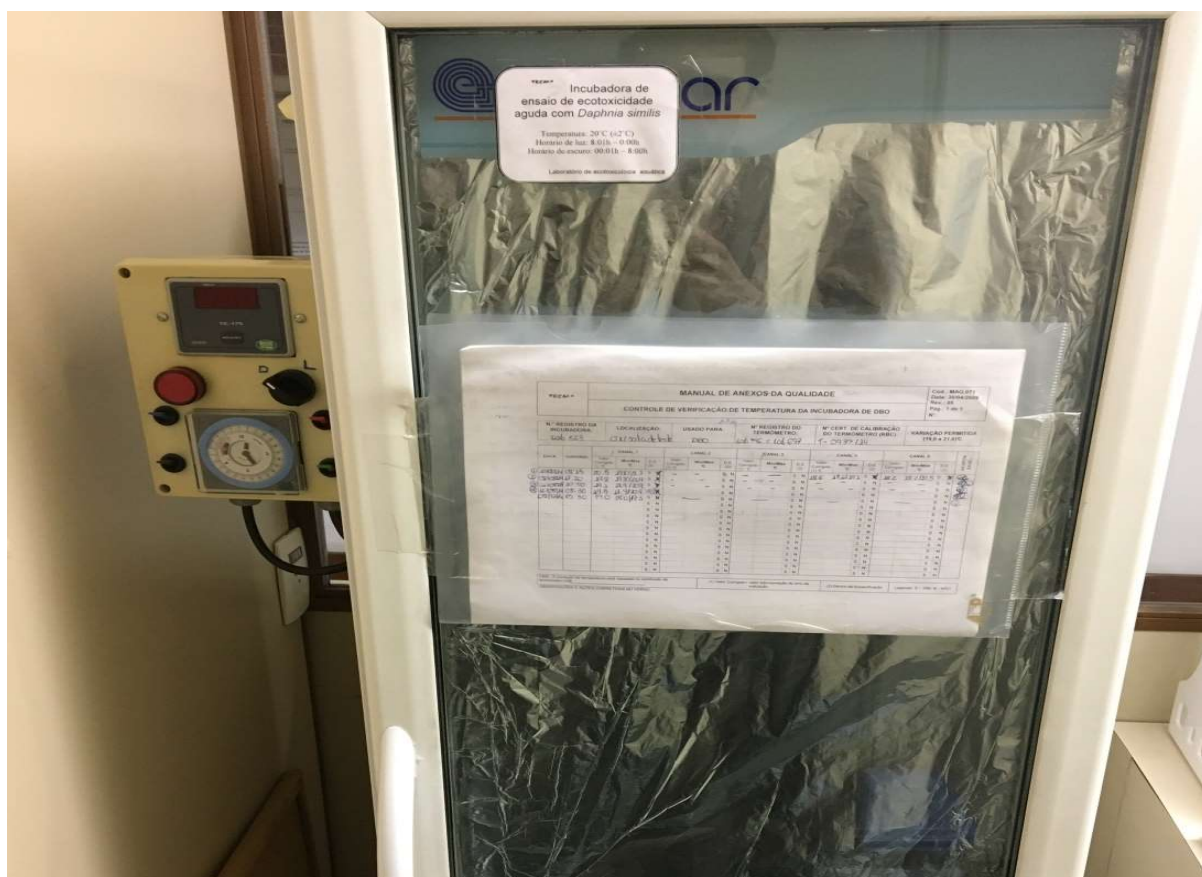
Ensaio de toxicidade aguda com *Daphnia similis*

Indivíduos jovens com 6 a 24 horas de idade vinda de uma cultura de fêmeas foram expostos a diferentes concentrações de turbidez,

Durante 48 horas, em temperatura de $20^{\circ}\text{C} \pm 2$, em fotoperíodo de 16 horas de luz e 8 horas de escuro. Estes organismos foram retirados dos frascos de cultivo 6 horas antes da exposição. A exposição dos organismos foi feita em tubos aferidos a 10 ml com 5 diluições (com 4 réplicas) e a amostra controle, com 4 réplicas também,

sendo colocadas 5 organismos em cada tubo. Antes dos ensaios se realizaram medições de pH, oxigênio dissolvido, condutividade e a dureza da água de cultivo. No fim do ensaio foi verificado o número de organismos imóveis. Na Figura 24 incubadora de *Daphnia similis*.

Figura 24: Incubadora de *Daphnia similis*.



Fonte: Própria autor, 2017.

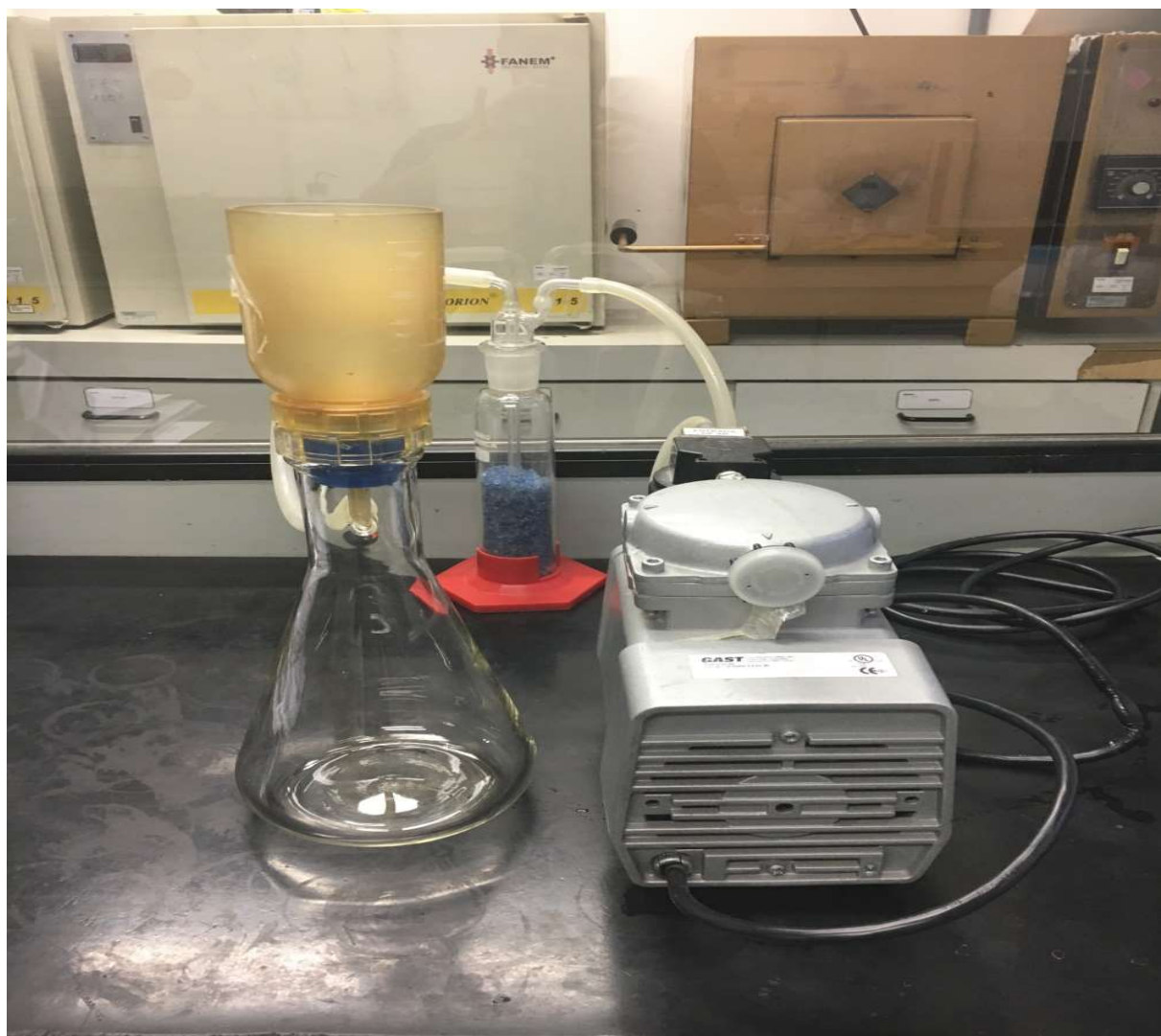
4.4.3. Equipamentos utilizados.

Filtração das amostras por membrana

As amostras de efluente e as soluções de argila foram filtradas por membrana de microfiltração de 0,45 μm de nitrato de celulose.

Na Figura 25 o aparato de filtração GAST montado, a metodologia utilizada foi SMEWW 2540 sólidos totais dissolvidos secos a 180 $^{\circ}\text{C}$ *Standard Methods*, somente para a parte de filtração e com membrana de 0,45 μm .

Figura 25: Aparato de filtração montado.



Fonte: Autoria própria 2017.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

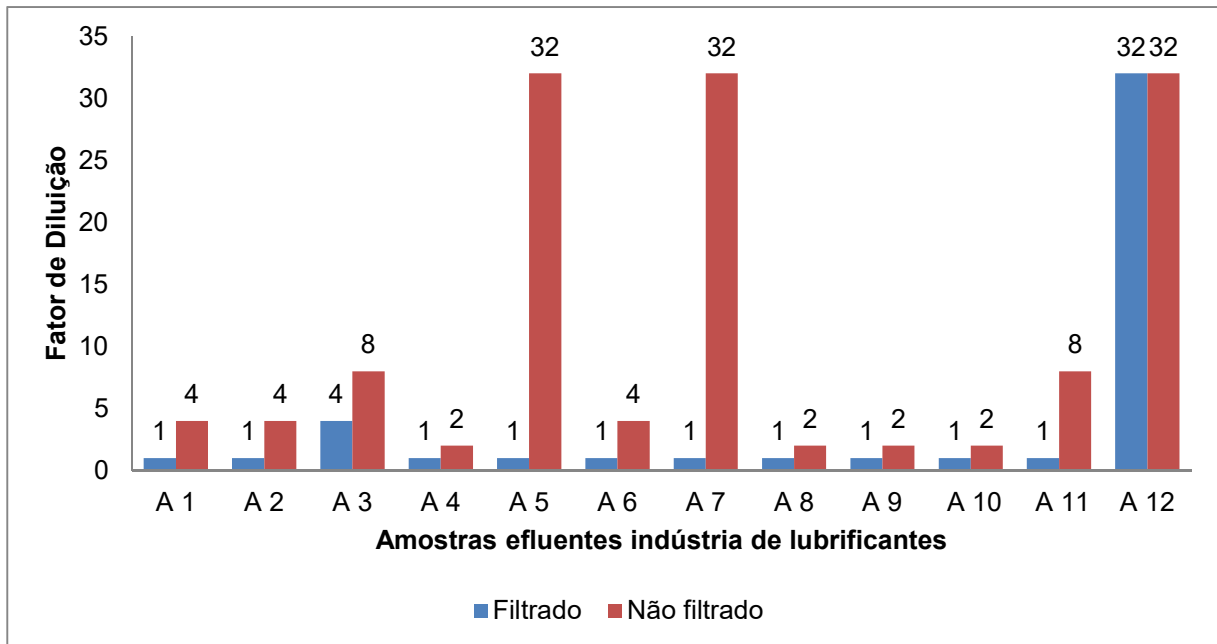
Os ensaios ecotoxicológicos foram realizados primeiro com as doze amostras de efluente de indústria de lubrificantes. As amostras de efluente da indústria alimentícia, e as amostras de efluente da central de tratamento de efluentes *offsite*, não provocaram toxicidade aos organismos testes com isso não foram incluídas no quadro. Na Tabela 4 apresenta a redução do fator de diluição em 12 amostras de efluentes após filtração por membrana de 0,45 μm e o aumento do CENO.

