UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
CENTRO DE ENERGIA NUCLEAR NA AGRICULTURA

FELIPE MORAIS DEL LAMA

Aproveitamento da água residual do processamento de pescado em irrigação

Piracicaba
2018

FELIPE MORAIS DEL LAMA

Aproveitamento da água residual do processamento do pescado em irrigação

Dissertação apresentada ao Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo para obtenção do título de Mestre em Ciências

Área de Concentração: Química na Agricultura e Ambiente

Orientadora: Marília Oetterer

Piracicaba

2018

AUTORIZO A REPRODUÇÃO E DIVULGAÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO, POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

Técnica de Biblioteca - CENA/USP

Lama, Felipe Morais Del

Aproveitamento da água residual do processamento do pescado em irrigação / Felipe Morais Del Lama; orientadora Marília Oetterer. - - Piracicaba, 2018.

124 p. : il.

Dissertação (Mestrado – Programa de Pós-Graduação em Ciências. Área de concentração: Química na Agricultura e no Ambiente) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo, 2018.

1. Ecoeficiência 2. Efluentes. 3. Fitotoxicidade 4. Indústria de alimentos 5. Irrigação 6. Pescado 7. Reúso da água I. Título.

CDU 631.879.3

Elaborada por:
Marilia Ribeiro Garcia Henyei
CRB-8/3631
Resolução CFB Nº 184 de 29 de setembro de 2017

Dedico este trabalho aos meus pais, minha irmã, familiares e amigos, que me apoiaram e me ajudaram, incondicionalmente, a superar cada desafio de minha vida.

AGRADECIMENTOS

Antes de tudo, a Deus, pela sua presença e iluminação em minha vida.

Aos meus pais, Miguel Ângelo e Maria Perpétua, minha irmã, Juliana, e demais familiares, pelo incentivo e dedicação prestados.

Ao Centro de Energia Nuclear na Agricultura, pela oportunidade de realização de uma pós-graduação.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela bolsa de estudos concedida – Processo Nº 134266/2016-1.

À professora, Marília Oetterer, pela confiança e ensinamentos transmitidos ao longo desse período. Agradeço enormemente a oportunidade de tê-la tido como minha orientadora.

Aos Doutores Daniel Vázquez Sánchez e Juliana Antunes Galvão, pela paciência, ensinamentos e essencial contribuição à minha formação científica.

Às Professoras Thais Maria Ferreira de Souza Vieira, Adriana Maria Nolasco e Regina Teresa Rosim Monteiro, pelos conselhos e sugestões de melhorias durante minha Qualificação.

Aos Laboratórios de Nutrição Mineral de Plantas, Química Analítica, Ecotoxicologia do Centro de Energia Nuclear na Agricultura (CENA/USP), Química Ambiental e Produção de Sementes da Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" (ESALQ/USP), pela concessão dos espaços e equipamentos para realização dos ensaios, bem como do corpo discente, pelo convívio saudável e excelente acolhimento. Agradeço, ainda, aos técnicos Joaquim Everaldo Martins dos Santos, Luís Eduardo Fonseca, Cleusa Pereira Cabral, Liz Mary Bueno de Moraes, Lenita Maria de Camargo, Helena M.C.P. Chamma e ao Doutor Francisco Guilhien Gomes Júnior, pelas valiosas contribuições ao desenvolvimento das análises e pela contínua aprendizagem.

Aos Professores José Lavres Júnior e Cássio Hamilton Abreu Júnior pelos ensinamentos e disponibilização da casa de vegetação.

À Doutora Tâmara Guindo Messias, pelos conhecimentos compartilhados e atenção prestada.

À Mestre Carolina Rossi de Oliveira, pela disponibilização da sala aclimatizada.

Aos meus amigos de pós-graduação Leonardo Galera, Saulo Castro, Luiz Guilherme Gobato, José Paulo Barroso e demais colegas do CENA, pelas trocas de experiência, que sempre são fundamentais à maturidade acadêmica.

Ao Mestre Luís Felipe de Freitas Fabrício, técnico do Laboratório de Pescado da ESALQ, pelos ensinamentos e partilhas de experiência. Agradeço, também, a todos os membros do GETEP e ESALQ FOOD, pelas boas risadas e ambiente sempre agradável no dia a dia.

Aos funcionários do CENA, Marília, Gilson, Magali e Cleide, expresso meu agradecimento pela atenção e paciência.

Aos Grupos de Oração Universitária (GOU) e Grupo de Partilha Profissional, pelo constante intercâmbio semanal de experiências. Vocês me tornaram uma pessoa mais humana!

Agradeço a todos aqueles que contribuíram, direta e indiretamente, para o avanço de meu trabalho.

Muito obrigado!

“O que vale na vida não é o ponto de partida e sim a caminhada. Caminhando e semeando, no fim terás o que colher”

Cora Carolina

RESUMO

LAMA, F. M. D. **Aproveitamento da água residual do processamento do pescado em irrigação.** 2018. 124 p. Dissertação (Mestrado) - Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2018.

A água residual do processamento do pescado contém elevados teores de matéria orgânica, íons e microrganismos. Devido a essa composição, há a necessidade de tratamento antes do retorno do efluente aos corpos hídricos ou ao meio ambiente. Mesmo após o tratamento, ainda pode haver contaminantes presentes no efluente tratado. Desse modo, práticas sustentáveis de gerenciamento de resíduos, tais como o reúso destes na agricultura, mostram-se adicionais ao tratamento e alternativas ao lançamento do material residual nos diferentes ecossistemas. O objetivo deste trabalho consistiu, inicialmente, em caracterizar química, física e microbiologicamente a água residual proveniente de uma indústria que realiza o beneficiamento de tilápia (*Oreochromis niloticus*), bem como do efluente tratado, oriundo de uma estação pertencente à própria indústria. Observou-se uma eficiência média de remoção de 90% da matéria orgânica. A concentração microbiana, todavia, apresentou aumento considerável no efluente tratado, tendo sido observado maior número de colônias de *Escherichia coli*. Ademais, esse mesmo material líquido apresentou concentração média de 123,4 mg/L de nitrogênio e 10,55 mg/L de fósforo, valores considerados elevados. Isso pode ser explicado pela adição inadequada de outros resíduos presentes na indústria, como dejetos humanos, às etapas de tratamento. Realizaram-se, posteriormente, ensaios de irrigação em plantas e sementes de alface *(Lactuca sativa* var.crispa), empregando-se cada resíduo líquido nas concentrações de 25%, 50%, 75% e 100%. Não houve efeitos adversos ao potencial fisiológico das sementes. Para as plantas cultivadas em substrato de argila, o aumento da concentração dos efluentes aplicados acarretou o acúmulo do íon cloreto (Cl^-) nas alfaces. Nesse contexto, constataram-se correlações negativas entre o aumento da concentração de cloreto nos tecidos vegetais, a bioamassa e o crescimento da parte aérea e do sistema radicular. Observou-se, ainda, o aumento da taxa de mortalidade vegetal nos tratamentos irrigados com água residual, à medida que se aumentaram as concentrações desse resíduo. Os resultados referentes à irrigação permitem concluir que o efluente tratado, nas concentrações de 25% e 50%, possibilitou melhor desempenho agronômico. As análises microbiológicas das plantas irrigadas com o efluente em tais concentrações, por sua vez, não mostraram a presença de bactérias patogênicas constantes na legislação brasileira. Apesar disso, melhor gerenciamento das etapas do tratamento dos efluentes faz-se necessário, a fim de que a prática de reúso agrícola seja segura e permita geração de receitas, quesitos estes indispensáveis para a maior ecoeficiência das empresas.

Palavras-chave: Resíduos líquidos. Processamento. Tratamento. Reúso agrícola. Ecoeficiência. *Lactuca sativa* var. crispa. *Oreochromis niloticus*.

ABSTRACT

LAMA, F. M. D. **Reuse of fish processing wastewater in irrigation.** 2018. 124 p. Dissertação (Mestrado)- Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2018.

Fish processing wastewater contains high levels of organic matter, ions and microorganisms. Because of this composition, it is necessary to treat this effluent before its return to water bodies or the environment. Despite the treatment, there can be some remaining contaminants in the treated wastewater. Thus, sustainable practices regarding the wastes management, such as their reuse in agriculture, turn out to be an additional option to the treatment and an alternative to the disposal of these compounds in different ecosystems. The objective of this work was initially to perform chemical, physical and microbiological characterizations of a raw wastewater coming from a tilapia *(Oreochromis niloticus*) processing plant as well as the treated wastewater. The latter was collected from a waste treatment facility located beside and belonging to this same industry. There was a removal efficiency of 90% in organic matter. Nevertheless, bacteria concentration, mainly *Escherichia coli*, increased in the treated wastewater. Furthermore, this same liquid waste presented a medium concentration of 123.4 mg/L in nitrogen, and 10.55 mg/L in phosphorus, values considered important. These facts can be explained by the inappropriate addition, during the treatment stages, of other wastes present in the industry like human excrements. Secondly, irrigation trials were performed in lettuce *(Lactuca sativa* var.crispa) and its seeds by using each wastewater at concentrations of 25%, 50%, 75% and 100%. There were not any adverse effects to the seeds physiological potential. For plants which were grown in a clay substrate, the increase in the applied effluents caused lettuce to cumulate chloride (Cl^-). In this respect, negative correlations between the chloride concentration in plants tissues, biomass, and shoot and root growth, were observed. There was still an increase in the plants mortality rate in lettuce irrigated with raw wastewater as the concentrations of this effluent became greater. These tests showed that the treated wastewater at concentrations of 25% and 50% had the best agronomic performance. The microbiological analyses of these treatments in turn did not reveal the presence of pathogenic bacteria present in the Brazilian laws. Despite this fact, a better management of the treatment stages is compulsory in order to achieve a safer wastewater reuse. Moreover, there can be a production of incomes, which represents an asset for ecoefficient companies.

Key words: Liquid wastewater. Processing. Treatment. Agricultural reuse. Ecoefficiency. *Lactuca sativa* var. crispa. *Oreochromis niloticus*.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....16

1.1 Objetivos 17

REFERÊNCIAS.....17

2CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA RESIDUAL DO PROCESSAMENTO DE TILÁPIA (*Oreochromis niloticus*) E AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DO TRATAMENTO PARA FINS DE DISPOSIÇÃO EM CORPOS HÍDRICOS.....20

Resumo

2.1. Introdução.....22

2.2. Desenvolvimento.....23

2.2.1 Indústrias processadoras de pescado e consumo de água 23

2.2.2 Resíduos líquidos e impactos ao meio ambiente 24

2.2.3 Gerenciamento de resíduos líquidos 25

2.2.4 Parâmetros de qualidade de água 27

2.2.5 Etapas tradicionais do tratamento de efluentes 37

2.2.6 Padrões de lançamento e qualidade dos corpos hídricos receptores 39

2.3 Material e Métodos 40

2.3.1 Origem das amostras de resíduos líquidos utilizadas..... 40

2.3.2 Coleta, transporte e armazenamento da água residuária bruta e do efluente tratado 42

2.3.3 Determinação dos parâmetros químicos 44

2.3.4 Análises físicas..... 46

2.3.5 Análises microbiológicas 47

2.3.6 Análises estatísticas..... 48

2.4 Resultados e Discussão.....49

2.4.1 Parâmetros químicos 49

2.4.2 Parâmetros físicos 55

2.4.3 Caracterização microbiológica 57

2.5 **Conclusões** 61

Referências 61

3 EFICIÊNCIA DO REÚSO DA ÁGUA RESIDUAL DO PROCESSAMENTO DE TILÁPIA E DO EFLUENTE TRATADO NA IRRIGAÇÃO 78

Resumo 80

3.1 Introdução 80

3.2 Desenvolvimento 81

3.2.1 Reúso de efluentes industriais na agricultura 81

3.2.3 Avaliação do potencial fisiológico de sementes 82

3.3 Material e Métodos 84

3.3.1 Coleta, transporte e armazenamento da água residual e do efluente tratado 84

3.3.2 Testes de fitotoxicidade 85

3.3.3 Avaliação das plantas desenvolvidas 89

3.3.4 Análises estatísticas 91

3.4 Resultados e Discussão 91

3.4.1 Avaliação do potencial fisiológico das sementes 91

3.4.2 Avaliação do crescimento das plantas 94

3.4.3 Avaliação microbiológica das plantas e dos substratos 110

Conclusões 111

Referências 111

4Conclusõe Gerais 124

1 INTRODUÇÃO

As agroindústrias, com destaque para os estabelecimentos processadores de pescado, destacam-se pelo elevado consumo de água (CHOWDHURY et al., 2010; FERRACIOLLI et al., 2017; SUNNY; MATHAI, 2013; RIAÑO et al., 2011). Essa água proveniente das etapas industriais caracteriza-se pela presença de impurezas orgânicas e minerais e, por isso, configura-se em resíduo líquido, efluente, ou ainda, água residual, todos estes correspondendo a termos equivalentes (BRAGA et al., 2014).

Na contemporaneidade, trabalhos relatam os impactos negativos no meio ambiente, em razão do retorno direto de resíduos agroindustriais (AMABYE, 2015; IPEAIYEDA; ONIAN, 2011; ODUTAYO et al., 2016; OKEREKE et al., 2016). Nesse aspecto, até mesmo quando tratados, os efluentes podem causar danos ambientais, devido à presença de contaminantes de difícil degradação (LIMA et al., 2014). Diante dessa realidade, buscam-se alternativas ao lançamento das águas residuais nos reservatórios hídricos (LIBUTTI et al., 2018; TARANTINO et al. 2017).

Em paralelo a tal cenário, certas regiões do globo apresentam a escassez hídrica como principal gargalo (AGRAFIOTI; DIAMADOPOULOS, 2012; AIELLO et al., 2007; LIBUTTI et al., 2018; LYU et al., 2016; PEDRERO et al., 2010; PINTILIE et al., 2016; URBANO et al., 2017). Consequentemente, limita-se a produção agrícola, uma vez que a agricultura é a atividade que mais requer água, consumindo cerca de 70% de todos os recursos hídricos do planeta, disponíveis para uso humano (DOUNGMANEE, 2016; LIU et al., 2017).

Assim, uma solução pertinente reside no remanejamento, para o campo, do excesso de água consumido nas indústrias de alimentos (LIBUTTI et al., 2018; TARANTINO et al., 2017). Com isso, pode-se agregar valor ao resíduo industrial, de modo que este cause menos impacto no ambiente e, ao mesmo tempo, gere ganhos econômicos (BHARATH et al., 2015; BRYLA; MACHADO, 2011).

Esta pesquisa, ao estudar a qualidade dos resíduos líquidos gerados em uma indústria processadora de tilápia, levou em consideração os eventuais riscos presentes, bem como o potencial de reaproveitamento daqueles na agricultura. Visou-se destacar à indústria e, porventura, outras que se servirão dos mesmos conceitos, a importância de se inserirem, cada vez mais, na realidade de “empresa limpa”. Esta tem como um dos objetivos atrair consumidores conscientizados, bem como assegurar os padrões responsáveis pela ecoeficiência. Tal benefício poderá propiciar a inovação baseada na reutilização dos dejetos líquidos e o consequente ganho de receita, de modo que haja maior sustentabilidade ao processo.

1.1 Objetivos

Este trabalho teve como objetivos caracterizar, sob os aspectos físico-químicos e microbiológicos, o resíduo líquido proveniente do processamento de uma indústria de tilápia (água residual), bem como, daquele oriundo da estação de tratamento no sítio da própria indústria (efluente tratado); verificar a eficiência do tratamento e a conformidade do lançamento do efluente tratado no meio ambiente; propor melhorias no gerenciamento desses resíduos e avaliar a possibilidade de aproveitamento deles na irrigação. Para isso, avaliou-se o potencial fisiológico de sementes e o crescimento de alfaces (*Lactuca sativa* var.crispa) irrigadas com a água residual e o efluente tratado, nas concentrações de 25%, 50%, 75% e 100%. Verificou-se, ainda, a possibilidade de consumo dessas alfaces diante de análises microbiológicas dos tratamentos de melhor desempenho agronômico.

Referências

AGRAFIOTI, E.; DIAMADOPOULOS, E. A strategic plan for reuse of treated municipal wastewater for crop irrigation on the Island of Crete. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 105, p. 57-64, 2012.

AIELLO, R.; CIRELLI, G.L.; CONSOLI, S. Effects of reclaimed wastewater irrigation on soil and tomato fruits: a case study in Sicily (Italy). **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 93, p. 65-72, 2007.

AMABYE, T.G. Effect of food processing industries effluents o the environment: a case study of MOHA Mekelle Bottling Company, Tigray, Ethiopia. **Industrial Chemistry**, Hyderabad, India, v. 1, p. 1-4, 2015. DOI: 10.4172/2469-9764.1000110.

BHARATH RAJ, H.R.; JOSHI, M.; VISHAVA, G.V. Effect of surface fertigation on nutrient uptake, fertilizer use efficiency and economics of inter-specific hybrid *Bt* cotton. **Universal Journal of Agricultural Research**, San Jose, CA, v. 3, p. 46-48, 2015.

BRAGA, M.B.; MAROUELLI, W.A.; LIMA, C.E.P. Reúso de água na produção de alimentos. In: BRAGA, M.B.; LIMA, C.E.P. (Ed.). **Reúso de água na agricultura**. Brasília, DF: Embrapa, 2014. p. 13-26.

BRYLAR, D.R.; MACHADO, R.M.A. Comparative effects of nitrogen fertigation and granular fertilizer application on growth and availability of soil nitrogen during establishment of highbush blueberry. **Frontiers in Plant Science**, Lausanne, v. 2, p. 46, 2011. doi: 10.3389/fpls.2011.00046.

CHOWDHURY P.; VIRARAGHAVANT, T.; SRINIVASAN, A. Biological treatment processes for fish procesing wastewater- A review. **Bioresource Technology**, Barking, v. 101, p. 439-449, 2010.

DOUNGMANEE, P. The nexus of agricultural water use and economic development level. **Katetsart Journal of Social Sciences**, Bangkok, v. 37, p. 38-45, 2016.

FERRACIOLLI, L.M.R.V.D.; LUIZ, D.B.; NAVAL, L.P. Potential for reuse of effluent from fish- processing industries. **Revista Ambiente e Água**, Taubaté, v. 12, p. 730-742, 2017.

IPEAIYEDA, A.R.; ONIAN, P.C. Pollution effect of food and beverages effluents on the Alaro River in Ibadan City, Nigeria. **Bulletin of the Chemical Society of Ethiopia**, Addis Ababa, v. 25, p. 347-360, 2011.

LIBUTTI, A.; GATTA, G.; GAGLIARDI, A.; VERGINE, P.; POLLICE, A.; BENEDUCE, L.; DISCIGLIO, G.; TARANTINO, E. Agro-industrial wastewater reuse for irrigation of a vegetable crop succession under Mediterranean conditions. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 196, p. 1-14, 2018.

LIMA, C.E.P.; FONTENELLE, M.R.; BRAGA, M.B. Reúso de água residuária na Olericultura: necessidade, limitações e impactos sobre a qualidade de hortaliças e dos solos. In: BRAGA, M.B.; LIMA, C.E. P. (Ed.). **Reúso de água na agricultura**. 1. ed. Brasília, DF: Embrapa, 2014. p. 27-58.

LIU; Y.; HU, X.; ZHANG, Q.; ZHENG, M. Improving agricultural water use efficiency: a quantitative study of Zhangye City using the static CGE Model with a CES water-land resources account. **Sustainability**, Basel, v. 9, p. 308, 2017. DOI: 10.3390/su9020308.

LYU, S.; CHEN, W.; ZHANG, W.; FAN, Y.; JIAO, W. Wastewater reclamation and reuse in China: opportunities and challenges. **Journal of Environmental Sciences**, Beijing, v. 39, p. 86-96, 2016.

ODUTAYO, F.O.I.; OYETADE, O.B.; ESAN, E.B.; ADARAMOLA, F.B Effects of industrial effluent on the environment using *Allium cepa* and *Zea mays* as bioindicators. **International Journal of Environment and Pollution Research**, Genève, v. 4, p. 28-39, 2016.

OKEREKE, J.N.; OGIDI, O.I.; OBASI, K.O. Environmental and health impact of industrial wastewater effluents in Nigeria- a review. **International Journal of Advanced Research in Biological Sciences**, Tamil Nadu, India, v. 3, p. 55-67, 2016.

PEDRERO, F.; KALAVROUZIOTIS, I.; ALARCÓN, J.J.; KOUKOULAKIS, P.; ASANO, T. Use of treated municipal wastewater in irrigated agriculture- Review of some practices in Spain and Greece. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 97, p. 1233-1241, 2010.

PINTILLE, L.; TORRES, C.M.; TEODOSIU, C.; CASTELLIS, F. Urban wastewater reclamation for industrial reuse: a LCA case study. **Journal of Cleaner Production**, Oxford, v. 139, p. 1-14, 2016.

RIAÑO, B.; MOLINUEVO, B.; GARCÍA-GONZÁLEZ, M.C. Treatment of fish processing wastewater with microalgae – containing microbiota. **Bioresource Technology**, Barking, v. 102, p. 10828-10833, 2011.

SUNNY, N.; MATHAI, L.P. Physicochemical process for fish processing wastewater. **International Journal of Innovative Research in Science, Engineering and Technology**, Chennai, v. 2, p. 901-905, 2013.

TARANTINO, E.; DISCIGLIO, G.; GATTA, G.; LIBUTTI, A.; FRABONNI, L.; GAGLIARDI, A.; TARANTINO, A. Agro-industrial treated wastewater reuse for irrigation: implication in soil fertility. **Chemical Engineering Transactions**, Milano, v. 58, p. 679-684, 2017.

URBANO, V.R.; MENDONÇA, T.G.; BASTOS, R.G. Effects of treated wastewater irrigation on soil properties and lettuce yield. **Agricultural Water Management,** Amsterdam, v. 181, p. 108-115, 2017.

2 CARACTERIZAÇÃO DA ÁGUA RESIDUAL DO PROCESSAMENTO DE TILÁPIA (*Oreochromis niloticus*) E AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DO TRATAMENTO PARA FINS DE DISPOSIÇÃO EM CORPOS HÍDRICOS

Resumo

O grande consumo de água, nas indústrias processadoras de pescado, deriva das etapas de higienização. Como a qualidade da matéria prima e a saúde do consumidor são prioridades, consome-se muita água para limpeza e sanitização das ferramentas e utensílios empregados no processo industrial. Em decorrência desse elevado dispêndio, geram-se resíduos líquidos caracterizados por grandes concentrações de matéria orgânica, íons e microrganismos. Ademais, o tratamento desses efluentes faz-se necessário, antes que ocorra o retorno direto do material em corpos hídricos. Desse modo, este estudo buscou verificar a eficiência desse tratamento, por meio de análises químicas, físicas e microbiológicas, bem como propor uma alternativa mais sustentável, visando-se ao melhor gerenciamento, aliado a uma possível agregação de valor desses resíduos. Com base nos parâmetros analisados, a matéria orgânica apresentou redução média de 90%. Porém, observou-se aumento da contaminação microbiana, além dos teores médios ainda elevados de nitrogênio (123,4 mg/L) e fósforo (10,55 mg/L), no efluente tratado. Tais problemas ocorreram em razão da mistura inadequada de dejetos humanos ao tratamento. Com isso, propôs-se a separação dos efluentes industriais dos demais presentes na empresa, como forma de minimização dos possíveis impactos provocados pelo retorno direto do material líquido ao meio ambiente. Ressalta-se, ainda, que o tratamento do resíduo do processamento, de modo isolado, permite práticas adicionais de gerenciamento, tais como o reúso de um material mais seguro, de sorte que se obtenham ganhos de receitas, além de maior ecoeficiência no processo.

Palavras-chave: Consumo de água, resíduos líquidos, matéria orgânica, íons, microrganismos, ecoeficiência.

2 CHARACTERIZATION OF TILAPIA (*Oreochromis niloticus*) PROCESSING WASTEWATER AND ASSESSMENT OF THE EFFICIENCY OF ITS TREATMENT FOR DISPOSAL IN WATER BODIES

Abstract

The high consumption of water in fish processing facilities comes from the sanitization stages. As the quality of raw materials and the consumers' health are priorities, a large amount of water is used for the cleaning and washing of tools throughout the industrial process. As a result of this volume, an important quantity of wastewater is produced, which is rich in organic matter, ions and microorganisms. Furthermore, the treatment of these effluents is compulsory before their return to water bodies. Hence, this work aimed to verify the efficiency of this treatment by performing chemical, physical and microbiological analyses. In addition to these tests, the objective of this chapter consisted of proposing a more sustainable alternative regarding the wastes management. If this condition is satisfied, there can be some value aggregation for this liquid waste. Based on the analyzed parameters, organic matter decreased by about 90%. However, there was a greater bacterial contamination, associated with high concentrations of nitrogen (123.4 mg/L), and phosphorus (10.55 mg/L), in the treated effluent. Such problems result from the inappropriate addition of human excrements to the treatment. So, it was proposed a separation of industrial effluents from other ones present in the company, as a way of mitigation of the possible impacts provoked by the disposal of the liquid waste in the environment. It is important to emphasize that the treatment of the processing wastewater, in a separate way, let additional practices to the wastes management such reuse of a safer material in such a way companies have income and become more ecoefficient.

Keywords: Water consumption, liquid wastes, organic matter, ions, microorganisms, ecoefficiency.

2.1. Introdução

As águas residuais provenientes do processamento de pescado contêm sólidos suspensos, nutrientes, grandes concentrações de matéria orgânica e, consequentemente, elevadas DBO- Demanda Bioquímica de Oxigênio e DQO- Demanda Química de Oxigênio (ARRUDA et al., 2006; CHING; REDZWAN, 2017; LEITE et al., 2016; GARCIA et al., 2016; JAMIENSON et al., 2017; PARVATHY et al., 2017; SUNNY; MATHAI, 2013; SURTI et al., 2016). Em razão dessas características, discutem-se os efeitos ambientais e socioeconômicos provocados pelos efluentes agroindustriais, assim como as medidas sustentáveis que permitem a mitigação de tais impactos (CASTILLO et al., 2016; GOUAFO; YERIMA, 2013; WILLIAMS, 2008).

Nesse contexto, as indústrias processadoras de pescado destacam-se pelo elevado volume de água consumida durante as etapas do processamento. Estima-se que o processamento de tilápia, por exemplo, consuma, em média, 14,98 litros de água por quilograma de produto processado (NAPOLI, 2015). Paralelamente à utilização exacerbada de água, ocorre a liberação de efluentes orgânicos, configurando essa água como resíduo (DROST et al, 2014; LEITE et al., 2016; SUNNY; MATHAI, 2013; SURTI et al., 2016).

De fato, resíduo consiste no material excedente dos segmentos industriais dos sistemas de produção, que apresenta baixo valor de uso. (GALVÃO; OETTERER, 2014; GUIMARÃES; MANIERO, 2012). Desse modo, os processos industriais geram uma quantidade significativa de água residual rica em matéria orgânica e compostos minerais, parâmetro indicativo da ineficiência do sistema (GALVÃO; OETTERER, 2014). Pode-se, portanto, estabelecer uma correlação direta entre o volume de água consumido e a geração de resíduos (DROST et al., 2014; LEITE et al., 2016; SUNNY; MATHAI, 2013; SURTI et al, 2016).

Ao longo das etapas do processamento térmico para obtenção de produtos enlatados de pescado, a saber, evisceração, filetagem, salmouragem, acondicionamento, cozimento, recravação, autoclavagem e lavagem de latas, pisos, utensílios e matéria-prima liberam-se resíduos (CHROWDHURY et al., 2010; CRISTÓVÃO et al., 2015; CRISTÓVÃO et al., 2012; SUNNY; MATHAI, 2013). Deve-se enfatizar que, de todos esses processos, a limpeza é aquele que demanda maior quantidade de água (LIU, 2007; THRANE et al., 2009; TOMCZAC-WANDZEL, 2015). Por exemplo, Thrane et al. (2009) avaliaram o consumo de água nas etapas de limpeza e concluíram que elas eram responsáveis por 40% do total consumido no processamento.

Em um processamento ideal, a redução dos resíduos é considerada o procedimento mais correto e de maior contribuição para a sustentabilidade (CALVO et al., 2014; COLE et al., 2014; USEPA, 2017; KING et al., 2006.) No entanto, isso nem sempre é possível, pois a correta lavagem de recipientes e da matéria prima é obrigatória, a fim de se garantir um produto final baseado em parâmetros microbiológicos determinados pela legislação vigente (CHOUWDHURY et al., 2010).

Quando não se pode reduzir a produção de efluentes, buscam-se outros métodos que possibilitem a valorização desses resíduos, de modo a assegurar a qualidade dessa água que retorna ao meio ambiente (FEDERICI et al., 2009; JAIYEOLA; BWAPWA, 2016).

Ao se levar em consideração o elevado volume de resíduos líquidos gerados e o possível valor de reaproveitamento destes, buscou-se a caracterização da água residual e do efluente tratado, no sítio de instalação de uma empresa processadora de tilápia. Com base nos resultados, verificou-se a conformidade dos parâmetros analisados em relação às normativas brasileiras, e objetivou-se apresentar uma solução, que permita maior ecoeficiência ao processo de gerenciamento desses resíduos.

2.2 Desenvolvimento

2.2.1 Indústrias processadoras de pescado e consumo de água

O elevado consumo de água é inerente a todas as indústrias processadoras de pescado e se relaciona diretamente à espécie processada, à escala da operação e à forma de processamento. No ambiente industrial, muitas são as etapas que contribuem para esse grande consumo de água, dentre elas, refrigeração, congelamento (antes, durante e após o processamento), descongelamento, cozimento, preparação de salmoura, recravação e, principalmente, limpeza e lavagem (CHROWDHURY et al., 2010; CRISTÓVÃO et al., 2015; CRISTÓVÃO et al., 2012; SUNNY; MATHAI, 2013). Em entrepostos de tilápia, por exemplo, o consumo médio de água é de 14,98 L por quilograma de matéria-prima processada (NAPOLI 2015).

Em contrapartida, diante de um cenário internacional, em que se priorizam os princípios baseados no Desenvolvimento Sustentável, a busca por práticas de maior comprometimento da indústria para com o meio ambiente e sociedade, associada à redução dos insumos empregados, torna-se cada vez mais eminente. Nesse contexto, ganha destaque o conceito de “produção mais limpa” ou *cleaner production*, desenvolvido, pela primeira vez, em Paris, no ano de 1989 (GLAVIC; LUKMAM, 2007). Muitos autores definem esse modelo de produção como uma estratégia de gerenciamento, que proporciona melhoria no

desenvolvimento dos produtos, com maior ganho de receitas, concomitantemente à redução dos riscos ambientais, bem como ao ser humano. Com isso, há a contribuição para um mundo mais sustentável (GLAVIC; LUKMAM, 2007; KLEMES et al.,2012; OLIVEIRA NETO et al., 2016).

