



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
Centro de Ciências Biológicas e da Saúde
Departamento de Ciências Ambientais
CURSO DE BACHARELADO EM GESTÃO E ANÁLISE
AMBIENTAL
Rod. Washington Luis, Km. 235 – Cx. Postal. 676
CEP: 13565-905 – São Carlos – SP – Fone: (016) 3351-9776



PROJETO DE PESQUISA - MONOGRAFIA II

COMUNIDADES ZOOPLANCTÔNICAS EM UM GRADIENTE DE VINHAÇA

Aluno: Guilherme Aparecido Melo dos Santos
Orientador: Prof. Dr. Victor Satoru Saito
Coorientador : Prof. Dr. Gilmar Perbiche Neves

SÃO CARLOS - SP
2019

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS E DA SAÚDE
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIAS AMBIENTAIS
CURSO DE BACHARELADO EM GESTÃO E ANÁLISE AMBIENTAL**

COMUNIDADES ZOOPLANCTÔNICAS EM UM GRADIENTE DE VINHAÇA

Nome do Aluno: Guilherme Aparecido Melo dos Santos

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Departamento de Ciências Ambientais da Universidade Federal de São Carlos como parte dos requisitos para obtenção do título de Bacharel em Gestão e Análise Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Victor Satoru Saito
Coorientador : Prof. Dr. Gilmar Perbiche Neves

**SÃO CARLOS-SP
2019**

Aparecido Melo dos Santos, Guilherme

Comunidades zooplanctônicas em um gradiente de vinhaça / Guilherme Aparecido Melo dos Santos -- 2019. 37f.

TCC (Graduação) - Universidade Federal de São Carlos, campus São Carlos, São Carlos

Orientador (a): Victor Satoru Saito

Banca Examinadora: Victor Satoru Saito, Luis Cesar Schiesari

Bibliografia

1. Comunidade Zooplanctônica,. 2. Vinhaça,. 3. Impacto Ambiental. I. Aparecido Melo dos Santos, Guilherme. II. Título.

Ficha catalográfica desenvolvida pela Secretaria Geral de Informática (SIn)

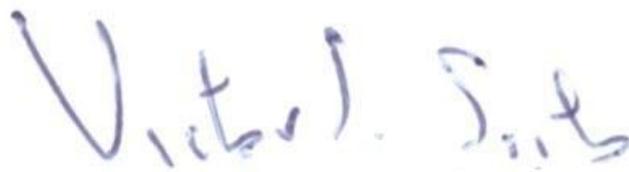
DADOS FORNECIDOS PELO AUTOR

Bibliotecário responsável: Arildo Martins - CRB/8 7180

COMUNIDADES ZOOPLANCTÔNICAS EM UM GRADIENTE DE VINHAÇA

GUILHERME APARECIDO MELO DOS SANTOS

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado em 17 de dezembro de 2019 ao Departamento de Ciências Ambientais da Universidade Federal de São Carlos como parte dos requisitos para obtenção do título de Bacharel em Gestão e Análise Ambiental.



Prof. Dr. Victor Satoru Saito

AGRADECIMENTOS

Primeiramente, gostaria de agradecer meu orientador, Victor Saito, pelo pleno auxílio e confiança creditada para a realização deste trabalho e ao meu coorientador, Gilmar Neves, que muito me ensinou e ajudou na identificação do zooplâncton.

Agradeço o Prof. Dr. Luís Schiesari pela participação na banca examinadora deste trabalho final. Agradeço pelas contribuições e discussões.

Foram também muito importantes para a realização deste trabalho meus amigos de laboratório: Ana, Gedimar, Camila e, em especial, Rafael Rolim, Neliton e Karime Paina, que me auxiliaram no processo de identificação; assim como meus amigos da graduação, UFSCAR e São Carlos: Isadora Haddad, Maysa Rodrigues, Fabiola Maceres, Micael da Silva, Sonia Buck, Priscila e os Barbosa. A todos vocês, meu muito obrigado pelo carinho, parceria e apoio moral nos momentos de dificuldade.

Agradeço infinitamente à minha mãe, Ozani Candida de Melo, que não mediu esforços para que esse sonho se tornasse realidade, sempre me incentivando, com muito amor e carinho. Sou grato também à minha irmã, Giselle de Melo dos Santos, pelo companheirismo, apoio e auxílio nas revisões de texto.

Pelo apoio e pela estrutura que me permitiram a realização deste trabalho agradeço também ao Departamento de Ciências Ambientais - DCAm, Departamento de Hidrobiologia - DHB, Rufford Foundation, e a Fundação de Apoio à Pesquisa do Estado de São Paulo - FAPESP (processo 2019/06291-3 e 2015/18790-3).

Por fim, não poderia deixar de mencionar o apoio da professora Érica Pugliesi, do DCAm/UFSCAR, que me auxiliou na obtenção da vinhaça, e ao grupo Ipiranga agroindustrial, que me forneceu a vinhaça utilizada neste estudo.

RESUMO

Comunidades aquáticas estão sob forte ameaça por contaminantes quando inseridas em matrizes agrícolas. Diante disso, este estudo foi realizado em mesocosmos, que podem ser compreendidos como sistemas artificiais que simulam ecossistemas naturais, com comunidades zooplanctônicas, submetidas a diferentes níveis de concentração de vinhaça, um comum fertilizante gerado a partir da destilação da cana-de-açúcar, para buscar compreender como estas respondem aos diferentes níveis de concentração e como métricas de diversidade beta descrevem estas respostas. Identificaram-se as espécies que compunham as 15 diferentes comunidades zooplanctônicas, nos mesocosmos antes e depois da contaminação da vinhaça, para verificar seu efeito em relação à troca de espécie, aninhamento, riqueza e abundância. Como resultado, encontrou-se que a água teve perda de oxigênio dissolvido e diminuição do pH com o aumento das concentrações da vinhaça. As comunidades não impactadas tiveram um padrão temporal de aninhamento (subconjuntos das comunidades anteriores) e comunidades impactadas mudaram as abundâncias relativas das espécies mais comuns (padrão de troca). Observou-se ainda uma espécie comum resistente (*Tropocyclops prasinus*) e outra que decaiu linearmente em abundância conforme aumentadas as concentrações de vinhaça (*Notodiaptomus spinuliferus*), sendo a última uma potencial espécie indicadora de sistemas contaminados por vinhaça. Os efeitos da vinhaça em comunidades aquáticas foram evidentes, sugerindo cautela ao uso indiscriminado da substância como fertilizante em culturas agrícolas.

Palavras-chave: Comunidade Zooplanctônica, Mesocosmos, Vinhaça, Diversidade Beta , Impacto Ambiental, Ecotoxicologia.

ABSTRACT

Aquatic communities are under strong threat from contaminants when inserted into agricultural landscapes. This study was performed in mesocosms, which are artificial systems that simulate natural ecosystems, with zooplanktonic communities, under different levels of vinasse concentration, a common fertilizer generated from the distillation of sugarcane. This work aimed to understand how zooplankton communities respond to different concentrations and how beta diversity metrics describe these responses. We identified species from each of the 15 different zooplanktonic communities in the mesocosms before and after the vinasse contamination, to verify their effect in relation to the turnover of species, nestedness, richness and abundance. We found that the water had a loss in dissolved oxygen and a decrease in pH with increasing vinasse concentrations. Non-impacted communities had a temporal nested pattern (subsets of previous communities) and impacted communities changed the relative abundances of the most common species (turnover pattern). We found one common resistant species (*Tropocyclops prasinus*) and one that declined linearly in abundance as we increased the concentrations of vinasse (*Notodiaptomus spinuliferus*), being the last a potential indicator species of vinasse-contaminated systems. The effects of vinasse on aquatic communities were evident, suggesting caution against the indiscriminate use of the substance as fertilizer in agricultural crops.

Keywords: Zooplankton Community, Mesocosms, Vineyard, Beta Diversity, Environmental Impact, Ecotoxicology.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	08
2. OBJETIVOS	09
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	10
4. MATERIAIS E MÉTODOS	16
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	22
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS	31
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	32

1. INTRODUÇÃO

Nos últimos anos, os ecossistemas aquáticos têm enfrentado mudanças significativas, resultado de vários impactos ambientais decorrentes das atividades humanas. O aumento populacional e a exploração descontrolada de recursos têm afetado e comprometido a saúde de rios, córregos, lagos, reservatórios dentre outros corpos hídricos (McALLISTER et al., 1997).

Essas alterações geram uma modificação acentuada na biodiversidade aquática, em função das alterações e desestruturação do ambiente físico, químico e mudanças na dinâmica e estrutura das comunidades biológicas (CALLISTO, MORETTI e GOULART, 2001).

Dentre as diversas comunidades aquáticas influenciadas pelas atividades antrópicas, destaca-se a zooplânctônica, que é o principal elo na transferência de energia e massa entre os produtores primários e demais consumidores (ESTEVES, 2011). Muitas espécies têm sido usadas como indicadoras de qualidade de água, como espécies de rotíferos, cladóceros e copépodes (PERBICHE-NEVES et al. 2013, PERBICHE-NEVES et al. 2016).