Tabela 4: Fator de diluição e CENO.

| Amostra de referência | Não filtrada | | Filtrada | |
|-----------------------|--------------|-------|----------|-------|
| | FDd | CENO% | FDd | CENO% |
| Efluente A 1 | 4 | 25 | 1 | 100 |
| Efluente A 2 | 4 | 25 | 1 | 100 |
| Efluente A 3 | 8 | 12,5 | 4 | 25 |
| Efluente A 4 | 2 | 50 | 1 | 100 |
| Efluente A 5 | 32 | 3,12 | 1 | 100 |
| Efluente A 6 | 4 | 25 | 1 | 100 |
| Efluente A 7 | 32 | 3,1 | 1 | 100 |
| Efluente A 8 | 2 | 50 | 1 | 100 |
| Efluente A 9 | 2 | 50 | 1 | 100 |
| Efluente A 10 | 2 | 50 | 1 | 100 |
| Efluente A 11 | 8 | 12,5 | 1 | 100 |
| Efluente A 12 | 32 | 3,1 | 32 | 3,1 |

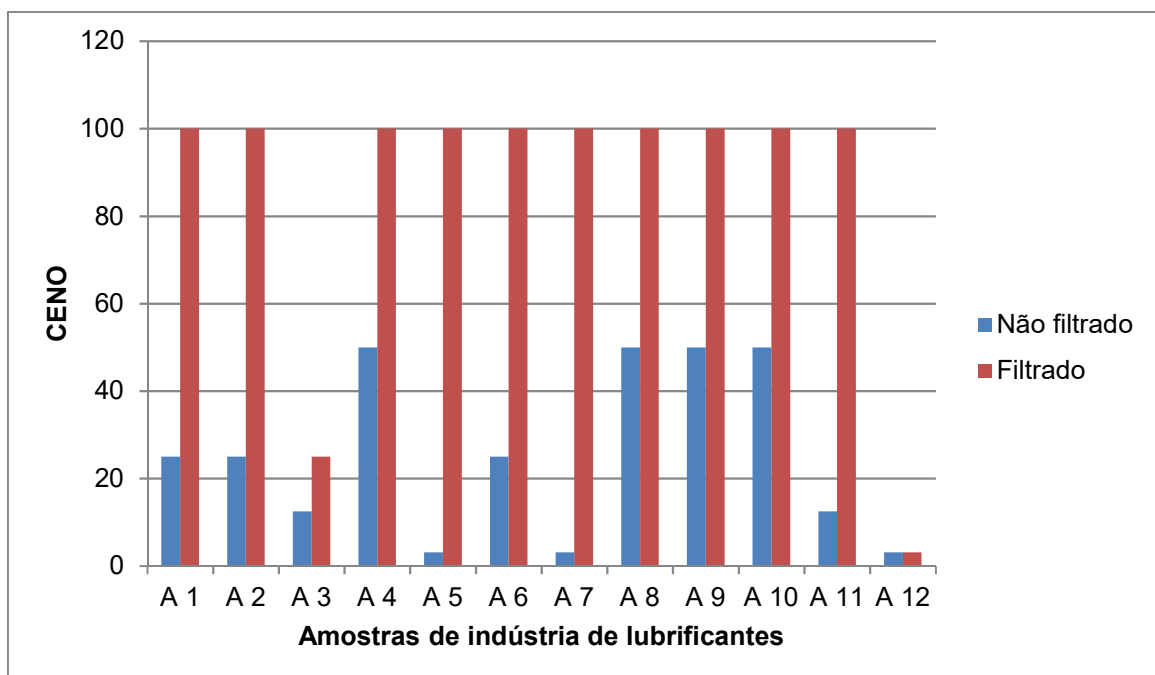
O Gráfico 1 elaborado para demonstrar a redução do fator de diluição após filtração por membrana de 0,45 micrometros.

Gráfico 1: Fator de diluição depois de filtrado por membrana 0,45 µm.



O Gráfico 1 mostra redução no fator de diluição em 11 amostras de efluentes. Também se observou aumento na Concentração de efeito não observado (CENO), demonstrado no Gráfico 2.

Gráfico 2: CENO após filtração da amostra com membrana de 0,45 µm.



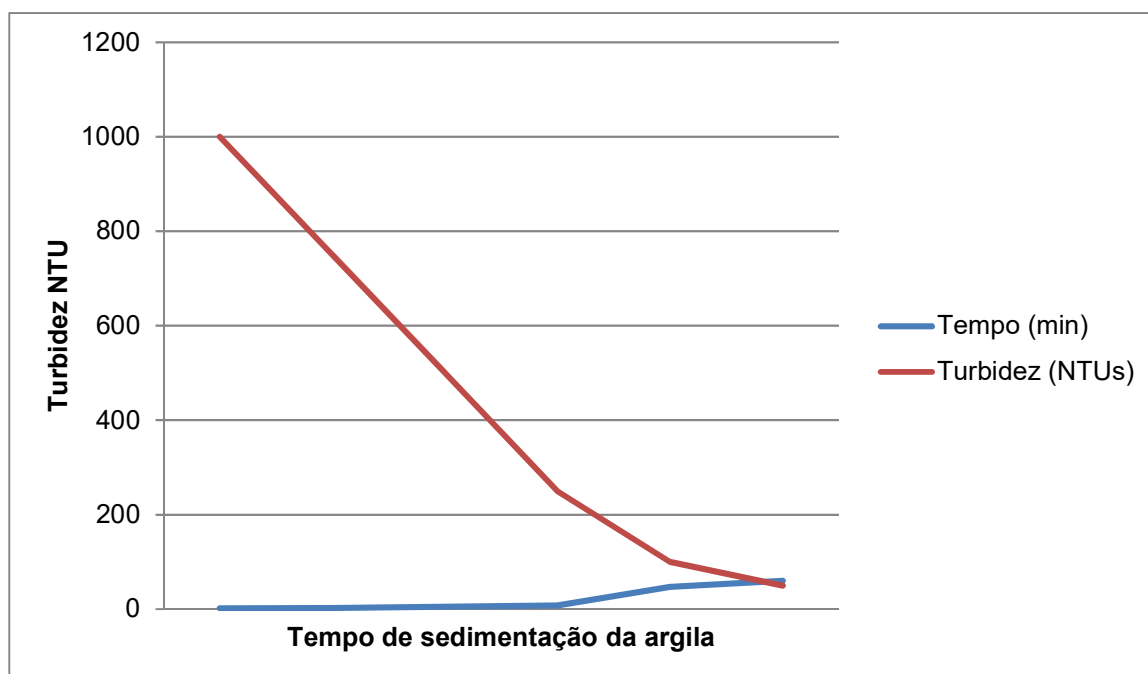
O Gráfico 2 mostra aumento na Concentração de efeito não observado em 11 amostras de efluentes.

A segunda etapa dos ensaios consistiu em nove ensaios realizados com soluções sintéticas de água de cultivo mais argila, onde se evidenciou imobilidade dos organismos.

Como descrito no item metodologia experimental da pesquisa, no ensaio piloto com o substrato de argila disponibilizado pelo Instituto de Pesquisa Jardim Botânico do Rio de Janeiro, não se obteve resposta dos organismos expostos. Neste primeiro ensaio, o substrato de argila foi macerado manualmente com almofariz e pistilo em seguida adicionado a água de cultivo.

Observou-se um tempo de sedimentação em que a partir de 60 minutos as medições com o Turbidímetro indicavam 50 NTU. A turbidez medida em NTU diminuía conforme o tempo. O Gráfico 3 relação turbidez e tempo de sedimentação da solução sintética com argila do Jardim Botânico.

Gráfico 3: Turbidez e tempo de sedimentação.

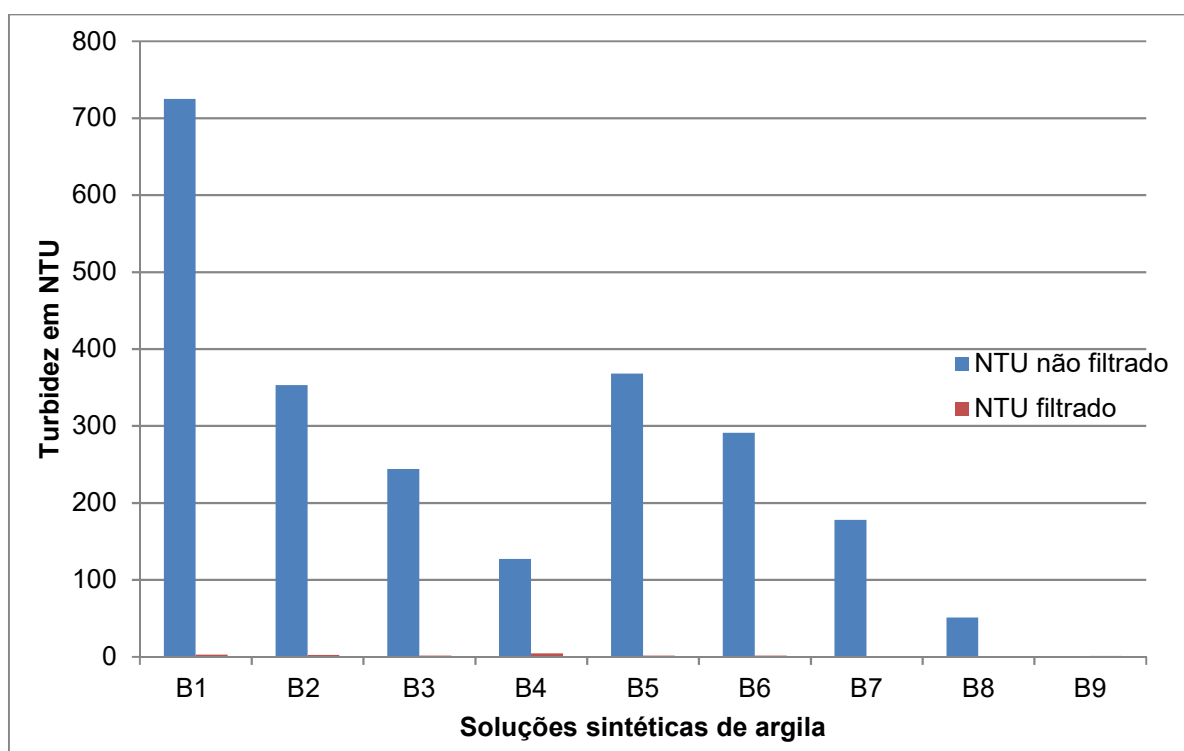


O Gráfico 3 ilustra que a primeira solução sintética de argila tinha um tempo de sedimentação de 60 minutos aproximadamente com isso as *Daphnia similis*

ficavam expostas a solução com menos de 50 NTU por aproximadamente 60 minutos.

Com o substrato de argila disponibilizado pela Embrapa Solos e a maceração desta argila com um moinho de esferas de tungstênio, outras soluções sintéticas foram feitas e assim se realizaram nove ensaios. No Gráfico 4 a redução da turbidez em NTU com filtração por membrana de 0,45 μm .

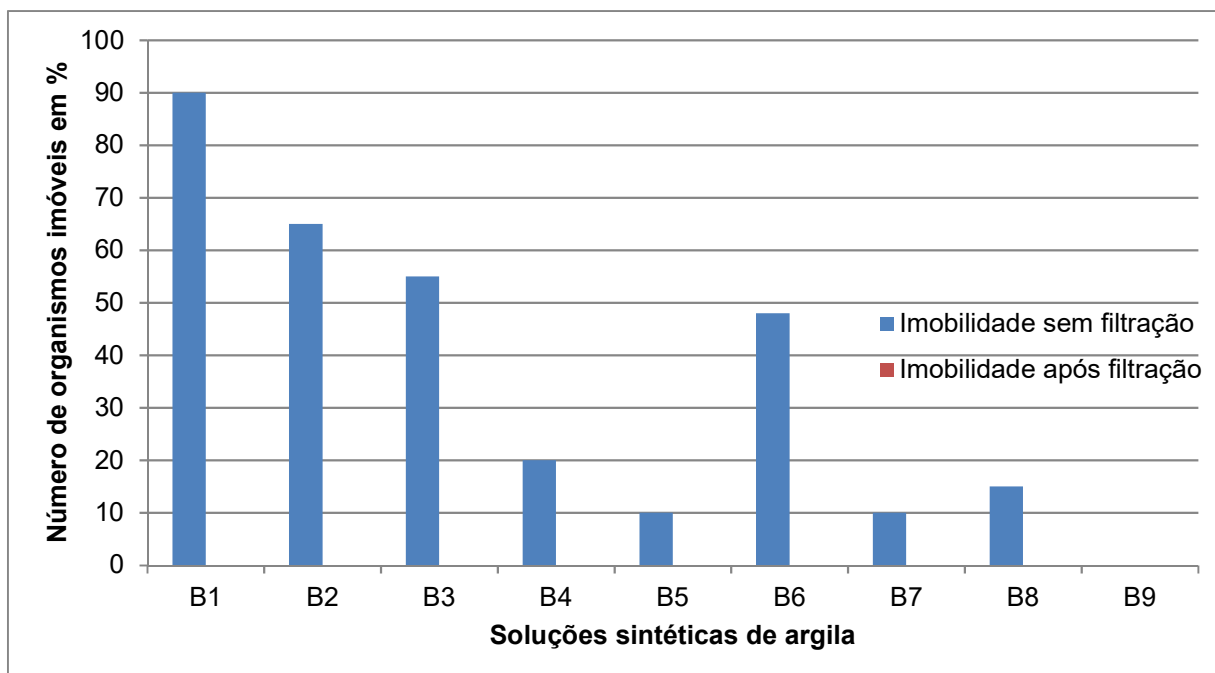
Gráfico 4: Redução da turbidez após filtração após filtração em 0,45 μm .