Em uma indústria processadora de pescado, uma das principais práticas de *cleaner production* envolve a redução do consumo de água (DENHAN et al,. 2015; SOUZA et al., 2008; THRANE et al., 2009). Para que tal iniciativa tenha êxito, tornam-se necessários a otimização de processos, inovação na tecnologia, treinamento, instrução e conscientização dos colaboradores (THRANE, 2009).

Inseridas no princípio de *cleaner production*, encontram-se também as Boas Práticas de Fabricação (BPF) e Boas Práticas de Manipulação (BPM) dos alimentos que visam à higiene, manipulação, acondicionamento, armazenamento e transporte, a fim de que o pescado seja desprovido de riscos à saúde do consumidor (CHICRALA et al., 2013).

Como a saúde do consumidor é a prioridade, o consumo excessivo de água, muitas vezes, é inevitável, quando se buscam ambientes de fabricação e produtos bem higienizados. Nesse caso, gera-se maior volume de resíduos líquidos (THRANE, 2009).

2.2.2 Resíduos líquidos e impactos ao meio ambiente

O termo resíduo refere-se aos subprodutos e sobras do processo industrial que apresentam baixo valor de uso (GALVÃO; OETTERER, 2014; GUIMARÃES; MANIERO, 2012). Em meio a essa definição, o termo “efluente” é utilizado para designar os resíduos líquidos ou águas residuais que retornam ao meio ambiente (CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE, 2011).

O material residual líquido proveniente do beneficiamento de pescado apresenta teores significativos de sedimentos em suspensão, sais, nitrogênio e fósforo; grandes concentrações de matéria orgânica e, consequentemente, elevadas DBO e DQO (CHOWDHURY et al., 2010; JAMIESON et al., 2017; PARVATHY et al., 2017; SUNNI; MATHAI, 2013). Destaca-se, ainda, o fato de que esses resíduos podem conter concentrações importantes de organismos patogênicos, responsáveis por sérios riscos à saúde humana (FERRACIOLLI et al., 2017; ISLAM et al., 2004).

Ademais, em razão dessas características físico-químicas e microbiológicas das águas residuais, o retorno destas ao ambiente, sem tratamento prévio, pode comprometer seriamente a qualidade dos recursos naturais (APARVANITOANNIS; KASSAVETI, 2008; JAMIESON et al., 2017; PARVATHY et al., 2017; SANKPAL; NAIKWADE, 2012).

Um dos principais problemas diz respeito à proliferação excessiva, em corpos hídricos, de algas, fenômeno este presente em ambientes ricos em nutrientes como nitrogênio e fósforo, e que se denomina eutrofização. Como resultado, ocorre alteração no sabor, odor, cor, turbidez, redução do oxigênio dissolvido, bem como aumento da mortandade de peixes, espécies aquáticas e de outros organismos aeróbicos, promovida por substâncias tóxicas sintetizadas pelas algas. Os produtos finais desse processo são o sulfeto de hidrogênio, amoníaco e metano, gases que promovem cheiro e toxicidade dos ecossistemas. Por conseguinte, a água torna-se completamente imprópria para o consumo humano e para atividades mínimas de recreação (BARRETO et al., 2013; CAI et al., 2013; CHING; REDZWAN, 2017; MÄEMETS et al., 2016; SMITH; 2016).

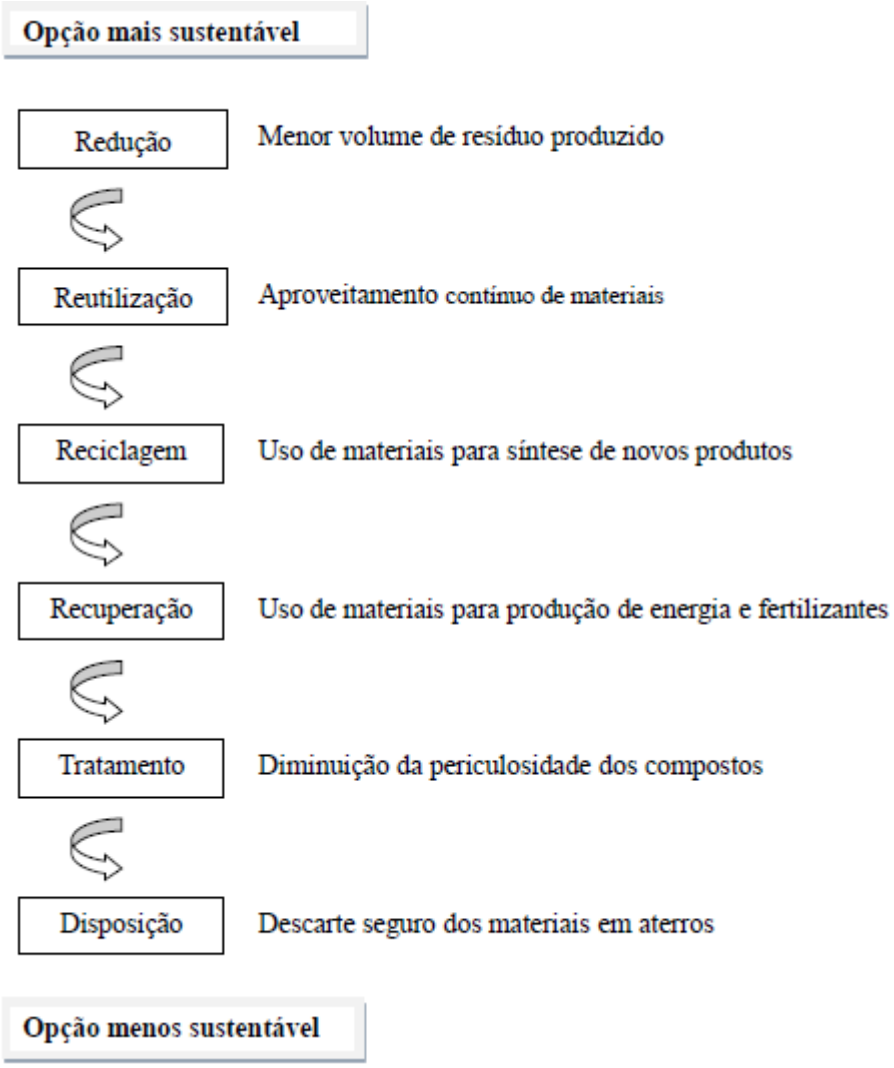
Outro problema baseia-se na salinidade desses efluentes líquidos (CHING; REDZWAN, 2017; KUCA; SZANIAWSKA, 2009; SANKPAL; NAIKWADE, 2012). Com isso, se houver a liberação direta no solo, podem ocorrer danos à germinação e ao crescimento de plantas, em decorrência do estresse osmótico e da interferência negativa na absorção de água (EDELSTEIN et al., 2005; NEGRÃO et al., 2017; KODIKARA et al., 2018).

2.2.3 Gerenciamento de resíduos líquidos

O gerenciamento de resíduos representa um dos principais eixos do Desenvolvimento Sustentável, pois é uma ferramenta economicamente viável, efetiva e, acima de tudo, contribui para saúde e segurança públicas, além dos benefícios ambientais. Por essas razões, observa-se, na sociedade moderna, um interesse cada vez mais evidente na gestão dos resíduos e recursos empregados na produção, a fim de se estabelecerem políticas e estratégias integradas (CHERUBINI et al., 2009; ZAKIANIS ; SABARINAH., 2017).

Face à importância de tais iniciativas, criou-se a Hierarquia dos Resíduos, de modo a se evidenciarem as práticas mais sustentáveis, bem como aquelas que devem ser evitadas (Figura 2.1) (COLE et al., 2014).

Figura 2.1- Hierarquia do Gerenciamento dos Resíduos



Fonte: Cole et al. (2014).

Como mostra a sequência hierárquica, a redução dos resíduos é a prática mais correta (CALVO et al, 2014; COLE et al., 2014; USEPA, 2017; KING et al., 2006). Todavia, no beneficiamento do pescado, visa-se à máxima qualidade do produto final e à saúde do consumidor. Assim, nem sempre é possível a diminuição do volume de água utilizado, uma vez que são necessárias a limpeza e a desinfecção dos equipamentos e utensílios de produção, de sorte que haja o cumprimento das normas estabelecidas pela legislação (CHICRALA et al., 2013).

Os passos seguintes passam a ser a reutilização, ou reúso, e a reciclagem do material industrial. Nesse quesito, a reutilização consiste no aproveitamento do efluente, quando este é eliminado nas etapas industriais, e não sofre transformações físico-químicas (USEPA, 2012; GUIMARÃES; MANIERO, 2012). A reciclagem, por sua vez, refere- se ao aproveitamento do material, após este sofrer uma descaracterização física ou química. A partir dessa modificação, fabricam-se novas matérias-primas (USEPA, 2017; GUIMARÃES; MANIERO, 2012).

Quando a reutilização ou a reciclagem não são possíveis ou viáveis, a recuperação, na qual o material não reutilizável ou não reciclável é convertido em energia, na forma de gás, mostra-se a alternativa mais pertinente (DEPARTMENT FOR ENVIRONMENT FOOD & RURAL AFFAIRS, 2014; USEPA, 2017; PUYOL et al., 2017). Devido à síntese desses gases, que podem ser utilizados no interior das próprias indústrias, ocorre menor dependência energética. Além disso, se o processo de recuperação utilizado for a digestão anaeróbica, ocorre ainda a produção de biogás, que é fonte de energia renovável, e de adubos orgânicos (CAI et al., 2013; RAJAGOPAL et al., 2013).

Na sequência hierárquica da gestão de efluentes, encontra-se o tratamento para fins de retorno dos resíduos ao meio ambiente. Ressalta-se que o tratamento do material líquido é medida imprescindível para a sustentabilidade dos sistemas, visto que permite o reúso da água em indústria e na agricultura, duas das atividades que mais necessitam desse recurso natural (ABOURACHED et al., 2016; BHUYAN et al., 2017; CHIN; REDZWAN, 2017; RUIZ-ROSA et al., 2016).

Como 99,9% dos constituintes dos efluentes gerados é água, o tratamento deles tem por objetivo a eliminação de impurezas em suspensão, além da redução da matéria orgânica, dos microrganismos e dos nutrientes dissolvidos (JAIYEOLA; BWAPWA, 2016; PARVATHY et al., 2017). É importante destacar que, mesmo após o tratamento, ainda pode haver compostos nocivos e recalcitrantes nas águas residuais. Isso explica por que o reúso desse material deve ser preferível ao retorno a corpos receptores, como solo ou mananciais (LIMA et al., 2014).

2.2.4 Parâmetros de qualidade de água

A qualidade da água é resultante de fenômenos naturais e de ações antropogênicas. Eventos naturais compreendem, por exemplo, erosões eólica e hídrica, escoamento superficial, que provoca a lixiviação de nutrientes e altera o ecossistema aquático (GARCÍA-DÍAZ et al., 2017; KALKHOFF et al., 2016; NAPOLI et al., 2017). Intervenções humanas,

por sua vez, interferem na qualidade da água, em função do uso e ocupação do solo nas dependências de reservatórios hídricos, de modo concentrado, com a geração de efluentes domésticos e industriais, ou de uma forma dispersa, por meio da aplicação de insumos agrícolas e manejo inadequado do solo (BERGER et al., 2017; CHEA et al., 2016; DING et al., 2015; ISSAKA et al., 2017; SHI et al., 2017; PATIL et al., 2012; CORADI et al., 2009; TANIWAKI et al., 2017).

A água, em razão de suas propriedades de solvente universal, bem como sua propriedade em transportar partículas, incorpora diversas substâncias. Assim, fenômenos naturais e ações antrópicas favorecem a incorporação de compostos orgânicos e inorgânicos nos cursos d'água, o que altera diretamente a qualidade destes (CORADI et al., 2009; SPERLING, 2005).

A qualidade da água pode ser determinada por diversos parâmetros, que representam as características físicas, químicas e biológicas. O estudo desses parâmetros é, pois, de vital importância, a fim de se avaliar o índice de degradação de compostos nos corpos hídricos, e prevenir sérios impactos econômicos, como os altos custos do tratamento desses ecossistemas aquáticos. (CUNHA et al., 2016; TANIWAKI et al., 2017; UKPAKA, 2013).

Assim, a caracterização dos efluentes que retornarão aos corpos hídricos é de suma importância, a fim de se inferirem os riscos de alteração dos reservatórios Ademais, permite avaliar a eficiência do tratamento das águas residuais, bem como o respeito à legislação ambiental, quando aquele é a opção escolhida para o gerenciamento dos resíduos líquidos (GUIMARÃES; MANIERO 2012; NUVOLARI; COSTA, 2010).

2.2.4.1 Parâmetros químicos

2.2.4.1.1. Nitrogênio e fósforo

Efluentes industriais ricos em matéria orgânica apresentam elevadas concentrações de nitrogênio e fósforo. Esses dois elementos químicos são macronutrientes e contribuem, desse modo, para o crescimento dos seres vivos. Em ambientes aquáticos, a deposição de efluentes, e o consequente enriquecimento de nutrientes, provocam a proliferação de algas, dentre elas, cianobactérias, que produzem toxinas, fenômeno denominado eutrofização (BARRETO et al., 2013; CAI et al., 2013; CHING; REDZWAN, 2017; HOBBIE et al., 2017; MÄEMETS et al., 2016; SMITH, 2016). De fato, esse processo biológico altera a dinâmica dos corpos d'água e, muitas vezes, não permite o uso dos cursos d'água, até mesmo, para as atividades de lazer. Além disso, o tratamento visando à recuperação dos reservatórios hídricos requer elevados investimentos (BARRETO et al., 2013; CUNHA et al., 2016).

Tanto nitrogênio quanto fósforo podem estar presentes nos corpos d´águas sob formas distintas (CHEN et al., 2016; HOBBIE et al., 2017; ZHANG et al., 2017; LIU; CHEN, 2015). Nitrogênio orgânico, por exemplo, é o constituinte básico das proteínas, mas quando sofre mineralização, converte-se em íons orgânicos NO_2^-, NO_3^- e NH_4^+ (CHEN et al., 2016; LI et al., 2017; ZHANG et al., 2017). Esse último, aliás, está presente na excreta de seres aquáticos e, quando eliminado no meio, é tóxico aos seres vivos (EL SHEBLY; GAD, 2011; LI et al., 2017).

Fósforo orgânico, por sua vez, está presente, sobretudo, em detergentes e na matéria fecal presente em esgotos (MINNESOTA POLLUTION CONTROL AGENCY, 2008; SILVA et al., 2001). Na forma inorgânica, os ortofosfatos estão representados pelos radicais que se combinam a cátions e formam sais inorgânicos nas águas (KARKI et al., 2017).

2.2.4.1.2. Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio (DQO)

Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio (DQO) consistem em métodos indiretos para a determinação da matéria orgânica presente nas águas residuais e são indispensáveis para a caracterização dos efluentes industriais (DASGUPTA; YILDLZ, 2016; UKPAKA, 2016).

A DBO corresponde à fração biodegradável dos compostos presentes na amostra, que é mantida 5 dias a uma temperatura constante de 20°C. Em outras palavras, a DBO de um efluente é a quantidade de oxigênio necessária para oxidar a matéria orgânica, por decomposição microbiana aeróbia, a uma forma inorgânica estável, representada por água, gás carbônico, sulfatos, amônia, nitratos e os demais elementos iônicos (DE MATOS et al., 2014; LAKDAWALA, 2016; LEE; NIKRAZ, 2014; NYOMEDECHA et al., 2017). Assim, a determinação da matéria orgânica biodegradável ocorre por meio da análise do consumo do oxigênio na amostra e em suas diluições, ao longo do período de incubação (DASGUPTA; YILDLZ, 2016; LAKDAWALA, 2016; SVAB et al., 2016).

Uma das limitações da DBO, porém, é o fato de esta análise acusar apenas a fração biodegradável dos compostos orgânicos, visto que o processo é de natureza bioquímica, e microrganismos não possuem enzimas responsáveis pela degradação de compostos recalcitrantes. Diante desse problema, fez-se necessária a criação de outro método de determinação, a DQO (ZHANG et al., 2016).

Para isso, emprega-se, nessa análise, um oxidante químico forte, o dicromato de potássio, capaz de oxidar maior número de compostos orgânicos do que na reação bioquímica. Em razão dessa maior degradabilidade promovida pelo dicromato de potássio, os valores da DQO são superiores aos da DBO (ABDALLA; HAMMAM, 2014; COMPANHIA ESTADUAL DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL, 2009).

Outra relação importante é o índice de degradabilidade DQO/DBO. Nesse caso, quanto mais o valor de DBO se aproxima da DQO, mais biodegradáveis são os compostos presentes no efluente. Valores muito elevados dessa relação dificultam o tratamento, uma vez que a fração biodegradável se reduz. Além disso, a ação biológica da decomposição fica prejudicada pelo efeito tóxico sobre os microrganismos que a fração não biodegradável exerce (ABDALLA; HAMMAM, 2014; CETESB, 2009; LEE; NIKRAZ, 2014).

2.2.4.1.3 Oxigênio Dissolvido

A determinação do oxigênio dissolvido é um fator importante para a avaliação da qualidade da água e, assim como a DBO e DQO, também é um método indireto para a quantificação da matéria orgânica e de seu potencial poluidor (KAUSHIK et al., 2012).

Nas águas naturais, o oxigênio é indispensável para a sobrevivência dos seres vivos, principalmente os peixes, levando-se em consideração que estes não sobrevivem em concentrações muito baixas (JEPPESEN et al., 2018; NYANTI et al., 2018; NULL et al., 2017). Adicionalmente, a determinação do oxigênio dissolvido permite avaliar a qualidade da água, a fim de que não haja perdas financeiras no cultivo de organismos aquáticos (DICK et al., 2016; YU et al., 2016).

A presença maciça de matéria orgânica na água, decorrente da liberação de efluentes, por exemplo, é vista como um dos maiores problemas de poluição, já que propicia o crescimento de microrganismos aeróbios e de algas, que acabam por consumir o oxigênio, para oxidação da matéria orgânica e respiração. Diante desse fato, pode-se concluir que quanto maior a presença de matéria orgânica, maior a presença de microrganismos decompositores aeróbios, mais elevada a DBO e, por conseguinte, menor a presença de oxigênio dissolvido no meio (AHMED, 2017; HALE, 2016; SELMAN et al., 2008).

2.2.4.1.4 pH

O conceito de pH foi elaborado em 1909, por cientistas dinamarqueses e, desde então, tornou-se um dos principais parâmetros de análises químicas. É utilizado para expressar a concentração dos íons H^+ no meio (MYERS, 2010). Assim, fornece as condições de acidez,

neutralidade ou alcalinidade, bem como a natureza corrosiva da água. De fato, quanto mais baixo o valor do pH, maior a capacidade de corrosão (PATIL et al., 2012; SIVAMANIKANDAN; AHMED, 2016).

Como o PH pode ser afetado por componentes químicos atuantes na água, sua determinação indica eventuais mudanças ou processos químicos em ação. Nesse quesito, esse parâmetro químico está diretamente relacionado à disponibilidade de nutrientes, tais como fósforo, nitrogênio e carbono, e de metais pesados, a exemplo de chumbo, cádmio e cobre. Nesse caso, o grau de disponibilidade destes elementos determina o nível de toxicidade da água, considerando-se que metais são mais solúveis em pH mais baixo e, portanto, mais tóxicos (KALE, 2016).

O pH teórico da água pura é 7, denominado pH neutro. O valor do pH de águas naturais, todavia, difere de 7. Tal variação é decorrente de substâncias como gás carbônico, substâncias húmicas e compostos provenientes de despejos industriais. Ressalta-se que valores de pH na faixa de 6 a 9 são compatíveis para a maioria dos organismos (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS, 2013). Meios muito alcalinos, por exemplo, são prejudiciais aos seres aquáticos, especialmente os peixes, pois íons amônio passam a ser convertidos a amônia, gás tóxico (CAPODAGLIO et al., 2015). Esse fenômeno pode ser mais bem compreendido pela reação de equilíbrio abaixo:

$$NH_4^+ (aq) + OH^-(aq) \rightleftharpoons NH_3 (g) + H_2O (l)$$

Ademais, valores de pH que não se encontram no intervalo de 6 a 9 podem inibir parcial ou completamente os processos metabólicos dos microrganismos envolvidos na estabilização da matéria orgânica, especialmente pelo processo anaeróbio (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS, 2013).

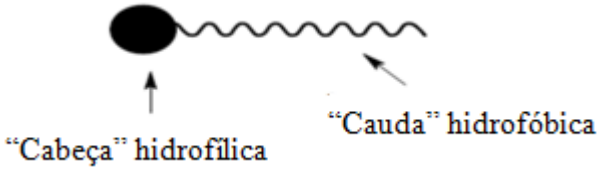
2.2.4.1.4. Surfactantes

Surfactantes são agentes que diminuem a tensão interfacial e superficial entre dois ou mais componentes de um sistema líquido, propriedade esta que permite o aumento da miscibilidade, da estabilidade coloidal e da dispersão desses componentes (HEINZ et al., 2017).

A molécula de surfactante é composta de uma “cabeça” hidrofílica e de uma “cauda” hidrofóbica. A “cabeça” pode ser aniônica, catiônica, anfótera ou não iônica, enquanto a “cauda” é constituída por uma cadeia de hidrocarboneto não polar (Figura 2.2)

(AZARMI; ASHJARAN, 2015; COWAN-ELLSBERRY et al., 2013). Essas características conferem à molécula um caráter anfifílico, uma vez que os surfactantes têm afinidade por água, bem como por compostos lipossolúveis (YUAN et al., 2014).

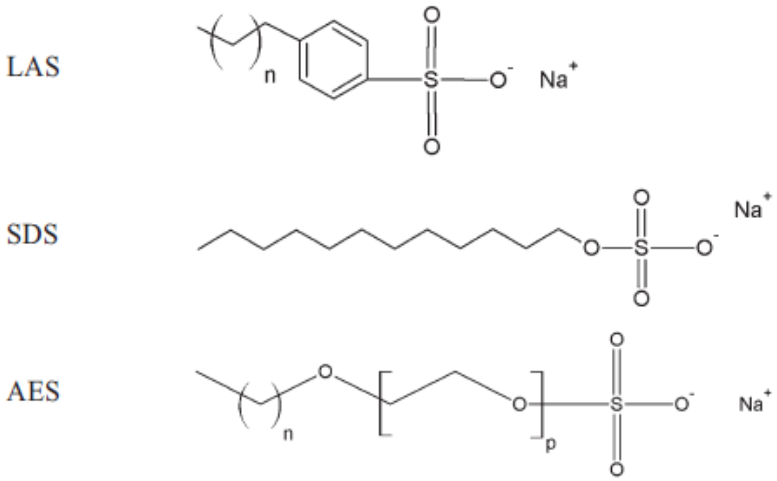
Figura 2.2- Estrutura geral de uma molécula de surfactante



Fonte: Azarmi e Ashjaran (2015).

Surfactantes aniônicos são os mais comuns no ramo industrial, para fins de limpeza e desinfecção. Dentre os aniônicos, destacam-se, por exemplo, os detergentes alquibenzeno sulfonado linear (LAS), dodecil sulfato de sódio (SDS), álcool etóxi sulfato (AES), caracterizados por apresentar um íon de sódio na extremidade da molécula. Nesse grupo, o LAS, em termos de volume, é o principal agente utilizado em detergentes e demais produtos de limpeza (ARAÚJO et al., 2008). A parte hidrofóbica dos grupamentos aniônicos é usualmente uma cadeia alcalina, enquanto que a parte hidrofílica é composta de carbonilas, sulfatos e fosfatos (Figura 2.3) (IVANKOVIC; HRENOVIC, 2010).

Figura 2.3- Estrutura de moléculas de surfactantes aniônicos



Fonte: Ivankovic e Hrenovic (2010).

Defensivos agrícolas, lodo de esgoto, efluentes de estação de tratamento e resíduos líquidos industriais são as principais fontes de surfactantes em solos e em ambientes aquáticos (OLKOWSKA et al., 2014; SCOTT; JONES, 2000).

Surfactantes, quando presentes no meio ambiente, podem apresentar ecotoxicidade. Os grupamentos iônicos, por exemplo, podem se ligar a macromoléculas bioativas, como peptídeos, enzimas e DNA. Ao se ligarem a proteínas e peptídeos, podem ocorrer mudanças no dobramento da cadeia polipeptídica, bem como, das cargas superficiais das macromoléculas. Com isso, alteram-se as funções biológicas (DASGUPTA et al., 2016; IVANKOVIC; HRENOVIC, 2010; KUHN et al., 2000).

No ambiente aquático, altas concentrações de surfactantes alteram o crescimento de algas e de microrganismos, fato que resulta no decréscimo da produtividade primária e afeta, assim, a cadeia alimentar desses ecossistemas (KÖNNECKER et al., 2011.; LECHUGA et al., 2016; YUAN et al., 2014). Ressalta-se, ainda, que pode haver a formação de espumas, que dificultam as trocas gasosas entre a superfície dos corpos hídricos e a atmosfera e levam à diminuição do oxigênio dissolvido na água. Outro fator importante reside no fato de a maioria dos surfactantes ser rica em fosfatos, o que contribui para o aumento da eutrofização (YUAN et al., 2014).

2.2.4.2 Parâmetros Físicos

2.2.4.2.1 Sólidos Totais

A presença de sólidos na água está associada a fatores naturais, como escorrimento superficial ou antropogênicos, a exemplo da geração de efluentes no ramo industrial (WEBER-SCANNELL; DUFFY, 2007; SANSALONE; CRISTINA, 2004). A classificação desses sólidos está baseada em Sólidos Totais Dissolvidos e Sedimentos em Suspensão.

Consideram-se dissolvidos (não filtráveis) aqueles com tamanho inferior a $0{,}45 \times 10^{-6}$m, ou seja, não retidos em uma membrana filtrante que apresenta abertura de $0{,}45 \times 10^{-6}$m. Sólidos suspensos (filtráveis), por sua vez, apresentam tamanho superior a $0{,}45 \times 10^{-6}$m. A soma dos sólidos suspensos com aqueles em suspensão resulta nos sólidos totais presentes na água e compreendem carbonatos, bicarbonatos, fosfatos, cloretos, nitratos de cálcio, magnésio, potássio, sódio, além de matéria orgânica e outras partículas (MAHANANDA et al., 2010; PATIL et al., 2012; WALTON, 1989).

Sólidos Totais Dissolvidos representam a medida da combinação entre sais inorgânicos, pequenas partículas da matéria orgânica e íons dissolvidos na água (USEPA, 1986; WALTON, 1989). Relacionam-se, ainda, à capacidade de uma solução em transmitir

corrente elétrica, bem como à salinidade, devido à concentração de solutos em solução (MCCLESKEY et al., 2012).

Sedimentos em Suspensão, por sua vez, contemplam maiores partículas de matéria orgânica, provenientes da decomposição de rochas, erosão do solo e que foram transportadas aos leitos d'água pela ação da chuva ou dos ventos (BIDORN et al., 2016; MOURI et al., 2014). Ações antrópicas, tais como o lançamento de efluentes, também contribuem para o aumento significativo, nos cursos d'água, desses sólidos. Isso se deve ao fato de certos resíduos líquidos, como aqueles provenientes do processamento industrial de pescado, serem altamente ricos em sedimentos em suspensão (CHING; REDZWAN, 2017; GARCIA et al., 2016; JAMIENSON et al., 2017; PARVATHY et al., 2017; SURTI et al., 2016). Em longo prazo, o acúmulo desses sólidos reduz o volume útil dos reservatórios (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS, 2013). Esse fato pode acarretar, portanto, danos econômicos, em razão do aumento dos custos de tratamento e de manutenção dos cursos d'água (RYMSZEWICZ et al., 2017; NUVOLARI; COSTA, 2010).

Ressalta-se, além disso, que os sedimentos em suspensão relacionam-se diretamente à turbidez de um meio líquido, considerando-se que ambos os parâmetros determinam o grau de dispersão por que passam raios de luz ao atravessarem uma amostra líquida (SLAETS et al., 2014; CASTAÑO; HIGUITA, 2016; JAFAR-SIDIK, 2017; RYMSZEWICZ et al., 2017). Desse modo, grandes concentrações de sólidos em suspensão prejudicam o desenvolvimento do fitoplâncton, pois ocorre inibição da atividade fotossintética (JAFAR-SIDIK et al., 2017), além de contribuírem para a eutrofização (RYMSZEWICZ et al., 2017).

2.2.4.2.2 Turbidez

A turbidez de uma amostra é o grau de atenuação por que passa um feixe de luz ao atravessá-la e é totalmente dependente da concentração de sedimentos em suspensão no meio líquido (SLAETS et al., 2014; CASTAÑO; HIGUITA, 2016; JAFAR-SIDIK, 2017; RYMSZEWICZ et al., 2017). Tal redução é provocada por absorção e espalhamento, porque as partículas que provocam turbidez são maiores que o comprimento de luz branca, em razão, principalmente, da presença de sólidos em suspensão e, em menor proporção, de partículas inorgânicas (areia, argila e silte) e de detritos orgânicos, como microrganismos e material coloidal. É medida em Unidades Nefelométricas de Turvação, UNT (CETESB, 2009; SPERLING, 2005; RYMSZEWICZ et al., 2017).

Elevada turbidez, em um corpo hídrico, reduz a ação fotossintética de plantas aquáticas e algas. O decréscimo do desenvolvimento das plantas desencadeia, assim, queda na sobrevivência de peixes (CETESB, 2009). É responsável, ainda, pela redução das atividades de turismo e recreação, visto que danifica a estética de rios, lagos e córregos (MINNESOTA POLLUTION CONTROL AGENCY, 2008). A exemplo dos sólidos em suspensão, as fontes de turbidez são a erosão e a contaminação por poluentes (MINNESOTA POLLUTION CONTROL AGENCY, 2008).

Em virtude da facilidade e do baixo custo de determinação, esse parâmetro de qualidade da água residual tem sido cada vez mais utilizado por indústrias, para determinar a qualidade de seus efluentes (CASTAÑO; HIGHITA, 2016).