Um dos principais fenômenos que implicam em modificações nas comunidades aquáticas é a eutrofização dos ambientes. Esse processo é caracterizado pelo crescimento excessivo de algas e plantas aquáticas no corpo hídrico, e este desequilíbrio é provocado pelo recebimento excessivo de nutrientes, principalmente os nitrogenados e fósforo (THOMANN e MUELLER, 1987). O processo de eutrofização é mais comum em ambientes lênticos como lagos, lagoas, lagoas e represas, mas pode, menos frequentemente, ocorrer em rios por conta das condições ambientais e hidrodinâmica, como a turbidez e a velocidade da água, serem desfavoráveis para o crescimento de algas e plantas aquáticas. Também pode ser um processo natural de envelhecimento do corpo hídrico em razão de sedimentos advindos da bacia hidrográfica aumentarem a quantidade de nutrientes na água (ESTEVES, 2011; MELO et al., 2008).

Entre as principais atividades humanas responsáveis pelo processo de eutrofização em lagos, lagoas e reservatórios, pode-se citar o lançamento de

efluentes domésticos e industriais, desmatamento, sedimentação, fertilização e uso de pesticidas em lavouras (CARPENTER et al., 1998).

Diante disso, demonstra-se pertinente o estudo dos impactos da vinhaça para a eutrofização das águas. A vinhaça, subproduto da produção do álcool, segundo Rossetto e Santiago (2009), começou a ser utilizada como fertilizante em meados da década de 1970 e, apesar de serem conhecidos seus valores nutricionais desde a década de 1950, foi intensificado seu uso como fertilizante a partir de 1999, com o aumento nos preços dos fertilizantes químicos. Dessa forma, justificam-se estudos que busquem avaliar e compreender como os organismos aquáticos são afetados e respondem à poluição e à eutrofização, em especial a vinhaça. Neste estudo, buscou-se avaliar e compreender a resposta das comunidades zooplanctônicas em relação à composição de espécies e diversidade beta, após a contaminação por vinhaça em diferentes concentrações.

De acordo com Tundisi (2000), nos últimos anos, houve uma melhoria no conhecimento sobre o funcionamento e estrutura dos ecossistemas aquáticos continentais. Vistas as dificuldades de realização e aplicação de estudos como este no ambiente natural, em virtude do uso de contaminante (vinhaça), que não pode ser empregado no ambiente natural, muitos estudos criam ecossistemas artificiais para simular o ecossistema natural. Este estudo foi realizado em mesocosmos, que, segundo Odum (1985), são ecossistemas experimentais/artificiais ao ar livre, ou seja, estes têm por objetivo simular ecossistemas naturais.

2. OBJETIVOS

Analisar como as comunidades de zooplâncton em mesocosmos respondem aos diferentes níveis de concentração de um contaminante; no presente caso, a vinhaça.

2.1 Objetivos específicos

1. Analisar se a vinhaça modifica a composição das comunidades zooplanctônicas.
2. Identificar como os diferentes grupos taxonômicos do zooplâncton respondem ao gradiente de vinhaça.

3. Descrever como as comunidades respondem ao gradiente de vinhaça utilizando índices de diversidade beta.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Expansão agrícola

Os períodos de expansão colonial constituíram fases importantes do crescimento e desenvolvimento agrícola. No Brasil, a cana-de-açúcar, uma planta originária da Ásia, foi introduzida no período colonial em alguns trechos do litoral do país. Em pouco tempo, a produção açucareira acabou superando a importância da atividade de extração de pau-brasil, tornando-se uma das principais atividades econômicas, o que deu início ao ciclo econômico da cana de açúcar, entre meados do século XVI e XVIII. Um dos motivos que fez com que a cana de açúcar fosse introduzida no Brasil é a condição climática favorável, como o clima quente, ocorrência e regime de chuvas, e o solo de massapê no litoral nordestino, onde iniciou-se o cultivo (COTRIM, 2005).

A produção agropecuária passou por diversas transformações desde o início do seu desenvolvimento, de modo cada vez mais mecanizada e integrada com a produção industrial, dependente de recursos naturais como solo, água e raios solares. Nas últimas décadas, a produção agropecuária cresceu vigorosamente, com colheitas mais produtivas e áreas agrícolas maiores. Grande parte do crescimento da produção agrícola mundial é creditada à Revolução Verde, que se iniciou na Europa e na América Anglo Saxônica após a Segunda Guerra Mundial (BIGOTTO, VITIELLO, ALBUQUERQUE, 2010a). A Revolução Verde é uma consequência da Revolução Industrial, que inovou e evoluiu técnicas agrícolas, possibilitando o aumento da produção sem a necessidade de ampliar as áreas cultivadas. A justificativa para a Revolução Verde era a necessidade no aumento da produção e da produtividade agrícola, objetivando maior produção de alimento, visto um aumento da população mundial e da população urbana em relação à população rural, responsável pela produção agrícola, em decorrência do êxodo rural (LUCCI, BRANCO e MENDONÇA, 2005).

Concebida nos Estados Unidos, a Revolução Verde consistiu na introdução de novas técnicas de cultivos, mecanização das lavouras e uso de fertilizantes, agrotóxicos e sementes selecionadas e geneticamente modificadas. A Revolução Verde, que produziu e fomentou a criação de diversos produtos, como agrotóxicos que geram diversos impactos ambientais, foi responsável também pela desigualdade no campo, pois os pequenos agricultores não tiveram acesso aos pacotes tecnológicos agrícolas e, com o aumento da produtividade nas grandes e médias propriedades, houve redução nos preços dos produtos agrícolas, a preços inviáveis para pequenos agricultores, diminuindo a competitividade entre o pequeno e grande produtor (LUCCI, BRANCO e MENDONÇA, 2005).

A partir do século XX, a produção de cana-de-açúcar se expandiu para os estados do Rio de Janeiro, Espírito Santo, Minas Gerais, Paraná, São Paulo, entre outros (BIGOTTO, VITIELLO, ALBUQUERQUE, 2010b). Vale ressaltar que, desde sua introdução, muitos impactos ambientais foram gerados, como, a princípio, o desmatamento da Mata Atlântica no litoral nordestino e depois com o avanço do cultivo para outras regiões do país, além do desmatamento para a obtenção da lenha para as fornalhas dos engenhos (JUNIOR, GANDINI, ASPIS, 2012).

Portanto, desde os primórdios até os dias atuais, o cultivo da cana-de-açúcar gera uma série de impactos ambientais como a degradação e a supressão da vegetação nativa para o cultivo, perda da fertilidade natural do solo, aumento de processos erosivos, perda e ameaça à biodiversidade e contaminação do solo e rios por agrotóxicos. Vale ressaltar que o cultivo, que se restringia à mata atlântica no período colonial, nos dias de hoje avança pelo Cerrado e decretos recentes visam a liberação no Pantanal e na Amazônia.

Segundo dados da Organização das Nações Unidas para a agricultura e alimentação, em 2008, a área plantada de cana-de-açúcar no mundo foi de 24 375 milhões de hectares e a produção de açúcar foi de 1 743 092 milhões de toneladas. De acordo com os dados do censo agropecuário do IBGE, a cana-de-açúcar em 2006 ocupava cerca de 10% de toda a superfície cultivada do país.

O Brasil é o maior produtor mundial de cana, com cerca de sete milhões de hectares plantados e produzindo aproximadamente 480 milhões de toneladas, sendo também líder mundial na produção de açúcar e etanol. O estado de São

Paulo é líder nacional no cultivo da cana, correspondendo a 55% do plantio no país, com uma área plantada de 5,6 milhões de hectares, produção anual de 442,3 milhões de toneladas de cana-de-açúcar, o que gera 27,6 bilhões de reais (IBGE, 2016).

Os principais produtos derivados da cana-de-açúcar são o açúcar e o etanol, que correspondem aproximadamente a 5,7% das exportações brasileiras (BIGOTTO, VITIELLO, ALBUQUERQUE, 2010b). Além de matéria-prima para a produção de açúcar e álcool, os subprodutos e resíduos são utilizados para co-geração de energia elétrica, fabricação de ração animal e fertilizante para as lavouras (EMBRAPA, 2009).

3.2 Vinhaça

De acordo com Rossetto e Santiago (2009), a vinhaça é um resíduo da produção do álcool. A cada litro de álcool são gerados entre 10 e 13 litros de vinhaça aproximadamente, com diferentes concentrações de compostos químicos, de acordo com o material de origem (mosto).

A vinhaça pode ser empregada no campo de diversas formas, como através de sulcos de infiltração, caminhões-tanque, aspersão convencional e aspersão com canhão hidráulico. A dose de vinhaça a ser aplicada no campo é definida de acordo com o seu teor de potássio (ROSSETTO, SANTIAGO, 2009).

Segundo Rossetto e Santiago (2009), a aplicação adequada de vinhaça pode trazer diversos benefícios, como a melhoria das propriedades físicas, químicas e biológicas do solo. Isso inclui o aumento da matéria orgânica, o fortalecimento da microflora do solo e a ajuda na mineralização do nitrogênio. Além disso, a vinhaça melhora a fertilidade do solo e aumenta sua capacidade de retenção de água, o que pode resultar em uma maior produtividade da cana.

Uma das desvantagens é que o uso contínuo ou em quantidades inadequadas de vinhaça pode levar à contaminação do lençol freático por meio da lixiviação de ânions em função do excesso de potássio (ROSSETTO; SANTIAGO, 2009). Já em sistemas aquáticos, os efeitos da vinhaça são mais desconhecidos, apesar de que este pode ser lixiviado para diversos corpos hídricos, especialmente em enxurradas. Devido à elevada concentração de nutrientes, espera-se que a

vinhaça tenha alto potencial de eutrofização em ecossistemas aquáticos, e conseqüentemente de grandes alterações nas comunidades planctônicas.