O Gráfico 4 em todas as soluções ocorreu redução da turbidez após filtração por membrana.

No Gráfico 5 consta a redução do número de organismos imóveis após filtração por membrana de 0,45 micrômetros dos nove ensaios com soluções com argila da Embrapa Solos.

Gráfico 5: Número de organismos imóveis com e sem filtração da amostra.



Os valores de turbidez em NTU nos ensaios com argila realizados 21/12/16 e 2/02/17, que causaram imobilidade se encontram reunidos no Quadro 15, o formato e diâmetro das partículas podem ter influenciado o resultado não linear da imobilidade nos organismos.

Quadro 15: Turbidez e imobilidade.

| Níveis de Turbidez NTU | Imobilidade % | Solução sintética |
|------------------------|---------------|-------------------|
| 725 | 90 | B1 |
| 368 | 10 | B2 |
| 353 | 65 | B3 |
| 291 | 20 | B4 |
| 244 | 55 | B5 |
| 178 | 48 | B6 |
| 127 | 20 | B7 |
| 50,9 | 15 | B8 |

Sem filtração por membrana verificou-se imobilidade de organismos, respectivamente de: 90%, 10%, 65%, 20%, 55%, 48%, 20%, 15% correspondentes

aos níveis de turbidez decrescente: 725, 368, 353, 291, 244, 178, 127 e 50,9. Destaca-se que tanto para nível de 368 NTU e de 178 NTU o número de organismos imóveis foi o mesmo, o que sugere um comportamento não linear o qual necessita aprofundamento.

Nos ensaios com argila se observou imobilidade dos organismos com nível de turbidez de 50,9 NTU.

Este resultado evidencia a existência de uma faixa de turbidez deletéria para o microcrustáceo *Daphnia similis* acima de 50,9 NTU.

Percebe-se que a legislação no Brasil sobre valores para sólidos suspensos e turbidez mencionados tanto na Resolução Conama 357 (BRASIL, 2005) como a 430 (BRASIL, 2011) utilizam valores para classe 2 e 3 de água doces de no máximo 100 NTU, para classe 1 e 2 de águas salinas, e classe 1 e 2 de águas salobras, as exigências são de que a turbidez seja virtualmente ausente.

Com estes resultados, nos ensaios com soluções com argila descritos nos apêndices M até Q com nível de 50,9 NTU de turbidez ocorreu imobilidade, isto é, quase a metade do nível de turbidez aceito pelas Resoluções Conama 357 e cujo máximo é de 100 NTU, o que não atenderia para a sobrevivência da *Daphnia similis*. Com os ensaios realizados se causou mortandade de organismos utilizando partículas suspensas de argila de tamanho 44 µm ou 0,044mm.

Explicitou-se assim que na legislação e normas internacionais de qualidade de água até 2014 os parâmetros e limites para sólidos suspensos e turbidez na água estabelecidos na Nova Zelândia e Austrália pela ANZECC (Australian and New Zealand Environment Conservation Council), Canadá pela Canadian Council Ministers for the Environment, Europa Conselho e Parlamento Europeu Diretriz para água e peixe (2006/44/EC) e Estados Unidos US EPA, somente na Austrália sul-este e sul-central se admitem níveis de turbidez até 50 NTU, enquanto que nos outros países são menores os índices tolerados.

Também nos testes de Levine; Zehrer; Burns (2005) utilizando turbidez e sólidos suspensos em *Daphnia*, apontou-se que com nível de 10 NTU a *Daphnia* apresentou redução na taxa de alimentação em 73% e com 100 NTU apresentou redução maior da taxa de alimentação da ordem de 98%.

Com aumento de 50 até 100 NTU em 10 horas de exposição, se observou na *Daphnia magna*, diminuição da mobilidade. Com 100 NTU, em três horas de

exposição, a mobilidade diminuiu e, com 50 NTU em 8 horas também ocorreu diminuição da mobilidade (CHEN *et al.* 2012).

Considerando os valores para turbidez e sólidos suspensos apresentados em legislações estrangeiras (Nova Zelândia, Austrália, Estados Unidos e Canadá) verifica-se que no Brasil, os valores de turbidez da Resolução Conama nº 357 estão acima do tolerável para o microcrustáceo *Daphnia similis* em ensaio de bancada.

O aumento do reconhecimento da poluição aquática causada por sólidos suspensos finos, um dos geradores de turbidez, e o desenvolvimento de estratégias de controle baseadas na dinâmica dos sólidos suspensos finos, são importantes para a construção de normas e legislação sobre o tema.

De acordo com a bibliografia sobre tratamento de água, processos de tratamento de água tais como filtração por membranas resolveriam o problema da turbidez conforme exposto. No filtro de areia e na microfiltração por membrana ocorre redução de níveis de turbidez, a partir da ultrafiltração ocorre ausência total de turbidez, assim como na nanofiltração e na osmose reversa (METCALF; EDDY, 2014).

Obtiveram-se com valores de turbidez diferentes (368 e 127 NTU) a mesma quantidade de organismos imóveis o que pode ser consequência da granulometria das amostras preparadas, considerando não ter sido medido o tamanho dos grãos de argila para os testes, a faixa de tamanho de partículas utilizadas entre 47 e 44 µm, foi obtida conforme metodologia do moinho de pulverização.

6 CONCLUSÕES E SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

CONCLUSÕES

Com os ensaios realizados se causou imobilidade aos organismos expostos utilizando soluções sintéticas com partículas suspensas de argila de tamanho 44 µm. Como as análises físico-químicas do substrato de argila da Embrapa Solos não indicam nenhum componente tóxico pode-se atribuir a imobilidade às partículas solidas em suspensão.

Com os ensaios realizados com amostras de efluentes e as soluções sintéticas com argila evidenciou-se assim, uma relação entre turbidez, sólidos suspensos (RNFT) e imobilidade de organismos. Também se evidenciou uma redução na toxicidade nos organismos por efeito de partículas causadoras de turbidez após filtração por membrana de 0,45 micrometros.

Portanto, responde-se aos objetivos, geral e específico desta pesquisa, da seguinte forma:

- O comportamento apresentado desse microcrustáceo com as partículas inertes em suspensão nos testes de ecotoxicidade foi de imobilidade quando o nível de turbidez ultrapassou a faixa de 50,9 NTU. Nos ensaios de ecotoxicidade ocorreu imobilidade de microcrustáceos na faixa estudada de 50,9 até 725 NTU.
- Mesmo tendo sido utilizado como material em suspensão inerte a argila, ocorreu toxicidade na *Daphnia similis*, sugerindo efeito deletério das partículas finamente divididas aos microcrustáceos estudados;
- Evidenciou-se também redução da toxicidade após filtração por membrana de 0,45 micrómetros nas amostras da indústria de lubrificantes, neste caso provavelmente porque as partículas poderiam ter adsorvido compostos orgânicos tóxicos. As amostras das indústrias de alimentos e refrigerantes não apresentaram toxicidade, tanto nas filtradas como nas não filtradas. Isto pode sugerir a ausência de partículas nas etapas finais do tratamento destas indústrias, assim como nenhuma toxicidade relativa a compostos solúveis. Como a filtração em 0,45 micrometros reduziu o número de organismos imóveis nos efluentes que ainda apresentavam toxicidade após o tratamento, conclui-se que este processo físico de remoção de sólidos em efluentes pode contribuir proteção contra sólidos suspensos para *Daphnia similis*.

- O Fator de Diluição (FDd) diminuiu 83,3% nas doze amostras de efluentes de indústria de lubrificantes, a Concentração de Efeito não Observado (CENO) aumentou 83% também nas doze amostras.
- O número de organismos imóveis nas amostras sintéticas com argila filtradas com membrana foi igual à zero em todas as soluções

A turbidez é considerada apenas interferente nos ensaios de ecotoxicidade tanto da *Daphnia similis* como na do *Danio rerio* ABNT NBR 15088 (Brasil, 2004), pois as normas brasileiras consideram a toxicidade apenas as causadas pelas substâncias químicas solúveis. Observa-se pelos resultados que as partículas de argila com a caracterização físico-química descritas em ANEXOS 1, 2 e 3, mesmo que inertes, causam danos biológicos como imobilidade dos organismos expostos.

A evidência de que a eficácia do método de remoção de sólidos de efluentes diminuiu o número de organismos imóveis sugere um aprofundamento em estudos que evidenciem esta mesma eficácia para tratamento de efluentes industriais com filtração por membrana.

Conclui-se que: se a norma de ecotoxicologia recomenda a filtração das amostras com materiais em suspensão ABNT NBR 15469 (Brasil, 2015), para preparação de amostras para ecotoxicologia, pode ocorrer uma indução a erro sobre a causa de efeitos deletérios em *Daphnia similis* já que o processo de remoção de sólidos mostrou eficiência e assim o teste estaria removendo uma possível causa de resposta como imobilidade ou mortandade do organismo testado *in situ*.

SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

- Realizar mais ensaios de ecotoxicidade com partículas inertes.
- Realizar ensaios com diferentes granulometrias de argila maiores ou menores que 44 µm analisando os valores de turbidez antes e depois dos testes.
- Realizar testes de ecotoxicidade crônica com partículas inertes, tais como de argila, com valores inferiores a 50,9 NTU.
- Os testes com suspensões de argila inerte ou materiais semelhantes devem ser repetidos até que ocorra correlação estatística entre turbidez e número de organismos imóveis de organismos *Daphnia similis*.

- Há necessidade de incorporar ensaios de granulometria aos ensaios que objetivem a correlação dos parâmetros sólidos suspensos e turbidez com os testes de ecotoxicidade.
- Que sejam estudados efluentes de outras tipologias industriais, para verificar os efeitos da ecotoxicidade com e sem filtração por membrana de 0,45 μm .
- Estudos sobre ferramentas de biomonitoramento e modelos matemáticos para antecipar os efeitos de sólidos suspensos em corpos hídricos.

REFERÊNCIAS

- ADAMIS, Z.; WILLIAMS, R. B. Bentonite, Kaolin, and Selected Clay Minerals. Environmental Health Criteria 231. United Nations Environment Programme, International Labour Organization, World Health Organization, Inter-Organization Programme for the Sound Management of Chemicals. Geneva Suíça, 2005. Disponível em <http://www.who.int/ipcs/publications/ehc/ehc_231.pdf>. Acesso em Jun. 2015.
- ALEMU, M.; DEJENIE, T.; ASMELASH, T.; BERHE, G. The impact of *Daphnia Cf. similis* on concentration gradient of phytoplankton community in freshwater reservoirs of Ethiopia, World Journal of Fish and Marine Sciences, v. 7, n. 6, p. 421-427, 2015. Disponível em <[https://www.idosi.org/wjfm/wjfm7\(6\)15/3.pdf](https://www.idosi.org/wjfm/wjfm7(6)15/3.pdf)>. Acesso em Ago. 2016.
- ALMEIDA, I. da S. Avaliação de Toxicidade Aguda de Efluentes Industriais Utilizando Organismos de três Níveis Tróficos. 2013. 142 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2013. Disponível em <<http://www.peamb.eng.uerj.br/producao.php?id=563>>. Acesso em: 30 jan. 2015.
- ALVES, S. D. Estudo comparativo da sensibilidade de dois organismos expostos a efluentes líquidos. 2010. 123 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2010. Disponível em <<http://www.peamb.eng.uerj.br/producao.php?id=286>>. Acesso em: 20 jan. 2015.
- AMIARD-TRIQUET, C.; AMIARD, J.; MOUNEYRAC, C. Aquatic Ecotoxicology Advancing Tolls for Dealing with Emerging Risks, p. 520, Academic Press Elsevier, 2015.
- APHA, AWWA, American Water Works Association, WEF. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 22th ed. American Public Health Association, Washington, DC, 2005.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT NBR 15088. Ecotoxicologia Aquática – Toxicidade Aguda – Método de Ensaio com peixes, 2006.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT NBR 15411. Ecotoxicologia Aquática – Determinação do efeito inibitório de amostras de água sobre a emissão de luz de *Vibrio fischeri* (Ensaio de bactéria luminescente), 2012.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT NBR 12713. 3º ed., pp.23. Ecotoxicologia Aquática – Toxicidade Aguda – Método de Ensaio com *Daphnia spp* (Crustacea, Cladocera), 2009.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT NBR 12713. 4º ed., pp. 27. Ecotoxicologia Aquática – Toxicidade Aguda – Método de Ensaio com *Daphnia spp* (Crustacea, Cladocera), 2016.
- BARRETT, J.C.; GROSSMAN, G.D.; ROSENFELD, J. Turbidity-induced changes in reactive distance of rainbow trout. Transactions of the American Fisheries Society. Estados Unidos: v.121, issue 4, p.437–443, dez. 1992. Ed. Elsevier. Disponível em <[http://dx.doi.org/10.1577/1548-8659\(1992\)121<0437:TICIRD>2.3.CO;2](http://dx.doi.org/10.1577/1548-8659(1992)121<0437:TICIRD>2.3.CO;2)>. Acesso em: 30 jan. 2016.
- BASH, J.; BOLTON, S.; BERMAN, C. Effects of Turbidity and Suspended Solids on Salmonids, Final Research Report, 2001. Washington State Transportation Center. Final Research Report T1803, Task 42. Disponível em <<https://www.wsdot.wa.gov/research/reports/fullreports/526.1.pdf>>. Acesso em Abr. 2016.
- BERTOLETTI, E. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental- CETESB, manual de controle ecotoxicológicos, 2008. Acesso em Abr. 2015. Disponível em <<http://cetesb.sp.gov.br/home/wp-content/uploads/sites/11/2015/06/manual-controle-ecotoxicologico-2013.pdf>>.
- BILOTTA, G. S.; BRAZIER, R. E. Understanding the influence of suspended solids on water quality and aquatic biota. Water Research v.42, issue 12, p.2849-2861, June 2008. Ed. Elsevier. Disponível

em <https://www.researchgate.net/publication/5388371_Understanding_the_Influence_of_Suspended_Solids_on_Water_Quality_and_Aquatic_Biota>. Acesso em 15 fev. 2016.