2.2.4.2.3 Condutividade elétrica e salinidade

A condutividade elétrica consiste na capacidade da água ou um efluente líquido em conduzir corrente elétrica. Esse parâmetro depende das concentrações iônicas e indica a quantidade de sais na amostra e, desse modo, representa uma medida indireta da concentração de poluentes (PATIL et al., 2012). Relaciona-se, portanto, à concentração de sólidos totais dissolvidos, bem como ao teor salino da amostra de água (MARANDI et al., 2013). A condutividade elétrica indica, pois, modificações na composição da água, principalmente na concentração mineral, e aumenta à medida que sólidos solúveis são adicionados. De modo geral, valores superiores a $100x10^{-6}$ S/cm indicam ambientes impactados (CETESB, 2009).

Devido à facilidade e ao baixo custo de determinação, medidas da condutividade elétrica têm se tornado frequentes a fim de se avaliar a presença de íons de substâncias químicas que podem influenciar na variação da qualidade da água, ou representar, até mesmo, fator de contaminação (CASTAÑO; HIGHITA, 2016).

2.2.4.3 Parâmetros microbiológicos

Efluentes industriais, ricos em matéria orgânica e sólidos em suspensão, representam importante veículo de transmissão de doenças, visto que consistem em um meio ideal para a proliferação de patógenos (LUCAS et al., 2017; NAIDOO; OLANIRAN, 2014; NEYMAN et al., 2003; TANSKI; MATIKKA, 2017).

Entre os microrganismos mais presentes encontram-se as bactérias, que contaminam a água principalmente pelas fezes e fluidos corporais humanos e de animais domésticos e silvestres (PANDEY et al., 2014; JUNG et al., 2014). Mesófilos, psicotróficos, coliformes e

Salmonella são importantes grupos de bactérias utilizados para a determinação da qualidade microbiológica de efluentes.

Mesófilos e psicotróficos são classificados, segundo a ICMSF (*International Comission on Microbiological Specifications for Foods*), como microrganismos que não oferecem risco direto à saúde (SILVA, 2002). Apesar disso, sua presença pode estar associada à contaminação fecal, bem como à ocorrência de patógenos. No que diz respeito às condições metabólicas, mesófilos apresentam temperatura ótima de crescimento em torno de 30°C, enquanto psicotróficos devolvem-se melhor na faixa de 20 e 30°C (BERG et al., 2014).

Coliformes, por sua vez, são definidos como membros dos gêneros ou espécies pertencentes à família *Enterobacteriaceae*, cujo crescimento ocorre a 37^{0}C (coliformes totais) ou a 44-45^{0}C (coliformes termotolerantes). Estas bactérias possuem a enzima β galactosidase, responsável pela fermentação da lactose (HACHICH et al., 2012; JANG et al., 2017).

Coliformes são abundantes em fezes de animais de sangue quente, mas também podem ser encontradas em solos, ambientes aquáticos e plantas (CETESB, 2009; WASHINGTON STATE DEPARTMENT OF HEALTH, 2016; HACHICH et al., 2012). Representam, pois, um grupo vasto e, geralmente, desprovido de microrganismos patogênicos (WASHINGTON STATE DEPARTMENT OF HEALTH, 2016). *Escherichia coli*, em contrapartida, é uma coliforme indicadora de contaminação fecal, uma vez que está presente, em elevadas concentrações, no intestino humano e de animais (CABRAL, 2010; WASHINGTON STATE DEPARTMENT OF HEALTH, 2016; HACHICH et al., 2012; ISHII et al., 2008; JANG et al., 2017). Desse modo, a presença de *E.coli* em efluentes pode desencadear, em caso de descarte e retorno inadequados, a contaminação da água, do solo e, por conseguinte, das verduras e legumes cultivados. Diarreias, hemorragias gastrointestinais e, posteriormente, óbito são os efeitos decorrentes da contaminação por essa bactéria, que produz toxinas (TORTORA et al., 2012).

As bactérias *Salmonella* habitam, também, o trato intestinal de seres humanos e de muitos animais (MURRAY, 1991; TORTORA et al., 2012). Todas as linhagens dessa bactéria são consideradas patogênicas. Morfologicamente, são classificadas como bastonetes gram-negativos não formadores de esporos (TORTORA et al., 2012).

Atualmente, a salmonelose é uma das principais infecções alimentares, responsável por 94 milhões casos de gastroenterite e 155 mil mortes anualmente (AHMAD; AKIL, 2017).

2.2.5 Etapas tradicionais do tratamento de efluentes

2.2.5.1 Tratamento preliminar

O tratamento preliminar deve atende a três requisitos básicos: remoção dos sólidos grosseiros, proteção dos equipamentos e tubulações contra entupimentos e abrasões, além da melhora do desempenho das unidades (BORGES, 2014).

Assim, a remoção de sólidos grosseiros, areia, materiais flutuantes é a principal finalidade dessa fase do tratamento (GUIMARÃES; MANIERO, 2012). O gradeamento é o principal processo utilizado e consiste, basicamente, na retenção dos materiais que apresentam maior dimensão que o espaçamento das barras (MENEZES; MENDONÇA, 2017).

Tal etapa permite a redução de 5 a 10% da DBO e dos sedimentos em suspensão, e de 10 a 20% das bactérias (NUVOLARI; COSTA, 2010).

2.2.5.2 Tratamento primário

Essa etapa tem como objetivo a remoção de óleos, graxas e dos sedimentos em suspensão, de modo a se obter um efluente depurado e clarificado. Nesse processo, gera-se lodo, que deve ser encaminhado a uma estação de tratamento à parte (GUIMARÃES; MANIERO, 2012). Utilizam-se para isso a flotação e a floculação (coagulação).

A flotação está baseada na injeção de bolhas de ar no resíduo, de forma a se retirarem, principalmente, os materiais oleosos. Isso se justifica pela natureza química da matéria graxa, que tem mais afinidade pela fase gasosa e é, portanto, adsorvida a esta em movimento ascendente (EDZWALD, 2010; RUBIO et al., 2002; YU et al., 2017).

A floculação, por sua vez, baseia-se na utilização de um coagulante, normalmente o sulfato de alumínio, a fim de que partículas coloidais fiquem aglomeradas em partículas maiores e sejam, desse modo, removidas por sedimentação (SEMERJIAN; AYOUB, 2003).

O tratamento primário é responsável pelo decréscimo de 25 a 50% da DBO, 40 a 70% dos sedimentos em suspensão, e de 25 a 75% das bactérias (NUVOLARI; COSTA, 2010).

2.2.5.2 Tratamento secundário

Os processos desprovidos de oxigênio caracterizam-se pelo baixo dispêndio energético dos microrganismos, se comparado às vias aeróbias. Em decorrência desse menor consumo de energia, ocorrem baixas taxas degradação de matéria orgânica e produção de lodo por massa de unidade de matéria orgânica estabilizada. Com isso, há pouca requisição de energia, devido às menores atividades anabólicas (ARAÚJO et al., 2008). De acordo com

Bajpai (2017), quatro etapas compõem a anaerobiose: hidrólise, formação de ácidos, acetogêne e metanogênese.

- Hidrólise: clivagem de polímeros maiores, como amido, proteínas e gorduras em açúcares, aminoácidos, ácidos graxos de cadeia longa e glicerol pela ação de exoenzimas hidrolíticas (amilase, proteases e lipases). Esses compostos mais simples serão incorporados ao metabolismo bacteriano.
- Acidogênese: compostos orgânicos simples são convertidos a ácidos propiônico, butírico e acético além de hidrogênio, sulfeto e CO_2.
- Acetogênese: produção de acetato e hidrogênio, que serão utilizados por bactérias metanogênicas.
- Metanogênese: produção de metano. Nesta etapa, a DBO e DQO são significativamente reduzidas.

O tratamento anaeróbio tem, portanto, como uma de suas principais vantagens a produção de metano, gás usado como biogás, que é uma fonte limpa de energia (JIJAI et al., 2015; LI;YU, 2016). Ocorre, ainda, a possibilidade de produção de adubos, que podem ser empregados em terrenos próximos ao sítio do tratamento (HAUGEN et al., 2015).

No espaço contemporâneo, um dos componentes mais comuns do sistema anóxico é o Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente. Essa câmara de fermentação tem sido utilizada em larga escala, em razão do baixo custo de instalação e remoção dos grânulos de lodo acumulados (LI; YU, 2016; JIJAI et al., 2015). Arstsupho et al. (2016) ressaltam que a temperatura ótima, no interior do reator, é de 40°C, acima da qual pode haver menor produção de metano, devido à inibição dos microrganismos.

2.2.5.3 Tratamento terciário

Essa etapa inclui procedimentos adicionais para a remoção de substâncias mais resistentes, com destaque para os compostos de nitrogênio e de fósforo. O tratamento terciário se caracteriza, por exemplo, pelo emprego de processos biológicos, tais como a irrigação de culturas e as lagoas de estabilização (BOERIU et al., 2013).

No primeiro caso, o efluente, após passar pelo tratamento secundário, é aplicado no solo. A matéria orgânica restante das etapas anteriores do tratamento é, assim, mineralizada pelo processo natural de desnitrificação. Forma-se, pois, N_2, gás que retorna à atmosfera. Estima-se que haja uma redução de 60 a 65% do nitrogênio orgânico e de 65 a 85% do nitrogênio total (BOERIU et al., 2013).

No que diz respeito às lagoas de estabilização, estas são eficientes na remoção, tanto do nitrogênio quanto do fósforo, e se caracterizam pela interação de algas e de bactérias aeróbias. Nesse processo, as bactérias oxidam os constituintes orgânicos dos efluentes; as algas, em contrapartida, utilizam o gás carbônico e outras substâncias resultantes da ação microbiana para a produção de oxigênio, por meio da fotossíntese. Esse oxigênio será, desse modo, utilizada pelas bactérias. O resultado final dessa sinergia consiste em uma água de melhor qualidade e adequada ao retorno ao meio ambiente (AL- HASHIMI, 2013; HO et al., 2017).

A eficiência de remoção de DBO, sedimentos, nutrientes pode atingir 99%; e de bactérias, 99,99% (NUVOLARI; COSTA, 2010).

2.2.6 Padrões de lançamento e qualidade dos corpos hídricos receptores

A avaliação dos efluentes que chegam aos corpos hídricos já é uma realidade no âmbito legislativo ambiental brasileiro. De fato, a análise dos efluentes permite a tomada de decisões acerca das ações corretivas pertinentes. Nesse contexto, cresce, no cenário brasileiro, o número de legislações que tratam do lançamento de resíduos líquidos. Como exemplo, pode-se citar o CONAMA 357/2005, que já abordava as condições necessárias, mas sem muitos critérios. Posteriormente, o CONAMA 430/11 substituiu os artigos da Resolução CONAMA 357/2005 e estabeleceu, de modo claro, critérios de lançamentos, que passaram a ser utilizados por estados desprovidos de legislação própria. Nesse quesito, a Resolução n°430 contempla critérios de ecotoxicidade, a fim de se avaliarem os efeitos tóxicos do lançamento de efluentes no corpo receptor (ALMEIDA et al., 2013).

De fato, todo tratamento de efluente deve satisfazer às exigências da legislação que controla a qualidade da água resultante do processo de depuração, bem como aquela do corpo receptor, a fim de que este não se altere. Para isso, é imprescindível considerar os padrões permitidos para lançamento, a classificação dos corpos hídricos, a qualidade final requerida após o lançamento, o estudo de impactos, com base em normas, resoluções, decretos, leis estaduais e federais (NUVOLARI; COSTA, 2010).

De acordo com o CONAMA 357/2005, existem cinco classes de água doce. A classe 4 diz respeito às águas destinadas à navegação e à harmonia paisagística. Esses cursos d’água compreendem, por exemplo, rios, riachos, córregos e ribeirões. São esses corpos hídricos que são geralmente utilizados, no ambiente urbano, como receptores de efluentes industriais.

Para as águas classificadas como classe 4, os materiais flutuantes, inclusive as espumas, devem estar virtualmente ausentes; odor e aspecto não objetáveis; as substâncias

facilmente sedimentáveis devem estar virtualmente ausentes, oxigênio dissolvido superior a 2 mg/L e pH entre 6 e 9 (CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE, 2005).

2.3 Material e Métodos

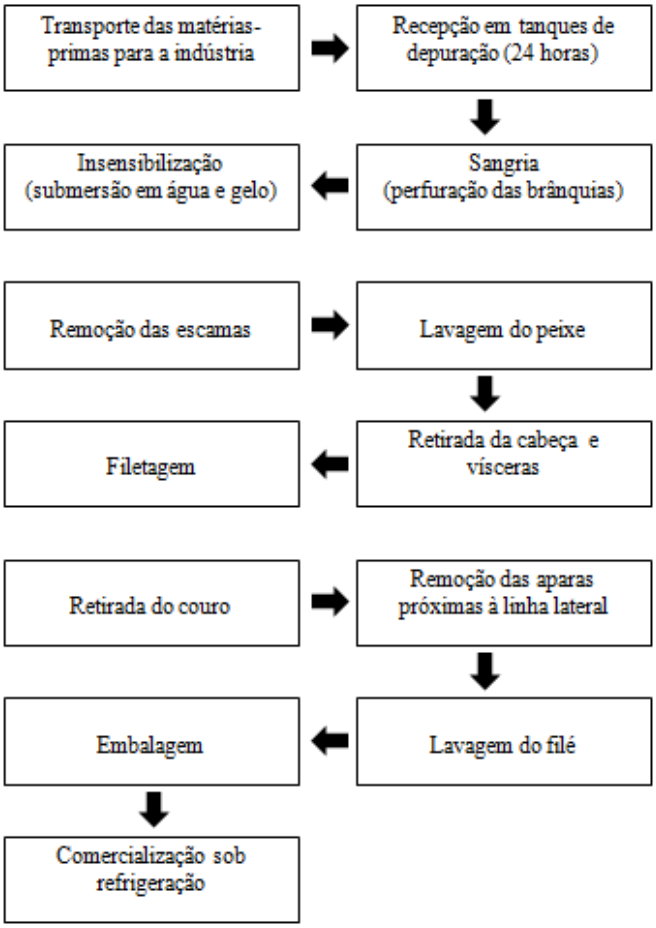
2.3.1 Origem das amostras de resíduos líquidos utilizadas

As amostras de resíduos líquidos provieram de uma indústria beneficiadora de tilápia. Esse estabelecimento conta com 85 funcionários e processa cerca de 10 t de matéria-prima por dia. Os produtos destinam-se, exclusivamente, ao mercado interno.

2.3.1.1 Água residual

A água residual tem sua origem nas etapas de processamento, cujo fluxograma é apresentado na Figura 2.4.

Figura 2.4- Fluxograma de origem da água residual



Fonte: Adaptado de Minozzo (2011).

As tilápias são provenientes de tanques de criação pertencentes à própria empresa. Com o objetivo de se eliminarem geosmina e 2-methylisoborneol, substâncias responsáveis pelo *off flavour*, realiza-se a depuração (GALVÃO; OETTERER, 2014). No caso da indústria em questão, utilizam-se 5 tanques, que são abastecidos por um poço.

O consumo de água e, por conseguinte, o volume de água residual gerada corresponde a 45.000 l/dia. Desse volume total, um terço é proveniente dos tanques de depuração.

O destino final da água residual encontra-se em ponto imediatamente anterior à entrada dela na estação de tratamento, ponto de onde foi coletada.

Figura 2.5-Ponto de coleta da água residual

2.3.1.2 Efluente tratado

Após a entrada na Estação de Tratamento, localizada em um terreno adjacente e pertencente à própria indústria, a água residual é adicionada aos outros materiais residuais, inclusive aqueles de origem humana. O tratamento desses efluentes é dividido em quatro etapas:

1) Flotação: injeção de ar, para a retirada dos óleos e gorduras. A matéria graxa é, posteriormente, encaminhada a uma graxaria;
2) Equalização: homogeneização dos resíduos e adição de todo material residual da indústria, inclusive das excretas humanas;

3) Decomposição anaeróbia: decomposição da matéria orgânica por um Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente. Biogás e adubos produtos são utilizados nas dependências da própria indústria. Ocorre, ainda, adição de detergentes para a remoção da matéria lipídica;
4) Decomposição aeróbia: decomposição da matéria orgânica remanescente por um tanque anaeróbio. Similarmente à etapa anterior, também ocorre a adição de detergentes para a retirada dos corpos lipídicos.

Após a decomposição aeróbia, o efluente tratado retorna a um corpo hídrico da cidade, no caso, um córrego. A amostra de efluente tratado foi, desse modo, retirada do ponto final da Estação de Tratamento (Figura 2.6).

Figura 2.6-Ponto de coleta do efluente tratado

2.3.2 Coleta, transporte e armazenamento da água residual e do efluente tratado

Realizaram-se as coletas das duas amostras de resíduos líquidos (água residual e efluente tratado) da indústria, nos dias 18/05/2017 e 28/09/2017.

Para a determinação da DBO, DQO e Oxigênio Dissolvido coletou-se cada amostra em frascos de vidro de 40 mL. Os frascos contendo as amostras, para a determinação da DQO, foram acidificados com H_2SO_4 a 0,1 %, na proporção 1:1, uma vez que o ácido bloqueia a atividade de consumo de oxigênio pelos microrganismos (ALMEIDA, 2010).

Para a determinação da concentração de surfactante, coletaram-se as amostras em frascos de polipropileno de 250 mL.

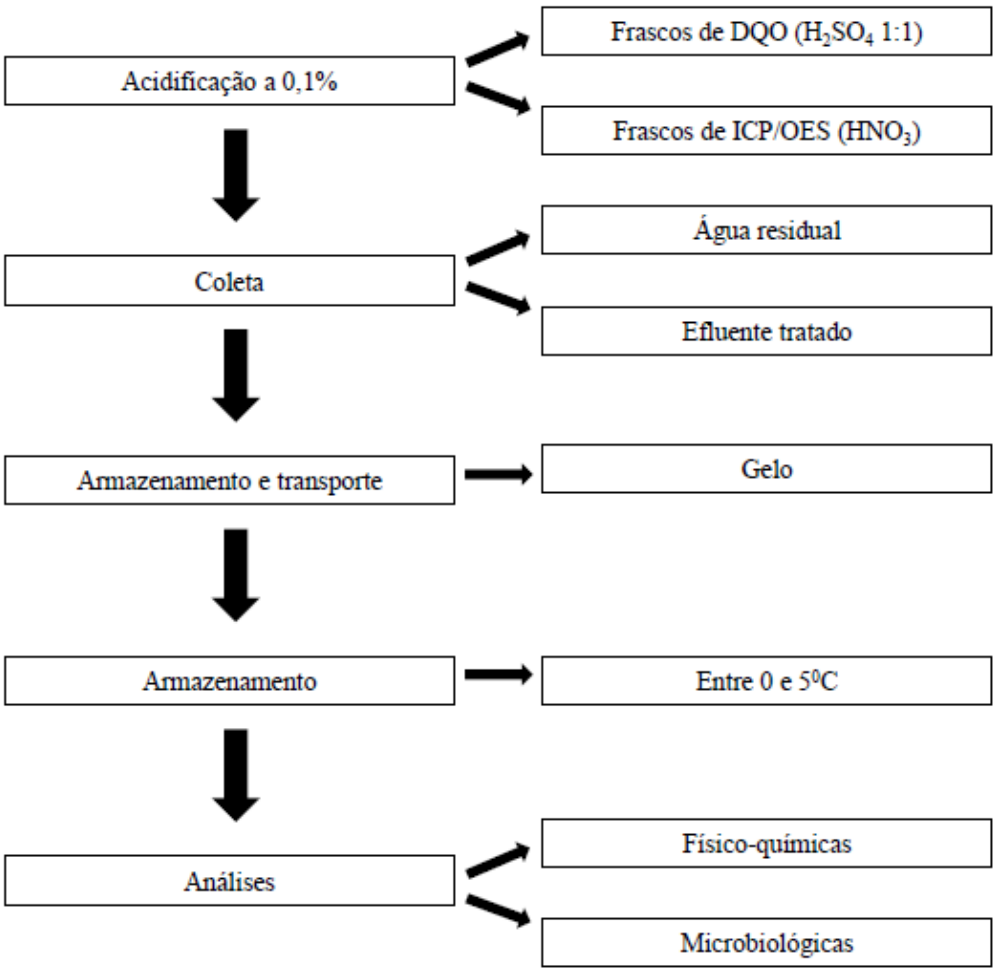
Para a determinação da concentração dos elementos químicos por ICP/OES, exceto cloreto e nitrogênio, utilizaram-se três frascos de polipropileno de 150 mL, para a coleta de cada amostra. Esses frascos foram acidificados com 1 mL de HNO_3 a 0,1%.

Para as análises dos parâmetros físicos, pH, e determinação de cloreto e nitrogênio coletaram-se as amostras em três frascos de polipropileno de 1L.

Para a análise microbiológica, coletou-se cada amostra em frascos de polipropileno de 1L. As amostras, após coletadas, foram armazenadas em isopor, sob condições refrigeradas, usando-se gelo, e transportadas até o Laboratório de Pescado da ESALQ/USP, localizado no município de Piracicaba, no estado de São Paulo. As amostras ficaram armazenadas entre 0 e 5°C, para a posterior realização das análises.

O fluxograma do preparo dos frascos para coleta até a análise de cada resíduo líquido é apresentado na Figura 2.7

Figura 2.7- Fluxograma do preparo, coleta, transporte e armazenamento dos resíduos



2.3.3 Determinação dos parâmetros químicos

Todos os parâmetros químicos, com exceção da concentração de nitrogênio amoniacal, foram determinados com base na 22ª edição do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater APHA-AWWA* (2012).

2.3.3.1 Elementos químicos

A determinação das concentrações dos elementos químicos boro (B), sódio (Na), magnésio (Mg), alumínio (Al), silício (Si). Fósforo (P), enxofre, (S), potássio (K), cálcio (Ca), cromo (Cr), manganês (Mn), ferro (Fe), cobalto (Co), níquel (Ni), cobre, (Cu), zinco (Zn), arsênio (As), selênio (Se), estrôncio (Sr), cádmio (Cd), bário (Ba) e chumbo (Pb) foi realizada diretamente, em triplicata, por meio de Espectrômetro de Emissão Atômica por Plasma Acoplado Indutivamente (ICP/OES) iCAP 7000 series, da *Thermo Scientific*, e os resultados, expressos em mg/L.

Nitrogênio e cloro, por sua vez, foram determinados, em triplicata, por titulometria, uma vez que o aparelho de ICP/OES não detecta o comprimento de onda emitido por esses dois elementos.

2.3.3.1.1 Nitrogênio total

A concentração de nitrogênio nas amostras foi determinada pelo Método de Kjeldhal. Transferiram-se 10 mL de cada amostra para um microdigestor Kjeldhal de 300 mL. Adicionaram-se 0,7g de Liga de Raney e 15 mL da solução de H_2SO_4. As amostras permaneceram no microdigestor por uma hora. Posteriormente, foram transferidas para um balão volumétrico de 100 mL, e o volume, completado com água destilada. Transferiu-se, em seguida, uma alíquota de 25 mL para o destilador, e adicionaram-se 30 mL de NaOH 50%. O destilado foi transferido para um erlenmeyer, com 10 mL de solução de ácido bórico 4% e mistura de indicadores, além de 70 mL de água destilada. Por fim, titulou-se a solução presente no erlenmeyer com H_2SO_4 0,0234 N padronizado, utilizando-se uma bureta digital Brand Titrette.

A concentração de nitrogênio total (mg/L), nas amostras, foi determinada pela fórmula:

$$Nitrogênio\ total = \left[\frac{(V_g - V_b) \times 14 \times N}{a}\right] \times 1000$$

onde Vg é o volume gasto na titulação (L); Vb, o volume do branco; N, a normalidade do ácido; a, a alíquota da amostra analisada, e 14, a massa atômica do nitrogênio.

2.3.3.1.2 Nitrogênio amoniacal

A concentração de amônio, nas amostras, foi determinada pelo Método da Liga de Raney, adaptado por Cavalini et al. (2013).

Transferiu-se uma alíquota de 20 mL de cada amostra para um destilador. Adicionaram-se 10 mL de NaOH 50%. O destilado foi transferido para um erlenmeyer, com 10 mL de solução de ácido bórico 4% e mistura de indicadores. Por fim, titulou-se a solução presente no erlenmeyer com H_2SO_4 0,0234 N padronizado, utilizando-se uma bureta digital Brand Titrette.

A concentração de amônio, nas amostras, foi determinada pela fórmula:

$$Amônio = \left[\frac{(V_g - V_b) \times 14 \times N}{a}\right] \times 1000$$

onde Vg é o volume gasto na titulação; Vb, o volume do branco; N, a normalidade do ácido; a, a alíquota da amostra analisada, e 14, a massa atômica do nitrogênio.

2.3.3.1.3 Cloreto

A concentração do cloreto nas amostras foi determinada titulometricamente, pelo método de Mohr (método argentométrico).

Em um erlenmeyer de 125 mL, adicionaram-se 10 mL da amostra analisada e 1mL da solução indicadora de cromato de potássio (K_2CrO_4). Realizou-se, em seguida, a titulação com nitrato de prata ($AgNO_3$) 0,0141 N, utilizando-se uma bureta digital Brand Titrette.

A concentração de cloreto, nas amostras, foi determinada pela fórmula:

$$Cloreto = \left[\frac{(V_g - V_b) \times 35{,}5 \times N}{a}\right] \times 1000$$

onde Vg é o volume gasto na titulação; Vb, o volume do branco; N, a normalidade do ácido; a, a alíquota da amostra analisada, e 35,5, a massa atômica do cloro.

2.3.3.2 Concentração de oxigênio

2.3.3.2 1 Demanda Química de Oxigênio

A DQO foi determinada, em triplicata, pelo método do Refluxo Fechado Seguido de Espectrofotometria.

Efetuou-se a diluição 1:5, em água Mili-Q, de cada amostra. Em seguida, transferiram-se 2 mL de cada amostra diluída, para tubos teste 0-27 da marca Merck, específicos para DQO. Os tubos foram colocados em um bloco digestor Tholz AT-520, a 160^0C, durante 30 minutos. Após a digestão, realizaram-se as leituras em um espectrofotômetro UV/ VIS da marca Machery Nagel. Os resultados foram expressos em mg/L.

2.3.3.2 2 Demanda Bioquímica de Oxigênio

Efetuou-se a diluição 1:500, em água Milli-Q, de cada amostra. Em seguida, transferiram-se, em triplicata, 2 mL de cada amostra diluída, para tubos teste 0-27 da marca Merck, específicos para DBO. Os tubos foram colocados em uma incubadora Full Gauge MT 518 RI, a 20^oC, por 5 dias. Em seguida, realizaram-se as leituras no espectrofotômetro UV/ VIS da marca Machery Nagel. Os resultados foram expressos em mg/L.

2.3.3.2 3 Oxigênio Dissolvido

O oxigênio dissolvido foi determinado, em triplicata, pela leitura direta no oxímetro AKSO SX751. Os resultados foram expressos em mg/L.

2.3.3.2 4 Surfactantes

Os surfactantes aniônicos foram determinados, em triplicata, pelo Método Colorimétrico para Substâncias Ativas ao Azul de Metileno (MBAS).

Efetuou-se a diluição 1:50, em água Mili-Q, de cada amostra. Transferiram-se, em seguida, 4 mL de cada amostra diluída, para tubos teste 0-27 da marca Merck, específicos para detecção do surfactante LAS. Em seguida, realizaram-se as leituras em um espectrofotômetro UV/ VIS da marca Machery Nagel. Os resultados foram expressos em mg/L.

2.3.3.2 5 pH

O pH foi determinado diretamente e em triplicata, utilizando-se o aparelho HANNA HI 9811-5.

2.3.4 Análises físicas

Todos os parâmetros físicos foram determinados, em triplicata, conforme a 22ª edição *do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater APHA-AWWA* (2012).

2.3.4.1 Sólidos totais, condutividade elétrica e salinidade

A determinação dos sedimentos em suspensão (SS) totais, em mg/L, foi feita por meio de um Sistema Manifold de Microfiltração 0,45 µm, MFS KP – 77V. Filtraram-se 300 mL de cada amostra, e o filtro foi seco a 100^0C, por 24h, em uma estufa de esterilização FANEM 315 SE, e pesado em uma balança analítica Ohaus Adventure Pro. Calculou-se a concentração dos sedimentos em suspensão por meio da fórmula abaixo:

$$SS = [\text{Peso total (filtro + sedimentos)} - \text{ Peso do filtro }] \times 3{,}3$$

Sólidos totais dissolvidos, condutividade elétrica e salinidade foram determinados, diretamente, por um condutivímetro de bancada Mettler Toledo.

Sólidos totais dissolvidos foram expressos em mg/L; a condutividade elétrica, expressa em mS/cm, e a salinidade, em Practical Saninity Unit (psu).

2.3.4.2 Turbidez

A turbidez foi determinada por um turbidímetro HACH TL23. Os resultados foram expressos em Unidades Nefolométricas de Turbidez (UNT).

2.3.4.2 Cor

A cor foi determinada pelo método Platino-Cobalto (colorimétrico automático), utilizando o colorímetro HACH DR3900. O método padrão de medição é o da comparação com padrão de cobalto-platina, e a unidade de cor é produzida por 1 mgL^{-1} de platina na forma de íon cloroplatinado (PtCo).

2.3.5 Análises microbiológicas

As análises microbiológicas ocorreram no dia seguinte à coleta, a fim de se identificarem e quantificarem psicotróficos e mesófilos, *Escherichia coli*, coliformes termotolerantes e *Salmonella spp*.

2.3.5.1 Procedimentos

2.3.5.1.1 Homogeneização e diluições seriadas em água peptonada

A amostra de água foi filtrada em um Kitasato estéril conectado a uma bomba a vácuo, usando um filtro de 0,45 µm. Uma vez filtrada a amostra, o filtro foi colocado dentro de uma

bolsa de *stomacher* com 15 mL de peptona (1:15) e homogeneizado durante um minuto. Após a homogeneização, as amostras foram diluídas em tubos contendo 9 mL de água peptonada.

2.3.5.1.2 Identificação e quantificação de psicotróficos e mesófilos

Foram inoculados em placas de *Plate Count Agar*, da marca Acumedia, em triplicata, 100 µL, de cada diluição (até $1:10^6$) de cada amostra e para cada tipo de microrganismo (psicotróficos e mesófilos). As placas, visando-se à quantificação de psicotróficos, foram incubadas a 20ºC, durante 24-48 h. Por sua vez, as placas, visando-se à quantificação de mesófilos, foram incubadas a 35ºC, durante 24-48 h. Após a quantificação, expressaram-se os resultados em UFC/L.