3.3 Fitoplâncton e Zooplâncton

O plâncton habita diversos tipos de ecossistemas aquáticos, incluindo os costeiros, marinhos e continentais. Esses organismos possuem capacidade de locomoção não eficiente em casos de correntes fortes, além de adaptações que possibilitam sua flutuabilidade limitada ou permanente, e este grupo pode ser dividido em zooplâncton (animais) e fitoplâncton (microalgas) (PEREIRA, 2013).

O fitoplâncton compreende a um conjunto de seres planctônicos unicelulares ou pluricelulares, clorofilados, ou seja, aqueles que realizam fotossíntese. Formados por algas microscópicas ou macroscópicas, que podem ser encontradas em formas de colônias ou isoladas e que flutuam preferencialmente nas superfícies das águas (zona limnéticas), esses organismos são responsáveis por sintetizar a matéria orgânica utilizando a energia solar, junto aos nutrientes essenciais para seu metabolismo e desenvolvimento (PEREIRA, 2013).

Por serem responsáveis por sintetizar matéria orgânica e como produtores, são extremamente importantes para os ecossistemas aquáticos, pois são a base energética da rede trófica nos corpos hídricos.

O zooplâncton é formado por seres planctônicos heterotróficos, ou seja, não são capazes de produzir seu próprio alimento. Geralmente o zooplâncton se alimenta do fitoplâncton e detritos orgânicos em suspensão e é constituído de múltiplas espécies de animais em suspensão, predadores, herbívoros e onívoros (PEREIRA, 2013).

Algumas espécies são consumidores primários, sendo responsáveis pela condução do fluxo de energia nos ecossistemas aquáticos. O zooplâncton na cadeia trófica age como intermediário entre a energia fixada pelo fitoplâncton e os predadores de topo, que muitas vezes são de interesse para a sociedade, como é o caso dos peixes (PEREIRA, 2013).

3.4 Impactos ambientais em ecossistemas aquáticos

A temática relacionada com água e seus usos vêm despertando interesse de discussão e centralizando as atenções mundiais nas últimas décadas. Deste modo, numerosos debates sobre utilização, gestão e manejo dos recursos hídricos de modo mais eficiente e sustentável têm sido provocados, com o objetivo de que ocorra uma adequação do uso desses recursos tão escassos, bem como sua racionalização. Os ecossistemas aquáticos, apesar de importantes para a manutenção da vida, sofrem diariamente com impactos decorrentes das atividades humanas, sendo que este processo acelerado de degradação das características físicas e químicas e biológicas pode trazer efeitos nocivos à saúde humana e resulta em perda de habitats para a biodiversidade aquática. As principais atividades causadoras de impactos ambientais nos corpos hídricos são: atividades de mineração, que acarretam contaminação e assoreamento; lançamentos de efluentes domésticos e industriais, que geram contaminação e eutrofização; assim como a fertilização de lavouras, retificação e ocupação das margens, desmatamento das matas ciliares, entre diversas outras (CALLISTO, MORETTI e GOULART 2001).

Dentre as atividades no processo de aplicação de fertilizantes nas lavouras, estes podem ser carregados para corpos hídricos, por meio de ventos e chuvas, causando uma série de alterações e impactos ambientais, como a eutrofização ocasionada por excesso de nutrientes na água. Assim, estudos que buscam compreender os efeitos dos impactos ambientais nos organismos aquáticos e como as comunidades fitoplânctons e zooplânctons respondem às alterações e impactos ambientais são de suma importância.

3.5 Ecotoxicologia

Para Chapman (2002), a ecotoxicologia é a ciência que une a ecologia com a toxicidade, portanto é a ciência que busca compreender os efeitos causados por substâncias químicas e os processos biológicos responsáveis por estes efeitos em diferentes tipos de organismos ou comunidades. As respostas dos efeitos da toxicidade de alguma substância em determinado organismo ou comunidade é avaliada através de ensaios toxicológicos (CHAPMAN, 2002).

Já Ramade (1977) define ecotoxicologia como a ciência que busca avaliar as formas e níveis de contaminação do ambiente por poluentes artificiais e naturais, compreendendo seus mecanismos de ação e seus efeitos sobre um conjunto de seres vivos. A ecotoxicologia tradicional foca em respostas que vão desde alterações genéticas, comportamentais e morfológicas, até o nível de populações. Neste caso, estudos em níveis ecológicos hierárquicos mais complexos, como comunidades e ecossistemas, ainda são menos numerosos (HAYASAKA 2014, SCHIESARI et al. 2018).

3.6 Bioindicadores

Bioindicadores são espécies ou comunidades biológicas cuja presença, quantidade ou distribuição indicam a magnitude de impactos ambientais nos ecossistemas (CALLISTO e GONÇALVES, 2002). O uso de bioindicadores na avaliação de impactos ambientais é de suma importância e justifica-se pelas diferentes respostas que animais, plantas, microrganismos e suas complexas interações com o meio ambiente fornecem, respondendo às modificações do ambiente, indicando a presença de poluentes e como estes interagem com os organismos, proporcionando uma melhor indicação de seus impactos na qualidade ambiental dos ecossistemas (SOUZA, 2001).

Os invertebrados de modo geral, são os que melhor respondem às mudanças ambientais nos ecossistemas aquáticos. Ambientes impactados apresentam baixa riqueza de espécies e, geralmente, identificam-se espécies tolerantes e resistentes nestes locais; deste modo, inferem-se as consequências ambientais do impacto para os ecossistemas aquáticos (MATSUMURA-TUNDISI, 1999).

3.7 Diversidade Beta

O termo diversidade beta foi criado por Whittaker em 1960, tendo ele definido diversidade beta como “a extensão da mudança na composição da comunidade, ou grau de diferenciação da comunidade, em relação a um complexo gradiente de ambiente, ou um padrão de ambientes”. Jost (2007) estabelece diversidade beta como a razão entre a diversidade regional γ (gama) e a diversidade local α (alfa). Já para Baselga (2012), diversidade beta pode ser descrita por dois componentes. A

substituição de espécies é um dos elementos que compõem a diversidade beta, bem como o aninhamento, que é um padrão ecológico referente à distribuição das espécies em metacomunidades, da qual espécies encontradas em sítios com menor riqueza são subconjuntos de grupos de espécies de sítios com maior riqueza de espécies (PATTERSON e ATMAR 1986, BASELGA 2012, GOMES 2014). Estes índices que comparam comunidades são comumente utilizados em estudos ecológicos e possuem o potencial de elucidar os mecanismos pelos quais os impactos ambientais alteram as comunidades naturais (SIQUEIRA, LACERDA e SAITO 2015, SOCOLAR et al. 2016).

4. MATERIAIS E MÉTODOS

Neste trabalho, com objetivo de simular ecossistemas, foram utilizados 15 tanques de polietileno (mesocosmos) e com capacidade de 500 litros, sendo que continham aproximadamente 400 litros de água filtrada com carvão ativado (sem cloro). O desenho experimental possuía 3 mesocosmos como controles (sem vinhaça) e 12 mesocosmos que receberam concentrações diferenciadas de vinhaça em um gradiente. As concentrações utilizadas foram de 4 litros, 2 litros, 1 litro, 500 ml, 250 ml, 125 ml, 62 ml, 32 ml, 15 ml, 8 ml, 4 ml e 2 ml de vinhaça (contaminante). Os valores selecionados foram baseados em experimentos prévios que indicavam o total colapso das comunidades (mortalidade exacerbada e visível de organismos, queda de oxigênio à 0%) quando adicionado 1% do volume do sistema em vinhaça (Prof. Dr. Evaldo Espíndola, informação pessoal). Deste modo, o valor máximo utilizado compreendeu a esse valor de 1% (4 litros para 400 litros do sistema).

4.1 Estabelecimento dos mesocosmos

Para a formação dos mesocosmos, os tanques foram lavados e higienizados com álcool 70% e sabão líquido neutro. As unidades experimentais ficaram dispostas diretamente sobre o solo, com proteção com telas sombrite com capacidade de retenção luminosa de 50% a 2,5m de altura. O sombrite foi instalado para que os mesmos não recebessem incidência de raios solares diretamente e constantemente, de modo a não haver interferências significativas na temperatura

da água. Os tanques também estavam protegidos com tela do tipo mosquiteiro para que não ocorressem interferências externas nas unidades amostrais.



Figura 1: Fotografia de dia de coleta, destacando-se os mesocosmos.

O fitoplâncton inoculado foi coletado no dia 16/05/2019 na represa do Broa (Itirapina-SP), com redes de malha de 20 micra, sendo que metade do volume filtrado foi em arrastos transversais e a outra metade em horizontais. O volume estimado filtrado para cada mesocosmo foi de 800 L (duas vezes o volume do sistema). As amostras de fitoplâncton foram homogeneizadas antes de serem inoculadas. No mesmo dia da inoculação do fitoplâncton, foi adicionado fertilizante agrícola NPK (Nitrogênio, Fósforo e Potássio) líquido, 10:10:10, correspondente à concentração de 8 mg/L³ de fósforo total, valor de referência utilizado pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo - CETESB - para sistemas lênticos oligotróficos, de modo a garantir condições iniciais para colonização do fitoplâncton.