BILOTTA, G. S.; BURNSIDE, N. G.; CHEEK, L.; DUNBAR, M.J.; GROVE, M. K.; HARRISON, C.; JOYCE, C.; PEACOCK, C.; DAVY-BOWKER, J. Developing environment-specific water quality guidelines for suspended particulate matter. *Water Research* v.46, issue 7, p.2324-2332, Maio 2012. Ed. Elsevier. Disponível em <https://www.researchgate.net/publication/221885278_Developing_environment-specific_water_quality_guidelines_for_suspended_particulate_matter>. Acesso em 20 maio 2016.

BIRTWELL, I.K.; FARRELL, M.; JONSSON, A. The Validity of Including Turbidity Criteria for Aquatic Resource Protection in Land Development Guideline (Pacific and Yukon Region), Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2852, 2008. Disponível em <http://publications.gc.ca/collections/collection_2014/mpo-dfo/Fs97-4-2852-eng.pdf>. Acesso em Abr. 2016.

BO, T.; FENOGLIO, S.; MALACARNE, G.; PESSINO, M.; SGARIBOLDI, F. Effects of clogging on stream macroinvertebrates: An experimental approach. *Limnologica*, v. 37, issue 2, p.186-192, 2007. Disponível em <http://ac.els-cdn.com/S0075951107000060/1-s2.0-S0075951107000060-main.pdf?_tid=ed150502-70b5-11e7-98b8-00000aacb35e&acdnat=1500931412_5817521aae5ff2e6ae5b3ba95d8e7589>. Acesso em Out. 2016.

BOGEN, J.; OTTESEN, R. T. Global geochemical mapping and sediment-associated flux of major world rivers. *Geology for Society, Geological Survey of Norway Special Publication*, v. 11, p.83-92, 2008. Disponível em <http://www.ngu.no/upload/Publikasjoner/Special%20publication/SP11_LO.pdf>. Acesso em Maio 2017.

BRASIL. CONAMA. Resolução n. 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. *Diário Oficial da União: República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF, n. 53, 18 mar. 2005. Seção 1, p. 58-63.* Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codegi=459>>. Acesso em Maio 2017.

BRASIL. CONAMA. Resolução n. 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do CONAMA. *Diário Oficial da União: República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF, n. 92, 16 maio 2011. p. 89.* Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiare.cfm?codegi=646>>. Acesso em Maio 2017.

BUKTENICA, M. W.; GIRDNER, S. F.; LARSON, G. L.; MCINTIRE, C. D. Variability of kokanee and rainbow trout food habits, distribution, and population dynamics, in an ultraoligotrophic lake with no manipulative management. *Hydrobiologia*, v. 574, issue 1, p. 235-264, jan. 2007. Ed. Springer, Cham, Suíça. Disponível em <<https://www.deepdyve.com/lp/springer-journals/variability-of-kokanee-and-rainbow-trout-food-habits-distribution-and-YQOBp7Y2qj>>. Acesso em jun 2016.

BURATINI, S. V.; BERTOLETTI, E.; ZAGATTO, P. A. Evaluation of *Daphnia similis* as a Test Species in Ecotoxicological Assays. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, v. 73, issue 5, p. 878-882, nov. 2004. Disponível em <https://www.researchgate.net/publication/8061539_Evaluation_of_Daphnia_similis_as_a_Test_Species_in_Ecotoxicological_Assays>. Acesso em Set 2017.

CAMP DRESSER; MCKEE, INC. Stormwater Management Master Plan, 2001. pp.304. Disponível em <<http://www.monroecounty-fl.gov/DocumentCenter/Home/View/1119>>. Acesso em Jul 2017.

CAVANAGH, J. E.; HOGSDEN, K. L.; HARDING, J. S. Effects of Suspended Sediment on Freshwater Fish, West Coast Regional Council, 2014. <<http://envirolink.govt.nz/assets/Envirolink-reports/1445-WCRC129-Effects-of-suspended-sediment-on-freshwater-fish.pdf>>. Acesso em Abr. 2016.

CHEN, L.; FU, X.; ZHANG, G.; ZENG, Y.; REN, Z. Influence of Temperature, pH and Turbidity on the Behavioral Responses of *Daphnia magna* and Japanese Medaka (*Oryzias latipes*) in the Biomonitor. *Procedia Environmental Sciences* v.13, p.80-86, Jan. 2012. Ed. Elsevier. Disponível em <https://www.researchgate.net/publication/261112708_14a931baba7ffc42534780ca685cf66b>. Acesso em Dez. 2015.

CLAPCOTT, J.; YOUNG, R.; HARDING, J.; MATTHAEI, C.; QUINN, J.; DEATH, R. Sediment assessment methods: Protocols and guidelines for assessing the effects of deposited fine sediments on in-stream values. Nelson, Cawthron Institute. Nova Zelândia, 2011. Disponível em <http://www.cawthron.org.nz/media_new/publications/pdf/2014_01/SAM_FINAL_LOW.pdf>. Acesso em Ago. 2016.

COELHO, M. R.; DART, R.; VASQUES, G.; TEIXEIRA, W. G.; OLIVEIRA, R.; BREFIN, M. M.; BERBARA, R. L. L. Levantamento Pedológico Semi-detalhado (1:30.000) do Parque Estadual da Mata Seca, Município de Manga – MG. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento 217, Embrapa Solos, Rio de Janeiro, 264 p. Dezembro 2013.

COLLIER, K. J. Effects of flow regulation and sediment flushing on instream habitat and benthic invertebrates in a New Zealand river influenced by volcanic eruption. *River Research and Applications*, v. 18, issue 3, p. 213-226, 2002. Disponível em <<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/rra.666/pdf>>. Acesso em Jun. 2016.

COLLINS, A.L.; NADEN, P.S.; SEAR, D.A.; JONES, J.I.; FOSTER, I.D.L. Sediment targets for informing river catchment management: international experience and prospects, *Hydrological Processes*, v. 25, issue 13, p. 2112–2129, 2011. Disponível em <<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/hyp.7965/full>>. Acesso em ago. 2016.

CORDONE, A. J.; KELLEY, D. W. The Influence of Inorganic Sediment on the Aquatic Life of Streams. California Department of Fish And Game. 1960. Disponível em <http://www.waterboards.ca.gov/water_issues/programs/tmdl/records/region_1/2003/ref2075.pdf>. Acesso em Abr. 2016.

COSTA, C. R.; OLIVI, P.; BOTTA, C. M. R.; ESPINDOLA, E. L. G. A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. *Quím. Nova*, São Paulo, vol. 31, n. 7, p. 1820-1830, 2008. Disponível em <<http://www.scielo.br/pdf/qn/v31n7/v31n7a38.pdf>>. Acesso em Jan. 2016.

COSTANZA, R.; D'ARGE, R.; DE GROOT, R.; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; LIMBURG, K.; NAEEM, S.; O'NEIL, R. V.; PARUELO, J.; RASKIN, R. G.; SUTTON, P.; VAN DEN BELT, M. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, v. 387, p.231-232, 1997. Disponível em <http://www.biodiversity.ru/programs/ecoservices/library/common/doc/Costanza_1997.pdf>. Acesso em Out. 2016.

CYRUS, D.P.; BLABER, S.J.M. The influence of turbidity on juvenile marine fishes in estuaries. Part 2. Laboratory studies, comparisons with field data and conclusions. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, v.109, p.71-91, 1987. Acesso Dez. 2016.

DAVIES-COLLEY, R. J.; SMITH, D. G. Turbidity, suspended sediment, and water clarity: a review, *Journal of The American Water Resources Association*, v. 37, issue 5, p. 1058-1101, 2001. Disponível em <https://www.researchgate.net/publication/229559740_Turbidity_Suspended_Sediment_and_Water_Clarity_A_Review>. Acesso em Jan. 2017.

DEMOTT, W. Feeding selectivities and relative ingestion rates of *Daphnia* and *Bosmina*. *Limnology and Oceanography*, v. 27, issue 3, p. 528-535, 1982.

DIEHL, T. H.; WOLFE, W. J. Suspended-Sediment Concentration Regimes for Biological Reference Streams in Tennessee, 2nd Joint Federal Interagency Conference, *Journal of the American Water Resources Association*, v. 46, issue 4, p. 824-837, 2010. Disponível em <<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1752-1688.2010.00460.x/pdf>>. Acesso em Abr. 2016.

EBERT, Dieter. Ecology, Epidemiology and Evolution of Parasitism in *Daphnia*, 29 Dezembro 2005. Disponível em <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/corehtml/pmc/homepages/bookshelf/pdf/daph_screenA4.pdf>. Acesso em Nov. 2016.

GAMMON, J. R. The Effect of Inorganic sediment on Stream Biota, Water Quality Office, EPA, Environmental Protection Agency, 1970. Disponível em <<https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/91014GYK.PDF?Dockey=91014GYK.PDF>>. Acesso em Abr. 2016.

GIORDANO, G.; SURERUS, V. Efluentes Industriais Volume 1: Estudo de Tratabilidade, Ed. PublIt, 2015.

GÖRANSSON, G.; LARSON, M.; BENDZ, D. Variation in turbidity with precipitation and flow in a regulated river system – river Göta Älv, SW Sweden. *Hydrology and Earth System Science*, v. 17, issue 7, p. 2529-2542, 2013. Disponível em <<http://www.hydrol-earth-syst-sci.net/17/2529/2013/hess-17-2529-2013.pdf>>. Acesso em Jan. 2017.

GORDON, N.; MCMAHON, T.; FINLAYSON, B.; GIPPEL C.; NATHAN, R. J. *Stream Hydrology: An Introduction for Ecologists*. Wiley, Chichester, England. 2004. Disponível em <<http://www.wiley.com/WileyCDA/WileyTitle/productCd-0470843586.html>>. Acesso em Abr. 2016.

GROVE, M. K.; BILOTTA, G. S., WOOCKMAN, R. R. SCHWARTZ, J. S. Suspended sediment regimes in contrasting reference-condition freshwater ecosystems: Implications for water quality guidelines and management. *Science of the Total Environment*, v. 502, p.481-492, jan. 2015. Acesso em dez. 2015. Disponível em <http://ac.els-cdn.com/S004896971401376X/1-s2.0-S004896971401376X-main.pdf?_tid=e3927f10-9aea-11e6-9d6b-00000aacb35f&acdnat=1477424611_ef3a962a964bf71078de7a76889ffa7b>.

HARGREAVES, J. A., SRAC, Control Clay Turbidity in Ponds. Southern Regional Aquaculture Center, N° 460, 1999. Disponível em <<http://www2.ca.uky.edu/wkrec/MuddyPonds.pdf>>. Acesso em Fev. 2016.