2.3.5.1.3 Identificação e quantificação de coliformes termotolerantes e *E. coli*

Para a identificação e quantificação de coliformes termotolerantes e *E. coli*, foi inoculado 1 mL da diluição 10^{-1} de cada amostra em placas Petrifilm *E. coli*/Coliform Count (3M, Brasil) em triplicata, seguido de incubação durante 24 ± 2 h, a 43 ± 1ºC . As colônias típicas de *E. coli* e de coliformes termotolerantes crescidas em placas 3M Petrifilm *E. coli* / Coliform Count são de cor azul e vermelha respectivamente, sempre associadas a uma bolha de ar. Os resultados foram expressos em UFC/L.

2.3.5.1.4 Identificação e quantificação de *Salmonella spp*

Para a identificação e quantificação de *Salmonella* spp., foi inoculado 0,1 mL da diluição 10^{-1} de cada amostra, em triplicata, em placas de meio XLD (Kasvi, Brasil), seguido de incubação durante 24 h, a 37ºC. As colônias típicas supostamente de *Salmonella* spp. apresentam coloração avermelhada com um ponto negro no centro. Os resultados foram expressos em UFC/L.

2.3.6 Análises estatísticas

Compararam-se entre si as médias referentes aos ensaios de caracterização dos dois resíduos líquidos, nos dois períodos de coleta (maio e setembro)

Os resultados foram apresentados como média ± intervalo de confiança, por meio de uma análise de estatística de variância (ANOVA), com base no software SPSS 15.0. Para a comparação das médias, utilizou-se o teste de Tukey, em nível de significância de 5%.

2.4 Resultados e Discussão

2.4.1 Parâmetros químicos

Os resultados concernentes à DBO e DQO, obtidos das análises da água residual, indicam a importância do correto tratamento dos resíduos líquidos provenientes do processamento de pescado (Tabela 2.1). Embora os valores mudem de acordo com a espécie processada e o ritmo de produção de cada indústria, elevadas concentrações de matéria orgânica estão geralmente presentes nos resíduos líquidos de indústrias de beneficiamento de pescado. Por exemplo, Jamieson et al. (2017) apresentaram uma DBO média de 3500 mg/L referente às etapas do processamento.

Embora apresente elevados valores de DBO e DQO, a água residual possui grande fração biodegradável da matéria orgânica, visto que o índice DQO/DBO correspondeu a 1,03 e 1,4 na primeira e segunda coletas, respectivamente. Para isso, estudos mostram que, em casos de índices menores que 3,5, os resíduos contêm compostos facilmente biodegradáveis (COLDEBELLA et al., 2018).

Houve diferenças significativas - levando-se em consideração a data de cada amostragem - entre as médias dos parâmetros referentes à oxidação da matéria orgânica biodegradável, inclusive dos surfactantes, componentes dos detergentes, e de oxigênio dissolvido, para cada resíduo líquido analisado ($P<0,05$). Essas variações deveram-se, provavelmente, à pequena diferença entre os tempos de coleta e de transporte da indústria até o laboratório em Piracicaba, para a realização das análises. Para isso, leva-se em consideração que a taxa de decomposição por microrganismos é muito rápida, o que acarreta diminuição do oxigênio dissolvido nas amostras (HUANG et al., 2017). Outro fator que pode explicar esses diferentes valores de DBO são as oscilações no interior do reator anaeróbio. Nesse caso, temperaturas na faixa de 30 a 55°C são as mais favoráveis aos decompositores mesófilos. Adicionalmente a essas temperaturas, variações no pH também provocam alterações nas taxas de degradação, uma vez que a faixa ideal se situa entre 6,7 e 7,4 (SUNNY; MATHAI, 2013). Nesse contexto, o acúmulo de ácidos, oriundos da acidogênese e metanogênese, pode inibir a velocidade de degradação (HE et al., 2012). Do mesmo modo, um meio mais alcalino também inibe o metabolismo microbiano, principalmente na metanogênese, dado que ocorre a formação de amônia (SUNNY; MATHAI, 2013).

Para a DQO, também houve diferença significativa entre as médias do mesmo parâmetro conforme a data da amostragem. Essa variação também pode ser fruto de oscilações no interior dos reatores. Conforme mostra o trabalho de Ahsan et al. (2005), o aumento de temperatura, durante o tratamento, diminui a DQO, devido ao processo de

fisissorção (adsorção física). A despeito dessa diferença, a porcentagem média de remoção foi praticamente a mesma nos dois períodos (88,5% na primeira coleta, e 89,20%, na segunda). Esses valores mostram que a eficiência do tratamento se manteve constante.

No que diz respeito ao retorno dos efluentes nos ecossistemas aquáticos, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) é o principal órgão regulador da qualidade das águas no território brasileiro, visto que atua em âmbito federal. De acordo com a normativa de 2011, o efluente, quando retornado ao corpo hídrico da cidade, enquadra-se nos valores máximos exigidos, para a DBO, nos dois casos (valor máximo permitido e eficiência de remoção). De fato, observou-se a remoção média de 95,5% da matéria orgânica biodegradável, na primeira amostragem, e 96,7%, na segunda. Tais valores inserem-se na faixa esperada para o tratamento biológico de águas residuais de indústrias de processamento de pescado, que é de 80 a 90% (PARVATHY et al., 2017). Essa remoção pôde ainda ser corroborada pelo aumento do índice DQO/DBO, no efluente tratado, fato que evidencia a redução da fração orgânica biodegradável (LEE; NIKRAZ, 2014; SAMURO; MANGKOEDIHARDJO, 2010).

Deve-se salientar, também, que tais padrões de lançamentos podem ser variáveis, de acordo os critérios legislativos de cada local. Em Minas Gerais, por exemplo, leva-se em consideração a DQO para se avaliar a qualidade do efluente que retorna aos corpos hídricos. Nesse caso, o consumo de oxigênio não pode ser superior a 180 mg/L, ou deve-se observar eficiência de remoção de 70% da matéria orgânica (CONSELHO ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS DE MINAS GERAIS, 2008). Já nos Estados Unidos, consideram-se as DBO e DQO máximas de 30 e 250 mg/L, respectivamente (INDIA, 1989). Tais valores diferem, portanto, dos critérios utilizados por órgãos brasileiros de controle ambiental.

Tabela 2.1- Parâmetros químicos analisados nos dois resíduos líquidos, segundo o período de coleta (maio e setembro). Letras diferentes indicam diferenças significativas (*P*<0,05) entre as amostras e entre os períodos de coleta

Parâmetro	**Água Residual**		**Efluente Tratado**		**Limites permitidos**
	Maio	**Setembro**	**Maio**	**Setembro**	
DQO (mg/L)	3353,00 ± 6,62[a]	2383,67 ± 5,906[b]	385,67 ± 4,62[c]	257,57 ± 0,46[d]	≤180[A]; ≤ 250[B]
DBO (mg/L)	2583,33 ± 6,45[a]	2287,00 ± 6,42[b]	116,50 ± 0,49[c]	75,36 ± 0,09[d]	≤ 30[B]; ≤ 120[C]
DQO/DBO	1,30[c]	1,04[d]	3,31 ± 0,03[b]	3,42 ± 0,01[a]	
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	0[c]	0[c]	3,67 ± 0,11[b]	4,47 ± 0,11[a]	> 2[D]
pH	7,57 ± 0,11[a]	7,53 ± 0,21[a]	6,53 ± 0,28[b]	6,53 ± 0,28[b]	Entre 5 e 9[C,E]
Surfactantes (mg/L)	20,41 ± 0,45[a]	20,12 ± 0,21[a]	0[c]	1,87 ± 0,06[b]	≤ 2[E]

[A] Minas Gerais. Deliberação Normativa Conjuntiva Conselho Estadual de Política Ambiental/Conselho Estadual de Recursos Hídricos de Minas Gerais- MG nº1, de 05 de maio de 2008. Aceita-se, também, o tratamento com eficiência de redução da DQO em, no mínimo, 70%.
[B] India. Schedule of the Environment Protection Rules, 1989. Valores de DBO acima de 30mg/L podem ser aceitos, segundo a natureza do corpo hídrico receptor.
[C] Resolução Normativa Conselho Nacional do Meio Ambiente nº 430, de 13 de maio de 2011. Aceita-se, também, o tratamento com eficiência de redução da DBO em, no mínimo, 60 %.
[D] Resolução Normativa Conselho Nacional do Meio Ambiente nº 357, de 17 de março de 2005.
[E] Santa Catarina. Código Estadual do Meio Ambiente. Lei nº 14675, de 13 de abril de 2009.

O valor médio do pH do efluente tratado sofreu um decréscimo em função dos processos oriundos da digestão anaeróbia (acidogênese, acetogênese e metanogênese) (HE et al., 2012). Assim, após a dissolução do gás carbônico resultante dessas etapas, em água, ocorre a formação de H_2CO_3, que também torna o meio ligeiramente ácido. Ao se tomarem como base as normativas apresentadas na tabela 2.1, o valor de pH do efluente tratado situa-se na faixa adequada para fins de lançamento.

Para a avaliação do oxigênio dissolvido deve-se levar em consideração o corpo d'água para o qual o resíduo líquido retorna. O corpo hídrico onde ocorre o lançamento do efluente insere-se na classe 4 da Resolução 357 (CONAMA, 2005). Com base nesta, esse corpo hídrico deve apresentar mais de 2 mg/L de oxigênio dissolvido. Por isso, qualquer efluente lançado nesse ambiente aquático deve possuir a mesma concentração de oxigênio, a fim de não alterar o corpo receptor. Em ambas as amostragens, os valores obtidos foram superiores a 2 mg/L e atendem, portanto, às exigências da legislação.

Em relação aos teores ideais para surfactantes, são raras as normativas que abordam esse parâmetro de qualidade. No território brasileiro, a Lei 14.675, no estado de Santa Catarina, determina a concentração máxima de 2 mg/L em efluentes, para fins de lançamento. O efluente tratado apresentou, na segunda amostragem, concentração média de 1,87 mg/L do surfactante LAS, que corresponde a uma redução de 90,70%. Na primeira amostragem, ocorreram 100% de degradação. Esses valores estão próximos daqueles apresentados por Scott e Jones (2000), compreendendo o intervalo médio de degradação entre 97 e 99%. Constata-se, dessa maneira, que o detergente utilizado na indústria apresenta elevados índices de biodegradação.

No que se refere à concentração dos diferentes íons presentes nos resíduos, os resultados estão apresentados na Tabela 2.2.

Tabela 2.2- Quantificação dos elementos químicos presentes nos dois resíduos líquidos, segundo o período de coleta (maio e setembro). Letras diferentes indicam diferenças significativas ($P < 0,05$) entre as amostras e entre os períodos de coleta

Elemento químico (mg/L)	**Água Residual**		**Efluente Tratado**		**Limites permitidos**
	Maio	**Setembro**	**Maio**	**Setembro**	
Nitrogênio Total	$190,12 \pm 0,92^{a}$	$189,57 \pm 1,25^{a}$	$123,29 \pm 0,92^{b}$	$123,51 \pm 0,60^{b}$	$\leq 100^{1}$
NH_4^+	0^{b}	0^{b}	$20,91 \pm 0,17^{a}$	$21,13 \pm 0,30^{a}$	$\leq 50^{1}; \leq 20^{2}$
Fósforo Total	$20,17 \pm 0,06^{a}$	$20,20 \pm 0,06^{a}$	$10,55 \pm 0,10^{b}$	$10,55 \pm 0,06^{b}$	$\leq 5^{1}$
K^+	$56,95 \pm 1,07^{a}$	$56,96 \pm 1,06^{a}$	$38,10 \pm 1,36^{b}$	$38,16 \pm 1,34^{b}$	
Mg^{2+}	$4,50 \pm 0,03^{a}$	$4,60 \pm 0,212^{a}$	$4,10 \pm 0,11^{b}$	$4,00 \pm 0,25^{b}$	
Ca^{2+}	$19,74 \pm 0,76^{a}$	$19,67 \pm 0,22^{a}$	$4,00 \pm 0,25^{b}$	$4,12 \pm 0,11^{b}$	
Enxofre Total[3]	$16,05 \pm 0,58^{b}$	$15,78 \pm 0,23^{b}$	$26,59 \pm 2,75^{a}$	$25,55 \pm 4,29^{a}$	
Fe	$0,58 \pm 0,10^{a}$	$0,54 \pm 0,05^{a}$	$0,30 \pm 0,06^{b}$	$0,33 \pm 0,06^{b}$	$\leq 3^{1}; \leq 15^{2}$
Mn	$0,08 \pm 0,01^{a}$	$0,07 \pm 0,01^{a}$	$0,03 \pm 0,01^{b}$	$0,02 \pm 0,01^{b}$	$\leq 2^{1}; \leq 1^{2}$
B	$0,08 \pm 0,01^{b}$	$0,07 \pm 0,02^{b}$	$0,43 \pm 0,01^{a}$	$0,42 \pm 0,07^{a}$	$\leq 5^{2}$
Zn^{2+}	$0,28 \pm 0,02^{a}$	$0,27 \pm 0,04^{a}$	$0,06 \pm 0,01^{b}$	$0,05 \pm 0,01^{b}$	$\leq 5^{1,2}$
Al^{3+}	$0,19 \pm 0,04^{a}$	$0,23 \pm 0,05^{a}$	$0,06 \pm 0,02^{b}$	$0,06 \pm 0,01^{b}$	
Na^+	$73,09 \pm 4,86^{b}$	$72,94 \pm 0,81^{b}$	$127,96 \pm 3,67^{a}$	$126,06 \pm 0,61^{a}$	
Cl^-	$553,27 \pm 0,53^{a}$	$548,10 \pm 0,92^{b}$	$124,97 \pm 1,40^{c}$	$119,63 \pm 0,92^{d}$	

[1]India. Schedule of the Environment Protection Rules, 1989.
[2]Resolução Normativa CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011.
[3]A legislação CONAMA 430/2011 estabelece a concentração máxima, para fins de lançamento, de 1 mg/L, para o íon sulfeto, que é responsável pela degradação dos mananciais, devido ao mau cheiro produzido. Todavia, para o efluente em questão, o íon sulfato retorna ao corpo hídrico da cidade, pois a última etapa do tratamento envolve a oxidação do enxofre.

A diminuição da concentração de grande parte dos íons presentes no efluente tratado (P<0,05) mostra que, após a mineralização da matéria orgânica, a maioria deles segue diferentes rotas. Uma delas pode ser a complexação dos cátions ao lodo. (MENDONÇA et al., 2017). As outras duas podem ser a lixiviação ou a precipitação. Nesse quesito, íons que formam bases insolúveis, tais como Fe^{3+}, Mn^{2+}, Zn^{2+} e Al^{3+}, precipitam-se. Em contrapartida, K^{+}, Mg^{2+}, Ca^{2+}, Fe^{2+} formam bases solúveis e são, assim, lixiviados (LEPSCH, 2011). Até mesmo a redução de nitrogênio, cloro e fósforo pode ser explicada pela formação dos ácidos nítrico, clorídrico e fosfórico, respectivamente, ou da base, hidróxido de amônio. Todas essas substâncias são solúveis (LEPSCH, 2011).

Apenas os elementos sódio, enxofre e boro tiveram um aumento de concentração após o tratamento. No caso do sódio, isso se deve, provavelmente, ao uso dos detergentes, na remoção dos corpos lipídicos dos reatores. Esse procedimento é de vital importância, principalmente na etapa aeróbia, pois os lipídios afetam negativamente a transferência de oxigênio. Com isso, eles privam o uso desse elemento pelos microrganismos (SUNNY; MATHAI, 2013).

O aumento do enxofre, a exemplo do sódio, pode ser explicado pelo uso dos detergentes nos reatores, visto que aqueles apresentam componentes sulfurados em suas estruturas (IVANKOVIC; HRENOVIC, 2010).

O boro, por sua vez, é oriundo da decomposição da matéria orgânica, pois se sabe que esta contribui diretamente para o aumento do elemento no meio, à medida que ele é dessorvido dos ácidos orgânicos (GOLDBERG; SUAREZ, 2012).

Por fim, não se detectou a presença dos elementos Si, Cr, Co, Ni, As, Se, Sr, Cd, Ba e Pb nos resíduos líquidos analisados.

No que diz respeito aos padrões de lançamento do efluente tratado, os valores referentes ao amônio encontram-se bem próximos àqueles da concentração máxima permitida no território brasileiro. A solução mais viável para se reduzirem ainda mais as concentrações de amônio do efluente tratado, seria tratar, separadamente, o resíduo industrial e aquele de origem sanitária. Como abordam Rebouças (2010) e Rose et al. (2015), o nitrogênio é o principal constituinte da matéria fecal e de componentes orgânicos da urina. Por isso, a redução de compostos ricos em nitrogênio contribuiria, possivelmente, para o decréscimo dos teores de amônio, após a mineralização da matéria orgânica.

Em contrapartida, a legislação nacional não estabelece limites máximos para Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^{+}, SO_4^{2-}, Na^{+}, Cl^{-} e fósforo total. Ademais, os corpos hídricos classificados como classe 4 são considerados de uso menos nobre e, por isso, não há especificações para a concentração máxima de certos íons que retornam a esses ambientes aquáticos.

Apesar desse "hiato" na legislação, pode-se concluir que as concentrações de fósforo, no efluente tratado, encontram-se elevadas, tomando-se como base o limite máximo permitido pela Schedule of the Environment Protection Rules (INDIA, 1989), que é de 5mg/L. Adicionalmente a essa normativa, outros parâmetros podem ser utilizados como referência. De acordo com a CETESB (2009), por exemplo, o esgoto sanitário, no Brasil, apresenta uma faixa de concentração de fósforo de 6 a 10 mg/L. Similarmente, com base no Domestic Wastewater Phosphorus Concentration Report (STATE OF IDAHO DEPARTMENT OF ENVIRONMENTAL QUALITY, 2012), essa faixa se estende de 6 a 12 mg/L. Tais valores estão bem próximos àqueles encontrados no resíduo que retorna ao córrego da cidade e se devem, provavelmente, à mistura com o material fecal humano por que passa a água residual. Como mostram os trabalhos de Rebouças (2010) e Rose et al. (2015), adicionalmente ao nitrogênio, fósforo e potássio são os principais componentes das fezes e da urina.

2.4.2 Parâmetros físicos

Em razão da elevada concentração de compostos orgânicos, a água residual apresenta baixa salinidade e menor condutividade elétrica, dado que o conteúdo de íons dissolvidos é baixo (Tabela 2.3) (SANTOS et al., 2010).

Ressalta-se que esse baixo teor salino favorece as etapas do tratamento biológico. Como ressaltam Ching e Rdzwan (2017) e Sunny e Mathai (2013), quanto mais salina a água presente no sistema de tratamento, menor a quebra da matéria orgânica, pois elevadas concentrações de sais causam a morte dos microrganismos, devido ao aumento da pressão osmótica e plasmólise das células.

Observou-se, ainda, que o tratamento teve efeito significativo ($P<0,05$) sobre a turbidez, a cor e os sedimentos em suspensão, evidenciado pela redução destes no efluente tratado. Isso mostra a transformação por que passa a matéria orgânica, pois o efluente torna-se mais translúcido, à medida que a carga orgânica suspensa é removida.

Tabela 2.3- Parâmetros físicos analisados nos dois resíduos líquidos, segundo o período de coleta (maio e setembro). Letras diferentes indicam diferenças significativas (*P*<0,05) entre as amostras e entre os períodos de coleta

Parâmetro	**Água Residual**		**Efluente Tratado**	
	Maio	**Setembro**	**Maio**	**Setembro**
Turbidez (NTU)	217,60 ± 0,37[a]	217,57 ± 0,46[a]	65,67 ± 0,28[b]	65,63 ± 0,28[b]
Cor (PtCo)	2530,67 ± 1,06[a]	2531,67 ± 1,06[a]	1505,67 ± 1,06[b]	1505,67 ± 1,06[b]
Sedimentos em Suspensão (mg/L)	674,59 ± 0,48[a]	674,32 ± 0,48[a]	111,12 ± 0,27[b]	111,16 ± 0,29[b]
Sólidos Totais Dissolvidos (mg/L)	490,07 ± 0,21[c]	490,27 ± 0,11[c]	770,10 ± 0,29[b]	776,07 ± 0,11[a]
Condutividade Elétrica (mS/cm)	1,23 ± 0,11[b]	1,23 ± 0,11[b]	1,57 ± 0,11[a]	1,53 ± 0,21[a]
Salinidade (psu)	0,33 ± 0,11[b]	0,47 ± 0,11[b]	0,77 ± 0,11[a]	0,77 ± 0,11[a]

Ao se considerarem esses parâmetros físicos, há valor de referência apenas para os sedimentos em suspensão, que deve ser menor ou igual a 100 mg/L (CONSELHO ESTADUAL DE POLITICA AMBIENTAL/CONSELHO ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS DE MINAS GERAIS-MG, 2008; INDIA, 1989).

As concentrações médias encontradas no efluente tratado (111,1 e 111,2 mg/L) situam-se muito próximas a tal valor. Ademais, as porcentagens médias de redução desses sedimentos corresponderam a 83,53% e 83,5%, na primeira e segunda coleta, respectivamente. Esses valores situam-se na faixa de remoção esperada para os tratamentos biológicos, que é de 65 a 95% (PARVATHY et al., 2017; NUVOLARI; COSTA, 2010).

Apesar de o ritmo de produção industrial e a composição centesimal da espécie de pescado utilizada no processo influenciarem diretamente no teor de sólidos dos efluentes, Sankpal e Naiwade (2012) encontraram concentrações médias de 875 mg/L de sedimentos em suspensão e 10775 mg/L, de sólidos totais dissolvidos, em águas residuais. Estas provinham de indústrias de processamento em Ratnagiri, na Índia.

Ainda que não haja determinações legislativas acerca dos valores máximos permitidos para a salinidade de efluentes lançados, estudos mostram que concentrações de sólidos dissolvidos acima de 1000 mg/L, em águas naturais, apresentam-se danosos aos organismos aquáticos (WEBER-SCANELL; DUFFY, 2007; KAUSHAL et al., 2005). Do mesmo modo, Chapman et al. (2000) relataram efeitos de toxicidade ao desenvolvimento de queromídeos, provocados por sólidos totais dissolvidos em concentrações acima de 1100 mg/L. O mesmo estudo, por sua vez, comprovou que concentrações acima de 2000 mg/L de sólidos totais dissolvidos não foram tóxicas às larvas de truta arco-íris.

Com base em tais estudos, constata-se que o teor salino do efluente tratado não é, teoricamente, prejudicial ao ecossistema do corpo receptor.

2.4.3 Caracterização microbiológica

Os resultados referentes à caracterização química dos dois resíduos líquidos, segundo o período de coleta, são apresentados na Tabela 2.4.

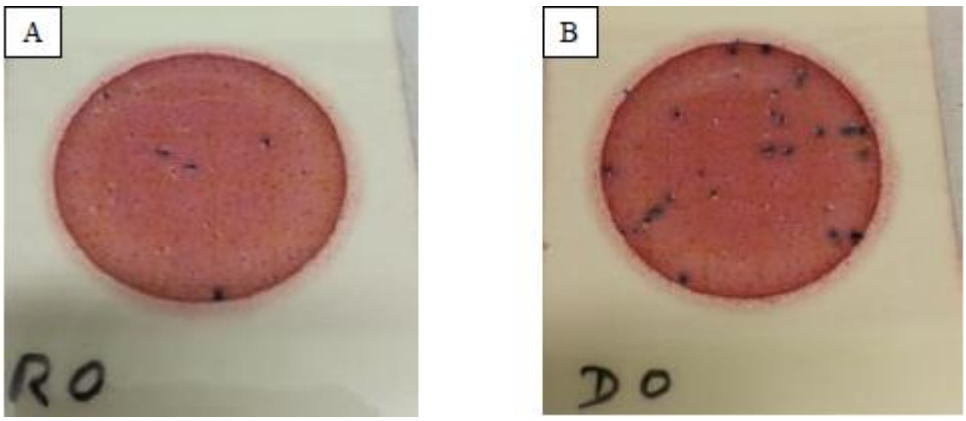
Tabela 2.4- Microrganismos analisados nos dois resíduos líquidos, segundo o período de coleta (maio e setembro). Letras diferentes indicam diferenças significativas (P<0,05) entre as amostras e entre os períodos de coleta

Microrganismos (UFC/L)	**Água Residual**		**Efluente Tratado**	
	Maio	**Setembro**	**Maio**	**Setembro**
Mesófilos	$21,20 \times 10^4 \pm 1387001,64^b$	$21,95 \times 10^4 \pm 1302289,63^b$	$29,65 \times 10^4 \pm 2210287,84^a$	$30,95 \times 10^4 \pm 1414111,73^a$
Psicotróficos	$18,40 \times 10^4 \pm 693500,82^b$	$19,70 \times 10^4 \pm 1147286,42^b$	$21,90 \times 10^4 \pm 693500,82^a$	$22,25 \times 10^4 \pm 1653415,70^a$
Coliformes Termotolerantes	$755,00 \pm 104,33^a$	$550,00 \pm 31,82^b$	$805,00 \pm 42,09^a$	$575,00 \pm 111,37^b$
Escherichia coli	$45,00 \pm 47,73^b$	$50,00 \pm 31,82^b$	$325,00 \pm 96,78^a$	$295,00 \pm 42,09^a$
Salmonella spp.	0^a	0^a	0^a	$200,00 \pm 420,94^a$

Houve diferenças significativas levando-se em consideração a data de cada amostragem - entre as médias para coliformes totais, para cada resíduo líquido analisado (P<0,05). De fato, coliformes são habitantes de águas naturais (CETESB, 2009; WASHINGTON STATE DEPARTMENT OF HEALTH, 2016; HACHICH et al., 2012), e suas diferentes concentrações, nos dias de coletas, devem-se às constantes variações que aquelas sofrem, por exemplo, no poço que abastece os tanques depuração dos peixes, ou até mesmo, na própria estação de tratamento.

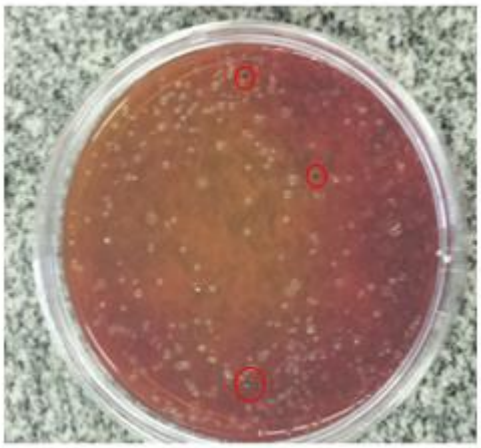
As maiores concentrações microbianas no efluente tratado (P<0,05), com destaque para *E.coli* (Figura 2.8), podem ser explicadas pela matéria fecal humana da indústria, que é adicionada à estação de tratamento de efluentes (CABRAL, 2010; WASHINGTON STATE DEPARTMENT OF HEALTH, 2016; HACHICH et al., 2012; ISHII et al., 2008; JANG et al., 2017).

Figura 2.8- Presença de coliformes termotolerantes (colônias vermelhas) e *E.coli* (colônias azuis) na água residual (A) e no efluente tratado (B). Os pontos brancos, no interior das placas, representam as bolhas de ar decorrentes da fermentação pelos coliformes



Para a *Salmonella spp*, nem mesmo as datas das amostragens ou o contato com as fezes influenciaram significativamente a concentração dessa bactéria no ET (P>0,05), pois foram detectadas poucas colônias “suspeitas”, na segunda coleta (Figura 2.9).

Figura 2.9- Pontos pretos em destaque representam colônias supostamente de *Salmonella spp.*



Na legislação brasileira, não constam as concentrações máximas de microrganismos permitidas, quando há o lançamento de efluentes. Até mesmo para os corpos hídricos classe 4, não existe especificação alguma, considerando-se que estes não entram em contato direto com o ser humano. Não se leva em consideração, porém, que córregos, representam fonte de abastecimento de água de represas ou de outros reservatórios, até mesmo aqueles utilizados para recreação primária, como natação mergulho e esqui aquático (CONAMA, 2005). Assim, córregos contaminados com efluentes comprometem a saúde pública.

Adiciona-se ainda o fato de haver uma "inversão" quanto aos objetivos. A priori, uma das principais metas de uma estação de tratamento de efluentes é, justamente, reduzir a carga microbiana do material de retorno.

Isso corrobora a necessidade de separação do material orgânico humano, nas etapas de tratamento, daquele proveniente do processo industrial, a fim de se obter maior valorização do resíduo líquido gerado e garantir, pois, maior segurança ambiental.

Uma das formas de valorização poderia ser, por exemplo, o reúso agrícola de tais resíduos. A Resolução CONAMA n° 357/2005 estabelece, por exemplo, a concentração máxima de 200 UFC/100 mL de coliformes termotolerantes em água de irrigação para hortaliças consumidas cruas. A concentração destas bactérias, encontrada nos resíduos líquidos, pode estar em conformidade com a legislação acima mencionada. Nesse caso, o cultivo de hortaliças, em terrenos próximos ao sítio da indústria processadora, poderia ser uma via alternativa para o gerenciamento dos resíduos, a fim de que estes possibilitem geração de receitas advindas da comercialização dos produtos.

2.5 Conclusões

A estação de tratamento da indústria processadora de tilápia apresentou elevados índices de remoção da matéria orgânica. As concentrações microbianas, de fósforo e de nitrogênio do efluente tratado, no entanto, evidenciam a necessidade de separação das excretas humanas dos resíduos industriais.

Adicionalmente, a busca por práticas alternativas à disposição dos resíduos mostra-se mais ecoeficiente, de modo a evitar o retorno direto de possíveis contaminantes ao ambiente, e obter, eventualmente, ganhos econômicos, por meio da venda de coprodutos e a consequente geração de receitas.

Referências

ABDALLA, K.Z.; HAMMAN, G. Correlation between biochemical oxygen demand and chemical oxygen demand for various wastewater treatment plants in Egypt to obtain the biodegraability indices. **International Journal of Sciences: Basic and Applied Research**, Amman, v. 13, p. 42-48, 2014.

ABOURACHED, C.; ENGLISH, M.J.; LIU, H. Wastewater treatment by Microbial Fuel Cell (MFC) prior irrigation water use. **Journal of Cleaner Production**, Oxford, v. 137, p. 144-149, 2016.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS - ANA. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil**. Brasília, DF, 2013. 432 p.