Após 5 dias, foi realizado um procedimento de homogeneização das comunidades fitoplanctônicas através da filtragem de 60 litros de cada comunidade, homogeneização e redistribuição uniforme. Ao todo, na fase inicial, foram realizadas quatro homogeneizações dos tanques nos dias 20/05/2019, 22/05/2019, 24/05/2019 e 27/05/2019.

4.2 Coleta do Zooplânctons para estabelecimento do mesocosmos

O zooplâncton foi coletado no dia 29/05 (13 dias após a colonização do fitoplâncton) na represa do Fazzari, localizada no campus São Carlos da Universidade Federal de São Carlos - (UFSCAR). As coletas foram realizadas da borda da represa, constituindo arrastos horizontais com redes de malha de 68 micra. A partir de experimentos iniciais, verificou-se que a abundância inicial deveria ser muito elevada para que as comunidades se estabelecessem, portanto, para cada mesocosmo foram filtrados 4000 litros, o equivalente a dez vezes o volume das caixas. Após a inoculação, ocorreram duas homogeneizações nos mesocosmos nos dias 03/06 e 05/06/2019:



Figura 2: Coleta de Zooplâncton na represa Fazzari - UFSCAR - São Carlos - SP 29/05/2019.

4.3 Coleta de zooplâncton (T0)

Após a última homogeneização, coletou-se a primeira amostra das comunidades de zooplâncton no dia 07/06/2019 (T0, 9 dias após a inclusão do zooplâncton), antes da contaminação com a vinhaça, com o objetivo de analisar a comunidade e a diversidade antes da contaminação. O material coletado foi fixado em formol 5% para sua conservação. As amostras correspondem a 60 litros de água

filtrada em redes de malha de 68 micra, após homogeneização do próprio mesocosmo.

4.4 Contaminação dos mesocosmos com vinhaça

Foram contaminados 12 tanques no dia 17/06/2019 (10 dias após a coleta do T0) com diferentes concentrações de vinhaça previamente estabelecidas: 4 litros, 2 litros, 1 litro, 500 ml, 250 ml, 125 ml, 62 ml, 32 ml, 15 ml, 8 ml, 4 ml e 2 ml de vinhaça. Deu-se este intervalo para a contaminação para que as comunidades se recuperarem do distúrbio gerado pela coleta no T0. Amostras dessa vinhaça foram encaminhadas para análise química para obtenção da concentração de nitrogênio e fósforo.

4.5 Coleta de zooplâncton para análise após a contaminação (T1)

Realizou-se uma coleta após a contaminação para obter a resposta em relação ao impacto da vinhaça na abundância e diversidade do zooplâncton em diferentes tempos. A coleta foi realizada no dia 05/07/2019, 29 dias após a primeira coleta e 18 dias após a contaminação. O material coletado foi fixado em formol 5%.

4.6 Análise de parâmetros físico-químicos da água

A fim de compreender e verificar as mudanças ocorridas na água após a contaminação por vinhaça, foram medidos parâmetros físicos e químicos da água como pH, oxigênio dissolvido (OD), condutividade elétrica, salinidade, temperatura e turbidez com um multiparâmetro (Horiba). Esta medição foi feita nove dias após a contaminação, devido ao efeito lento esperado da vinhaça no sistema (i.e. vinhaça disponibilizando nutrientes e eutrofização).



Figura 3 - Realização das análises físico-química da água através de sonda multiparâmetro Horiba no dia 26/06/2019.

4.7 Caracterização da Vinhaça

Para a caracterização da vinhaça, uma amostra foi levada para o Laboratório de Química Ambiental da Universidade de São Paulo - USP/São Carlos. Para obter a concentração de nitrogênio, utilizou-se o método 399 NKT hach e para a concentração de fósforo foi usado o método 480 hach.

4.8 Análises qualitativas e quantitativas do zooplâncton no experimento

Foram analisadas em laboratório as amostras de zooplâncton coletadas considerando quatro grupos zooplânctônicos: Rotifera, Cladocera, Copepoda e Chydoridae, antes (T0) e depois (T1) da contaminação da vinhaça em diferentes concentrações do contaminante.

Para a quantificação, analisou-se 2 ml ou 3 ml da amostra a depender da quantidade de indivíduos encontrados (considerando um mínimo de 200 indivíduos por amostra). As contagens foram feitas em câmara de Sedgwick-Rafter com capacidade de 1 ml e aumento de 1.000x no microscópio. Os cladóceros e os copépodes foram identificados ao nível de espécie, e as espécies de rotíferos foram

todas agrupadas e denominadas ao nível de filo devido à dominância da ordem Bdelloidea.

4.9 Análise de dados

Realizou-se uma Análise de Componentes Principais (PCA) para resumir a variação nos dados das variáveis físicas e químicas da água em eixos principais. Esta análise permite verificar quais variáveis (padronizadas) respondem de forma similar ao gradiente e quais respondem de forma distinta utilizando eixos ortogonais de variação com a máxima explicação nos principais eixos.

Utilizou-se também uma Análise de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS) para observar como as comunidades de zooplâncton se diferenciam no experimento em relação ao tempo e ao longo do gradiente de impacto. Esta análise resume a dissimilaridade entre comunidades em espaço bidimensional. Para esta análise, usou-se o índice de dissimilaridade de Bray-Curtis, índice quantitativo que considera tanto a diferença na identidade das espécies como na abundância. A correspondência da matriz de dissimilaridade e de distância no gráfico foi de 95%, indicando que o gráfico é uma representação consistente das diferenças entre comunidades.

Para testar estatisticamente a relação das comunidades com o tempo do experimento (T0 e T1), bem como do gradiente de vinhaça, empregou-se uma Análise de Variância Multivariada com Permutações (PERMANOVA, ANDERSON 2005). Esta análise é uma extensão multivariada de análises de variância, em que as variáveis resposta foram os eixos da dissimilaridade de Bray Curtis ordenadas por uma análise coordenadas principais e as variáveis explicativas foram o tempo (T0 e T1) e as concentrações de vinhaça. As abundâncias das espécies foram padronizadas utilizando a transformação de Hellinger e as concentrações de vinhaça foram transformadas em log antes da análise.

A partir dos dados de abundância, verificaram-se quais as espécies mais representativas ao longo do experimento (veja Resultados e Discussão), que, então, foram investigadas em mais detalhes utilizando regressões múltiplas utilizando a

abundância (log) como variável resposta e o tempo e a vinhaça (log) como variáveis explicativas.

Por fim, calculamos a diversidade beta dos pares das comunidades, antes e depois da contaminação através do índice de Bray-Curtis e dos seus componentes. Os componentes utilizados foram de troca de abundâncias balanceadas e de gradiente de abundâncias unidirecionais, análogas às medidas de troca de espécies e de aninhamento de comunidades, mas considerando a abundância das espécies e não apenas a incidência (BASELGA, 2013). Com esses índices de diversidade beta, foram utilizadas regressões lineares com as concentrações de vinhaça (log) para identificar como ocorrem as mudanças quando as comunidades são impactadas por vinhaça.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram identificados oito táxons de zooplâncton durante o experimento, sendo quatro de Copepoda (*Mesocyclops longisetus* (Thiébaud, 1912), *Microcyclops finitimus* Dussart, 1984, *Tropocyclops prasinus meridionalis* (Kiefer, 1931), *Notodiaptomus spinuliferus* Dussart & Matsumura-Tundisi, 1986, dois Cladocera (*Bosmina longirostris* (O. F. Müller, 1776) e *Moina minuta* Hansen (1899), além de Rotifera e Chydoridae, os quais não foram separados em nível de espécies. Dessa taxa, Rotifera foi o grupo mais dominante (92% da abundância total no experimento), seguido de dois copépodes que foram relativamente abundantes, *N. spinuliferus* com 5% da abundância total e *T. prasinus* com 2%. Comparando a riqueza zooplânctônica do experimento com dados de sistemas lênticos reais (e.g. Represa do Fazzari - local onde as amostras inoculadas foram coletadas), encontra-se uma baixa riqueza. Ainda assim, mesmo com uma composição simplificada do zooplâncton, os resultados possuem generalidades que podem ser úteis ao entendimento das dinâmicas ecológicas de sistemas aquáticos contaminados por vinhaça, levando em consideração nosso desenho experimental controlado e abordagem ecológica de comunidades.

A análise química da vinhaça revelou que a concentração de nitrogênio total foi de 135 ± 0.13 (mg/L) e a de fósforo total $0,22 \pm 0.01$ (%m/v). Tais concentrações de

nutrientes afetaram as variáveis físicas e químicas da água. É possível observar na PCA abaixo (Figura 4) e na tabela 1 que com a contaminação de vinhaça a condutividade e a turbidez da água aumentam, em contrapartida o oxigênio dissolvido e o pH diminuem, isso se deve potencialmente ao fato da mudança do estado de trofia da água.