HARVEY, G. L.; MOORHOUSE, T. P.; CLIFFORD, N. J.; HENSHAW, A. J.; JOHNSON, M. F.; MACDONALD, D. W.; REID, I.; RICE, S. P. Evaluating the Role of Invasive Aquatic Species as Drivers of fine Sediment-related River Management problems: The Case of the signal Crayfish (*Pacifastacus leniusculus*), *Progress in Physical Geography*, v.35, issue 4, p.517-533, 2011. Disponível em <<http://journals.sagepub.com/doi/pdf/10.1177/0309133311409092>>. Acesso em Abr. 2016.

HAWKINS, P.; LAMPERT, W. The effect of *Daphnia* body size on filtering rate inhibition in the presence of a filamentous cyanobacterium, *Limnology and Oceanography*. V. 34, issue 6, p. 1084–1089, 1989.

HENLEY, W.F.; PATTERSON, M.A.; NEVES, R.J.; LEMLY, A.D. Effects of sedimentation and turbidity on lotic food webs: a concise review for natural resource managers. *Reviews in Fisheries Science*, v. 8, issue 2, p. 125–139, 2000. Disponível em <<http://www.tandfonline.com/doi/pdf/10.1080/10641260091129198?needAccess=true>>. Acesso Out. 2016.

HOFFMANN, G.; NASR-AZADANI, M. M.; MEIBURG. Sediment wave formation caused by erosional and depositional turbidity currents: A numerical investigation. *IUTAM Symposium on Multiphase flows with phase change: challenges and opportunities*, Hyderabad, India, v. 15, p. 26-33, 2015. Disponível em <http://ac.els-cdn.com/S2210983815001169/1-s2.0-S2210983815001169-main.pdf?_tid=5d57f23e-3902-11e7-b805-00000aacb360&acdnat=1494806977_4a04297d297b6e31921bec26ec8c3d13>. Acesso em Set. 2016.

HORPILLA, J.; LILJENDAHL-NERMENINEN, A.; MALINEN, T. Effects of clay turbidity and light on the predator-prey interaction between smelts and chaoborids. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, v. 61, issue 10, p. 1862-1870, 2004. Disponível em <https://www.researchgate.net/publication/237175635_Effects_of_Clay_Turbidity_and_Light_on_the_Predator-Prey_Interaction_Between_Smelts_and_Chaoborids>. Acesso em Set. 2016.

HORPILLA, J., & LILJENDAHL-NERMENINEN, A. Clay-turbid interactions may not cascade a reminder for lake managers. *Restoration Ecology*. v. 13, issue 2, p.242-246, 2005. Disponível em <<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1526-100X.2005.00031.x/pdf>>. Acesso em jan. 2016.

HU, Z. Impact of Silver Nanoparticles on Wastewater Treatment. *Water Environment & Reuse Foundation WERF, Report U3R07*, Washington, DC, 2010. Disponível em <<https://www.werf.org/a/ka/Search/ResearchProfile.aspx?ReportId=U3R07>>. Acesso jan. 2015.

JAIN, C. K.; RAM, D. Adsorption of metal ions on bed sediments. *Hydrological Sciences Journal*, v. 42, issue 5, p. 713-723, 1997. Disponível em <<http://www.tandfonline.com/doi/pdf/10.1080/02626669709492068>>. Acesso em Nov. 2016.

JONES, R.; BESSELL-BROWNE, P.; FISHER, R.; KLONOWSKI, W. SLIVKOFF, M. Assessing the impacts of sediments from dredging on corals. *Marine pollution Bulletin*, v.102, issue 1, p. 9-29, 2016. Disponível em <http://ac.els-cdn.com/S0025326X15301223/1-s2.0-S0025326X15301223-main.pdf?_tid=442a624c-2e1c-11e7-9f80-00000aab0f27&acdnat=1493608639_80f6e7d075483a298e4e279362f56877>. Acesso Dez. 2016.

JOWETT, I.G.; BOUSTEAD, N.C. Effects of substrate and sedimentation on the abundance of upland bullies (*Gobiomorphus breviceps*). *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, v. 35, issue 3, p. 605–613, 2001. Disponível em <<http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/00288330.2001.9517026#aHR0cDovL3d3dy50YW5kZm9ubGluZS5jb20vZG9pL3BkZi8xMC4xMDgwLzAwMjg4MzZmMwLjIwMDEuOTUxNzAyNkBAQDA=>>>. Acesso em Out. 2016.

KANG, H. Effects of suspended sediments on reproductive of *Paracalanus* sp. (Copepoda: Calanoida) in the laboratory. *Journal of Plankton Research*, v. 34, n. 7, p. 626-635, 2012). Disponível em <https://www.researchgate.net/publication/275149147_Effects_of_suspended_sediments_on_reproductive_responses_of_Paracalanus_sp_Copepoda_Calanoida_in_the_laboratory>. Acesso em Fev. 2017.

KEFFORD, B. J.; SALTER, J.; CLAY, C.; DUNLOP, J. E; NUGEGODA, D. Freshwater Invertebrates Response to Gradients of Salinity and Turbidity: Using Preference as a Rapid Sub-Letal Test. *Australasian Journal of ecotoxicology*, v. 13, n. 3, p.131-142, Set. 2007. Australian Society for Ecotoxicology. Disponível em < <http://www.ecotox.org.au/aje/archives/vol13p131.pdf>>. Acesso em dez. 2015.

KEMP, P.; SEAR, D.; COLLINS, A.; NADEN, P.; JONES, I. The impacts of fine sediment on riverine fish. *Hydrological Processes*, v. 25, issue 11, p. 1800-1821, out. 2011. Disponível em <<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/hyp.7940/pdf>>. Acesso em set. 2016.

KERR, S. J. Silt, Turbidity and Suspended Sediments in the Aquatic Environment: Na Annotated Bibliography and Literature Review, Technical Report TR-008, 1995. Disponível em <<http://www.ontarioriversalliance.ca/wp-content/uploads/2014/07/Silt-Turbidity-and-Suspended-Sediments-in-the-Aquatic-Environment-Marked.pdf>>. Acesso em Abr. 2016.

KJELLAND, M. E.; WOODLEY C. M.; SWANNACK, T. M. A review of the potential effects of suspended sediment on fishes: potential dredging-related physiological, behavioral, and transgenerational implications. *Environment Systems and Decisions*, v. 35, issue 3, pp. 334-350, 2015. Disponível em DOI 10.1007/s10669-015-9557-2. Acesso em Jul 2017.

KLAASSEN, C. D.; WATKINS III, J. B. Fundamentos em toxicologia: de Casarett e Doull. 2. Ed. Porto Alegre: AMGH, 2012.

KRULL, M.; BARROS, F. Key issues in aquatic ecotoxicology in Brazil: A Critical Review, *Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology*, v. 7, n 2, p. 57-66, 2012.

LAKE, R.G.; HINCH, S.G. Acute effects of suspended sediment angularity on juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 56, issue 5, p. 862–867, 1999. Disponível em <<http://www.nrcresearchpress.com/doi/abs/10.1139/f99-024#.WQf9kBPysdU>>. Acesso em Out. 2016.

LEVINE, S. N.; ZEHRER, R.; BURNS, C. W. Impact of Resuspended Sediment on Zooplankton Feeding in Lake Waiholo, New Zealand, *Freshwater Biology* 50, pp1515-1536, 2005. Disponível em <<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1365-2427.2005.01420.x/pdf>>. Acesso em Maio 2016.

LOVERN, S. B.; STRICKLER, J. R.; KLAPER, R. Behavioral and physiological changes in *Daphnia magna* when exposed to nanoparticle suspensions (titanium dioxide, nano-C60 and C60HxC70Hx). *Environmental Science Technology*, v. 41, issue 12, p.4465-4470, maio 2007. Disponível em <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC2556055/pdf/nihms62405.pdf>>. Acesso Abr. 2016.

LLOYD, D. S. Turbidity in Freshwater Habitats of Alaska a Review of Published and Unpublished Literature relevant to the Use of Turbidity as a Water Quality Standard, report Nr. 85-1, Alaska Department of fish and Game, 1985. Disponível em <<http://www.arlis.org/docs/vol1/Susitna/26/APA2623.pdf>>. Acesso em Abr. 2016.

MAGALHÃES, D. P.; FILHO, A. S. F. A ecotoxicologia como ferramenta no biomonitoramento de ecossistemas aquáticos. *Oecologia. Brasiliensis*. V. 12, n.3, p.355-381, 2008.

MCEWAN, A.J.; JOY, M.K. Habitat use of Redfin bullies (*Gobiomorphus huttoni*) in a small upland stream in Manawatu, New Zealand. *Environmental Biology of Fishes*, v.97, n.2, p.121–132, 2013. Disponível em <<http://link.springer.com/article/10.1007%2Fs10641-013-0131-9>>. Acesso jun. 2016.

MCLEAY, D.J.; ENNIS, G.L.; BIRTWELL, I.K.; HARTMAN, G.F. Effects on arctic grayling (*Thymallus arcticus*) of prolonged exposure to Yukon placer mining sediment: A laboratory study. Departamento de Fisheries and Oceans, Vancouver, Canadá, British Columbia, 1984. Disponível em <http://www.arlis.org/docs/vol2/hydropower/APA_DOC_no._2628.pdf>. Acesso em Maio 2017.

METCALF & EDDY, *Wastewater Engineering: Treatment and Recovery*. 5ª Ed. New York: Mc Graw Hill, 2014.

NASSER, F.; LYNCH, I. Secreted protein eco-corona mediates uptake and impacts of polystyrene nanoparticles on *Daphnia magna*. *Journal of Proteomics*, v. 137, p. 45-51, 2015. Disponível em <http://ac.els-cdn.com/S1874391915301214/1-s2.0-S1874391915301214-main.pdf?_tid=abb35168-2a1a-11e7-8b12-00000aab0f26&acdnat=1493168149_299cbcefa282320d351d6b9b04c7db3c>. Acesso jun. 2015.

NEWCORBE, C. P.; D. D. MACDONALD. Effects of suspended sediments on aquatic ecosystems. *North American Journal of Fisheries Management*, v. 11, issue 1, p. 72-82, 1991. Disponível em <[http://dx.doi.org/10.1577/1548-8675\(1991\)011<0072:EOSSOA>2.3.CO;2](http://dx.doi.org/10.1577/1548-8675(1991)011<0072:EOSSOA>2.3.CO;2)>. Acesso em Maio 2017.

OGONOWSKY, M.; SCHÜR, C.; JARSÉN, Â., GOROKHOVA, E. The Effects of Natural and Anthropogenic Microparticles on Individual Fitness in *Daphnia magna*. *PLoS ONE*, p.1-20, 2016. Disponível em <<http://journals.plos.org/plosone/article/file?id=10.1371/journal.pone.0155063&type=printable>>. Acesso em Maio 2017.

PARADA, T. S. M. Caracterização Ecotoxicológica e Físico-Químico Das Águas Da Bacia Do Rio Morto, Vargem Grande, Rio De Janeiro. 2015. 134 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental)-Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2015. Disponível em <<http://www.peamb.eng.uerj.br/producao.php?id=614>>. Acesso em: jun. 2016.

PEPPER, Ian L., GERBA, Charles P., BRUSSEAU, Mark L. *Environmental and Pollution Science*, Academic Press, 2ªed., p.25, 2006.

PHILLIPS, I. D.; DAVIES, J.; BOWMAN, M.; CHIVERS, D. Macroinvertebrate Communities in a Northern Great Plains River are Strongly Shaped by Naturally Occurring Suspended Sediments: Implications for Ecosystem Health Assessment. *Freshwater Science*, v. 35, issue 4, p. 1354-1364, 2016. Disponível em <<http://www.journals.uchicago.edu/doi/full/10.1086/689013>>. Acesso Dez. 2016.

RELLSTAB, C. Life at Low Food – Population Dynamics and Genetic Structure of daphnia in Ultra-Oligotrophic and Turbid Lake Brienz, 2008. 147 f. Tese (Doutorado em Ciências) Swiss Federal Institute of Technology Zurich, Suíça, 2008. Disponível em <<http://e-collection.library.ethz.ch/eserv/eth:30246/eth-30246-02.pdf>>. Acesso em maio 2016.

RICHARDSON, J.; ROWE, D.K.; SMITH, J.P. Effects of turbidity on the migration of juvenile Banded kokopu (*Galaxias fasciatus*) in a natural stream. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, v.35, issue 1, p.191–196, 2001. Disponível em <<http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/00288330.2001.9516989#aHR0cDovL3d3dy50YW5kZm9ubGluZS5jb20vZG9pL3BkZi8xMC4xMDgwLzAwMjg4MzMwLjIwMDEuOTUxNjk4OUBAQDA=>>>. Acesso em Out. 2016.