AHMAD, H.A.; AKIL, L. Effects of environment and socioeconomics on *Salmonella* infections. In: MARES, M. (Ed). **Current topics in salmonella and salmonellosis**. Rjeka: InTech, 2017. chap. 13, p. 235-252.

AHMED, A.A.M. Prediction of dissolved oxygen in Surma River by biochemical oxygen demand and chemical oxygen demand using the artificial neutral networks (ANNs). **Journal of King Saud University - Engineering Sciences**, Riyadh, v. 29, p. 151-158, 2017.

AHSAN, S.; KATSUMATA, H.; RAHMAN, M.A. Effect of temperature on wastewater treatment with natural and waste materials. **Clean Technologies and Environmental Policy**, Berlin, v. 7, p. 198-202, 2005.

AL-HASHIMI, M.A. Stabilization pond for wastewater treatment. **European Scientific Journal**, Archamps, v. 9, p. 278-294, 2013.

ALMEIDA, E.S.; ROSA, E.V.C.; PAIXÃO, J.F. Avaliação da legislação para lançamento de efluentes em relação à ecotoxicidade. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GESTÃO AMBIENTAL, 4., 2013, Salvador. **Anais...** Salvador: Instituto Brasileiro de Estudos Ambientais e de Saneamento, 2013.

ALMEIDA, O.A. **Qualidade da água de irrigação**. 1. ed. Cruz das Almas: Embrapa Mandioca e Fruticultura, 2010. Disponível em: https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/875385/1/livroqualidadeagua.pdf.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22. ed. Washington, DC: APHA/AWWA/WEF, 2012. 733 p.

APARVANITOYANNIS, I.S.; KASSAVETI, A. Fish industry waste: treatments, environmental impacts, current and potential uses. **International Journal of Food Science and Technology**, Oxford, v. 43, p. 726-745, 2008.

ARAÚJO, P.J.; ROCHA, S.M.S.; CAMMAROTA, M.C.; XAVIER, A.M.F.; CARDOSO, V.L. Anaerobic treatment of wastewater from the household and personal products industry in a hybrid bioreactor. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, São Paulo, v. 25, p. 443-451, 2008.

ARRUDA, L.F.; BORGHESI, R.; BRUM, A.; REGITANO D'ARCE, M.; OETTERER, M. Nutritional aspects of nile tilapia (*Oreochromisniloticus*) silage. **Ciência e Tecnologia de Alimentos**, Campinas, v. 26, p. 749-756, 2006.

ARTSUPHO, L.; JUTAKRIDSADA, P.; LAUNGPHAIROJANA, A.; FILEMON, J.R.; KAMWILAISAK, K. Effect of temperature on increasing biogas production from sugar industrial wastewater treatment by UASB process in pilot scale. **Energy Procedia**, Oxford, v.100, p.30-33, 2016.

AZARMI, R.; ASHJARAN, A. Type and application of some common surfactants. **Journal of Chemical and Pharmaceutical Research**, Rajasthan, v. 7, p. 632-640, 2015.

BADJPAI, P. **Anaerobic technology in pulp and paper industry**. Kanpur: Springer, 2017. 99 p.

BARRETO, L.C.; BARROS, F.M.; BONOMO, P.; ROCHA, F.A.; AMORIM, J.S. Eutrofização em rios brasileiros. **Enciclopédia Biosfera**, Goiânia, v. 9, p. 2165-2167, 2013.

BERG, J.; FERREIRA, H.; LIMA, H.; COELHO, T. **Microrganismos indicadores em alimentos de origem animal**. Mossoró: Universidade Federal Rural do Semiárido, 2014. 10 f. (Disciplina Tópicos Avançados em Microbiologia de Alimentos de Origem Animal).

BERGER, E.; HAASE, P.; KUEMMERLEN, M.; LEPPS, M.; SCHÄFER, R.B.; SUNDERMANN, A. Water quality variables and pollution sources shaping stream microinvertebrate communities. **Science of the Total Environment**, v. 587-588, p. 1-10, 2017.

BIDORN, B.; KISH, S.A.; DONOGHUE. J.F.; BIDORN, K.; MAMA, R. Sediment transport characteristic of the Ping River basin, Thailand. **Procedia Engineering**, Maryland Heights, v. 154, p. 557-564, 2016.

BOERIU, L.M.; CRISTOLOVEAN, I.L.; FRATU, M.; NASTAC, C. The tertiary treatment stage of wastewater. **Bulletin of the Transylvania University of Brasov**, Brasov, Romania, v. 6, p. 206-212, 2013.

BORGES, N.B. **Aproveitamento dos resíduos gerados no tratamento preliminar de estações de tratamento de esgoto.** 2014. 238 f. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2014.

BRAGA, M.B.; MAROUELLI, W.A.; LIMA, C.E.P. Reúso de água na produção de alimentos. In: BRAGA, M.B.; LIMA, C.E.P. (Ed.). **Reúso de água na agricultura**. Brasília, DF: Embrapa, 2014. p. 13-26.

BHUYAN, M.A.; RAHMAN, M.M.; SHAID, A.; BASHAR, M.A.; KHAN, M.A. Scope o reusing and recycling the textile wastewater after treatment with gamma radiation. **Journal of Cleaner Production**, Oxford, v. 112, p. 3063-3071, 2016.

CABRAL, J.P.S. Water microbiology. Bacterial pathogens ad water. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, Basel, v. 7, p. 3657-3703, 2010.

CAI, T.; PARK, S.Y.; LI, Y. Nutrient recovery from wastewater streams by microalgae: status and prospects. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, Amsterdam, v. 19, p. 360-369, 2013.

CALVO, N.; VARELLA-CANDAMIO, L.; NOVO-CORTI, I. A dynamic model for construction and demolition (C & D) waste management in Spain: driving politics based on economic incentives and tax penalties. **Sustainability**, Basel, v. 6, p. 416-435, 2014.

CAPODAGLIO, A.G.; HLAVÍNEK, P.; RABONI, M. Physico-chemical technologies for nitrogen removal from wastewaters: a review. **Revista Ambiente e Água**, Taubaté, v. 10, p. 481-498, 2015.

CASTAÑO, J.A.; HIGUITA, J.C. Using turbidity for designing water networks. **Journal of Environment Management**, London, v. 172, p. 129-135, 2016.

CASTILLO, J.M.; BEGUET, J.; MARTIN-LAURENT, F.; ROMERO, E. Multidisciplinary assessment of pesticide mitigation in soil amended with vermicomposted agroindustrial wastes. **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdam, v. 304, p. 379-387, 2016.

CAVALINI, R.M.; CAMPOS, D.V.B.; SOUZA, A.M.; BALIEIRO, F.C.; RECH, I.; POLIDORO, J.C. **Determinação do teor de nitrogênio em fertilizantes nitrogenados utilizando dois métodos**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2013. 6 p. (Comunicado Técnico, 68).

CHAPMAN, P.M.; BAILEY, H.; CANARIA, E. Toxicity of total dissolved solids associated with two mine effluents to chiromid larvae and early life stages of rainbow trout. **Environmental Toxicology and Chemistry**, New York, v. 19, p. 210-214, 2000.

CHEA, R.; GRENOUILLET, G.; LEK, S. Evidence of water quality degradation in lower Mekong basin revealed by self organization map. **Plos One**, San Francisco, v. 11, p. 1-19, 2016.

CHEN, C.W.; JU, Y.R.; CHEN, C.F.; DONG, C.D. Evaluation of organic pollution and eutrophication status of Kaohsiung Harbor, Taiwan. **International Biodeterioration and Biodegradation**, Barking, v. 113, p. 318-324, 2016.

CHERUBINI F.; BARGIGLI, S.; ULGIATI, S. Life cycle assessment (LCA) of waste management strategies: landfills, sorting plant and incineration. **Energy**, Amsterdam, v. 34, p. 2116-2123, 2009.

CHICRALA, P.C.M.; LUIZ, D.B.; LIMA, L.K.F. **Boas práticas de manipulação para entrepostos de pescados**. Brasília, DF: Embrapa, 2013. 72 p.

CHING, Y.C.; REDZWAN, G. Biological treatment of fish processing saline wastewater for use reuse of liquid fertilizers. **Sustainability**, Basel, v. 9, p. 1-26, 2017.

CHOWDHURY P.; VIRARAGHAVANT, T.; SRINIVASAN, A. Biological treatment processes for fish procesing wastewater- A review. **Bioresource Technology**, Barking, v. 101, n. 2, p. 439-449, 2010.

COLDEBELLA, A.; GENTELINI, A.L.; PIANA, P.A.; COLDEBELLA, P.F.; BOSCOLO, W.R.; FEIDEN, A. Effluents from fish farming ponds: a view from the perspective of its main components. **Sustainability**, Basel, v. 10, p. 1-16, 2018.

COLE, C.; OSMANI, M.; QUDDUS, M.; WHEATLEY, A.; KAY, K. Towards a zero waste strategy for an English Local Authority. **Resources, Conservation and Recycling**, Amsterdam, v.89, p.64-75, 2014.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. Resolução nº 357, de 18 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, n. 53, 18 mar. 2005. p. 58-63. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>. Acesso em: 20 abr. 2018.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. Resolução nº 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 Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, n. 92, 16 maio 2011. p. 89. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>. Acesso em: 20 abr. 2018.

COMPANHIA ESTADUAL DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB. **Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo -** Apêndice A - Significado ambiental e sanitário das variáveis de qualidade das águas e dos sedimentos e metodologias analíticas e de amostragem: relatório técnico. São Paulo: CETESB, 2009. 44 p.

CORADI, P.C.; FIA, R.; PEREIRA-RAMIREZ, O. Avaliação da qualidade da água superficial dos cursos de água do município de Pelotas-RS. **Revista Ambiente e Água**, Taubaté, v. 4, p. 46-56, 2009.

COWAN-ELLSBERRY, C.; BELANGER, S.; DORN, P.; DYER, S.; MCAVOY, D.; SANDERSON, H.; VERSTEEG, D.; FERRER, D.; STANTON, K. Environmental safety of the use of major surfactant classes in North America. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology,** Boca Raton, v. 44, p. 1893-1993, 2013.

CRISTÓVÃO R.O.; BOTELHO, C.M.; MARTINS, R.J.E.; LOUREIRO, J.M.; BOAVENTURA, R.A.R. Chemical and biological treatment of fish canning wastewaters. **International Journal of Bioscience, Biochemistry and Bioinformatics**, San Bernardino, v.2, n.4, p.237-242, 2012.

CRISTÓVÃO R.O.; BOTELHO, C.M.; MARTINS, R.J.E.; LOUREIRO, J.M.; BOAVENTURA, R.A.R. Fish canning industry wastewater treatment for water use- a case of study. **Journal of Cleaner Production**, Oxford, v. 87, p. 603-612, 2015.

CUNHA, D.G.F.; SABOGAL-PAZ, L.P.; DODDS, W.K. Land use influence on raw surface water quality and treatment costs for drinking supply in São Paulo State (Brazil). **Ecological Engineering**, Amsterdam, v. 94, p. 516-524, 2016.

DASGUPTA, M.; YILDIZ, Y. Assessment of biochemical oxygen demand as indicator of organic load in wastewaters of Morris Count, New Jersey, USA. **Journal of Environmental and Analytical Toxicology**, Sunnyvale, v. 6, p. 1-3. 2016.

DE MATOS, M.P.; BORGES, A.C.; DE MATOS, A.T.; DA SILVA, E.F. MARTINEZ, M.A. Effect of time-temperature binomial in obtaining Biochemical Oxygen Demand of different wastewaters. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 34, p. 332-340, 2014.

DENHAM, F.C.; HOWIESON, J.R.; SOLAH, V.A.; BISWAS, W.K. Environmental supply chain management in the seafood industry: past, present and future approches. **Journal of Cleaner Production**, Oxford, v. 90, p. 82-90, 2015.

DEPARTMENT FOR ENVIRONMENT FOOD & RURAL AFFAIRS. **Energy from waste:** a guide to the debate. Londres, 2014. Disponível em: <https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/284612/pb14130-energy-waste-201402.pdf>. Acesso em: 28 mai. 2018.

DICK, J.J.; SOULSBY, C.; BIRKEL, C.; MALCOLM, I.; TETZLAFF, D. Continuous dissolved oxygen measurements and modeling metabolism in Peatland Streams. **Plos One**, San Francisco, v. 11, p.1-23, 2016. DOI: 10.1371/journal.pone.0161363.

DING, L.; CHEN, K.L.; CHEN, S.G.; WANG, X. Water ecological capacity of urban lakes in the context of rapid urbanization: a case study of East Lake in Wuhan. **Physics and Chemistry of the Earth**, Oxford, v. 89, p. 104-113, 2015.

STATE OF IDAHO DEPARTMENT OF ENVIRONMENTAL QUALITY. **Domestic Wastewater Phosphorus Concentration Report**. Phosphorus concentration of residential clarified effluent. Boise: Water Quality Division, Wastewater Program, 2012. 48 p.

DROST, A.; NEDZAREK, A.; BOGUSLAWSKA-WAS, E.; TÓRZ, A.; BONISLAWSKA, M. UF. Application for innovative reuse of fish brine: product quality, CCP management and the HACCP system. **Journal of Food Process Engineering**, Westport, v. 31, p. 396-401, 2014.

EDELSTEIN, M.; BEN-HUR, M.; COHEN, R.; BURGER, Y.; RAVINA, I. Boron and salinity effects on grafted and non grafted melon plant. **Plant and Soil**, The Hague, v. 269, p. 273-284, 2005.

EDZWALD, J.K. Dissolved air flotation and me. **Water Research**, Oxford, v. 44, p. 2077-2106, 2010.

EL SHEBLY,; GAD, H.A.M. Effect of chronic ammonia exposure on growth performance, serum growth hormone (GH) levels and gill histology of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). **Journal of Microbiology and Biotechnology Research**, Udaipur, v. 1, p. 183-197, 2011.

FEDERICI, F.; FAVA, F.; KALOGERAKIS, N.; MANTZAVINOS, D. Valorization of agro-industrial by products, effluents and waste: concept, opportunities and the case of olive mill wastewaters. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**, Oxford, v. 84, p. 895-900, 2009.

FERRACIOLLI, L.M.R.V.D.; LUIZ, D.B.; NAVAL, L.P. Potential for reuse of effluent from fish –processing industries. **Revista Ambiente e Água**, Taubaté, v. 12, p. 730-742, 2017.

GALVÃO, J.A.; OETTERER, M. (Coord.). **Qualidade e processamento de pescado**. 1. ed. Rio de Janeiro: Elsevier, 2014. 237p.

GARCIA, M.A.; MONTELONGO, I.; RIVERO, A.; DE LA PAZ, N.; FERNANDEZ, M.; VILLAVICENCIO, M.N. Treatment of wastewater from fish processing industry using chitoxan acid salts. **International Journal of Water and Wastewater Treatment**, Amsterdam, v. 22, p. 1-6, 2016.

GARCÍA-DÍAZ, A.; BIENES, R.; SASTRE, B.NOVARA, A.; GRISTINA, L.; CERDÀ, A. Nitrogen losses in vineyards under different types of soil groundcover. A field runoff simulator approach in Central Spain. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 26, p. 256-267, 2017.

GOLDBERG, S.; SUAREZ, D.L. Role of organic matter on boron adsorption-desorption hysteresis of soils. **Soil Science**, Alphen aan den Rijn, v. 177, p. 417-423, 2012.

GLAVIC, P.; LUKMAN, R. Review of sustainability terms and their definitions. **Journal of Cleaner Production**, Oxford, v. 7, p. 1875-1885, 2007.

GOUAFO, C.; YERIMA, B.P.K. Evaluation and mitigation of industrial wastewater pollutants from soap factories and breweries in the Bafoussan City Vicinity (Western Highlands of Cameroon). **Research Journal of Environmental and Earth Sciences**, Ithaca, v. 5, p. 529-536, 2013.

GOUVEIA, R.; PINTO, J.M. Optimal policies for activated sludge treatment systems with multi effluent stream generation. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, São Paulo, v. 17, p.979-990, 2000.

GUIMARÃES, J.R.; MANIERO, M.G. Tratamento de água e efluentes líquidos. In: ROSA, A.H.; FRACETO, L.F.; CARLOS, V.M (Ed.). **Meio ambiente e sustentabilidade**. Porto Alegre: Bookman, 2012. p. 140-143.

HACHICH, E.M.; BARI, M.D.; CHRIST, A.P.G., LAMPARELLI, C.C.; RAMOS, S.S.; SATO, M.I.Z. Comparison of thermotolerant coliforms and *Escherichia coli* densities in freshwater bodies. **Brazilian Journal of Microbiology**, São Paulo, v. 43, p. 675-681, 2012.

HALE, S.S.; CICCHETT, G.; DEACUTIS, C.F. Eutrophication and hypoxia diminish ecosystem functions of benthic communities in a New England estuary. **Frontiers in Marine Science**, Lausanne, v. 3, p. 1-14, 2016.

HAUGEN, F.; BAKKE, R.; LIE, B.; HOULAND, J.; VASDAL, K. Optimal design and operation of a UASB reactor for dairy cattle manure. **Computers and Electronics in Agriculture**, Amsterdam, v. 111, p. 203-213, 2015.

HE, M.; SUN, Y.; ZOU, D.; YUAN, H.; ZHU, B.; LI, X.; PANG, Y. Influence of temperature on hydrolysis acidification of food waste. **Procedia Environmental Sciences**, Amsterdam, v. 16, p. 85-94, 2012.

HEINZ, H.; PRAMANIK, C.; HEINZ, O.; DING, Y.; MISHRA, R.K.; MARCHON, D.; FLATT, R.J.; ESTRELLA-LOPIS, I.; LLOP, J.; MOYA, S.; ZIOLO, R.F. Nanoparticle decoration with surfactants: Molecular interactions, assembly, and applications. **Surface Science Reports**, Amsterdam, v. 72, p. 1-58, 2017.

HO, L.T.; ECHELPOEL, W.V.; GOETHALS, P.L.M. Design of waste stabilization pond systems: A review. **Water Research**, Oxford, v. 123, p. 236-248, 2017.

HOBBIE, S.E.; FINLAY, J.C.; JANKE, B.D.; NIDZGORSKI, D.A.; MILLET, D.B.; BAKER, L.A. Contrasting nitrogen and phosphorus budgets in urban watersheds and implications for managing urban water pollution. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA**, Washington, DC, v. 114, p. 4177-4182, 2017.

HUANG, J.; YIN, H.; CHAPRA, S.C.; ZHOU, Q. Modeling dissolved oxygen depression in an urban river in China. **Water**, Basel, v. 9, p. 1-19, 2017. DOI: 10.3390/w9070520.

INDIA. Ministry of Environment, Forest and Climate Change. Schedule of the Environment Protection Rules. Environmental Standards. New Delhi, 1989. Disponível em: http://www.erc.mp.gov.in/Documents/GenEnvStandard.pdf. Acesso em: 03 ago. 2018.

ISHII, S.; SADOWSKY, M.J. *Escherichia coli* in the environment: implications for water quality and human health. **Microbes and Environment**, Tokyo, v. 23, p. 100-108, 2008.

ISLAM, M.S.; KHAM, S.; TANAKA, M. Waste loading in shrimp and fish processing effluents: potential source of hazards to the coastal and near shore environments. **Marine Pollution Bulletin**, London, v. 49, p. 103-110, 2004.

ISSAKA, S.; ASHRAF, M.A. Impact of soil erosion and degradation on water quality: a review. **Geology, Ecology and Landscapes**, London, v. 1, p. 1-11, 2017.

IVANKOVIC, T.; HRENOVIC, J. Surfactants in the environment. **Archives of Industrial Hygiene and Toxicology**, Warsaw, v. 61, p. 95-110, 2010.

JAFAR-SIDIK, M.; GOHIN, F.; BOWERS, D.; HOWARTH, T.H. The relationship between Suspended Particulate Matter and Turbidity at a mooring station in a coastal environment: consequences for satellite-derived products. **Oceanologia**, Amsterdam, v. 59, p. 365-378, 2017.

JAIYEOLA, A.T.; BWAPWA, J.K. Treatment technology for brewery wastewater in a water-scarce country: a review. **South African Journal of Science**, Johannesburg, v. 112, p. 1-8, 2016.

JAMIESON, B.L.; GAGNON, G.A.; GONÇALVES, A.A. Physiochemical characterization of Atlantic Canadian seafood processing plant effluent. **Marine Pollution Bulletin**, London, v. 116, p. 137-142, 2017.

JANG, H.G.H.; SADOWSKY, M.J.; BYAPPANAHALLI, M.N.; YAN, T.; ISHII. S. Environmental *Escherichia coli:* ecology and public health implications – a review. **Journal of Applied Microbiology**, Oxford, v. 123, p. 570-581, 2017.

JEPPESEN, R.; RODRIGUEZ, M.; RINDE, J.; HASKINS, J.; HUGHES, B; MEHNER, L.; WASSON, K. Effects of hypoxia on fish survival and oyster growth in a highly eutrophic estuary. **Estuaries and Coasts**, Port Republic, v.41, p.89-98, 2018.

JIJAI, S.; SRISUWAN, G.; O-THONG, S.; ISMAIL, N.; SIRIPATANA, C. Effect of granular sizes on the performance of Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) reactors for cassava wastewater treatment. **Energy Procedia**, Oxford, v. 79, p. 90-97, 2015.

JUNG, A.V.; CANN, P.H.; ROIG, B.; THOMAS, O.; BAURÈS, E.; THOMAS, M.F. Microbial contamination detection in water resources: interest of current optical methods, trends and needs in the context of climate change. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, Basel, v. 11, p. 4292-4310, 2014.

KALE, V.S. Consequence of Temperature, pH, Turbidity and Dissolved Oxygen Water Quality Parameters. **International Advanced Research Journal in Science Engineering and Technology**, Hindi, India, v. 3, p. 186-190, 2016.

KALKHOFF, S.J.; HUBBARD, L.E.; TOMER, M.D.; JAMES, D.E. Effect of variable annual precipitation and nutrient input on nitrogen and phosphorus transport from two Midwestern agricultural watersheds. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 559, p. 53-62, 2016.

KARKI, M.; GIBARD, C.; BHOWMIK, S.; KRISHNAMURTHY, R. Nitrogenous derivatives of phosphorus and the origins of life: plausible prebiotic phosphorylating agents in water. **Life**, Basel, v. 7, p. 1-28, 2017.

KAUSHAL, S.S.; GROFFMAN, P.M.; LIKENS, G.E.; BELT, K.T.; STACK, W.P.; KELLY, V.R.; BAND, L.E.; FISHER, G.T. Increased salinization of fresh water in the northeastern United States. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA**, Washington, DC, v. 102, p. 13517-13520, 2005.

KAUSHIK, N.; TYAGI, B.; JAYARAMAN, G. Modeling of the dissolved oxygen in a river with storage zone on the banks. **Applied Mathematics**, Irvine, v. 3, p. 699-704, 2012.

KING, A.M.; BURGESS, S.C.; IJOMAH, W.; MCMAHON, C.A. Reducing waste: repair, recondition, remanufacture or recycle. **Sustainable Development**, New York, v. 14, p. 257-267, 2006.

KLEMES, J.J.; VARBANOV, P.S.; HUISINGH, D. Recent cleaner production advances in process of monitoring and optimization. **Journal of Cleaner Production**, Oxford, v. 34, p. 1-8, 2012.

KODIKARA, K.A.S.; JAYATISSA, L.P.; HUXHAM, M.; DAHDOUH-GUEBAS, F.; KOEDAM, N. The effects of salinity on growth and survival of mangrove seedlings changes with age. **Acta Botanica Brasilica**, Belo Horizonte, v. 32, p. 37-46, 2018.

KÖNNECKER, G.; REGELMANN, J.; BELANGER, S.; GAMON, K.; SEDLAK, R. Environmental properties and aquatic hazard assessment of anionic surfactants: Physico-chemical, environmental fate and ecotoxicity properties. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, Amsterdam, v.74, p.1445-1460, 2011.

KUCA, M.; SZANIAWSKA, D. Application of microfiltration and ceramic membranes for treatment of salted aqueous effluents from fish processing. **Desalination**, Amsterdam, v. 241, p. 227-235, 2009.

KUHN, P.S.; BARBOSA, M.C.; LEVIN, Y. Effect of hidrophobicity in DNA surfactant complexation. **Physica A: Statistical Mechanics and its Applications**, Amsterdam, v. 283, p. 113-118, 2000.

LAKDAWALA, M.M. Biological oxygen demand (BOD) removal of sugar industry wastewater. A comparative study of adsorption capacity of PAC and GAC. **Journal of Chemical and Pharmaceutical Research**, Rajasthan, v. 8, p. 765-772, 2016.

LECHUGA, M.; FERNÁNDEZ- SERRANO, M.; JURADO, E.; NÚÑEZ-OLEA, J.; RÍOS, F. Acute toxicity of anionic and non-ionic surfactants to aquatic organisms. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, Amsterdam, v. 125, p. 1-8, 2016.

LEE, A.H.; NIKRAZ, H. BOD: COD ratio as an indicator for pollutants leaching from landfill. **Journal of Clean Energy Technology**, Dübendorf, v. 2, p. 263-266, 2014.

LEITE, S.B.P.; SUCASAS, L.F.A.; OETTERER, M. Resíduos da comercialização de pescado marinho- volume de descarte e aspectos microbiológicos. **Revista Brasileira de Tecnologia Industrial**, Ponta Grossa, v. 10, p. 2112-2125, 2016.

LEPSCH, I.F. **19 lições de pedologia**. 1. ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2011.

LI, W.W.; YU, H.Q. Advances in energy- producing anaerobic biotechnologies for municipal wastewater treatment. **Engineering**, Amsterdam, v. 2, p. 438-446, 2016.

LI, T.; PANTHER, J.; QIU, Y.; LIU, C.; HUANG, J.; WU, Y.; WONG, P.K.; AN, T.; ZHANG, S.; ZHAO, H. Gas-permeable membrane- based conductivity probe capable of in situ real-time monitoring of ammonia in aquatic environments. **Environmental, Science and Technology**, Easton, v. 51, p. 13265-13273, 2017.

LIMA, C.E.P.; FONTENELLE, M.R.; BRAGA, M.B. Reúso de água residuária na Olericultura: necessidade, limitações e impactos sobre a qualidade de hortaliças e dos solos. In: BRAGA, M.B.; LIMA, C.E. P. (Ed.). **Reúso de água na agricultura**. 1. ed. Brasília, DF: Embrapa, 2014. p. 27-58.

LIU, S.X. **Food and agricultural wastewater utilization and treatment**. 1. ed. Ames: Blackwell, 2007.

LIU, T.K.; CHEN, P.; CHEN, H.Y. Comprehensive assessment of coastal eutrophication in Taiwan and its implications for management strategy. **Marine Pollution Bulletin**, London, v. 97, p. 440-450, 2015.

LUCAS, F.S.; THERIAL, C.; GONÇALVES, A.; SERVAIS, P.; ROCHER, V.; MOUCHEL, J.M. Variation of raw wastewater microbiological quality in dry and wet weather conditions. **Environmental Science and Pollution Research**, Landsberg, v. 21, p. 5318-5328, 2014.

MÄEMETS, H.; PALMIK, K.; HALDNA, M. Eutrophication driven spatial and temporal changes in macrophyte diversity in Lake Peipsi. **Proceedings of the Estonian Academy of Sciences**, Tallinn, v. 65, p. 394-407, 2016.

MAHANANDA, M.R.; MOHANTY, B.P.; BEHERA, N.R. Physico-chemical analysis of surface water and ground water of Bargarh. **International Journal of Recent Research and Applied Studies**, Tamil Nadu, India, v. 2, p. 284-295, 2010.

MARANDI, A.; POLIKARPUS, M.; JÕELEHT, A. A new approach for describing the relationship between electrical conductivity and major anion concentration in natural waters. **Applied Geochemistry**, Oxford, v. 38, p. 103-109, 2013.

MCCLESKEY, R.B.; NORDSTROM, D.K.; RYAN, J.N.; BALL, J.W. A new method of calculating electrical conductivity with applications to natural waters. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, Oxford, v. 77, p. 369-382, 2012.

MINAS GERAIS (Estado). Conselho Estadual de Política Ambiental. Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 01, de 05 de maio de 2008. 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 do Executivo – "Minas Gerais"**, Belo Horizonte, 13 maio 2008. Retificação em 20 maio 2008. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/processos/EFABF603/DeliberaNormativaConjuntaCOPAM-CERHno01-2008.pdf>. Acesso em: 27 abr. 2018.

MENDONÇA, M.A.; OLIVEIRA, R.A.; DUDA, R.M; FUJITA A.T.; MILLAN, R.N. Remoção de íons Cu^{2+}, Mn^{2+} e Zn^{2+} em solução aquosa utilizando lodo biológico de reatores anaeróbios de alta taxa. **Semina: Ciências Exatas e Tecnológicas**, Londrina, v. 38, p. 17-27, 2017.

MENEZES, I.S.; MENDONÇA, L.C. Avaliação do tratamento preliminar da estação de tratamento de efluentes do *campus* de São Cristóvão da Universidade Federal de Sergipe. **Scientia Plena**, Aracaju, v. 13, p. 1-7, 2017.

MINNESOTA POLLUTION CONTROL AGENCY. **Turbidity**: description, impact on water quality, sources, measures- a general overview. St. Paul, 2008. Disponível em: <https://www.pca.state.mn.us/sites/default/files/wq-iw3-21.pdf>. Acesso em: 20 maio 2018.

MINOZZO, M.G. **Processamento e conservação de pescado**. Curitiba: Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia, 2011. Disponível em: <http://proedu.ifce.edu.br/bitstream/handle/123456789/411/Processamento_e_Conservacao_do_Pescado.pdf?sequence=1&isAllowed=y?. Acesso em: 08 jun. 2018.

MITTAL, A. Biological wastewater treatment. **Water Today**, Chennai, p.32-44, aug. 2011.

MOURI, G.; ROS, F.C.; CHALOU, S. Characteristics of suspended sediment and river discharge during the beginning of snowmelt in volcanically active mountainous environments. **Geomorphology**, Amsterdam, v. 213, p. 266-276, 2014.

MURRAY, C.J. Salmonellae in the environment. **Scientific and Technical Review of the Office International des Epizooties**, Paris, v. 10, p. 765-785, 1991.

MYERS, R.J. One-hundred years of pH. **Journal of Chemical Education**, Easton, v. 87, p. 30-32, 2010.