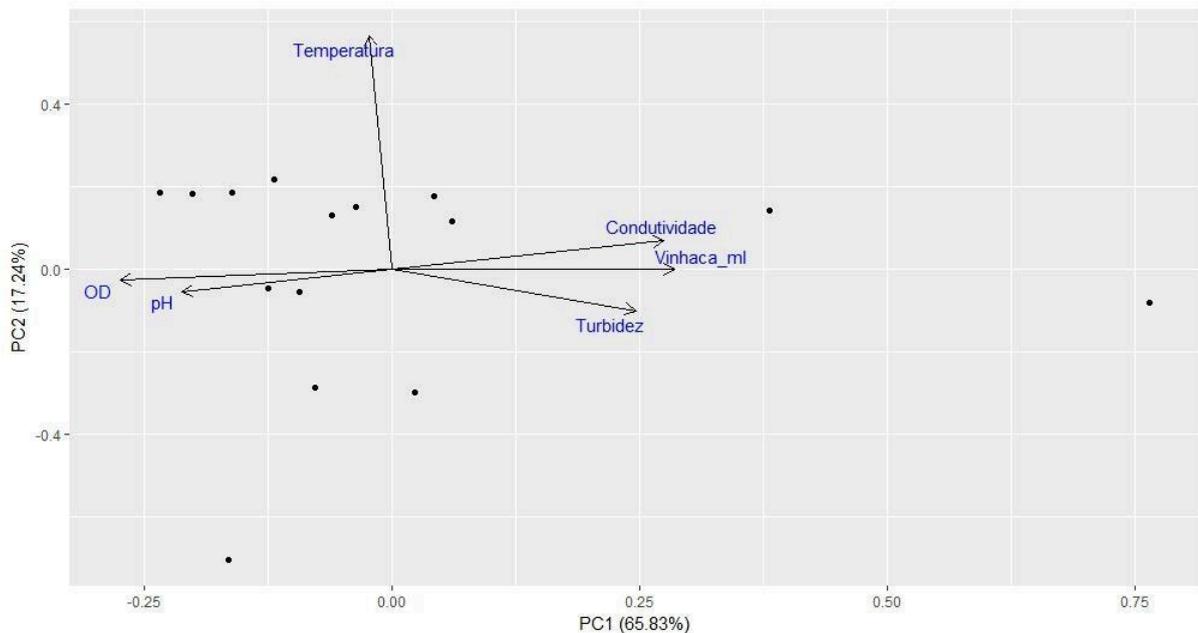


Figura 4 - Análise de componentes principais indicando a variação das características da água em relação à concentração de vinhaça utilizada em experimento de mesocosmos.

A temperatura não teve relação com a contaminação, indicando que a incidência de luz não afetou os parâmetros físicos e químicos no experimento de forma diferenciada entre os mesocosmos. Neste sentido, deve-se ressaltar que as variáveis oxigênio dissolvido e pH são de suma importância para a vida aquática, sendo variáveis utilizadas em monitoramentos de sistemas aquáticos praticados por órgãos ambientais (e.g. CETESB). O potencial hidrogeniônico - pH, de acordo com Esteves (2011), é de importância para estudos de ambientes aquáticos, pois o pH oferecerá condições ou não de sobrevivência das espécies. Souza (2012) afirma que pH tem forte influência na seleção das assembleias zooplanctônicas e os impactos nos organismos ocorrem em relação ao crescimento e à reprodução refletindo em alterações na abundância e riqueza. Esteves (2011) sugere ainda que,

com a diminuição do oxigênio dissolvido, ocorre o aumento do gás carbônico, consequentemente diminuindo pH.



Figura 5 - Mesocosmo contaminado com Vinhaça destacando a clara diferença de turbidez e coloração.

Tabela 1 - Características físico-químicas da água nos mesocosmos contaminados com vinhaça. Medições realizadas no dia 26/06/2019.

Mesocosmo	Vinhaça (ml)	pH	Condutividade e (μ S)	Turbidez (NTU)	OD (mg/l)	Temperatura $^{\circ}$ C
A3V1 (controle)	0	8,19	0,043	7	8,47	21,2
A4V2 (controle)	0	7,91	0,039	8	7,7	21,2
E4V3 (controle)	0	8,10	0,035	9	8,19	15,4
A2V4	2	7,99	0,037	3	8,44	21
D5V5	4	6,85	0,027	5	7,6	19,3
E6V6	8	6,78	0,026	6	6,3	17,7
A1V7	15	7,15	0,04	6	7,54	21,1
C2V8	32	7,02	0,03	8	7,2	19,4
B1V9	62	6,75	0,031	7	6,21	20,5
B3V10	125	6,65	0,032	9	6,55	20,7
B12V11	250	6,73	0,072	8	5,75	20,6
E1V12	500	6,87	0,036	9	4,83	17,7
C5V13	1000	6,84	0,065	2	3,42	19,9
B6V14	2000	6,39	0,104	11	0,07	20,1
C3V15	4000	6,10	0,155	27	0,04	19,1

A NMDS indicou que tanto o efeito do tempo quanto o efeito da vinhaça é aparente, separando e estruturando as comunidades nos dois eixos do gráfico (Figura 6). Destaca-se que as comunidades não impactadas se encontram mais próximas entre si e as comunidades impactadas estão ao redor. Considerando o tempo como fator (Figura 6, lado direito), pode-se identificar que as comunidades antes e depois tendem a ter comunidades distintas. Esta estruturação foi estatisticamente suportada pela PERMANOVA, que indicou efeito tanto da vinhaça como do tempo na composição das comunidades (Tabela 2).

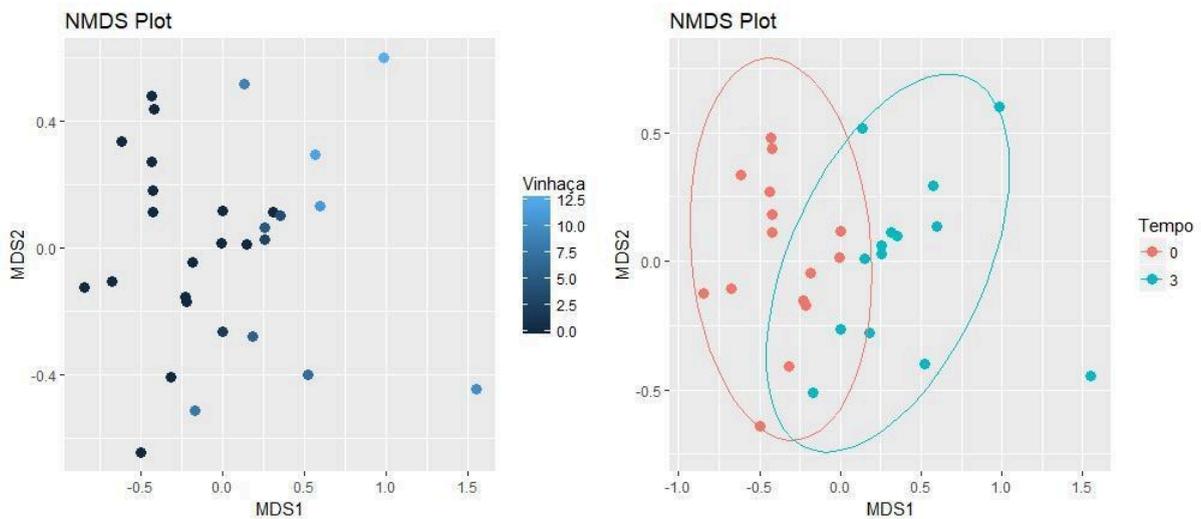


Figura 6 - Análise de escalonamento multidimensional não métrico, discriminando as comunidades de zooplâncton em experimento de mesocosmos em relação a concentração de vinhaça e o tempo de experimento.

Tabela 2 - Resultados da PERMANOVA, realizada com as comunidades de zooplâncton, tendo como variáveis explicativas vinhaça e tempo.

	Graus de liberdade	Estatística F	R2	P Valor
Vinhaça	1	45.020	0.41911	0.001
Tempo	1	35.398	0.32953	0.001
Residuals	27	0.25136		
Total	29			

Com o intuito de descrever em detalhes a variação das comunidades impactadas pela vinhaça, foram utilizados gráficos de dispersão com médias móveis. A partir dos gráficos abaixo (figura 7 e 8), observa-se que as comunidades inicialmente possuíam menor dominância (abundâncias similares entre as várias espécies) e que *Notodiaptomus spinuliferus*, *Tropocyclops prasinus* e principalmente rotíferos dominaram após 29 dias de experimento, independentemente da contaminação (Figura 8).

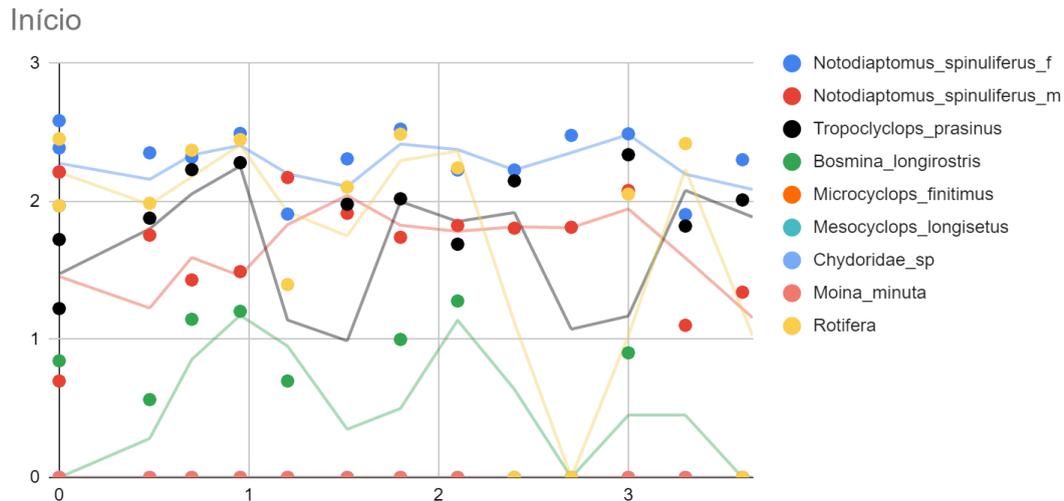


Figura 7 - Táxons zooplânctônicos em mesocosmos antes da contaminação de vinhaça. Cada ponto indica o log da abundância em um determinado mesocosmo. As linhas de tendência representam médias móveis. No início, esperava-se que as abundâncias fossem similares entre os mesocosmos (linha de tendência linear).