RICHARDSON, J.; JOWETT IG . Effects of sediment on fish communities in East Cape streams, North Island, New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, v.36, issue 2, p.431–442, 2002. Disponível em <<http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/00288330.2002.9517098>>. Acesso em Out. 2016.

ROBINSON, S. The Effects of Pulsed Exposures of Clay on the Survival, and Reproduction of *Daphnia magna*, 2009. 47 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Toxicologia Ambiental) Clemson University, South Carolina, EUA, 2009. Disponível em <http://tigerprints.clemson.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=1732&context=all_theses>. Acesso em abr. 2016.

ROSENBERG, D. M.; WIENS, A. P. Effects of Sediment Addition on Macroinvertebrates in Northern Canadian River, *Water Research*, v.12, issue 10, p. 753-763, 1978. Disponível em <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0043135478900246?via%3Dihub>>. Acesso em Abr. 2016.

ROWE, D.K.; HICKS, M.; RICHARDSON, J. Reduced abundance of Banded kokopu (*Galaxias fasciatus*) and other native fish in turbid rivers of the North Island of New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, v.34, issue 3, p. 547–558, 2000 Disponível em <<http://www.tandfonline.com/doi/pdf/10.1080/00288330.2000.9516956?needAccess=true>>. Acesso em Out. 2016.

ROWE, D.K.; SMITH, J.; WILLIAMS, E. Effects of turbidity on the feeding ability of adult, riverine Smelt (*Retropinna retropinna*) and Inanga (*Galaxias maculatus*). *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, v. 36, issue 1, p. 143–150, 2002. Disponível em <<http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/00288330.2002.9517077#aHR0cDovL3d3dy50YW5kZm9ubGluZS5jb20vZG9pL3BkZi8xMC4xMDgwLzAwMjg4MzZmLjIwMDIuOTUxNzA3N0BAQDA=>>>. Acesso em Dez. 2016.

ROWE, D.K.; HICKS, M.; SMITH, J.P.; WILLIAMS, E. Lethal concentrations of suspended solids for Common native fish species that are rare in New Zealand rivers with high suspended sediment loads. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, v. 43, issue 5, p. 1029–1038, 2009. Disponível em <<http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/00288330.2009.9626526#aHR0cDovL3d3dy50YW5kZm9ubGluZS5jb20vZG9pL3BkZi8xMC4xMDgwLzAwMjg4MzZmLjIwMDIuOTUxNzA3N0BAQDA=>>>. Acesso Jul. 2016.

RYAN, P. Environmental Effects of Sediment on New Zealand Streams: a Review. *New Zealand of Marine and Freshwater Research*, v. 25, issue 2, p. 207-221, 1991. Disponível em <<http://www.tandfonline.com/doi/pdf/10.1080/00288330.1991.9516472>>. Acesso em Nov. 2016.

SCHMITZ, H. A.; MAHER, W. A.; TAYLOR, A. M.; KRIKOWA, F. Effects of cadmium accumulation from suspended sediments and phytoplankton on the Oyster *Saccostrea glomerata* Aquatic Toxicology, v. 160, p. 22-30, março 2015. Disponível em <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0166445X14003920?via%3Dihub>>. Acesso em Jul 2017.

SCHVEITZER, R. Efeito dos sólidos suspensos totais na água e dos substratos artificiais sobre o cultivo superintensivo de *Litopenaeus vannamei* com bioflocos. Tese de doutorado 134p. 2012, Florianópolis, Santa Catarina, Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Agrárias. Programa de Pós-Graduação em Aquicultura. Disponível em <https://repositorio.ufsc.br/bitstream/handle/123456789/100970/309736.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em Jul 2017.

SEBENS, D. Contrasting strategies of gamogenesis in northern and southern populations of cladocera. *Ecology*, v. 63, issue 1, p. 223-241, 1982. Disponível em <<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.2307/1937046/full>>. Acesso em Nov. 2016.

SEGNER, H.; SCHMITT-JANSEN, M.; SABATER, S. Assessing the impact of multiple stressors on aquatic biota: the receptor's side matters. *Environmental Science Technology*, v. 48, issue 14, p. 7690-7696, 2014. Disponível em <<http://pubs.acs.org/doi/pdf/10.1021/es405082t>>. Acesso em Fev. 2017.

SHOUP, D. E; LANE, W. D. Effects of turbidity on prey selection and foraging return of adult largemouth bass in reservoirs. *North American Journal of Fisheries Management*, v. 35, issue 5, p. 913-924, 2015. Disponível em <http://nrem.okstate.edu/shouplab/Publications/PDF%20files/Shoup_%20Lane_2015Turbidity-%20LMB.pdf>. Acesso nov. 2016.

SORENSEN, Darwin L.; MCCARTHY, Margaret M.; MIDDLEBROOKS, E. Joe; PORCELLA, Donald B. Suspended and Dissolved Solids Effects on Freshwater Biota: A Review, Corvallis Environmental Research Laboratory, 1977. Disponível em www.arlis.org/docs/vol2/hydropower/APA_DOC_no._1813.pdf. Acesso em Abr. 2016.

SPARKS, D. L. 2003. *Environmental Soil Chemistry*. Academic Press. San Diego, CA, 2003.

SUTHERLAND, A. B. Effects of Excessive Sedimentation on the Growth and Stress Response of Whitetail Shiner (*Cyprinella galactura*) Juveniles. Georgia Water Resources Conference, University of Georgia, Athens Georgia, 2003. Acesso em Set.. 2016.

SUTHERLAND, A.B.; MEYER, J.L. Effects of increased suspended sediment on growth rate and gill condition of two southern Appalachian minnows. *Environmental Biology of Fishes*, v.80, issue 4, p. 389–403, 2007. Disponível em <<https://link.springer.com/article/10.1007%2Fs10641-006-9139-8>>. Acesso em Ago. 2016.

SUTTLE, K.B.; POWER, M.E.; LEVINE, J.M.; MCNEELY, C. How fine sediment in riverbeds impairs growth and survival of juvenile salmonids. *Ecological Applications*, v.14, issue 4, p. 969–974, 2004. Disponível em <<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1890/03-5190/pdf>>. Acesso em Nov. 2016.

TARAZONA, J. V.; SOBANSKA, M. A.; CESNAITIS, R.; SOBANSKI, T.; BONNOMET, V.; VERSONNEN, B.; DE COEN, W. Analysis of the ecotoxicity data submitted within the framework of the REACH regulation. Part 2. Experimental aquatic toxicity assays. *Science of the Total Environment*, v. 472, issue 15, p. 137-145, 2014. Disponível em <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969713012175>>. Acesso em Maio 2017.

TEWOLDE, M. S.; CROSATO, A.; MYNETT, A.; UIJTTEWAAL. Effects of suspended on rivers bars, International Association for Hydro-Environment Engineering and Research, IAHR, Netherlands, 28 Junho-3 Julho, The Hague, Holanda, 2015. Disponível em <<http://Tewolde%20et%20al%20iahr-114780-2015.pdf>>. Acesso em Out. 2016.

THACKSTON, E. L.; PALERMO, M. R. Improved methods for correlating turbidity and suspended solids for monitoring, DOER Technical Notes Collection (ERDC TN-DOER-E8), U. S. Army Engineer Research and Development Center, Vicksburg MS, 2000. Disponível em <http://acwc.sdp.sirsi.net/client/en_US/search/asset/1003951;jsessionid=F4F9E31B8AD1DFA245D7C763E55F6F02.enterprise-15000>. Acesso em Jul. 2016.

TURLEY, M. D.; BILOTTA, G.S.; EXTENCE, CHRIS, A.; BRAZIER, R. E. Evaluation of a fine sediment biomonitoring tool across a wide range of temperate rivers and streams, *Freshwater Biology*, v.59, p. 2268-2277, 2014. Disponível em <<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/fwb.12429/epdf>>. Acesso Abr 2016.

TURLEY, M. D.; BILOTTA, G. S.; CHADD, R. P.; EXTENCE, C. A.; BRAZIER, R. E.; BURNSIDE, N. G.; PICKWELL, A. G. G. A sediment-specific family-level biomonitoring tool to identify the impacts of fine sediment in temperate rivers and streams, *Ecological Indicators*, v. 70, p. 151-165, 2016. Disponível em <http://ac.els-cdn.com/S1470160X16302837/1-s2.0-S1470160X16302837-main.pdf?_tid=cdb8d1c4-3696-11e7-ba9d-0000aab0f02&acdnat=1494540878_4dfe4f17fc647baa1e09c37f1d68d15b>. Acesso em Jul. 2016.

UNITED NATIONS EDUCATIONAL, SCIENTIFIC AND ORGANIZATION (UNESCO). The Ethics and Politics of Nanotechnology, 2006. Disponível em <<http://unesdoc.unesco.org/images/0014/001459/145951e.pdf>>. Acesso em Maio 2017.

U.S. Environmental Protection Agency. 2006. Framework for developing suspended and bedded sediments (SABS) water quality criteria. EPA-822-R-06-001. Office of Water, Washington DC. U.S. Environmental Protection Agency. 2006. Framework for developing suspended and bedded sediments (SABS) water quality criteria. EPA-822-R-06-001. Office of Water, Washington DC. Disponível em <https://www.google.com.br/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=1&cad=rja&uact=8&ved=0ahUKEwiOsrL9h9LTAhVJG5AKHaWsBx8QFggmMAA&url=https%3A%2F%2Fofmpub.epa.gov%2Ffeims%2Ffeimscomm.getfile%3Fp_download_id%3D460635&usg=AFQjCNH4Xtjplz0eEVJY3qvahCb-EKRwKg>. Acesso em Maio 2016.

VAN STRAALLEN, N. M. Ecotoxicology becomes stress ecology. *Environmental Science and Technology*, v. 37, issue 17 p. 324A-330A, 2003. Disponível em <<http://pubs.acs.org/doi/pdf/10.1021/es0325720>>. Acesso em Dez. 2015.

VINYARD, G. L.; YUAN, A. Effects of turbidity on feeding rates of Lahontan cutthroat trout (*Oncorhynchus clarki henshawi*) and Lahontan redbreasted shiner (*Richardsonius egregius*), *The Great Basin Naturalist*, v. 56, n. 2, p.157-161, 1996. Disponível em <https://www.jstor.org/stable/41716184?seq=1#page_scan_tab_contents>. Acesso em Maio de 2017.

VIRTA, R. L. US Geological Survey mineral industry surveys. Clay and shale, 2002. Disponível em: <http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/clays/claysmyb02.pdf>. Acesso em Maio 2017.

WALLING, D.E., WEBB, B.W. Erosion and sediment yield: a global overview. Erosion and Sediment Yield: Global and Regional Perspectives. (Proc. Exeter Symposium, July, 1996), International Association of Hydrological Sciences IAHS Publication No. 236. IAHS Press, Wallingford, United Kingdom, p. 3-19, 1996. Disponível em http://his.irtces.org/isi/isi_document/iahs236/iahs_236_0003.pdf. Acesso em Dez. 2016.

WALLING, D. E.; COLLINS, A. L. The catchment sediment budget as a management tool. Environmental science & Policy, v. 11, issue 2, p.136-143, 2008. Disponível em https://www.researchgate.net/publication/222345620_The_catchment_sediment_budget_as_a_management_tool. Acesso em Maio 2017.

WANG, Xiao-qing; LIU, Zhao-cun; MIAO, Ji-lun; ZUO, Ning; Relationship between nutrient pollutants and suspended sediments in upper reaches of Yangtze River. Water Science and Engineering, v. 8, n2, p. 121-126, 2015. Disponível em http://ac.els-cdn.com/S1674237015000307/1-s2.0-S1674237015000307-main.pdf?_tid=c223df2e-3205-11e7-9535-00000aab0f6b&acdnat=1494038777_3695dd4366019db239c5e31f8f9fa115. Acesso em Fev. 2016.

WATERS, T. F. Sediment in Streams: Sources, Biological Effects and Control. American Fisheries Society Monograph 7, American Fisheries Society: Bethesda, USA, v. 126, issue 6, p. 1048-1051. 251 pp. Disponível em <http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1577/1548-8659-126.6.1048>. Acesso Nov. 2016.

WENTWORTH, C. K. A Scale of Grade and Class Terms for Clastic Sediments. Journal of Geology, v. 30, p. 377-392, 1922. Disponível em <https://www.jstor.org/stable/pdf/30063207.pdf>. Acesso em Set. 2016.