NAIDOO, S.; OLANIRAN, A.O. Treated wastewater effluent as a source of microbial pollution of surface water resources. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, Basel, v. 11, p. 249-270, 2014.

NAPOLI, M.; MARTA, A.D.; ZANCHI, C.A.; ORLANDINI, S. Assessment of soil and nutrient losses by runoff under different soil management practices in an Italian hilly vineyard. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 168, p. 71-80, 2017.

NAPOLI, M.A.S. **Consumo de água na industrialização da Tilápia**: estudo de caso do oeste do Paraná. 2015. 107 f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Rural Sustentável) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Marechal Cândido Rondon, 2015.

NEGRÃO, S.; SCHÖCKEL, S.M.; TESTER, M. Evaluation physiochemical responses of plants to salinity stress. **Annals of Botany**, Oxford, v. 119, p. 1-11, 2017.

NATIONAL ENVIRONMENTAL SERVICES CENTER. Aerobic treatment units: an alternative to septic systems. **Pipeline**, Iowa City, v. 16, p. 1-8, 2005.

NEYMAN, K.O.; QUANT, M.G.B.; DEMBIŃSKA, M.; KRUCZALAK, K.; KULBAT, E; KUZIEMSKA, I.K.; MIKOLAJSKI, S.; GIELBERT, M. Microbial and biological aspects of the wastewater treatment plant “Wschód” in Gdańsk. **Polish Journal of Environmental Studies**, Osztyn, v. 12, p. 747-757, 2003.

NULL, S.E.; MOUZON, N.R.; ELMORE, L.R. Dissolved oxygen, stream temperature, and fish habitat response to environmental water purchases. **Journal of Environmental Management**, London, v. 197, p. 559-570, 2017.

NUVOLARI, A.; COSTA, R.H.P.G. Tratamento de efluentes. In: TELLES, D.A.; COSTA, R.P. **Reúso da água**: conceitos, teorias e práticas. 2. Ed. São Paulo: Blucher, 2010. p. 51-57.

NYANTI, L.; SOO, C.L.; AHMAD-TARMIZINI, N.N.; ABU-RASHID, N.N.K.; LING T.Y.; SIM, S.F.; GRINANG, J.; GANYAI, T.; LEE, K.S.P. Effects of water temperature, dissolved oxygen and total suspended solids on juvenile *Barbonymus schwanenfeldii* (Bluker, 1854) and *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758). **AACC Bioflux**, Cluj-Napoca, Romania, v. 11, p. 394-406, 2018.

NYOMEDECHA, S.; LIMBUT, W.; MUMNUAM, A.; ASAWATRERATANAKUL, P.; KANATHARANA, P.; TITAVARUNGKUL, P. A novel BOD biosensor based on entrapped activated sludge a porous chitosan-albumin cryogel incorporated with graphene and methylene blue. **Sensors and Actuators B: Chemical**, Lausanne, v. 241, p. 473-481, 2017.

OLIVEIRA NETO, G.C.; SHIBAO, F.Y.; GODINHO FILHO, M. The state of research on cleaner production in Brazil. **Revista de Administração de Empresas**, São Paulo, v. 56, p. 547-577, 2016.

OLKOWSKA, E.; RUMAN, M.; POLKOWSKA, Z. Occurrence of surface active agents in the environment. **Journal of Analytical Methods in Chemistry**, Cairo, v. 2014, art. ID 769708, 15 p. 2014. DOI: 10.1155/2014/769708.

PANDEY, P.; HASS, P.H.; SOUPIR, M.L.; BISWAS, S.; SINGHY, P. Contamination of water resources by pathogenic bacteria. **AMB Express**, Heidelberg, v. 4, p. 1-16, 2014.

PARVATHY, U.; RAO, K.H.; JEYAKUMARI, A.; ZYNUDHEEN, A.A. Biological Treatment Systems for Fish Processing Wastewater- a review. **Nature Environment and Pollution Technology**, Jaipur, v. 16, p. 447-453, 2017.

PATIL, P.N.; SAWANT, D.V.; DESHMUKH, R.N. Physico- chemical parameters for testing of water- a review. **International Journal of Environmental Sciences**, Chennai, India, v. 3, p. 1194-1207, 2012.

PUYOL, D.; BATSTONE, D.J.; HÜLSEN, T.; ALTALS, S; PECES, M.; KROMER, J.O. Resource recovery from wastewater by biological technologies: opportunities, challenges and prospects. **Frontiers in Microbiology**, Lausanne, v. 7, 2017. DOI: 10.3389/fmicb.2016.02106.

RAJAGOPAL, R.; SAADY, N.M.C.; TORRIJOS, M.; THANIKAL, J.V.; HUNG, Y.T. Sustainable agro-food industrial wastewater treatment using high rate anaerobic process. **Water**, Basel, v. 5, p. 292-311, 2013.

REBOUÇAS, T.C. **Estabilização e higienização de fezes humanas através de compostagem em regime de batelada**. 2010. 106 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2010.

ROSE, C.; PARKER, A.; JEFFERSON, B.; CARTMELL, E. The characterization of feces and urine: a review of the literature to inform advanced treatment technology. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, Boca Raton, v. 45, p. 1827-1879, 2015.

RYMSZEWICZ, A.; O'SULIVAN, J.J.; BRUEN, M.; TURNER, J.N.; LAWLER, D.M.; CONROY, E.; KELLY-QUINN, M. Measurement differences between turbidity instruments, and their implications for suspended concentration and load calculations: a sensor inter-comparison study. **Journal of Environment Management**, London, v. 199, p. 99-108, 2017.

RUBIO, J.; SOUZA, M.L.; SMITH, R.W. Overview of flotation as a wastewater treatment technique. **Minerals Engineering**, Oxford, v. 15, p. 139-155, 2002.

RUIZ-ROSA, I.; GARCÍA-RODRÍGUEZ, F.J.; MENDONZA-JIMÉNEZ, J. Development and application of a cost management model for wastewater treatment and reuse processes. **Journal of Cleaner Production**, Oxford, v. 113, p. 299-310, 2016.

SAMURO, G.; MANGKOEDIHARDJO, S. Review on BOD, COD and BOD/COD ratio: a triangle zone for toxic biodegradable and stable levels. **International Journal of Academic Research**, New Delhi, v. 2, p. 235-239, 2010.

SANKPAL, S.T.; NAIKWADE, P.V. Physiochemical analysis of effluent discharge of fish processing industries in Ratnagiris, India. **Bioscience Discovery**, Jalna, India, v. 3, p. 107-111, 2012.

SANSALONE, J.J.; CRISTINA, C.M. First flush concepts for suspended and dissolved solids in small impervious watersheds. **Journal of Environmental Sciences**, Beijing, v. 3, p. 1-6, 2007.

SANTA CATARINA (Estado). Lei nº 14675, de 13 abril de 2009. Institui o Código Estadual do Meio Ambiente e estabelece outras providências. **Diário Oficial Eletrônico do Estado de Santa Catarina**, Florianópolis, n. 18.585, 14 abr. 2009. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/202/_arquivos/parecer_lei_14675_cdigo_ambiental_sc.pdf>. Acesso em: 28 abr. 2018.

SANTOS, A.R.L.; AQUINO, S.F.; CARVALHO, C.F.; VIEIRA, L.A.; GONTIJO, E.S.J. Caracterização e tratabilidade biológica dos efluentes líquidos gerados em cabine de pintura de uma indústria moveleira. **Engenharia Sanitária Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 45, p. 357-366, 2010.

SCHULTZ, T.E. Biotreating process wastewater: airing the options. **Chemical Engineering**, New Delhi, p. 44-52, out. 2005. Disponível em: http://www.indiawaterportal.org/sites/indiawaterportal.org/files/CE_1005_biological_trt.pdf. Acesso em: 28 abr. 2018.

SCOTT, M.J.; JONES, M.N. The biodegradation of surfactants in the environment. **Biochimica et Biophysica Acta**, Amsterdam, v. 1508, p. 235-251, 2000.

SELMAN, M.; GREENHALGH, S.; DIAZ, R.; SUGG, Z. Eutrophication and hypoxia in coastal areas: global assessment of the state of knowledge. **World Resources Institute Policy Note**, Washington, DC, n. 1, p. 1-6, 2008.

SEMERJIAN, L.; AYOUB, G.M. High pH magnesium coagulation- flocculation in wastewater treatment. **Advances in Environmental Research**, Amsterdam, v. 7, p. 289-403, 2003.

SHI, P.; ZHANG, Y.; ZHANBIN, L.; XU, G. Influence of land use and land cover patterns on seasonal quality at multi-spatial scales. **Catena**, Amsterdam, v. 151, p. 182-190, 2017.

SILVA, M.C. **Avaliação da qualidade microbiológica de alimentos com a utilização de metodologias convencionais e do sistema SimPlate**. 2002. 87 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia de Alimentos) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2002.

SILVA, M.A.L.; CALASANS, C.F.; OVALLE, A.R.C.; REZENDE, C.E. Dissolved Nitrogen and Phosphorus Dynamics in the Lower Portion of the Paraiba do Sul River, Campos dos Goytacazes, RJ, Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba, v. 44, p. 365-371, 2001.

SIVAMANIKANDAN, P.; AHMEDJOHN, S. Physical and chemical analysis of mullaiperyar river water in Theni district, Tamilnadu, India. **International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences**, Kancheepuram, v. 5, p. 173-180, 2016.

SLAETS, J.I.F.; SCHMITTER, P.; HILGER, T.; LAMERS, M.; PIEPHO, H.P.; VIEN, T.D.; CADISH, G. A turbidity- based method to continuously monitor sediment, carbon and nitrogen flows in mountainous watersheds. **Journal of Hydrology**, Amsterdam, v. 513, p. 45-57, 2014.

SLAVOV, A.K. General characteristics and treatment possibilities of dairy wastewater- a review. **Food Technology and Biotechnology**, Zagreb, v. 55, p. 14-28, 2017.

SMITH, V.H. Effects of eutrophication on maximum algal biomass in lake and river ecosystems. **Inland Waters**, Ambleside, v. 6, p. 147-154, 2016.

SOUZA, M.A.; VIDOTTI, R.M.; OLIVEIRA NETO, A.L. Redução no consumo de efluente gerado em abatedouro de tilápia do Nilo através da implantação de conceito de produção mais limpa (P+L). **Boletim Instituto da Pesca**, São Paulo, v. 34, p. 284-296, 2008.

SPERLING, M.V. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2005. 452 p.

SUNNY, N.; MATHAI, L.P. Physicochemical process for fish processing wastewater. **International Journal of Innovative Research in Science, Engineering and Technology**, Chennai, v. 2, p. 901-905, 2013.

SURTI, H.S. Physico- chemical and microbial analysis of waste water from different industry and cost reduction treatment of industrial waste water by using selective microorganisms. **International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences**, Kancheepuram, v. 5, p. 707-717, 2016.

SVAB, O.; VITEZ, T.; MACHU, G.; TRAVNICEK, P. Comparison of methods for determining the biological oxygen demand. **Mendel Net**, Brno, Czech Republic, v. 23, p. 933-938, 2016.

TANIWAKI, R.H.; CASSIANO, C.C.; FILOSO, S.; FERRAZ, S.F.B.; DE CAMARGO, P.B.; MARTINELLI, L.A. Impacts of converting low-intensity pastureland to high-intensity bioenergy cropland on the water quality of tropical streams in Brazil. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 584-585, p. 339-347, 2017.

TANSKI, H.H.; MATIKKA, V. Chemical and microbiological quality of effluents from different on-site wastewater treatment systems across Finland and Sweden. **Water**, Basel, v. 9, p. 1-14, 2017.

THRANE, M.; NIELSEN, E.H.; CHRISTENSEN, P. Cleaner production in Danish fish processing – experiences, status and possible future strategies. **Journal of Cleaner Production**, Oxford, v. 17, p. 380-390, 2009.

TOMCZAK-WANDZEL, R.; VIK, E.A.; WANDZEL, T. **BAT in fish processing industry**. Copenhague: Nordic Council of Ministers, 2015. 123 p.

TORTORA, G.; FUNKE, B.; CASE, C. **Microbiologia.** Porto Alegre: Editora Artmed, 2012, 967 p.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **2012 Guidelines For Water Use.** Washington DC, 2012, 643p. (EPA/600R/R-12/618).

USEPA. **Quality criteria for water (Gold book).** Washington, DC, 1986. 395 p. (EPA 440/5-86-001).

USEPA. **Sustainable e materials management**: non- hazardous materials and waste management hierarchy. Washington, DC, 2017. Disponível em: https://www.epa.gov/smm/sustainable-materials-management-non-hazardous-materials-and-waste-management-hierarchy#Treatment. Acesso em: 07 mar. 2018.

UKPAKA, C.P. The concept of chemical and biochemical oxygen demand in inhibiting crude oil degradation in fresh pond system. **Journal of Environmental Science and Toxicology**, Heron Drive, Illinois, v. 1, p. 136-146, 2013.

UKPAKA, C.P. The concept of examination of biochemical and chemical oxygen demand in stagnant water system. **Chemistry Research Journal**, Rajasthan, India, v. 1, p. 35-43, 2016.

YUAN, C.L.; XU, Z.Z.; FAN, M.X.; LIU, H.Y.; XIE, Y.H.; ZHU, T. Study on characteristics and harm of surfactants. **Journal of Chemical and Pharmaceutical Research**, Rajasthan, v. 6, p. 2233-2237, 2014.

WALTON, N.R.G. Electrical conductivity and total dissolved solids- what is their precise relationship? **Desalination**, Amsterdam, v. 72, p. 275-292, 1989.

WASHINGTON STATE DEPARTAMENT OF HEALTH. Division of Environmental Health. **Coliform bacteria and drinking water**. Washington, DC, 2016. Disponível em: <https://www.doh.wa.gov/Portals/1/Documents/Pubs/331-181.pdf>. Acesso em: 28 mai. 2018.

WEBER-SCANNELL, P.K.; DUFFY, L.K. Effects of total dissolved solids on aquatics organisms: a review of literature and recommendation for salmonid species. **American Journal of Environment Sciences**, Deira, Dubai, v. 3, p. 1-6, 2007.

WILLIAMS, C.M. Technologies to mitigate environmental impact of swine production. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, v. 37, p. 253-259, 2008.

YU, H., CHEN, Y.; HASSAN, S.; LI, D. Dissolved oxygen content prediction in crab culture using a hybrid intelligent method. **Scientific Reports**, London, v. 6, p. 1-10, 2016.

YU, L.; HAN, M.; HE, F. A review of treating oily wastewater. **Arabian Journal of Chemistry**, Saudi Arabia, v. 10, p. 1913-1922, 2017.

ZAKIANIS, I.M.D.; SABARINAH, I.M.D. The Importance of Waste Management Knowledge to Encourage Household Waste- Sorting Behavior in Indonesia. **International Journal of Waste Resources**, Los Angeles, v. 7, p. 1-4, 2017.

ZHANG, W.W.; PAN, J.; HAO, P.Y.; ZHEN, G.; ZHANG, Z.L.; WU, M. Chemical Oxygen Demand removal in Na_2SO_4 saturated wastewater by cultivable halotolerant bacterial community. **Clean – Soil, Air, Water**, Weinhein, v. 6, p. 593-598, 2016.

ZHANG W.; JIN, X.; LIU, D.; LANG, C.; SHAN, B. Temporal and spatial variation of nitrogen and phosphorus and eutrophication assessment for a typical and river- Fuyang River in northern China. **Journal of Environment Sciences**, Deira, Dubai, v. 55, p. 41-48, 2017.

3 EFICIÊNCIA DO REÚSO DA ÁGUA RESIDUAL DO PROCESSAMENTO DE TILÁPIA E DO EFLUENTE TRATADO NA IRRIGAÇÃO

Resumo

Efluentes do processamento do pescado constituem-se fontes promissoras de reúso na agricultura, atividade humana que mais demanda água. O elevado teor de matéria orgânica de fácil decomposição, associado às grandes concentrações de certos íons, tais como cloreto (Cl^-), por outro lado, podem ser prejudiciais ao metabolismo das plantas. Além disso, a presença de microrganismos patogênicos em tais resíduos representa fatores de risco ao consumo humano. Visando-se avaliar o potencial dos efluentes oriundos do processamento da tilápia (*Oreochromis niloticus*), para fins de irrigação, este estudo teve como objetivo verificar os possíveis efeitos de fitotoxicidade provocados pelos efluentes, em ensaios realizados com sementes e mudas de alface (*Lactuca sativa* var. crispa), bem como analisar os riscos sanitários. Para isso, aplicaram-se a água residual e o efluente tratado, nas concentrações de 25%, 50%, 75% e 100%. Posteriormente, realizaram-se análises microbiológicas para os tratamentos de melhor desempenho agronômico. Não se observaram efeitos adversos ao potencial fisiológico das sementes. Em contrapartida, para plantas cultivadas em substrato de argila, os tratamentos irrigados com o efluente tratado, nas concentrações de 25% e 50%, apresentaram melhor crescimento e acúmulo de biomassa. Nesse aspecto, o aumento da concentração de Cl^-, nos resíduos, acarretou o acúmulo desse íon nos tecidos vegetais. Nesse caso, constatam-se correlações negativas entre o aumento de Cl^- na planta e o incremento de biomassa e do crescimento da parte aérea e do sistema radicular. Observou-se ainda aumento das taxas de mortalidade em tratamentos irrigados com a água residual, proporcionalmente ao aumento das concentrações desse resíduo. Por fim, não foram encontrados microrganismos patogênicos nas alfaces irrigadas, com base na legislação. Apesar dessa ausência, há a necessidade de mudanças nas etapas de tratamento dos efluentes, quando se busca maior valorização e agregação de valor dos resíduos.

Palavras-chave: cloreto, matéria orgânica, qualidade microbiológica, fitotoxicidade, coproduto

3 FISH INDUSTRIAL EFFLUENTS AND ITS REUSE POTENTIAL IN IRRIGATION

Abstract

Fish processing effluents are promising sources of reuse in agriculture, human activity which requires water most. On the other hand, high levels of easy decomposable organic matter and certain amounts of ions such as chloride (Cl^-) can be harmful to the plants metabolism. Asides from these inconveniences, the presence of pathogenic microorganisms represents a risk factor for the human consumption. In order to assess the risks of reusing tilapia processing effluents in irrigation, the objective of this study was to verify some possible phytotoxic effects during some experiments with seeds and seedlings of lettuce (*Lactuca sativa* var. crispa) as well as analyzing sanitary risks. To this end, raw wastewater and treated effluent at concentrations of 25%, 50%, 75% and 100% were used. Secondly, microbiological analyses were performed using treatments with the best agronomic performance. There were not negative effects on the physiological potential of seeds. Nonetheless, for plants cultivated in clay substrate, the treatments irrigated with treated effluent at concentrations of 25%, and 50% presented better development and greater biomass accumulation. In this respect, the increase in the Cl^- concentrations caused plants to accumulate this ion. In case, negative correlations between the chloride concentration in plants tissues, biomass, and shoot and root growth, were observed. It was still concluded that plants mortality rate in lettuce irrigated with raw wastewater increased as the concentrations of this effluent became greater. These tests showed that the treated wastewater at concentrations of 25% and 50% had the best agronomic performance. Finally, there were not colonies of pathogenic bacteria in these irrigated treatments. In spite of this absence, it is necessary to change some treatment stages with the purpose of valorizing coproducts.

Keywords: chloride, organic matter, microbiological quality, phytotoxicity, coproducts

3.1 Introdução

O reúso de efluentes, preferencialmente tratados, é uma das maiores fontes de água prontamente disponíveis capaz de suprir o aumento da demanda deste recurso para a irrigação (GATTA et al., 2015; HAMODA, 2004). Para isso, a ação sustentável do reúso mostra-se cada vez mais importante, levando-se em consideração a escassez de água por que passam certos países (KUMAR; CHOPRA, 2012; LIBUTTI et al., 2018; URBANO et al., 2017). Ademais, contribui-se para a conservação de água potável e mitigam-se os impactos ambientais do retorno dos efluentes nos corpos d'água (AIELLO et al., 2007; PEDRERO et al., 2010; AGRAFIOTI; DIAMADOPOULOS, 2012)

De fato, tais resíduos líquidos podem conter elementos essenciais ao desenvolvimento vegetal e, por isso, a utilização daqueles, como água de irrigação, mostra-se pertinente (BEDBABIS et al., 2010; KIRCHMANN et al., 2017; MELI et al., 2002; PARANYCHIANAKIS et al., 2006).

Essa prática apresenta excelente oportunidade de maximização da produção agrícola, visto que se empregam água e nutrientes de modo efetivo, diretamente nas raízes das plantas (ELHINDI et al., 2016; FERNANDES et al., 2014; LIANG et al., 2014; YUVARAJ; MAHENDRAN, 2015). Permite, ainda, vantagens econômicas, haja vista a diminuição da compra de fertilizantes sintéticos (BHARATH et al., 2015; BRYLA; MACHADO, 2011).

O emprego de efluentes na agricultura, porém, pode oferecer riscos, tais como transmissão de patógenos ao consumidor dos produtos irrigados (ALVES et al., 2017; FORSLUND et al., 2012; MOUHANNI et al., 2011; UYTTENDAELE et al., 2015) e fitoxicidade (BARRAR; PARADELO, 2011; BAUMGARTEN, 2003). Diante desse cenário, uma alternativa consiste na diluição dos efluentes, a fim de se minimizarem os possíveis danos à produção agrícola e problemas sanitários (BRAGA et al., 2014; DIVYAPRIYA et al., 2014; KUMAR; CHOPRA, 2012; LUO et al., 2018; ZALTAUSKAITE; VAISIUNAITE, 2010).

Este capítulo tem como objetivo abordar os aspectos concernentes ao reúso de efluentes na agricultura, bem como apresentar os resultados obtidos a partir de ensaios de fitotoxicidade em alface (*Lactuca sativa* var.crispa) irrigada com a água residual e o efluente tratado, resíduos oriundos da indústria processadora de tilápia (*Oreochromis niloticus*), nas concentrações de 25%, 50%, 75% e 100%.

3.2 Desenvolvimento

3.2.1 Reúso de efluentes industriais na agricultura

O reúso de efluentes para fins de irrigação tem suas origens histórias na Grécia Antiga (CARVALHO et al., 2014). Nessa época, drenos e canais de esgoto eram utilizados para abastecerem, com águas residuais e pluviais, bacias coletoras localizadas externamente às cidades. Dessas bacias, os efluentes eram transferidos, através de canais de cerâmica, para terras agricultáveis (DE FEO et al., 2014). Em um período mais recente, compreendido entre os séculos XVI e XIX, empregaram-se diretamente águas residuais em terras cultiváveis da Europa e dos Estados Unidos (JARAMILLO; RESTREPO, 2017).

Na contemporaneidade, o reúso, no âmbito agrícola, adquire contornos mais sólidos, à medida que algumas regiões do mundo apresentam quadro de iminente escassez hídrica (AGRAFIOTI; DIAMADOPOULOS, 2012; AIELLO et al., 2007; LIBUTTI et al., 2018; LYU et al., 2016; PEDRERO et al., 2010; PINTILIE et al., 2016; URBANO et al., 2017). Diante desse cenário, o emprego de efluentes oriundos das agroindústrias, por exemplo, mostra-se promissor, em virtude da grande concentração de nutrientes que possuem (GATTA et al., 2015; LIBUTTI et al., 2018; OLIVEIRA et al., 2017). Tais elementos são essenciais ao metabolismo vegetal e favorecem, por conseguinte, o aumento da produtividade agrícola e da produção de alimentos. Adiciona-se a esses benéficos, o menor gasto na aquisição de fertilizantes sintéticos (BHARATH et al., 2015; BRYLA; MACHADO, 2011).

Apesar da necessidade, os riscos concernentes a tal prática devem ser bem analisados. Por exemplo, no passado, houve epidemias de cólera e febre tifoide, em decorrência da contaminação do solo e dos alimentos nele cultivados (JARAMILLO; RESTREPO, 2017). Com base nos relatos históricos e nos conhecimentos inerentes aos riscos microbiológicos, agências de fiscalização sanitária ficaram mais exigentes e estabeleceram leis com maior grau de rigor. Nesse contexto, a qualidade microbiológica da água utilizada na irrigação e dos produtos irrigados tornou-se um dos principais parâmetros de avaliação, principalmente de frutas e hortaliças consumidas cruas (ABKPA et al., 2013; TOPALCENGIZ et al., 2017; UYTTENDAELE et al., 2015).

Além dos aspectos microbiológicos, as avaliações do potencial fisiológico das sementes e do desenvolvimento de plantas irrigadas, em campo ou em substrato, mostram-se, igualmente, ferramentas indispensáveis, visto que esses fatores relacionam-se diretamente à produtividade. Nesse quesito, realizam-se, repetidamente, testes de fitoxicidade a fim de se avaliarem os potenciais efeitos na germinação de sementes (DIVYAPRIYA et al., 2014; GASSAMA et al., 2015; LIWARSKA-BIZUKOJC; URBANIAK, 2007;

MAÑAS; HERAS, 2017; PRIAC et al., 2017; ROCCOTIELLO; VIALE, 2011; ZALTAUSKAITE; VAISIUNAITE, 2010), elongação do sistema radicular (MAÑAS; HERAS, 2017; PRIAC et al., 2017; ROCCOTIELLO; VIALE, 2011; ZALTAUSKAITE; VAISIUNAITE, 2010), biomassa (CHING; REDZWAN, 2017; ZALTAUSKAITE; VAISIUNAITE, 2010), parte aérea (MAÑAS; HERAS, 2017; ZALTAUSKAITE; VAISIUNAITE, 2010); fotossíntese e absorção de nutrientes (GASSAMA et al., 2015) em experimentos de irrigação com efluentes brutos e tratados. Nesse contexto, elevada salinidade, principalmente de resíduos de agroindústrias (BARRAR; PARADELO, 2011), elevadas concentrações de matéria orgânica de rápida decomposição (BARRAR; PARADELO, 2011; BAZRAFSHAN et al., 2016), além da presença de metais pesados (KHAN et al., 2011; MÉNDEZ et al., 2009; OREGANI et al., 2014; ÖZKAY et al., 2014), são alguns dos fatores que podem inibir o metabolismo vegetal.

Atualmente, a alface é uma das plantas mais estudadas em testes de toxicidade, devido à germinação rápida e homogênea (CAMPAGNA-FERNANDES et al., 2016) e sensibilidade a contaminantes ambientais (DA SILVA JÚNIOR et al., 2013). No entanto, grande parte dos trabalhos realizados baseou-se apenas em testes de germinação, de modo que pouca ênfase foi dada à avaliação dos comprimentos de raiz e parte aérea. A inclusão do estudo destas variáveis mostra-se muito importante, principalmente a raiz, estrutura responsável pela absorção da água e elementos em solução, que serão redistribuídos na planta (CAMPAGNA-FERNANDES et al., 2016; JAMIL et al., 2006).

3.2.2 Avaliação do potencial fisiológico de sementes

O emprego de sementes com elevado potencial fisiológico inclui vantagens, tais quais, estande adequado e desenvolvimento uniforme de plantas no campo, de modo que haja a expressão genética do cultivar (MARCOS-FILHO, 2015). Esse potencial é constantemente avaliado por testes de germinação sob condições ideais de luz e temperatura e utilizando-se papel *germitest* (LOBO et al., 2013; MARCOS-FILHO, 2015). Dentre os testes mais comuns destacam-se as determinações da Taxa de Germinação (TG) e do Índice de Velocidade de Germinação (IVG) (FETHOU; HASSAN, 2014; KADER, 2005; KHAMASSI et al., 2013; RANAL; SANTANA, 2006).

A TG representa, meramente, a porcentagem de sementes normais germinadas em um determinado dia de contagem. (LOBO et al., 2013). No território brasileiro, o Relatório de Análise de Sementes (RAS) estabelece o quarto e o sétimo dias para a determinação da TG de sementes de alface (BRASIL, 2009). O IVG, por sua vez, correlaciona o número de sementes

germinadas e o tempo transcorrido desde o início da contagem (CARVALHO; CARVALHO, 2009; PEREZ; JARDIM, 2005).

Entretanto, tratamentos e lotes com taxas de germinação similares podem apresentar desempenhos distintos no campo, quando expostos a situações de estresse. Nesse contexto, testes de vigor foram desenvolvidos com o objetivo de complementar as informações obtidas dos testes de germinação e estimarem, desse modo, o potencial fisiológico diante de uma maior variedade de condições ambientais (FINCH-SAVAGE; BASSEL, 2016; ALVARENGA et al., 2013).

Vigor compreende a soma da interação dos fatores responsáveis pela emergência rápida e uniforme das plantas. Esses fatores incluem índice e uniformidade de germinação de sementes, crescimento das plântulas e capacidade de emergência das sementes sob condições ambientais adversas (FINCH-SAVAGE; BASSEL, 2016; MARCOS-FILHO, 2015; WEN et al., 2018; WU et al., 2017). Para maior acurácia do vigor, recomenda-se a realização de, no mínimo, dois testes distintos.

Um dos testes de vigor mais tradicionais consiste na avaliação da emergência de sementes em substrato comercial. Nele, contam-se as plântulas normais emergidas após determinado número de dias (ALVES et al., 2008; DIAS et al., 2015; SHEIDAEI et al., 2014; RINALDI et al., 2017; SANTORUM et al., 2013).

Outro teste de vigor que tem ganhado destaque, nos últimos anos, em razão da tecnologia empregada, é o *Seed Vigor Imaging System* (SVIS). Esse sistema computadorizado envolve o scanner de plântulas e leva em consideração os comprimentos do hipocótilo, raiz primária e homogeneidade de germinação, para o cálculo do vigor (CHIQUITO et al., 2012; GOMES-JUNIOR et al., 2009; MARCHI; CICERO, 2017), em uma escala de 0 a 1000 (PEÑALOZA et al., 2005).

Esses testes de vigor baseiam-se no conhecimento de que sementes mais vigorosas dão origem a plantas de melhor desenvolvimento, propriedade que se traduz em melhor eficiência na distribuição de reservas e na síntese de novos tecidos durante a germinação (MARCOS-FILHO, 2010).

O conhecimento do potencial fisiológico de sementes de alface, cultivadas em solo ou em substrato, permite obter informações acerca da uniformidade das mudas quanto ao tamanho e à qualidade destas (KIKUTI et al., 2012). Em termos comerciais, isso representa, portanto, grande vantagem, pois as mudas devem ser transplantadas, normalmente 30 dias após a semeadura (COSTA; LEAL, 2009).