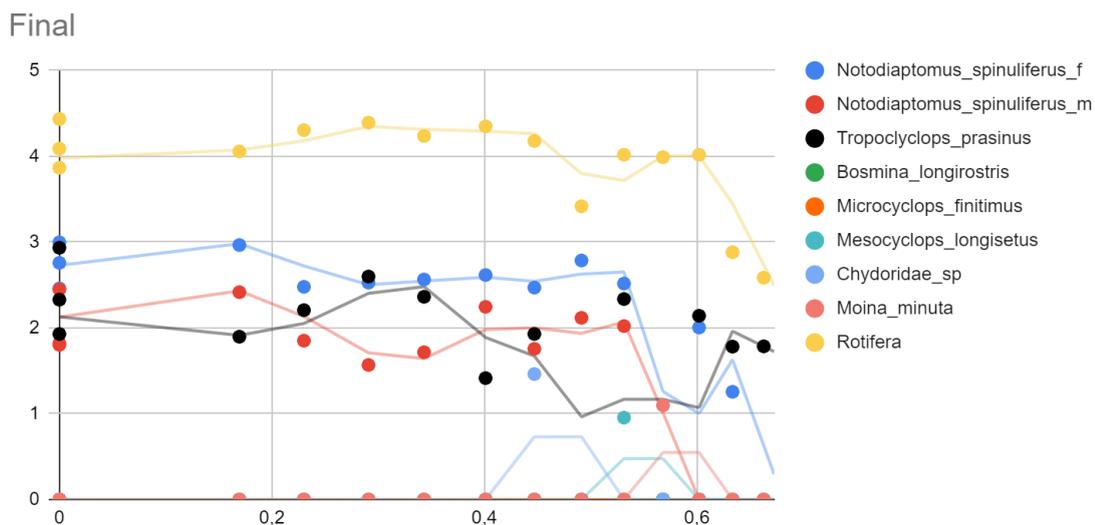


Figura 8 - Comunidades de zooplâncton em mesocosmos após 29 dias da contaminação de vinhaça. Cada ponto indica o log da abundância em um determinado mesocosmo. As linhas de tendência representam médias móveis. O eixo X indica o gradiente de vinhaça em log(L).

Para detalhar a dinâmica das populações dos três grupos dominantes (Rotifera, *N. spinuliferus*, *T. prasinus*) foram utilizadas regressões múltiplas com a concentração da vinhaça e o tempo como variáveis explicativas. Os rotíferos se tornam dominantes ao longo do experimento sem efeito da vinhaça, pois comunidades com menor abundância inicial mantiveram o padrão no final (Tabela 3). Este resultado indica que mesmo concentrações muito altas de vinhaça (e.g. a maior concentração da vinhaça correspondia a 1% do volume total do sistema - 4 litros em 400 litros) não afetam o crescimento populacional de rotíferos.

Tabela 3 - Regressão múltipla dos grupos de zooplâncton mais abundantes no experimento, com vinhaça e tempo como variáveis explicativas.

Taxa	Fatores	Estimativas	Erro padrão	Valor da estatística t	P valor
Rotifera	Intercepto	4.0502	0.4454	9.093	<0.0001
	Vinhaça	-0.1829	0.1038	-1.762	0.0893
	Tempo	6.0726	0.8841	6.868	<0.0001
<i>N. spinuliferus</i>	Intercepto	5.57656	0.31638	17.626	<0.0001
	Vinhaça	-0.37213	0.07372	-5.048	<0.0001
	Tempo	1.77040	0.62797	2.819	<0.0001
<i>T. prasinus</i>	Intercepto	3.5841	0.4870	7.360	<0.0001
	Vinhaça	-0.1837	0.1135	-1.619	0.117
	Tempo	1.7582	0.9666	1.819	0.080

Notodiaptomus spinuliferus apresentou variação na abundância explicada tanto pelo tempo como pela vinhaça. No gráfico (Figura 9), pode-se verificar uma relação negativa entre a concentração de vinhaça e a abundância da espécie. Apesar do efeito significativo do tempo, pode-se observar no gráfico que *N. spinuliferus* possuiu abundâncias similares entre os tempos, principalmente nos mesocosmos controle, sendo fortemente influenciado pela vinhaça, um bom indicativo para o uso da espécie como monitora de impactos da vinhaça em sistemas aquáticos. Matsumura-Tundisi & Tundisi (2003) apontam que algumas espécies de copépodes calanóides são sensíveis a variações de determinadas variáveis, especialmente em relação à condutividade elétrica, o que pode explicar a variação para esta espécie.

Nota-se que a abundância de *Tropocyclops prasinus* não foi explicada pelo tempo ou pela vinhaça, sendo também uma espécie resistente à vinhaça. Em grandes concentrações de vinhaça, após 20 dias da contaminação, encontram-se apenas Rotíferos e *Tropocyclops prasinus*, porém, dado o fato de que rotíferos dominam normalmente em qualquer situação, *T. prasinus* aparenta ser uma espécie especialmente importante em sistemas com presença de vinhaça. Além disso, os resultados marginalmente significativos da vinhaça em Rotifera, bem como do tempo para *T. prasinus*, sugerem que em um prazo mais longo, *T. prasinus* deve dominar estes sistemas.

De modo geral, as regressões múltiplas indicam que *N. spinuliferus* tende a decair com a contaminação por vinhaça e *T. prasinus* tende a resistir, sendo, portanto, potenciais espécies a serem investigadas em detalhes. *Tropocyclops prasinus* é reconhecidamente uma espécie resistente a variações ambientais, sendo comumente dominante em sistema mesotróficos e eutróficos, assim como em sistemas temporários como bromélias, poças e locais com baixo pH (SILVA 2011, REID & JANETZKY 1996, BRUNO et al. 2002; PERBICHE-NEVES et al., 2013, 2016). Essa espécie possui uma estratégia reprodutiva de gerar poucos ovos, mas de grande tamanho (REID & JANETZKY 1996), o que potencialmente auxilia na sobrevivência dos imaturos em situações de baixo pH, OD, característicos de sistemas eutrofizados.

Apesar do potencial de *T. prasinus* para ambientes contaminados por vinhaça, deve-se ressaltar que essa espécie possui uma fenologia que implica em uma maior abundância no outono e inverno e com baixa precipitação, e *Notodiaptomus spinuliforus* tem maior abundância no outono e verão (ELLOS WORTH & BLINN 2003, PERBICHE-NEVES et al. 2007) e portanto, levando em consideração o período do ano no qual foi coletado o zooplâncton a abundância de *T. prasinus* e *N. spinuliforus* pode ser explicada também pela fenologia das espécies.

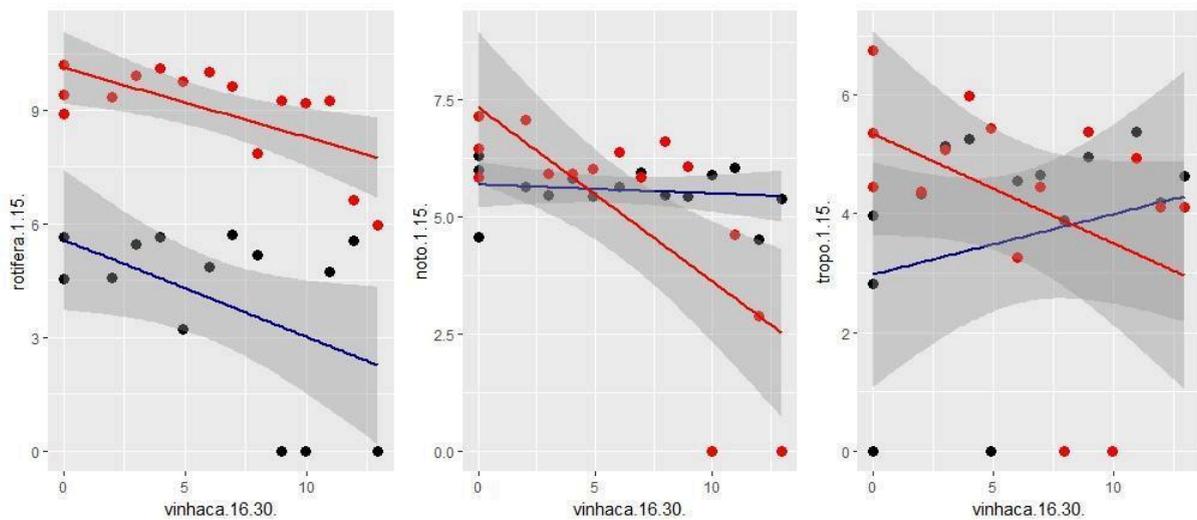


Figura 9 - Gráfico da relação linear dos grupos mais abundantes de zooplâncton em mesocosmos, em relação a concentrações de vinhaça. Pontos pretos indicam as comunidades antes do impacto e vermelho após 29 dias da contaminação de vinhaça.