WOOD, P. J.; ARMITAGE, P. D. Biological Effects of Fine Sediment in Lotic Environment, Environmental Management, v.21, n.2, p.203-217, 1997.. Disponível em http://www.air.idaho.gov/media/525755-Biological_Effects_Fine_Sediment_Lotic_Environment_Wood_Armitage_1997.pdf. Acesso em Maio 2016

WORAWUT, H.; PENRUG, P.; TERAPOL, P.; KITTIPHONG, S. Suspended Solids-Turbidity Correlation for Monitoring: Challenged Approach for Future Dredging Project in Thailand, 35th Annual conference of the International Association for impact Assessment, Abr. 2015. Disponível em <http://conferences.iaia.org/2015/Final-Papers/Hamarn,%20Worawut%20-%20Suspended%20Solids-Turbidity%20Correlation%20for%20Monitoring.pdf>. Acesso em Abr. 2016.

YARNELL, Sarah M.; MOUNT, Jeffrey, F.; LARSEN, Eric W. The Influence of Relative Sediment supply on Riverine Habitat Heterogeneity, Geomorphology, v. 80, issue 3-4, p.310-324, 2006. Disponível em <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169555X06001024>. Acesso em Dez. 2016.

ZAGATTO, P. A.; BERTOLLETTI, E. Ecotoxicologia Aquática: Princípios e Aplicações. Ed. Rima, 2ª ed., São Carlos, São Paulo, 2008.

APÊNDICE A

Parâmetros físico-químicos do efluente A 1, ensaio em 19/05/2015 amostra de indústria de lubrificante não filtrada, coletada após separador de água e óleo em 16/06/2015, realizada filtração por membrana de 0,45µm, seguido de ensaios ecotoxicológicos com organismo *Daphnia similis*.

| Parâmetros amostra não filtrada | Resultados | Parâmetros após filtração |
|---|------------|---------------------------|
| Cloreto Total, mg/L Cl- | 12 | |
| Condutividade a 25 °C, µS/cm | 222 | |
| DBO, mg/L O ₂ | <3 | |
| Detergentes (MBAS), mg/L | <0,4 | |
| DQO, mg/L O ₂ | 64 | |
| Índice de Fenóis, mg/L | <0,08 | |
| Materiais Sedimentáveis, mL/L | <0,5 | |
| Óleos e Graxas Totais, mg/L | 7 | |
| pH da amostra | 7,41 | |
| Sulfeto, mg/L S= | <0,1 | |
| Resíduo Não Filtrável Total, mg/L | 7 | <3 |
| CENO (Concentração de Efeito Não Observado) % | 25 | 100 |
| FDd (Fator de Diluição) | 4 | 1 |

APÊNDICE B

Parâmetros físico-químicos do efluente A 2, ensaio 27/5/2015 amostra de indústria de lubrificante não filtrada coletada após separador de água e óleo, em 2/6/2015 realizada filtração por membrana de 0,45µm, em seguida ensaio ecotoxicológicos com organismo *Daphnia similis*.

| Parâmetros amostra não filtrada | Resultados | Parâmetros após filtração |
|-----------------------------------|------------|---------------------------|
| Cádmio Total, mg/L Cd | <0,1 | |
| Chumbo Total, mg/L Pb | <0,1 | |
| Cloreto Total, mg/L Cl- | 20 | |
| Condutividade a 25 °C, µS/cm | 210 | |
| DBO, mg/L O ₂ | 4 | |
| Detergentes (MBAS), mg/L | <0,4 | |
| DQO, mg/L O ₂ | 40 | |
| Índice de Fenóis, mg/L | <0,08 | |
| Materiais Sedimentáveis, mL/L | <0,5 | |
| Mercúrio Total, mg/L Hg | <0,005 | |
| Níquel Total, mg/L | <0,10 | |
| Óleos minerais, mg/L | <6 | |
| pH da amostra | 7,2 | |
| Temperatura da Amostra, °C | 22,1 | |
| Zinco Total, mg/L Zn | <0,17 | |
| Sulfeto, mg/L S= | 0,2 | |
| Resíduo Não Filtrável Total, mg/L | 14 | <3 |
| CENO % | 25 | 100 |
| FDd | 4 | 1 |

APÊNDICE C

Parâmetros físico-químicos do efluente A 3, ensaio 21/5/2015 amostra de indústria de lubrificante não filtrada coletada após separador de água e óleo, em 2/6/2015 realizada filtração por membrana de 0,45µm, em seguida ensaio ecotoxicológicos com organismo *Daphnia similis*.

| Parâmetros amostra não filtrada | Resultados | Parâmetros após filtração |
|---------------------------------|------------|---------------------------|
| Cloreto Total, mg/L Cl- | 12 | |
| Condutividade a 25 °C, µS/cm | 296 | |
| DBO, mg/L O ₂ | 22 | |
| Detergentes (MBAS), mg/L | <0,4 | |
| DQO, mg/L O ₂ | 252 | |
| Índice de Fenóis, mg/L | <0,08 | |
| Materiais Sedimentáveis, mL/L | <0,5 | |
| Níquel Total, mg/L | <0,05 | |
| Óleos e Graxas Totais, mg/L | <6,0 | |
| pH da amostra | 7,76 | |
| Sulfeto, mg/L S= | <0,1 | |
| Resíduo Não Filtrável, mg/L | 13 | <3 |
| CENO% | 12,5 | 25 |
| FDd | 8 | 4 |

APÊNDICE D

Parâmetros físico-químicos do efluente A 4, ensaio 20/5/2015 amostra de indústria de lubrificante não filtrada coletada após separador de água e óleo, em 2/6/2015 realizada filtração por membrana de 0,45µm, em seguida ensaio ecotoxicológicos com organismo *Daphnia similis*.

| Parâmetros amostra não filtrada | Resultados | Parâmetros após filtração |
|-------------------------------------|------------|---------------------------|
| Cloreto Total, mg/L Cl ⁻ | 13 | |
| Condutividade a 25 °C, µS/cm | 239 | |
| DBO, mg/L O ₂ | 8 | |
| Detergentes (MBAS), mg/L | 0,4 | |
| DQO, mg/L O ₂ | 44 | |
| Índice de Fenóis, mg/L | <0,08 | |
| Materiais Sedimentáveis, mL/L | <0,5 | |
| Óleos e Graxas Totais, mg/L | <6,0 | |
| pH da amostra | 7,03 | |
| Sulfeto, mg/L S ⁼ | 0,1 | |
| Resíduo Não Filtrável Total, mg/L | 14 | <3 |
| CENO % | 50 | 100 |
| FDd | 2 | 1 |

APÊNDICE E

Parâmetros físico-químicos do efluente A 5, ensaio 19/5/2015 amostra de indústria de lubrificante não filtrada coletada após separador de água e óleo, em 1/6/2015 realizada filtração por membrana de 0,45µm, em seguida ensaio ecotoxicológicos com organismo *Daphnia similis*.

| Parâmetros amostra não filtrada | Resultados | Parâmetros após filtração |
|---------------------------------|------------|---------------------------|
| Cádmio Total, mg/L Cd | <0,1 | |
| Chumbo Total, mg/L Pb | <0,1 | |
| Cloreto Total, mg/L Cl- | 12 | |
| Condutividade a 25 °C. µS/cm | 296 | |
| DBO mg/L O ₂ | 46 | |
| Detergentes (MBAS), mg/L | 0,6 | |
| DQO, mg/L O ₂ | 244 | |
| Índice de Fenóis, mg/L | <0,08 | |
| Materiais Sedimentáveis, mL/L | <0,5 | |
| Merúrio Total, mg/L Hg | <0,005 | |
| Níquel Total, mg/L | <0,10 | |
| Óleos e Graxas Mineral, mg/L | <6 | |
| pH da amostra | 6,93 | |
| RNFT mg/L | 17 | <3 |
| CENO% | 3,1 | 100 |
| FDd | 32 | 1 |

APÊNDICE F

Parâmetros físico-químicos do efluente A 6, ensaio 16/6/2015 amostra de indústria de lubrificante não filtrada coletada após separador de água e óleo, em 19/6/2015 realizada filtração por membrana de 0,45µm, em seguida ensaio ecotoxicológicos com organismo *Daphnia similis*.

| Parâmetros amostra não filtrada | Resultados | Parâmetros após filtração |
|---------------------------------|------------|---------------------------|
| Cádmio Total, mg/L Cd | <0,1 | |
| Chumbo Total, mg/L Pb | <0,1 | |
| Cloreto Total, mg/L Cl- | 12 | |
| Condutividade a 25 °C. µS/cm | 170 | |
| DBO mg/L O ₂ | <3 | |
| Detergentes (MBAS), mg/L | <0,4 | |
| DQO, mg/L O ₂ | 44 | |
| Índice de Fenóis, mg/L | <0,08 | |
| Materiais Sedimentáveis, mL/L | <0,5 | |
| Mercúrio Total, mg/L Hg | <0,005 | |
| Níquel Total, mg/L | <0,10 | |
| Óleos e Graxas Mineral, mg/L | <6 | |
| pH da amostra | 6,87 | |
| RNFT mg/L | 16 | <3 |
| CENO% | 25 | 100 |
| FDd | 4 | 1 |

APÊNDICE G

Parâmetros físico-químicos do efluente A 7, ensaio 28/5/2015 amostra de indústria de lubrificante não filtrada coletada após separador de água e óleo, em 19/6/2015 realizada filtração por membrana de 0,45µm, em seguida ensaio ecotoxicológicos com organismo *Daphnia similis*.

| Parâmetros amostra não filtrada | Resultados | Parâmetros após filtrado |
|---------------------------------|------------|--------------------------|
| Cádmio Total, mg/L Cd | <0,1 | |
| Chumbo Total, mg/L Pb | <0,1 | |
| Cloreto Total, mg/L Cl- | 11 | |
| Condutividade a 25 °C. µS/cm | 344 | |
| DBO mg/L O ₂ | 20,61 | |
| Detergentes (MBAS), mg/L | 357 | |
| DQO, mg/L O ₂ | <0,08 | |
| Índice de Fenóis, mg/L | <0,5 | |
| Materiais Sedimentáveis, mL/L | <0,005 | |
| Mercúrio Total, mg/L Hg | <0,10 | |
| Níquel Total, mg/L | 6 | |
| Óleos e Graxas Mineral, mg/L | 6,39 | |
| pH da amostra | 6,39 | |
| Temperatura da amostra, °C | 28,6 | |
| Zinco Total, mg/L Zn | 0,2 | |
| Sulfeto, mg/L S= | 0,3 | |
| RNFT mg/L | 13 | <3 |
| CENO % | 3,1 | 100 |
| FDd | 32 | 1 |

APÊNDICE H

Parâmetros físico-químicos do efluente A 8, ensaio 27/5/2015 amostra de indústria de lubrificante não filtrada coletada após separador de água e óleo, em 19/6/2015 realizada filtração por membrana de 0,45µm, em seguida ensaio ecotoxicológicos com organismo *Daphnia similis*.

| Parâmetros amostra não filtrado | Resultados | Parâmetros após Filtrado |
|---------------------------------|------------|--------------------------|
| Cádmio Total, mg/L Cd | <0,1 | |
| Chumbo Total, mg/L Pb | <0,1 | |
| Cloreto Total, mg/L Cl- | 20 | |
| Condutividade a 25 °C. µS/cm | 210 | |
| DBO mg/L O ₂ | 4 | |
| Detergentes (MBAS), mg/L | <0,4 | |
| DQO, mg/L O ₂ | 40 | |
| Índice de Fenóis, mg/L | <0,08 | |
| Materiais Sedimentáveis, mL/L | <0,5 | |
| Mercúrio Total, mg/L Hg | <0,005 | |
| Níquel Total, mg/L | <0,10 | |
| Óleos e Graxas Mineral, mg/L | <6 | |
| pH da amostra | 7,2 | |
| Temperatura da amostra, °C | 22,1 | |
| Zinco Total, mg/L Zn | <0,17 | |
| Sulfeto, mg/L S= | 0,2 | |
| RNFT mg/L | 14 | <3 |
| CENO% | 50 | 100 |
| FDd | 2 | 1 |

APÊNDICE I

Parâmetros físico-químicos do efluente A 9, ensaio 25/5/2015 amostra de indústria de lubrificante não filtrada coletada após separador de água e óleo, em 19/6/2015 realizada filtração por membrana de 0,45µm, em seguida ensaio ecotoxicológicos com organismo *Daphnia similis*.

| Parâmetros amostra não filtrada | Resultados | Parâmetros após filtrado |
|---------------------------------|------------|--------------------------|
| Cloreto Total, mg/L Cl- | 29 | |
| Condutividade a 25 °C. µS/cm | 217 | |
| DBO mg/L O ₂ | 6 | |
| Detergentes (MBAS), mg/L | <0,4 | |
| DQO, mg/L O ₂ | 54 | |
| Índice de Fenóis, mg/L | <0,08 | |
| Materiais Sedimentáveis, mL/L | <0,5 | |
| Óleos e Graxas Total, mg/L | <6,0 | |
| pH da amostra | 7,36 | |
| Sulfeto, mg/L S= | <0,1 | |
| RNFT mg/L | 9 | <3 |
| CENO % | 50 | 100 |
| FDd | 2 | 1 |