3.3 Material e métodos

3.3.1 Coleta, transporte e armazenamento da água residual e do efluente tratado

Realizaram-se as coletas das duas amostras de resíduos líquidos de uma indústria processadora de tilápia (*Oreochromis niloticus*) nos dias 18/05/2017 e 28/09/2017, utilizando-se quatro galões plásticos de 5 L para cada resíduo.

As amostras, após coletadas, foram armazenadas em isopor, sob condições refrigeradas, usando-se gelo, e transportadas até o a câmara de refrigeração do CENA/USP, localizada no município de Piracicaba, no estado de São Paulo.

As amostras ficaram armazenadas entre 0 e 5°C, para a posterior realização das irrigações (Figuras 3.1 e 3.2).

Figura 3.1- Fluxograma da coleta, transporte e armazenamento dos resíduos utilizados na irrigação

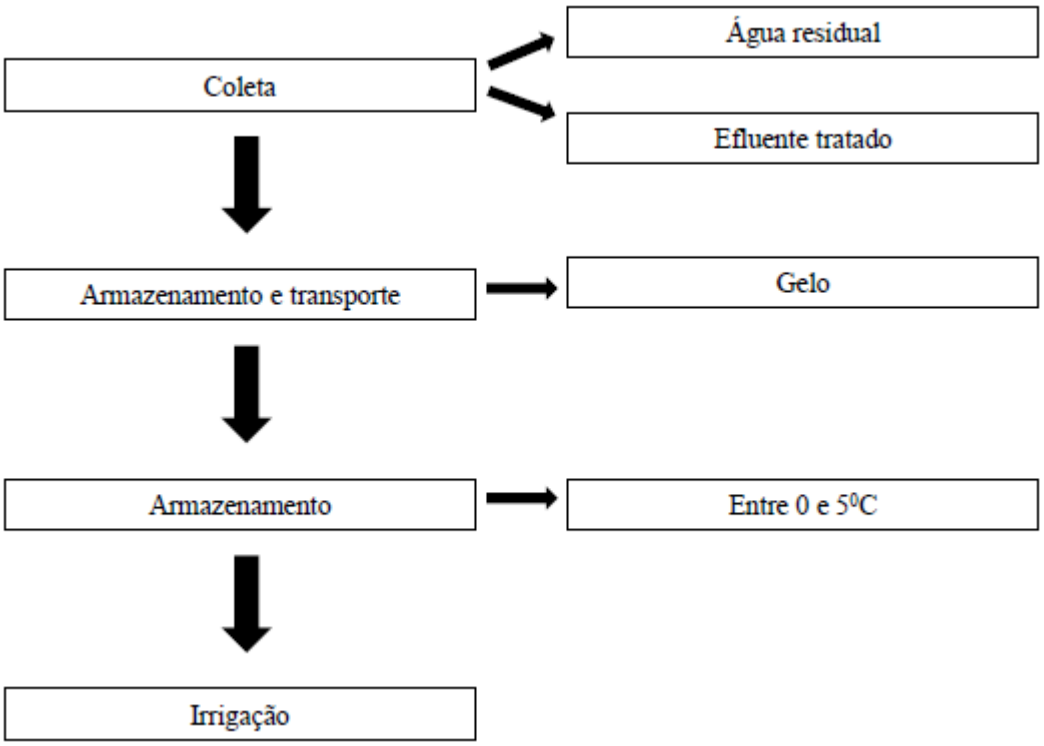
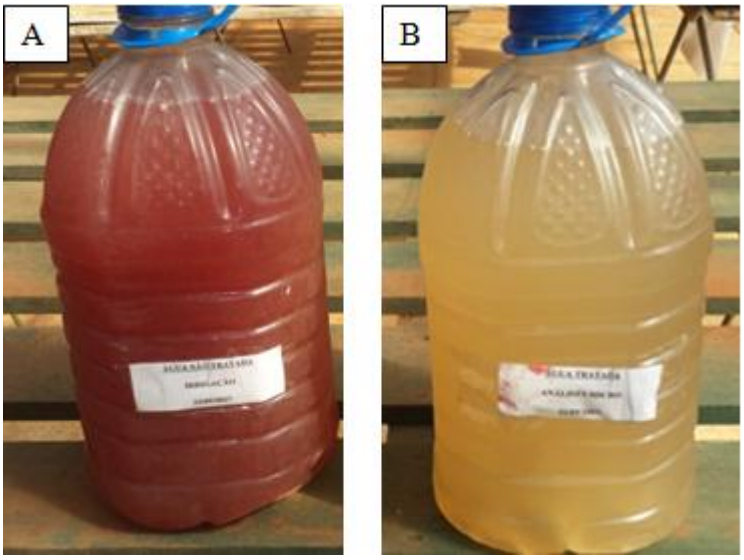


Figura 3.2- Água residual (A) e efluente tratado (B)



3.3.2 Testes de fitotoxicidade

Para avaliação dos possíveis efeitos de fitotoxicidade, quanto ao reúso dos dois resíduos líquidos, água residual (AR) e efluente tratado (ET), na prática da irrigação, realizaram-se diluições a 25% (AR 25; ET 25), 50% (AR 50; ET 50), 75% (AR 75; ET 75) e 100% (AR 100; ET 100). As diluições foram feitas com água deionizada. Utilizou-se apenas água deionizada para o controle.

Os ensaios de germinação e vigor por SVIS ocorreram nos Laboratórios de Análise de Sementes e de Análise de Imagens do Departamento de Produção Vegetal da Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" (ESALQ/USP), da Universidade de São Paulo (USP), em Piracicaba, São Paulo.

Os trabalhos experimentais de vigor por emergência em substrato, determinações das massas fresca e seca, comprimentos da raiz e parte aérea, bem como taxa de mortalidade das alfaces, foram desenvolvidos no Centro de Energia Nuclear na Agricultura (CENA), da Universidade de São Paulo (USP), em Piracicaba, São Paulo.

Utilizaram-se sementes de alface crespa *(Lactuca sativa* var. crispa), da marca Horticeres Sementes, lote 16000118, cujas características eram: pureza 99%, germinação 95% e categoria S2.

Empregou-se substrato da marca Agrinobre, composto de turfa de Sphagno, vermiculita expandida, 1,5% de nitrogênio, 0,26% de fósforo (P_2O_5), 0,77% de potássio (K_2O), 1,27% de cálcio (Ca), 5,27% de magnésio (Mg), 0,18% de enxofre (S),

67 mg/kg de cobre (Cu), 267mg/kg de manganês (Mn), 109 mg/kg de zinco (Zn), 21604 mg/kg de ferro (Fe), 4 mg/kg de boro (B) e 535 mg/kg de sódio (Na).

Esse substrato apresentava pH 5, condutividade elétrica (CE) 0,4 mS/cm e capacidade de retenção de água (CRA) de 150%.

Após a avaliação dos trabalhos experimentais com as sementes e plantas, selecionaram-se os tratamentos irrigados de melhor desempenho agronômico, para fins de análises microbiológicas. Estas foram realizadas no Departamento de Agroindústria, Alimentos e Nutrição (LAN), da Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" (ESALQ/USP), da Universidade de São Paulo (USP), em Piracicaba, São Paulo.

Cada ensaio foi realizado em duas épocas distintas, com base nos meses de coleta dos resíduos líquidos (maio e setembro).

3.3.2.1 Testes de germinação e vigor por SVIS

3.3.2.1.1 Germinação

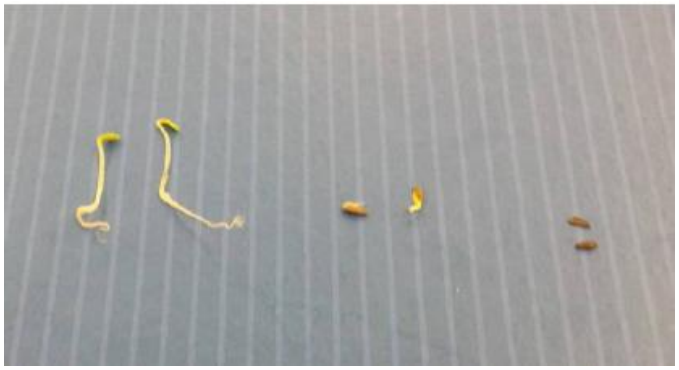
Realizou-se o teste de germinação com quatro repetições de cada tratamento com 50 sementes, em caixas plásticas contendo papel *germitest*, umedecido na proporção 2,5 mL de água deionizada (para o controle) e resíduo líquido diluído ou total (para os demais tratamentos), para 1g de papel. As caixas foram colocadas em uma câmara de germinação Marconi MA 401, na presença de luz e a 20°C, onde permaneceram por sete dias. As taxas de germinação foram efetuadas ao quarto e sétimo dias, de acordo com as Normas de Análise de Sementes (BRASIL, 2009) e com base na fórmula abaixo:

$$TG = (\frac{\mathrm{NG}}{\mathrm{NT}}) \times 100$$

onde TG corresponde à Taxa de Germinação, e NG, ao número de sementes germinadas.

Os resultados foram expressos em porcentagem média de plantas normais para cada tratamento (Figura 3.3).

Figura 3.3- Plântulas normais (à esquerda), plântulas anormais (ao centro) e sementes mortas (à direita)



Calculou-se o Índice de Velocidade de Germinação (IVG), de acordo com Maguire (1962), levando-se em conta a contagem diária de plântulas normais, por meio da fórmula:

$$IVG = \left(\frac{\mathrm{G1}}{\mathrm{N1}}\right) + \left(\frac{\mathrm{G2}}{\mathrm{N2}}\right) + \cdots \left(\frac{\mathrm{GN}}{\mathrm{NN}}\right)$$

onde G1, G2, ... G_N representam os números de plântulas normais computadas do primeiro ao sétimo dia de contagem, e N1, N2, N_N, correspondem aos números de dias da primeira à última contagem.

3.3.2.1.2 Vigor por SVIS

Utilizaram-se quatro repetições de cada tratamento com 25 sementes, em caixas plásticas contendo papel *germitest*, umedecido na proporção 2,5 mL de água deionizada (para o controle) e resíduo líquido diluído ou total (para os demais tratamentos), para 1g de papel. As sementes foram distribuídas no terço superior do papel.

Para a utilização do *Seed Vigor Imaging System* (SVIS), as caixas contendo as sementes foram mantidas em uma câmara de germinação FANEM Mod.347 CDG, de modo inclinado, a 20°C e na ausência de luz, por 3 dias. Após esse período, todas as plântulas e sementes não germinadas foram transferidas para uma folha de coloração azul de dimensões 30 cm x 20 cm, de modo a se obter o contraste necessário para a análise pelo sistema.

As plântulas e sementes mortas foram escaneadas utilizando-se o aparelho HP Scanjet 200, disposto de modo invertido no interior de uma caixa de alumínio de dimensões 60 x 50 x 12 cm, ajustado na resolução 300 dpi e operado pelo software Photosmart. As imagens foram, em seguida, analisadas pelo software

Seed Vigor Imaging System (SVIS), tendo sido obtidos os valores médios de índice de vigor, com base na uniformidade de desenvolvimento e comprimento de plântula para cada tratamento (HOFFMASTER et al., 2003; MARCOS-FILHO et al., 2006).

3.3.2.1.3 Vigor por emergência e índice de velocidade de emergência em substrato

Utilizaram-se três repetições de cada tratamento com 20 sementes, em recipientes plásticos, de dimensões 14 x 18 x 6 cm, contendo 240g do substrato de turfa de Sphagno e vermiculita expandida. Este foi irrigado, na capacidade de campo 70%, valor que perfez o volume de 252 mL de água deionizada (para o controle) e resíduo líquido diluído ou total (para os demais tratamentos). Os recipientes plásticos foram mantidos em uma sala aclimatizada do CENA/USP, a 20°C, na presença de luz e de modo casualizado. Fizeram-se as contagens diariamente, com base no número de sementes emersas para cada tratamento, até o sétimo dia após a semeadura, quando foi determinada a porcentagem média de emergência. Para a determinação do Índice de Velocidade de Emergência (IVE), utilizou-se a fórmula abaixo, estabelecida por Maguire (1962):

$$IVE = \left(\frac{\mathrm{E1}}{\mathrm{N1}}\right) + \left(\frac{\mathrm{E2}}{\mathrm{N2}}\right) + \cdots \left(\frac{\mathrm{EN}}{\mathrm{NN}}\right)$$

onde E1, E2, ... E_N representam os números de plântulas emersas do primeiro ao sétimo dia de contagem, e N1, N2, N_N, correspondem aos números de dias da primeira à última contagem.

3.3.2.1.4 Cultivo das plantas na casa de vegetação

Após a determinação da porcentagem média de emergência e do IVE, os recipientes foram transferidos para uma casa de vegetação do CENA/USP, a 30 ± 3°C, onde permaneceram por um mês, de modo casualizado.

A irrigação, com as diluições de cada amostra de resíduo líquido a 25% (AR 25; ET 25), 50% (AR 50; ET 50), 75% (AR 75; ET 75) e 100% (AR 100; ET 100), foi realizada uma vez por semana. Nos demais dias, a irrigação ocorreu com água deionizada. O tratamento utilizado para o controle foi irrigado, unicamente, com água deionizada.

Trinta dias após a semeadura, as plantas foram transferidas para novos recipientes plásticos contendo o mesmo substrato de Sphagno e vermiculita expandida, onde permaneceram por mais trinta dias. Completaram-se, assim, sessenta dias de cultivo em substrato, tempo médio necessário para que as alfaces sejam comercializadas.

3.3.3 Avaliação das plantas desenvolvidas

3.3.3.1 Determinação da massa úmida, massa seca, comprimento da parte aérea e comprimento do sistema radicular

Trinta e sessenta dias após a semeadura mediram-se, em triplicata, a parte aérea e o sistema radicular das plantas de cada tratamento. Essas mesmas plantas foram em sequência pesadas, utilizando-se uma balança analítica, de duas casas decimais, Mark 3100, para a determinação da massa úmida. As plantas foram, em seguida, transferidas para uma estufa Marconi 035, onde permaneceram a 60°C, por 3 dias, para determinação da massa seca, utilizando-se a mesma balança acima descrita.

3.3.3.2. Determinação da taxa de mortalidade

A Taxa de Mortalidade (TM) média, em %, foi determinada, em triplicata, aos 15, 30 e 60 dias após a semeadura (DAS), conforme a fórmula:

$$TM = (\frac{\mathrm{PM}}{\mathrm{PE}}) \times 100$$

onde PM representa o número de plantas mortas, e PE, o número de plantas emersas.

3.3.3.3 Determinação da concentração de cloreto na planta

Sessenta dias após a semeadura, determinou-se, em triplicata, a concentração de cloreto (Cl^-) nas plantas de cada tratamento. Como esse elemento era o majoritário nos resíduos líquidos utilizados irrigação, fez-se necessária sua determinação, para fins de avaliação de possíveis efeitos de fitotoxicidade provocados por esse elemento. Além disso, ele não estava presente na composição do substrato, o que permite concluir que todo cloreto encontrado nas plantas foi oriundo dos resíduos.

A concentração de Cl^-, no tecido vegetal, foi determinada pelo método volumétrico (Método de Mohr) e levando-se em consideração os trabalhos de Malavolta et al.(1989).

Adicionaram-se 50 mL de água deionizada a um erlenmeyer de 125 mL, contendo 0,5g de parte aérea seca de cada tratamento, em triplicata. Agitaram-se as amostras por 15 minutos e pipetaram-se 10 mL do extrato, que foram transferidos para outro erlenmeyer de 125 mL, contendo 20 mL de água deionizada. Adicionou-se 1 mL da solução indicadora de cromato de potássio.

Posteriormente, titulou-se com $AgNO_3$ 0,0141 N, utilizando-se uma bureta digital Brand Titrette.

A concentração de cloreto na planta, em mg/g, foi determinada pela fórmula:

$$Cloreto = (Vg - Vb) \times 10$$

onde Vg representa o volume gasto na titulação, e Vb, o volume do branco.

3.3.3.4 Análise microbiológica das alfaces

Sessenta dias após a semeadura, selecionaram-se os tratamentos de melhor crescimento, bem como o controle, para a realização das análises microbiológicas. Quantificaram-se coliformes termotolerantes, *Escherichia coli* (*E.coli)* e *Salmonella spp*, conforme determinações presentes na Resolução Anvisa RDC n°12/2001 (ANVISA, 2001).

3.3.3.4.1 Procedimentos

a) Homogeneização e diluições seriadas em água peptonada

Retiraram-se amostras de 25 g de alfaces e de substrato de cada um dos três recipientes dos tratamentos selecionados. Aquelas foram diluídas em 225 mL de peptona e homogeneizadas, durante 1 minuto, em Stomacher (ITR Instrumentos para Laboratórios Ltda., Brasil). Após cada homogeneização, foram realizadas as diluições até a 10^{-1} de cada amostra, em 9 mL de peptona

b) Identificação e quantificação de coliformes termotolerantes e *E. coli*

Para quantificar coliformes termotolerantes e *E. coli*, foi inoculado 1 mL da diluição 10^{-1} de cada amostra em placas Petrifilm *E. coli*/Coliform Count (3M, Brasil) em triplicata, seguido de incubação durante 24 h, a 43ºC. As colônias típicas de *E. coli* e de coliformes termotolerantes crescidas em placas 3M Petrifilm *E. coli* / Coliform Count são de cor azul e vermelha respectivamente, sempre associadas a uma bolha de ar. Os resultados foram expressos em UFC/25 g.

c) Identificação e quantificação de *Salmonella spp*

Para a quantificação de *Salmonella* spp., foi inoculado o volume total de 0,1 mL da diluição 10^{-1} de cada amostra, em triplicata, em placas de meio XLD (Kasvi, Brasil), seguido de incubação durante 24 h, a 37ºC. As escassas colônias típicas de *Salmonella spp*. apresentaram coloração avermelhada com um ponto negro no centro. Os resultados foram expressos em UFC/25g.

3.3.4 Análises estatísticas

Compararam-se entre si, de acordo com a época de coleta, as médias referentes aos ensaios de irrigação com os resíduos líquidos, nas concentrações de 25, 50, 75 e 100%.

Os resultados foram apresentados como média ± intervalo de confiança, por meio de uma análise de estatística de variância (ANOVA), com base no software SPSS 15.0. Para a comparação das médias, utilizou-se o teste de Tukey, em nível de significância de 5%.

Realizaram-se, ainda, algumas análises fatoriais, por meio do software acima descrito, de modo a se verificarem possíveis interações entre o desenvolvimento vegetal e a composição dos resíduos líquidos utilizados.

3.4 Resultados e Discussão

3.4.1 Avaliação do potencial fisiológico das sementes

A aplicação da água residual (AR) e do efluente tratado (ET), em diferentes concentrações, não alterou a Taxa de Germinação (TG) das sementes ao quarto e sétimo dias de contagem após a semeadura (Figura 3.4), nem o Índice de Velocidade de Germinação (IVG) (Figura 3.5).

Nos tratamentos em que foram utilizados os resíduos, as sementes apresentaram maior TG no 4º dia (Figura 3.4 A) e maior IVG (Figura 3.5) para o experimento realizado com a coleta de maio, em comparação ao Controle (C) ($P<0,05$). Isso se deve, provavelmente, à presença dos elementos minerais (Tabela 2.2), responsáveis por uma ativação mais rápida do metabolismo vegetal, com destaque para o fósforo (P) e potássio (K). De fato, estudos mostram o papel do P e do K no desenvolvimento inicial da planta, de modo a promover divisões celulares mais rápidas (CARDOSO et al., 2016; MISHRA et al., 2012; UCHIA, 2000; YANG, 2018). No 7º dia após a semeadura (Figura 3.4 B), no entanto, a TG não apresentou diferença significativa entre os tratamentos, bem como o IVG, que não se alterou com o material coletado em setembro ($P>0,05$). Nesse caso, as sementes pertencentes ao Controle utilizaram, supostamente, as reservas próprias, como o ácido fítico, composto que apresenta P em sua composição (CARDOSO et al., 2016; COELHO et al., 2002; GUPTA; GANGOLYA, 2015). Destaca-se também que a molécula de fitato, derivada do ácido fítico, contém complexos aos quais se associam potássio, magnésio, cálcio, ferro e zinco (EPSTEIN; BLOOM, 2005).

Após a aceleração do metabolismo, a germinação se manteve praticamente igual àquela dos tratamentos em que foram empregados os resíduos. Esses resultados permitem concluir, desse modo, que os efluentes utilizados tiveram influência pouco expressiva na germinação das sementes.

Figura 3.4- Avaliação da porcentagem média de germinação ao 4º dia (A), 7º dia (B) de sementes de alface (*Lactuca sativa* var. crispa*)* umedecidas com diferentes concentrações de AR e ET, coletados nos meses de maio e setembro. Médias seguidas da mesma letra não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey (*P*<0,05).

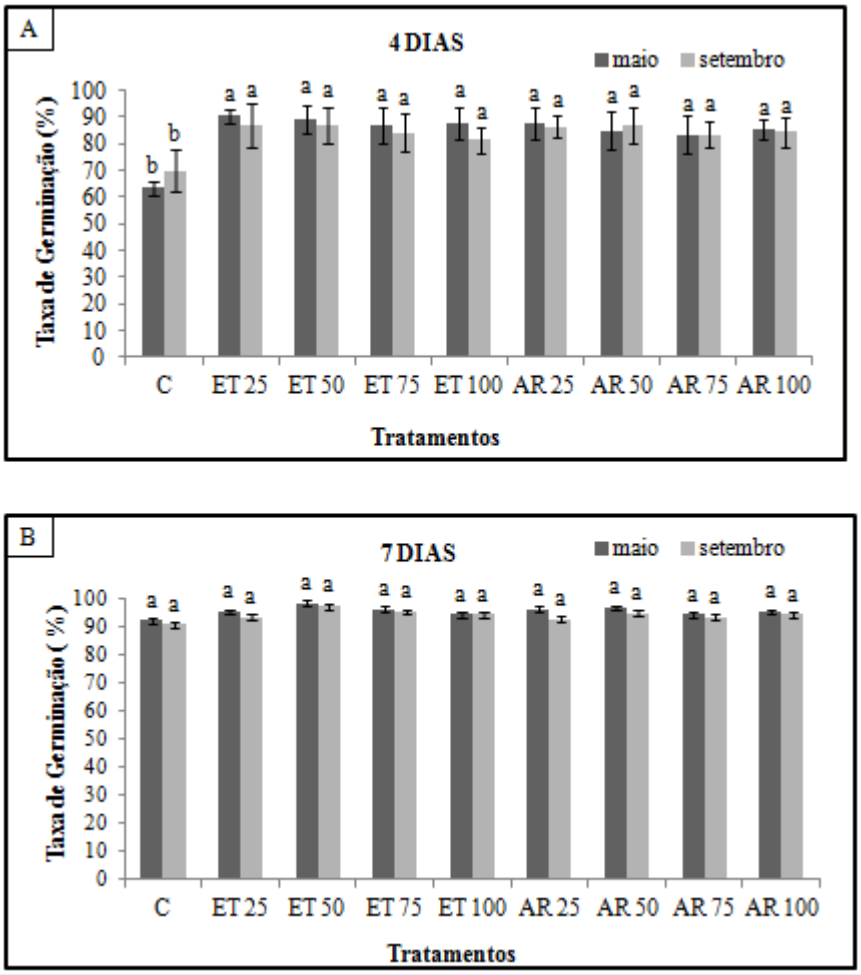
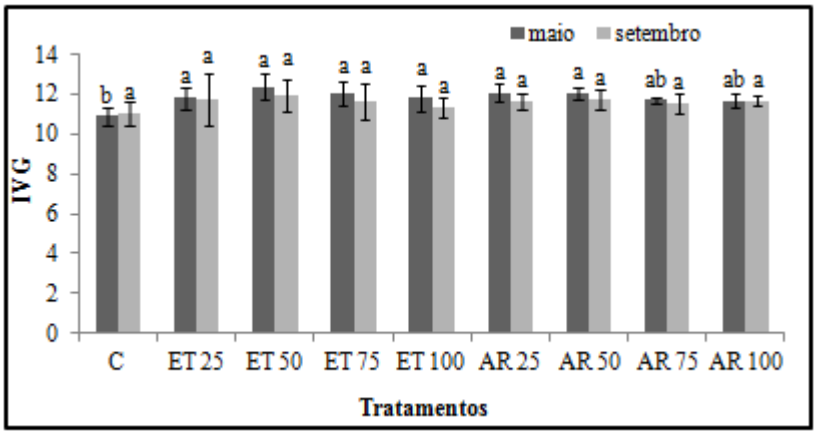


Figura 3.5- Avaliação do IVG das sementes de alface (*Lactuca sativa* var.crispa) umedecidas com diferentes concentrações de AR e ET, coletados nos meses de maio e setembro. Médias seguidas da mesma letra não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey (*P*<0,05).



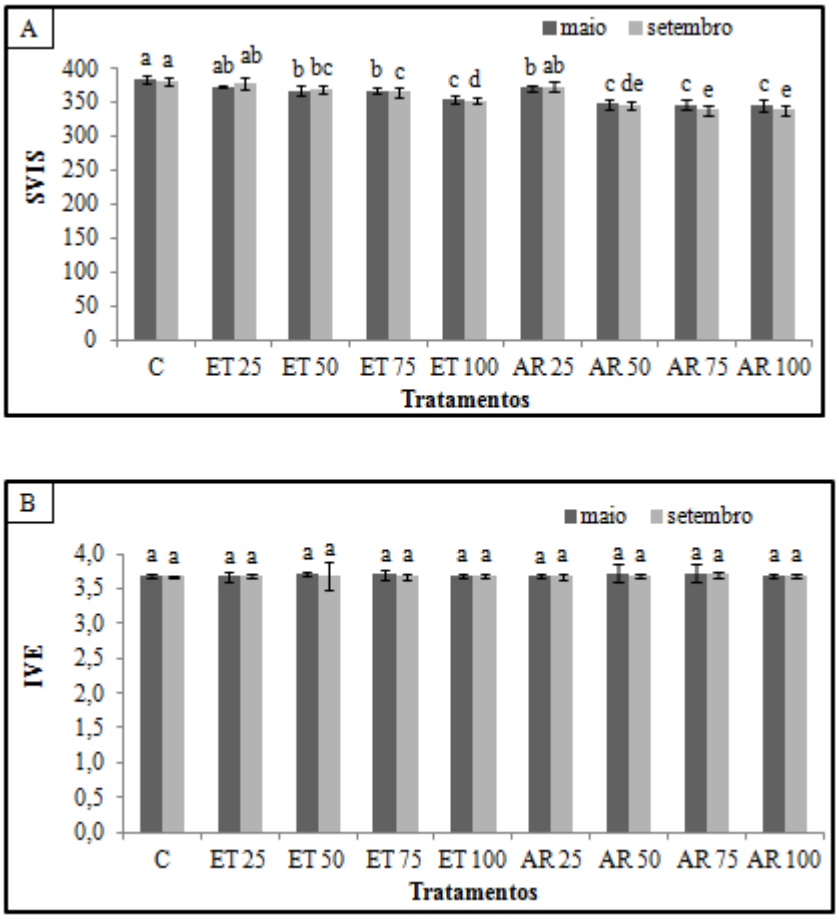
No que se refere ao teste de vigor por SVIS (Figura 3.6 A), houve diferenças significativas entre os tratamentos (*P*<0,05) nos dois períodos do experimento. Estas podem ser explicadas pela elevada sensibilidade do teste, que leva em consideração diferenças no comprimento do hipocótilo e do sistema radicular das plântulas (LEÃO-ARAÚJO et al., 2017; MARCOS-FILHO, 2015). Adicionalmente, observou-se uma correlação negativa entre o aumento das concentrações de cloro e os índices de vigor nos meses de maio (*r* = -0,787 P<0,01) e setembro (*r* = -0,843, *P*<0,01). Esses valores demonstram um possível efeito fitotóxico provocado pelo cloreto.

Destaca-se, todavia, que a escala para o SVIS varia de 0 a 1000 (PEÑALOZA et al., 2005). Para os tratamentos em questão, o software forneceu índices de vigor que variaram, em uma escala aproximada, de 340 a 380 (Figura 3.6 A). Como tais valores estão muito próximos, essas diferenças entre eles podem não se refletir no momento da semeadura no campo ou no substrato.

Por essa razão, realizou-se outro teste de vigor, para fins de avaliação percentual de emergência e de determinação do Índice de Velocidade de Emergência (IVE) em substrato. Para os todos os tratamentos, 95% das plantas emergiram, após sete dias de cultivo em condições ótimas (20° C e presença de luz por 24h), nos dois períodos do experimento. O IVE, por sua vez, não se alterou com a aplicação dos efluentes (*P*>0,05) (Figura 3.6 B). Em um primeiro momento, essa emergência uniforme mostra-se de extrema importância, dado que revela a ausência de interferência na qualidade do produto final, bem como na eficiência da colheita (MARCOS-FILHO, 2005).

A associação dos experimentos de germinação e vigor forneceu resultados coerentes entre si, que permitem concluir a ausência de efeito dos efluentes no potencial fisiológico das sementes.

Figura 3.6- Avaliação do vigor das sementes de alface (*Lactuca sativa* var.crispa), por SVIS (A) e IVE (B), umedecidas com diferentes concentrações de AR e ET, coletados nos meses de maio e setembro. Médias seguidas da mesma letra não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey (*P*<0,05)



3.4.2 Avaliação do crescimento das plantas

Embora o potencial fisiológico das sementes não tenha se alterado, as mudas de alface irrigadas com a água residual apresentaram significativa taxa de mortalidade, após permanecerem sete dias na casa de vegetação (15 dias após a semeadura). Aos 30 e 60 dias após a semeadura (DAS), as perdas foram drásticas. Não se observaram taxas de mortalidade

nas mudas irrigadas com o efluente tratado (Figura 3.10). Esse efeito adverso deve-se às questões fisiológicas da planta e às condições ambientais.

Os experimentos com as sementes ocultaram os impactos negativos da água residual, no metabolismo vegetal, porque essas estruturas possuem seu próprio tecido de reserva, denominado endosperma (SUDA et al., 2000; VALENCIA-DÍAZ, 2015; YAN et al., 2014) Desse modo, não há dependência nutritiva, em relação ao meio, para o desenvolvimento das plântulas (NONOGAKI, 2006).