A análise da diversidade beta, separando entre os componentes de “Troca de Abundâncias” (TA) e de “Gradiente de Abundâncias” (GA), indicou que a variação entre as comunidades se deu principalmente pelo componente GA (Figura 10). Ou seja, as comunidades no momento final eram subconjuntos do momento inicial. Isso deve ter ocorrido principalmente pela perda de espécies ao longo do experimento. Relacionando a diversidade beta total e seus componentes com as concentrações de vinhaça, verificou-se que, quando separados os componentes, encontra-se uma relação (modelo linear, $t=3,06$, $P=0.009$), mas não quando utilizada a diversidade beta total (modelo linear, $t=-1.36$, $P=0.125$). Encontrou-se que quanto maior o impacto, maior a contribuição de TA e menor a de GA, sendo que esta mudança

mascara o efeito da vinhaça quando utilizado o índice de Bray-Curtis (Figura 11). Como os valores totais de Bray Curtis foram altos, a importância relativa dos componentes (%), ou os valores brutos geram resultados qualitativamente semelhantes.

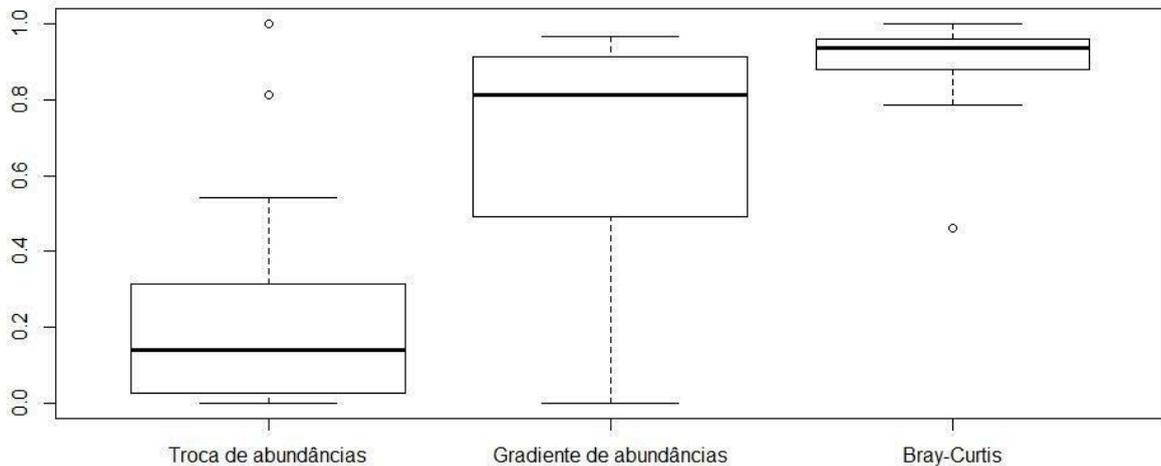


Figura 10 - Boxplot das trocas de abundâncias, gradientes de abundâncias e diversidade beta calculada pelo índice de Bray-Curtis das comunidades de zooplâncton em mesocosmos contaminados por vinhaça.

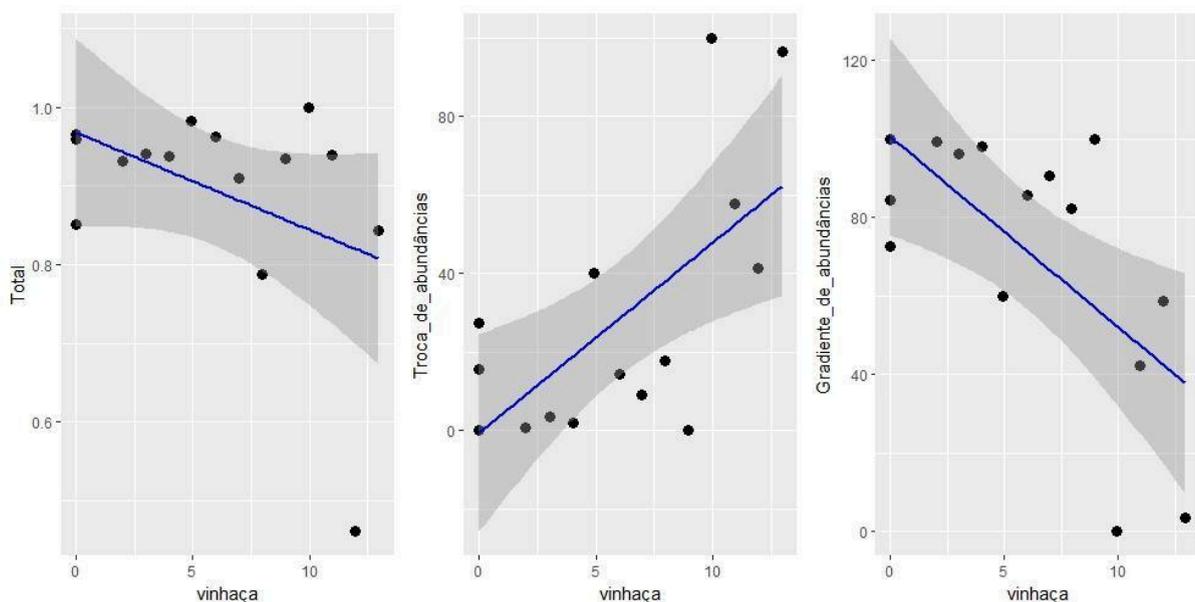


Figura 11 - Gráfico das trocas de abundâncias, gradientes de abundâncias e diversidade beta calculada pelo índice de Bray-Curtis dos pares de comunidades de zooplâncton (antes e depois) em mesocosmos em relação às concentrações de vinhaça.

Deste modo, pode-se compreender que, ao longo do tempo no experimento, as comunidades não impactadas tornaram-se subconjuntos das comunidades anteriores, mas as comunidades impactadas mudaram as abundâncias relativas das espécies. No caso em específico, isso potencialmente se refere à troca de *T. prasinus* por *N. spinuliferus*. Isso ressalta como a vinhaça pode alterar a dinâmica natural das comunidades, modificando a forma como as comunidades variam no tempo. Além disso, este resultado destaca a utilidade dos componentes da diversidade beta em acessar como as comunidades se modificam frente a impactos ambientais.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Apesar de ser usado como um fertilizante natural e considerado como um produto de baixo impacto ambiental, a vinhaça afetou características físicas e químicas da água e, por consequência, alterou as comunidades aquáticas. Este trabalho descreve em detalhes os impactos em comunidades de zooplâncton em situações controladas, em que outras variáveis foram controladas, podendo, dessa forma, discriminar que as dinâmicas observadas são decorrentes dos impactos gerados. Desta forma, os resultados até o momento indicam que a vinhaça gera um padrão de troca de abundâncias, em que algumas espécies antes dominantes tendem a decair, e outras tendem a aumentar. No caso, *Tropocyclops prasinus* foi uma espécie resistente, mesmo em concentrações altíssimas, e *Notodiaptomus spinuliferus* foi a espécie com resposta negativa mais clara em relação às concentrações de vinhaça. Estes resultados ressaltam a utilidade de estudos de mesocosmos atrelados à temática toxicológica, bem como de abordagens de comunidades, como índices de diversidade beta, em acessar impactos ecológicos.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDERSON, M. J. Permutational multivariate analysis of variance. Department of Statistics, University of Auckland, Auckland, 26, p.32-46. 2005.

BASELGA, A. Separating the two components of abundance-based dissimilarity: balanced changes in abundance vs. abundance gradients. **Methods in Ecology and Evolution** 4: p.552–557. 2013.

BASELGA, A. The relationship between species replacement, dissimilarity derived from nestedness, and nestedness. **Global Ecology and Biogeography**, 21, p. 1223-1232. 2012.

BIGOTTO, J. F.; VITIELLO, M. A.; ALBUQUERQUE, M. A. M. Geopolítica dos recursos naturais In: BIGOTTO, J. F.; VITIELLO, M. A.; ALBUQUERQUE, M. A. M. **Geografia Sociedade e Cotidiano** 3. 1. ed. São Paulo: edições escalas educacionais, 2010a. p. 277.

BIGOTTO, J. F.; VITIELLO, M. A.; ALBUQUERQUE, M. A. M. Sociedade, Economia e Natureza In: BIGOTTO, J. F.; VITIELLO, M. A.; ALBUQUERQUE, M. A. M. **Geografia Sociedade e Cotidiano** 2. 1. ed. São Paulo: Edições escalas educacionais, 2010b. p. 130.

BRUNO, M. C., SAGNOTTI, G., PERRY, S. A. Planktonic copepods from temporary marshes in Everglades National Park (Florida, USA). *Hydrobiologia*, 485(1-3), 1-18. (2002).

CALLISTO, M. e GONÇALVES, JF JUNIOR. A vida nas águas das montanhas. *Ciência Hoje* 31 (182), p. 68-71. 2002

CALLISTO, M., MORETTI, M., GOULART, M. D. C. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.1 n.6 p.71-82. 2001

CALLISTO, M., FERREIRA, W., MORENO, P., GOULART, M. D. C., PETRUCIO, M. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em

atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). **Acta Limnologica Brasiliensia**. v.13: p. 91-98. 2002.