APÊNDICE J

Parâmetros físico-químicos do efluente A 10, ensaio 21/5/2015 amostra de indústria de lubrificante não filtrada coletada após separador de água e óleo, em 19/6/2015 realizada filtração por membrana de 0,45µm, em seguida ensaio ecotoxicológicos com organismo *Daphnia similis*.

| Parâmetros amostra não filtrada | Resultados | Parâmetros após filtração |
|-----------------------------------|------------|---------------------------|
| Cloreto Total, mg/L Cl- | 21 | |
| Condutividade a 25 °C, µS/cm | 221 | |
| DBO, mg/L O ₂ | <3 | |
| Detergentes (MBAS), mg/L | <0,4 | |
| DQO, mg/L O ₂ | 48 | |
| Índice de Fenóis, mg/L | <0,08 | |
| Materiais Sedimentáveis, mL/L | <0,5 | |
| Níquel Total, mg/L | <0,05 | |
| Óleos e Graxas Totais, mg/L | <6,0 | |
| pH da amostra | 6,43 | |
| Sulfeto, mg/L S= | <0,1 | |
| Resíduo Não Filtrável Total, mg/L | 7 | <3 |
| CENO % | 50 | 100 |
| FDd | 2 | 1 |

APÊNDICE K

Parâmetros físico-químicos do efluente A 11, ensaio 20/5/2015 amostra de indústria de lubrificante não filtrada coletada após separador de água e óleo, em 19/6/2015 realizada filtração por membrana de 0,45µm, em seguida ensaio ecotoxicológicos com organismo *Daphnia similis*.

| Parâmetros amostra não filtrada | Resultados | Parâmetro após filtração |
|-----------------------------------|------------|--------------------------|
| Cloreto Total, mg/L Cl- | 20 | |
| Condutividade a 25 °C, µS/cm | 240 | |
| DBO, mg/L O ₂ | 12 | |
| Detergentes (MBAS), mg/L | 0,4 | |
| DQO, mg/L O ₂ | 58 | |
| Índice de Fenóis, mg/L | <0,08 | |
| Materiais Sedimentáveis, mL/L | <0,5 | |
| Óleos e Graxas Totais, mg/L | <6 | |
| pH da amostra | 6,78 | |
| Sulfeto, mg/L S= | <0,1 | |
| Resíduo Não Filtrável Total, mg/L | 24 | <3 |
| CENO % | 12,5 | 100 |
| FDd | 8 | 1 |

APÊNDICE L

Parâmetros físico-químicos do efluente A 12, ensaio 11/6/2015 amostra de uma central de tratamento de efluentes offsite coletada após filtro de areia, em 11/6/2015 realizada filtração por membrana de 0,45µm, em seguida ensaio ecotoxicológicos com organismo *Daphnia similis*.

| Parâmetros físico-químicos | Não filtrado | Filtrado |
|----------------------------|--------------|----------|
| RNFT mg/L | 9 | <3 |
| CENO % | 3,1 | 3,1 |
| FDd | 32 | 32 |

APÊNDICE M

Parâmetros da solução de argila B1, solução preparada 20/12/2016, ensaio realizado 21/12/16, ensaio com filtração por membrana de 0,45 µm 31/1/17.

| Parâmetros físico-químicos | Não filtrado | Filtrado |
|----------------------------|--------------|----------|
| Temperatura °C | 19,5 | 20 |
| Oxigênio dissolvido mg/L | 6 | 7,23 |
| pH | 7,2 | 8,73 |
| Turbidez NTU | 725 | 2,57 |
| Imobilidade % | 90 | 0 |

APÊNDICE N

Parâmetros da solução de argila B2, preparada 20/12/2016, ensaio realizado 21/12/16, ensaio com filtração por membrana de 0,45 µm 31/1/2017.

| Parâmetros físico-químicos | Não filtrado | Filtrado |
|----------------------------|--------------|----------|
| Temperatura °C | 19,5 | 20 |
| Oxigênio Dissolvido mg/L | 5,46 | 6,92 |
| pH | 7,56 | 8,23 |
| Turbidez NTU | 353 | 2,27 |
| Imobilidade % | 65 | 0 |

APÊNDICE O

Parâmetros da solução de argila B3, preparada 20/12/2016, ensaio realizado 21/12/16, ensaio com filtração por membrana de 0,45 µm 31/1/2017.

| Parâmetros físico-químicos | Não filtrado | Filtrado |
|----------------------------|--------------|----------|
| Temperatura °C | 19,5 | 20 |
| Oxigênio Dissolvido mg/L | 5,43 | 6,94 |
| pH | 7,56 | 8,38 |
| Turbidez NTU | 244 | 1,37 |
| Imobilidade % | 55 | 0 |

APÊNDICE P

Parâmetros da solução de argila B4, preparada 20/12/2016, ensaio realizado 21/12/16, ensaio com filtração por membrana de 0,45 µm 31/1/2017.

| Parâmetros físico-químicos | Não filtrado | Filtrado |
|----------------------------|--------------|----------|
| Temperatura °C | 19,5 | 20 |
| Oxigênio Dissolvido mg/L | 5,20 | 7,06 |
| pH | 7,69 | 8,51 |
| Turbidez NTU | 127 | 4,31 |
| Imobilidade % | 20 | 0 |

APÊNDICE Q

Parâmetros da solução de argila B5, preparada 20/12/2016, ensaio realizado 2/2/2017, ensaio com filtração por membrana de 0,45 µm 2/2/2017.

| Parâmetros físico-químicos | Não filtrado | Filtrado |
|----------------------------|--------------|----------|
| Temperatura °C | 19,5 | 21 |
| Oxigênio Dissolvido mg/L | 7,69 | 7,75 |
| pH | 7,68 | 7,87 |
| Turbidez NTU | 368 | 1,23 |
| Imobilidade % | 10 | 0 |

APÊNDICE R

Parâmetros da solução de argila B6, preparada 20/12/2016, ensaio realizado 2/2/2017, ensaio com filtração por membrana de 0,45 µm 2/2/2017.

| Parâmetros físico-químicos | Não filtrado | Filtrado |
|----------------------------|--------------|----------|
| Temperatura °C | 19,5 | 21 |
| Oxigênio Dissolvido mg/L | 7,78 | 7,70 |
| pH | 7,64 | 7,70 |
| Turbidez NTU | 291 | 1,37 |
| Imobilidade % | 48 | 0 |

APÊNDICE S

Parâmetros da solução de argila B7, preparada 20/12/2016, ensaio realizado 2/2/2017, ensaio com filtração por membrana de 0,45 µm 2/2/2017.

| Parâmetros físico-químicos | Não filtrado | Filtrado |
|----------------------------|--------------|----------|
| Temperatura °C | 19,5 | 21 |
| Oxigênio Dissolvido mg/L | 7,77 | 7,84 |
| pH | 7,64 | 7,89 |
| Turbidez NTU | 178 | 0,53 |
| Imobilidade % | 10 | 0 |

APÊNDICE T

Parâmetros da solução de argila B8, preparada 20/12/2016, ensaio realizado 2/2/2017, ensaio com filtração por membrana de 0,45 µm 2/2/2017.

| Parâmetros físico-químicos | Não filtrado | Filtrado |
|----------------------------|--------------|----------|
| Temperatura °C | 19,5 | 21 |
| Oxigênio Dissolvido mg/L | 7,79 | 7,82 |
| pH | 7,53 | 7,82 |
| Turbidez NTU | 50,9 | 0,65 |
| Imobilidade % | 15 | 0 |

APÊNDICE U

Parâmetros da solução de argila B9, preparada 20/12/2016, ensaio realizado 2/2/2017, ensaio com filtração por membrana de 0,45 µm 2/2/2017.

| Parâmetros físico-químicos | Não filtrado | Filtrado |
|----------------------------|--------------|----------|
| Temperatura °C | 19,5 | 21 |
| Oxigênio Dissolvido mg/L | 8,54 | 7,75 |
| pH | 7,83 | 7,87 |
| Turbidez NTU | 0,35 | 1,12 |
| Imobilidade % | 0 | 0 |

ANEXO 1- Descrição do substrato de argila

Descrição Geral da Argila utilizada disponibilizada pela EMBRAPA Solos, pelo pesquisador Maurício Rizzato Coelho substrato de argila provinda de seu trabalho de Levantamento Pedológico Semi-detalhado (1:30.000) do Parque Estadual da Mata Seca, Município de Manga – MG. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento 217, Emprapa Solos, Rio de Janeiro (COELHO *et al.* 2013).

DATA – 02/09/2009

CLASSIFICAÇÃO – GLEISSOLO HÁPLICO Ta Eutrófico vertissólico neofluvissólico, textura muito argilosa, A moderado.

UNIDADE DE MAPEAMENTO – GXve1.

LOCALIZAÇÃO, MUNICÍPIO, ESTADO E COORDENADAS – Parque Estadual da Mata Seca, município de Manga, Estado de Minas Gerais. Fuso 23 com meridiano central de longitude 45° Oeste e coordenadas UTM Norte 8.356.202 m e Este 612.920 m.

SITUAÇÃO, DECLIVE E COBERTURA VEGETAL SOBRE O PERFIL – Planície aluvionar com 0 a 2% de declive. Perfil descrito sob Floresta Tropical Pluvial Perenifólia.

ALTITUDE – 430 m. LITOLOGIA – Sedimentos aluvionares.

FORMAÇÃO GEOLÓGICA – Sedimentos Quaternários.

CRONOLOGIA – Quaternário.

MATERIAL ORIGINÁRIO – Sedimentos aluvionares.

PEDREGOSIDADE – não pedregosa.

ROCHOSIDADE – não rochosa.

RELEVO LOCAL – plano.

RELEVO REGIONAL – plano.

EROSÃO – ausente.

DRENAGEM – muito mal drenado.

VEGETAÇÃO PRIMÁRIA – Floresta Tropical Pluvial Perenifólia.

USO ATUAL – sem uso.

CLIMA – Semi-árido, classificado como transicional entre as tipologias Aw e BSw.

DESCRITO E COLETADO POR – Maurício Rizzato Coelho e Ricardo de Oliveira Dart.

ANEXO 2- Descrição Morfológica do substrato de argila

A 0-18 cm, cinzento-escuro (5YR 4/1, úmido); muito argilosa; forte, pequena, blocos subangulares e forte, média e pequena, granular; ligeiramente dura, firme, muito plástica e muito pegajosa; transição plana e abrupta.

C_{Ag} 18-33 cm, cinzento-escuro (N4/, úmido), mosqueados comuns, proeminentes, pequenos, médios, de coloração bruno-amarelado (10YR5/6, úmido); muito argilosa; forte, grande, blocos angulares e blocos subangulares; extremamente dura, extremamente firme, muito plástica e muito pegajosa; transição plana e gradual.

C_{gv} 33-76 cm, coloração variegada, composta de cinzento-escuro (2,5Y 4/0, úmido) e amarelo-oliváceo (2,5Y 6/6, úmido); muito argilosa; forte, média, prismática e forte, grande e muito grande, blocos angulares; slickensides poucas; superfícies de compressão forte e abundante; extremamente dura, extremamente firme, muito plástica e muito pegajosa; transição plana e difusa.

2C_g 76-125+ cm, coloração variegada, composta de cinzento-escuro (2,5Y 4/0, úmido), amarelo-oliváceo (2,5Y 6/6, úmido) e cinzento muito escuro (2,5Y 3/0, úmido); muito argilosa; maciça que se desfaz em forte, grande, blocos angulares; extremamente dura, extremamente firme, muito plástica e muito pegajosa.

RAÍZES – muitas muito finas e finas, comuns médias e poucas grossas no horizonte A; comuns muito finas, finas e médias no horizonte C_{Ag}; comuns muito finas e finas no horizonte C_{gv}; raras finas e muito finas no horizonte 2C_g.

OBSERVAÇÕES – Perfil descrito seco;

– Presença de fendas verticais no horizonte C_{g1} de espessura média de 1cm;

– Poros: muitos muito pequenos e pequenos, comuns pequenos e médios e poucos grandes no horizonte A; muitos muito pequenos, comuns pequenos e médios e poucos grandes no C_{Ag}; comuns muito pequenos e poucos pequenos e médios no horizonte C_{gv}; comuns muito pequenos no 2C_g.