CARPENTER, STEPHEN R.; CARACO, N. F.; CORRELL, D. L.; HOWARTH, R. W.; SHARPLEY, A. N. & SMITH, V. H.. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological applications*, v. 8, n. 3, p. 559-568, 1998.

CHAPMAN, P. M. Integrating toxicology and ecology: putting the "eco" into ecotoxicology. *Marine Pollution Bulletin* 44(1): p. 7-15. 2002.

COTRIM, G. Economia Açucareira In: COTRIM, G. **História Global Brasil e Geral** 8. ed. São Paulo: Saraiva. 2005. p. 209- 210.

ELLSWORTH, P. M., & BLINN, W. Distribution and biomass of *Tropocyclops prasinus mexicanus* (Cyclopoida) in a near-thermally constant environment, Montezuma Well, Arizona. *The Southwestern Naturalist*, p. 341-346. (2003).

EMBRAPA, *Árvore do Conhecimento*, **Cana de Açúcar**, abr. 2009. Disponível em:<http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/cana-de-acucar/Abertura.html>. Acesso em 01/03/2019.

ESTEVES, F. A. (Org.) *Fundamentos de Limnologia*. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. 826 p.

GOMES, Carolina Ramos Caiado. **Aninhamento em comunidades: padrões e processos subjacentes**. 2014. 64 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-graduação em Ecologia e Evolução, Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Goiás, Goiânia - GO, 2014.

GOULART, M.D. e CALLISTO, M. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. **Revista FAPAM**. 2003.

HAYASAKA, D. Study of the impacts of systemic insecticides and their environmental fate in aquatic communities of paddy mesocosms. *Journal of Pesticide Science*, J14-02. (2014).

IBGE, **Censo Agropecuário 2006**, Rio de Janeiro, p.777, 2006. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/periodicos/51/agro_2006.pdf>. Acesso em 01/03/19.

IBGE, **Produção Agrícola Municipal 2016 – Culturas Temporárias e Perenes**, Rio de Janeiro, v.43, p.64, 2016. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/periodicos/66/pam_2016_v43_br.pdf>. Acesso em 29/02/2019.

JOST, L. PARTITIONING DIVERSITY INTO INDEPENDENT ALPHA AND BETA COMPONENTS. **Ecology**, v.88 , p.2427-2439. 2007

JUNIOR, R. C; GANDINI, M. S. M. ASPIS. A prática colonizadora na América portuguesa In: JUNIOR, R. C (Org.) **História texto e contexto**. 1. ed. São Paulo: Editora Scipione, 2012. p. 166-167

LUCCI, E. A.; BRANCO, A. L.; MENDONÇA, C. Tendências da agricultura mundial e políticas agrícolas no mundo desenvolvido In: LUCCI, E. A.; BRANCO, A. L.; MENDONÇA, C. **Geografia Geral e do Brasil**. 3. ed. São Paulo: Saraiva, 2005. p. 116-117.

MARQUES, M. O. Aspectos técnicos e legais da produção, transporte e aplicação de vinhaça. In: SEGATO, S. V. et al. (Org.). **Atualização em produção de cana-de-açúcar**. Piracicaba: CP 2, 2006. p. 369-375.

MATSUMURA-TUNDISI, T.; TUNDISI, J.G. Plankton richness in a eutrophic reservoir (Barra Bonita reservoir, SP, Brazil). **Hydrobiologia** 2005, 542, 367–378.

MATSUMURA-TUNDISI, T. & J. G. TUNDISI. Calanoida (Copepod) species composition changes in the reservoirs of São Paulo State (Brazil) in the last twenty years. *Hydrobiologia*, 504 (1-3): 215-222. 2003.

MATSUMURA-TUNDISI, T. Diversidade de zooplâncton em represas do Brasil. In: HENRY, R. **Ecologia de reservatórios**. São Paulo: FAPESP/FUNDIBIO, 1999. p.41-54.

McALLISTER, D.E.; HAMILTON, A.L.; HARVEY, B. Global freshwater biodiversity: striving for the integrity of freshwater ecosystems. **Sea Wind**, v. 11, n. 3, p.1-142, 1997.

MELO, CLEIDE IZABEL PEDROSA; CARVALHO, J. C.; CAMARGOS, L. D. M. M.; & FILGUEIRAS, J. A. R. **Glossário de Termos Relacionados à Gestão de Recursos Hídricos**. 2008.

NOGUEIRA, M. G., REIS OLIVEIRA, P. C., e TENORIO de BRITTO, Y. Zooplankton assemblages (Copepoda and Cladocera) in a cascade of reservoirs of a large tropical river (SE Brazil). *Limnetica*, 27(1), 151-170. (2008).

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS PARA AGRICULTURA E ALIMENTAÇÃO, **FAOSTAT (PRODUCTION)**. Disponível em: <<http://faostat.fao.org/site/339/default.aspx>>. Acesso em fevereiro de 2019.

ODUM, E. P. *Ecologia*. Rio de Janeiro: Interamericana, 1985. 434 p.

PATTERSON, BD. and ATMAR, W., Nested subsets and the structure of insular mammalian faunas and archipelagos. *Biological Journal of the Linnean Society*, vol. 28, p. 65-82. 1986.

PERBICHE-NEVES, G., FILETO, C., LAÇO-PORTINHO, J., TROGUER, A., E SERAFIM-JÚNIOR, M. Relations among planktonic rotifers, cyclopoid copepods, and water quality in two Brazilian reservoirs. **Latin American Journal of Aquatic Research**, 41(1), 138-149. (2013).

PERBICHE-NEVES, G., Serafim-Júnior, M., Ghidini, A. R., & Brito, L. D. Spatial and temporal distribution of Copepoda (Cyclopoida and Calanoida) of an eutrophic reservoir in the basin of upper Iguazu River, Paraná, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 19(4), 393-406. (2007).

PERBICHE-NEVES, G.; SAITO, V. S.; PREVIATTELLI, D.; ROCHA, C. E. F.; NOGUEIRA, G. Cyclopoid copepods as bioindicators of eutrophication in reservoirs: Do patterns hold for large spatial extents?. **Ecological Indicators**, [s.l.], v. 70, p.340-347, nov. 2016.

PEREIRA, L. D. A. *Saber Ecológico: O Fitoplâncton e nossas águas* (Doctoral dissertation, Dissertação (Mestrado). PUC Minas. Companhia Energética de Minas Gerais–CEMIG). (2013).

RAMADE, F. *Écotoxicologie*. Masson, Paris, France, 1977, 205 p.

REID, J. W.; JANETZKY, W. Colonization of Jamaican bromeliads by *Tropocyclops jamaicensis* n. sp.(Crustacea: Copepoda: Cyclopoida). *Invertebrate Biology*, 305-320. (1996).

ROSSETTO,R.; SANTIAGO , A. D. **Árvore do Conhecimento, Cana de Açúcar, (Adubação - Resíduos Alternativos)** Abril 2009. Disponível em: <http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/gestor/cana-de-acucar/arvore/CONTAG01_39_711200516717.html>. Acesso em Março de 2019.

SCHIESARI, L.; LEIBOLD, M. A.; BURTON JUNIOR, G. A. Metacommunities, meta ecosystems and the environmental fate of chemical contaminants. *Journal of applied ecology*, 55(3), 1553-1563. (2018).

SIQUEIRA, T., LACERDA, C. G. L. T., E SAITO, V. S. How does landscape modification induce biological homogenization in tropical stream metacommunities?. *Biotropica*, 47(4), 509-516. (2015).

SILVA, W. M. (2011). Potential use of Cyclopoida (Crustacea, Copepoda) as trophic state indicators in tropical reservoirs. *Oecologia Australis*, 15(3), 511-521.

SOCOLAR, J. B., GILROY, J. J., KUNIN, W. E., E EDWARDS, D. P. How should beta-diversity inform biodiversity conservation?. *Trends in ecology & evolution*, 31(1), 67-80. (2016).

SOUZA, P.A.P. Importância do uso de bioindicadores de qualidade: o caso específico das águas. In: FELICIDADE, N. et al. **Uso e gestão dos recursos hídricos no Brasil**. São Carlos: Rima, 2001. p.55-66.

SOUZA, Murillo Rodrigues de. **Influências ambientais e biológicas sobre organismos zooplantônicos e sua utilização como bioindicadores**. 2012. 44 f.

TCC (Graduação) - Curso de Licenciatura Ciências Naturais, Universidade de Brasília, Planaltina, 2012. Disponível em: <http://bdm.unb.br/bitstream/10483/4065/1/2012_MurilloRodriguesdeSouza.pdf>.

Acesso em: 27 de nov. 2019.

THOMANN, R. V.; MUELLER, J. A. Principles of Surface Water Quality Modeling and Control, Harper & Row, Publishers, New York, 1987.

TUNDISI, J. G.; Limnologia e gerenciamento integrado de recursos hídricos: avanços conceituais e metodológicos, **Ciência e Ambiente**; n. 21, 2000.

WHITTAKER, R. H. Vegetation of the siskiyou mountains, Oregon and Califórnia. **Monografias Ecológicas** , v. 30 , p. 280-338. 1960