Entretanto, à medida que as plântulas se desenvolvem, há a mobilização das reservas para a síntese da parede celular, de novas células e tecidos, ou para a respiração, a fim de produzirem intermediários metabólicos (CORTE et al., 2006; MAGALHÃES et al., 2010; SUDA et al., 2000; SUNG et al., 2008). Após o consumo do tecido nutritivo, as plantas tornam-se muito dependentes de fatores nutritivos externos (NONOGAKI, 2006).

Em paralelo, temperaturas elevadas, a exemplo daquelas de casa de vegetação, e a acelerada degradabilidade da matéria orgânica (baixa relação C/N), favorecem a rápida formação de gases inorgânicos tóxicos, como a amônia (BARRAR; PARADELO, 2011). Simultaneamente, ocorre o rápido consumo dos compostos orgânicos pelos microrganismos, que passam a se multiplicar. Conforme exposto na Tabela 2.2, a água residual apresenta grandes teores de nitrogênio. Este é o elemento mais requerido para a formação de novas células microbianas, visando-se à síntese proteica (AVNIMELECK, 1999; ZEN et al., 2015). Desse modo, a microbiota passa a consumir, também, o nitrogênio presente no substrato, além dos demais íons, que compõem a rota metabólica microbiana. Consequentemente, ocorre a depauperação dos elementos essenciais às plantas, à medida que se aumenta a concentração da água residual.

Adicionalmente a essa competição com os microrganismos, o aumento na concentração da matéria orgânica favorece a proliferação de algas, seres fotossintetizantes (ARUMUGAM et al., 2013; FELISBERTO et al., 2011; JUNEJA et al., 2013) (Figura 3.7). Por conseguinte, a competição pelo nitrogênio também aumenta demasiadamente, visto que esse elemento é o principal componente estrutural da molécula de clorofila (COSTA et al., 2015; WANG et al., 2014). Isso também contribui diretamente para a mortalidade das mudas de alface (Figuras 3.7 e 3.10), devido à baixa disponibilidade de nitrogênio, o que provoca o colapso da molécula de clorofila e inibe o processo fotossintético nas plântulas (CORUZZI; BUSH, 2001; ZHENG, 2009).

Constatou-se, ainda, uma correlação positiva entre a concentração de surfactantes e a mortalidade das plantas aos 15 (r =0,916, P<0,01), 30 (r =0,963, P<0,01) e 60 (r =0,963, P<0,01) dias após semeadura (DAS), em maio, e aos 15 (r =0,784, P<0,01), 30 (r =0,966, P<0,01) e 60 (r =0,966, P<0,01) dias após semeadura (DAS), em setembro.

Assim, os surfactantes podem ter tido influência no metabolismo vegetal, com a inibição do processo fotossintético, ao se complexarem as células (DASGUPTA et al., 2016; IVANKOVIC; HRENOVIC, 2010; KUHN et al., 2000).

Mieure et al. (1990), todavia, não encontraram efeitos adversos em alfaces irrigadas com o surfactante LAS, na concentração de 100 mg/L. Destaca-se, porém, que as plantas do presente experimento já se encontravam fragilizadas pela competição com a microbiota do substrato. Com isso, o metabolismo vegetal pode ter ficado mais suscetível aos efeitos provocados pelos surfactantes.

Figura 3.7- Alfaces aos 15 dias após a semeadura (DAS), sendo Controle (A) ET 25 (B) ET 50 (C) ET 75 (D) ET 100 (E); AR 25 (F); AR 50 (G); AR 75 (H); AR 100 (I). Setas em vermelho indicam a presença de algas no substrato

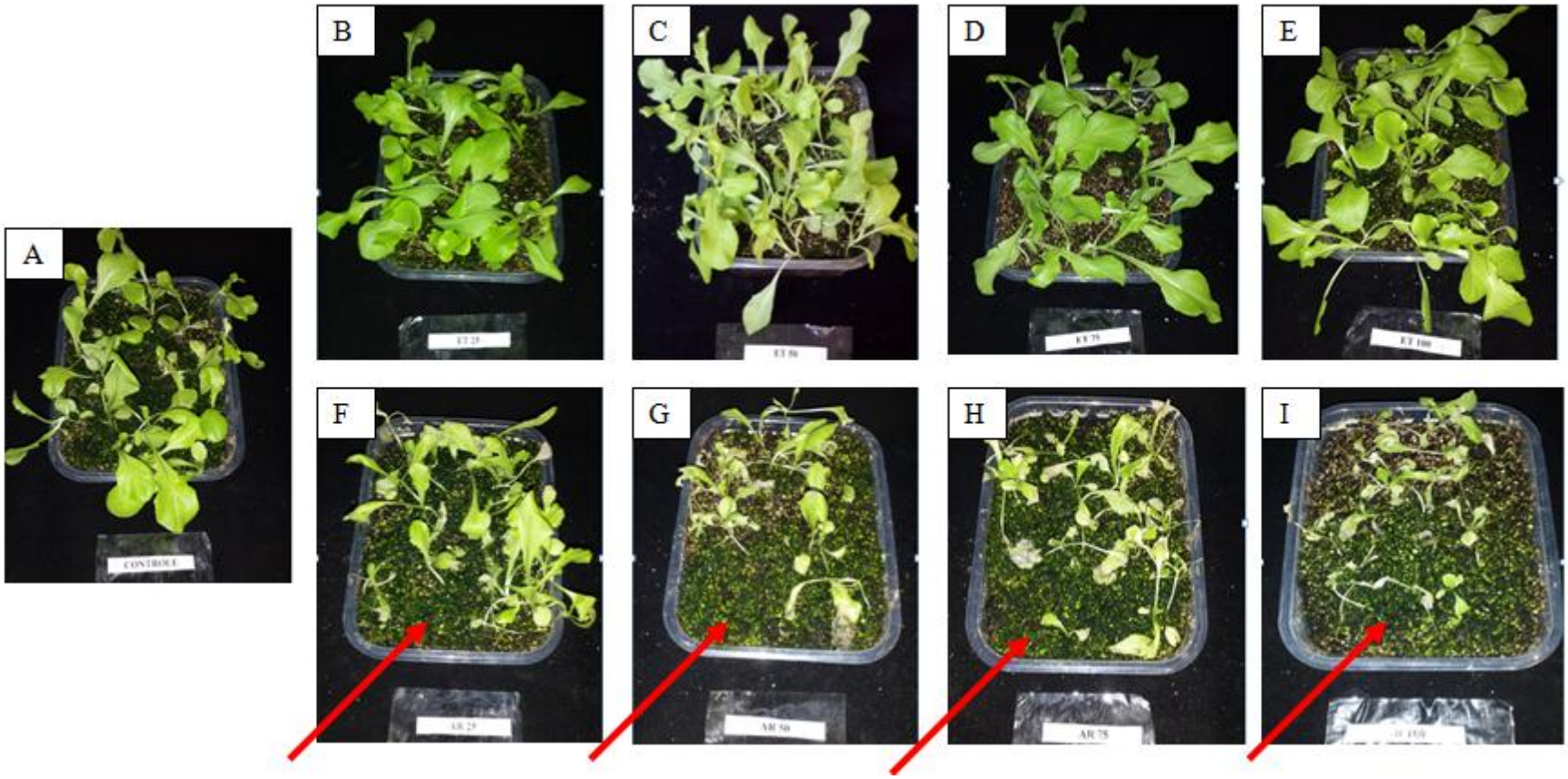


Figura 3.8- Alfaces aos 30 dias após a semeadura (DAS), sendo Controle (A) ET 25 (B) ET 50 (C) ET 75 (D) ET 100 (E); AR 25 (F); AR 50 (G); AR 75 (H); AR 100

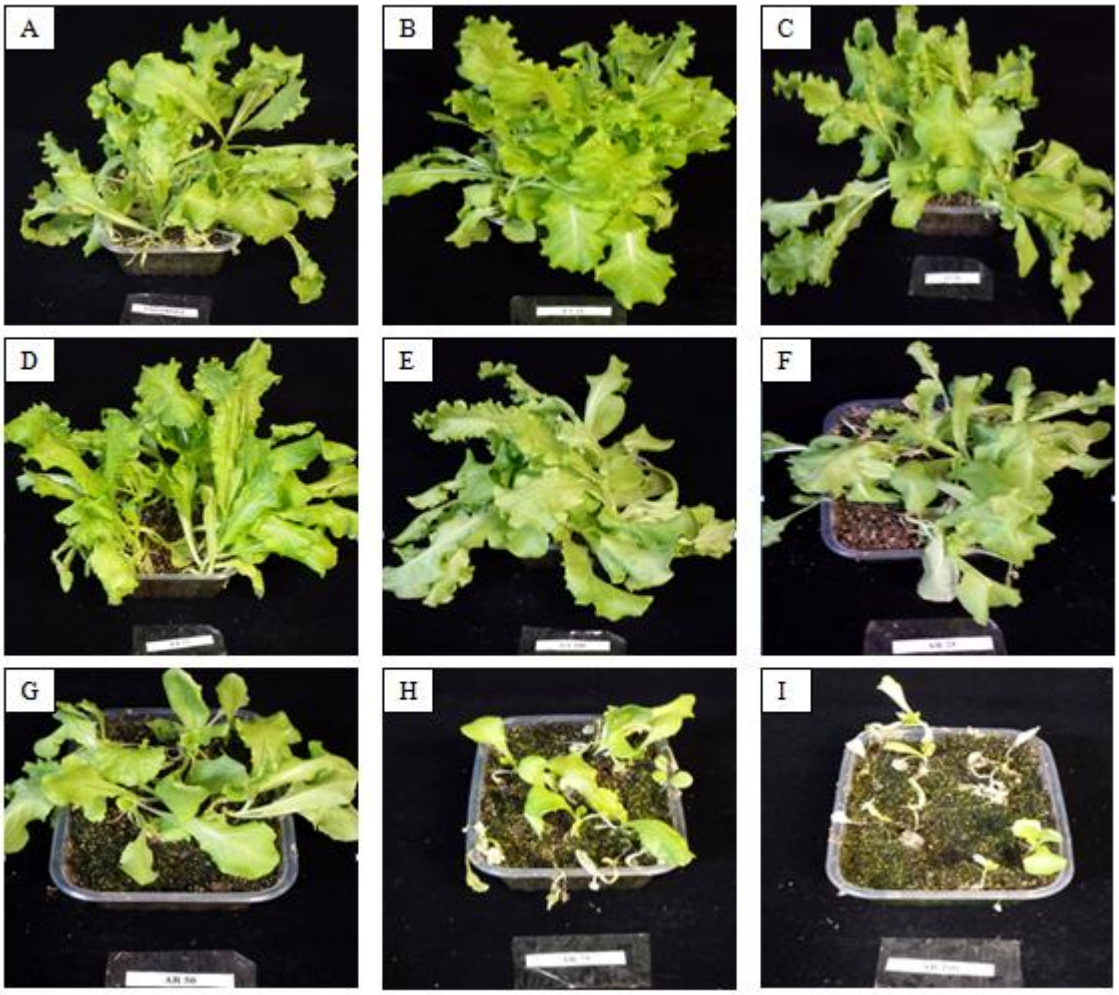


Figura 3.9- Alfaces aos 60 dias após a semeadura (DAS), sendo Controle (A); ET 25 (B); ET 50 (C); ET 75 (D); ET 100 (E); AR 25 (F); AR 50 (G); AR 75 (H); e AR 100

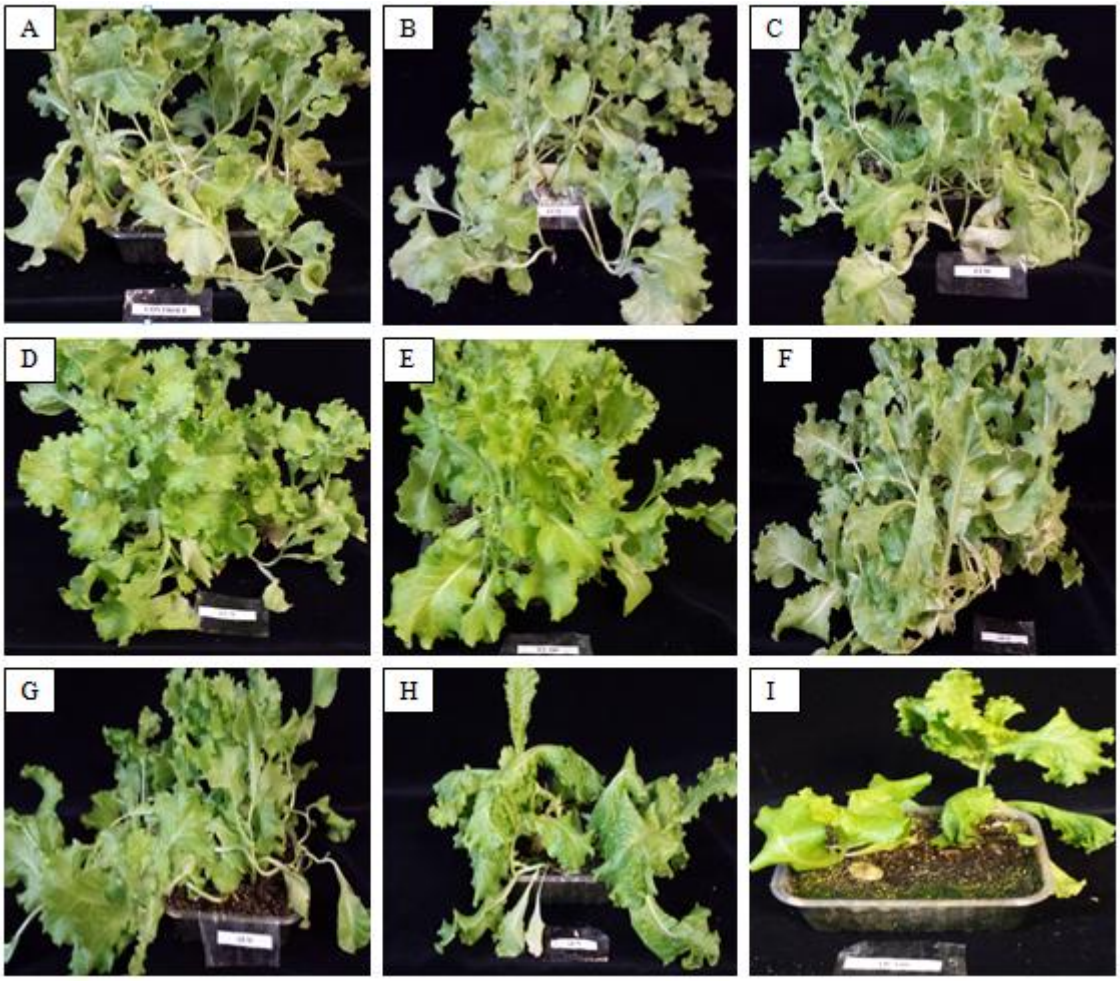
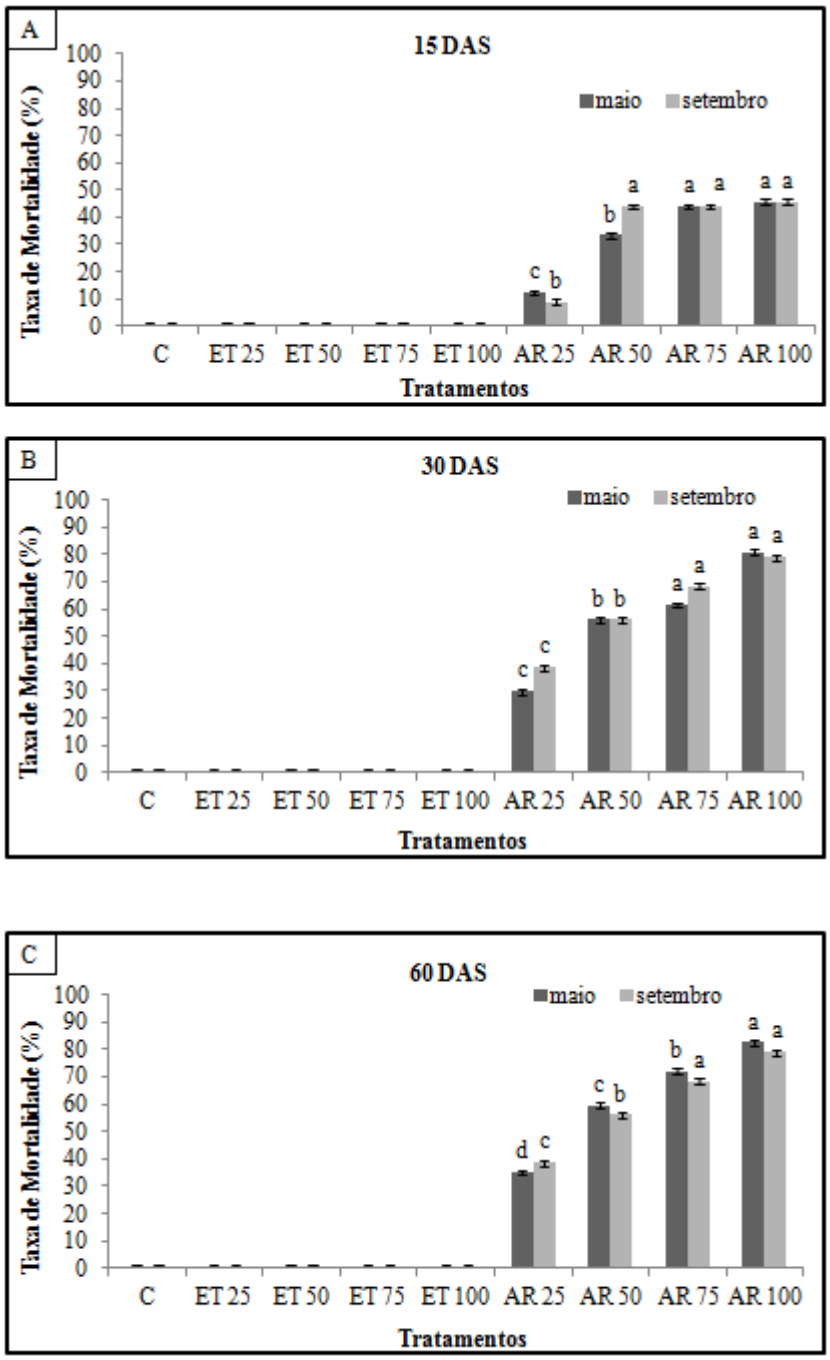


Figura 3.10- Avaliação da taxa de mortalidade (%) de alfaces (*Lactuca sativa* var.crispa), aos 15 (A), 30 (B) e 60 (C) dias após semeadura (DAS), irrigadas com diferentes concentrações de AR e ET, coletados nos meses de maio e setembro. Médias seguidas da mesma letra não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey (*P*<0,05)



A menor atividade fotossintética é responsável pela reduzida biomassa do sistema radicular (Figuras 3.13 e 3.15) e da parte aérea (Figuras 3.14 e 3.16), bem como menor desenvolvimento da raiz (Figura 3.17) e da parte aérea (Figura 3.18), observados aos 30 e 60 dias após a semeadura (DAS). Esses resultados corroboram outros estudos empregando-se efluentes agroindustriais brutos diluídos, em diferentes concentrações, na alface (THODE FILHO et al., 2017) e no quiabo (KHALEEL et al., 2013). Em ambos os experimentos, o aumento da concentração dos efluentes acarretou diminuição na biomassa (massa fresca e seca) do sistema radicular e da parte aérea, bem como do comprimento destes.

Em decorrência da fácil degradabilidade da matéria orgânica, ocorre a rápida liberação dos íons em solução. Assim, a exposição prolongada à elevada concentração de alguns desses íons pode afetar diretamente o desenvolvimento vegetal, refletido pelo menor porte de raízes e parte aérea (AL- MASKRI et al., 2010; LUCINI; BERNARDO, 2015; SCHRADER, 2017). Além disso, as culturas tendem a acumular maiores níveis de Cl^-, o que causa queima dos bordos foliares, necrose e desfolha (SCHRADER, 2017). Deve-se levar em considerar, também, que o íon Cl^- é essencial à fotólise da água, etapa química da fotossíntese responsável pela liberação de O_2(LEE; IERSEL, 2008). Desse modo, desequilíbrios na concentração de Cl^-, tais como, necroses foliares, são devidas à degradação da clorofila (TAVAKKOLI et al., 2010; TAVAKKOLI et al., 2011).

O acúmulo de cloro, aos 60 DAS, ocorreu proporcionalmente ao aumento da concentração dos dois resíduos líquidos (Figura 3.11). Em plantas irrigadas com concentrações mais elevadas de cloro, observou-se a queima dos bordos foliares, a partir do tratamento AR50 (Figura 3.12). Além disso, estudos de Tavakkoli et al. (2011), Qados (2011) e Lee et al. (2008) mostram menor taxa de crescimento vegetal, como um dos sintomas da maior presença de Cl^- em solução. Assim, concentrações mais importantes desse elemento, inclusive nos tratamentos irrigados com o efluente tratado, nas concentrações de 75 e 100%, justificam o menor crescimento das plantas (Figuras 3.13 a 3.17). Nesse aspecto, observaram-se correlações negativas entre o aumento da concentração de Cl^- na planta e a biomassa (massa fresca e massa úmida) e o crescimento vegetal (Tabela 3.1).

Tabela 3.1- Correlações entre o aumento da concentração de Cl^- na planta e biomassa e desenvolvimento vegetal. Valores de *r* a -1 indicam correlações negativas perfeitas pelo teste de Pearson (*P*<0,01)

Parâmetro	Maio		Setembro	
	30 DAS	60 DAS	30 DAS	60 DAS
massa fresca (raiz)	-0,603	-0,749	-0,690	-0,778
massa fresca (parte aérea)	-0,684	-0,649	-0,803	-0,944
massa seca (raiz)	-0,525	-0,724	-0,475	-0,782
massa seca (parte aérea)	-0,847	-0,685	-0,792	-0,917
comprimento (raiz)	-0,832	-0,826	-0,877	-0,887
comprimento (parte aérea)	-0,918	-0,867	-0,873	-0,968

De acordo com Tavakkoli et al. (2010) e White e Broadley (2001), por exemplo, para plantas sensíveis, a concentração crítica (definida como aquela que reduz o crescimento em 10%) situa-se entre 4 e 7 mg/g. Nos dois tratamentos (ET 75 e ET 100), observa-se, pela figura 3.11, que as concentrações de Cl^-, aos 60 DAS, corresponderam a aproximadamente 9 mg/g.

Figura 3.11- Concentração Cl^- nas alfaces (*Lactuca sativa* var.crispa), aos 60 dias após a semeadura (DAS), irrigadas com diferentes concentrações de AR e ET, coletados nos meses de maio e setembro. Médias seguidas da mesma letra não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey (*P*<0,05)

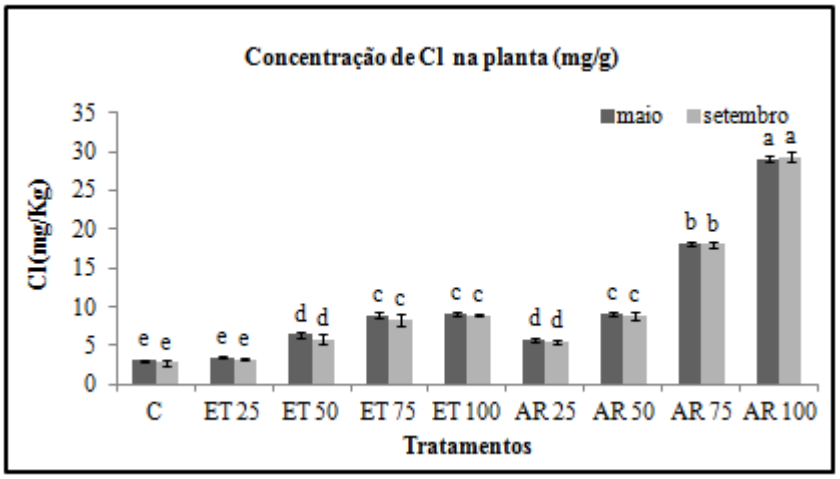


Figura 3.12- Sintoma de queima foliar, indicando toxidez por cloro

Em alguns casos, como aqueles observados nas Figuras 3.15 b, 3.17 b e 3.18, a planta possui concentrações maiores do elemento tóxico, mas não apresenta sintomas visíveis. Esse quadro denomina-se “toxidez oculta”. Essa ausência de sintomas deve-se aos mecanismos adaptativos adotados pelas plantas, que visam minimizar os efeitos negativos decorrentes do Cl^-. Dentre eles, destacam-se o sequestro e acúmulo desse íon no vacúolo (FLOWERS et al., 2014; PARDO; QUINTERO, 2002) e a atuação de enzimas que combatem o estresse oxidativo provocado pelo excesso de íons (MAATHUIS, 2014).

Figura 3.13- Avaliação da massa fresca (MF) de raízes de alfaces (*Lactuca sativa* var.crispa), aos 30 (A) e 60 (B) dias após a semeadura (DAS), irrigadas com diferentes concentrações de AR e ET, coletados nos meses de maio e setembro. Médias seguidas da mesma letra não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey (*P*<0,05)

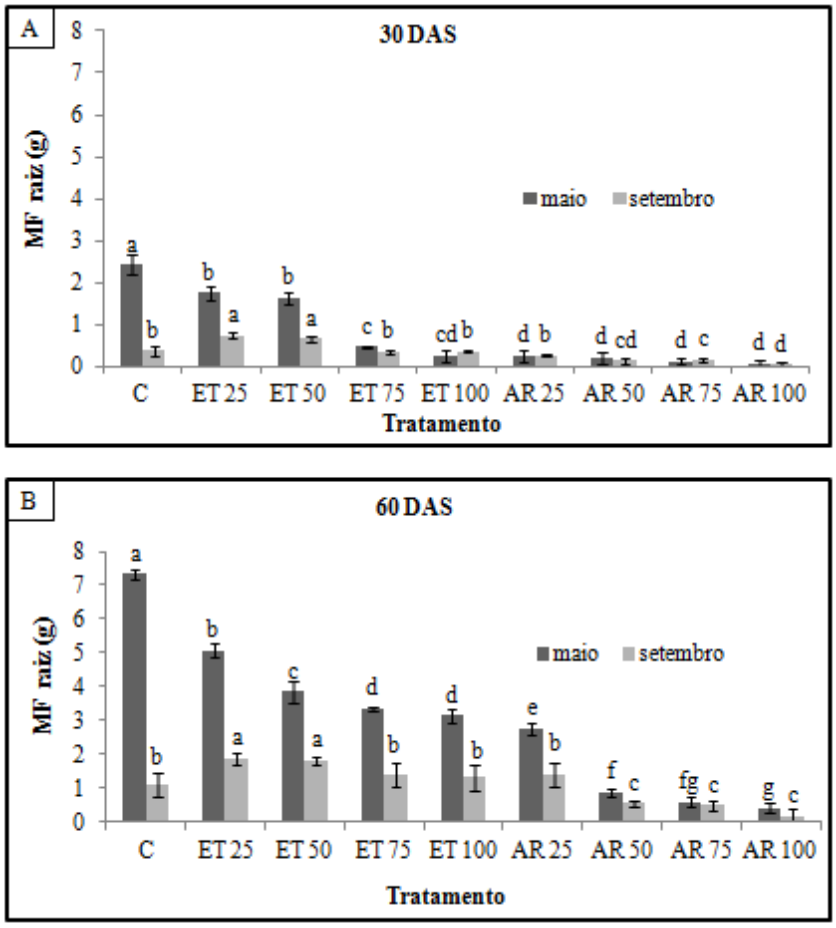


Figura 3.14- Avaliação da massa fresca (MF) da parte aérea de alfaces (*Lactuca sativa*), aos 30 (A) e 60 (B) dias após a semeadura (DAS), irrigadas com diferentes concentrações de AR e ET, coletados nos meses de maio e setembro. Médias seguidas da mesma letra não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey (*P*<0,05)

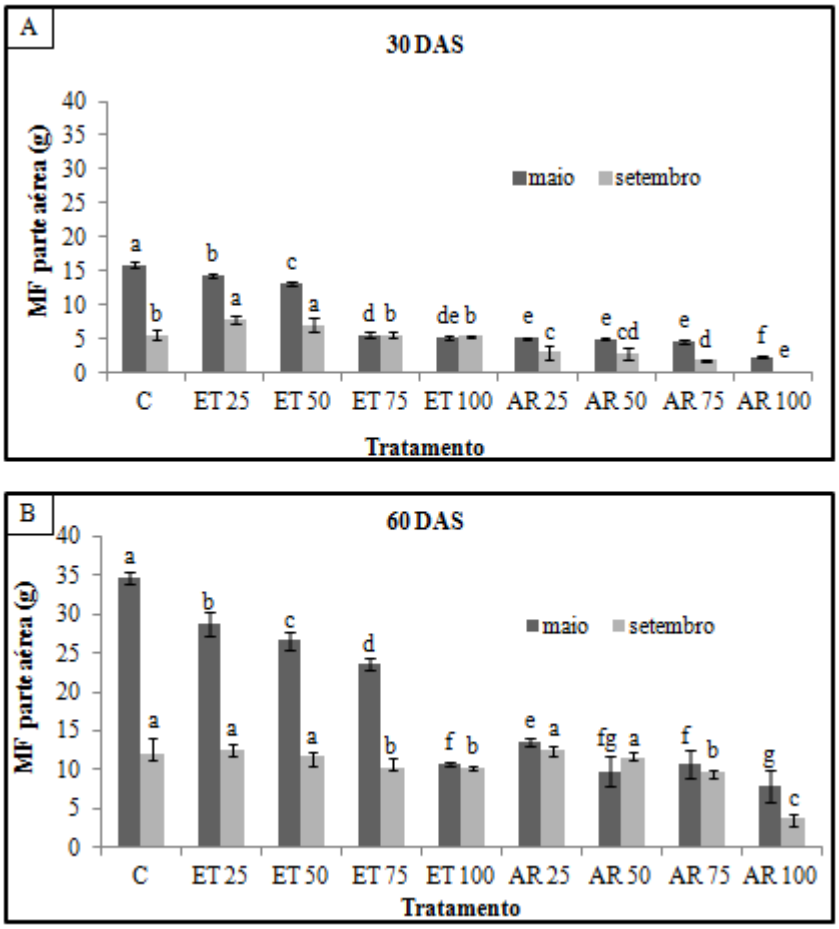


Figura 3.15- Avaliação da massa seca (MS) da raiz de alfaces (*Lactuca sativa*), aos 30 (A) e 60 (B) após a semeadura (DAS), irrigadas com diferentes concentrações de AR e ET, coletados nos meses de maio e setembro. Médias seguidas da mesma letra não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey (*P*<0,05)

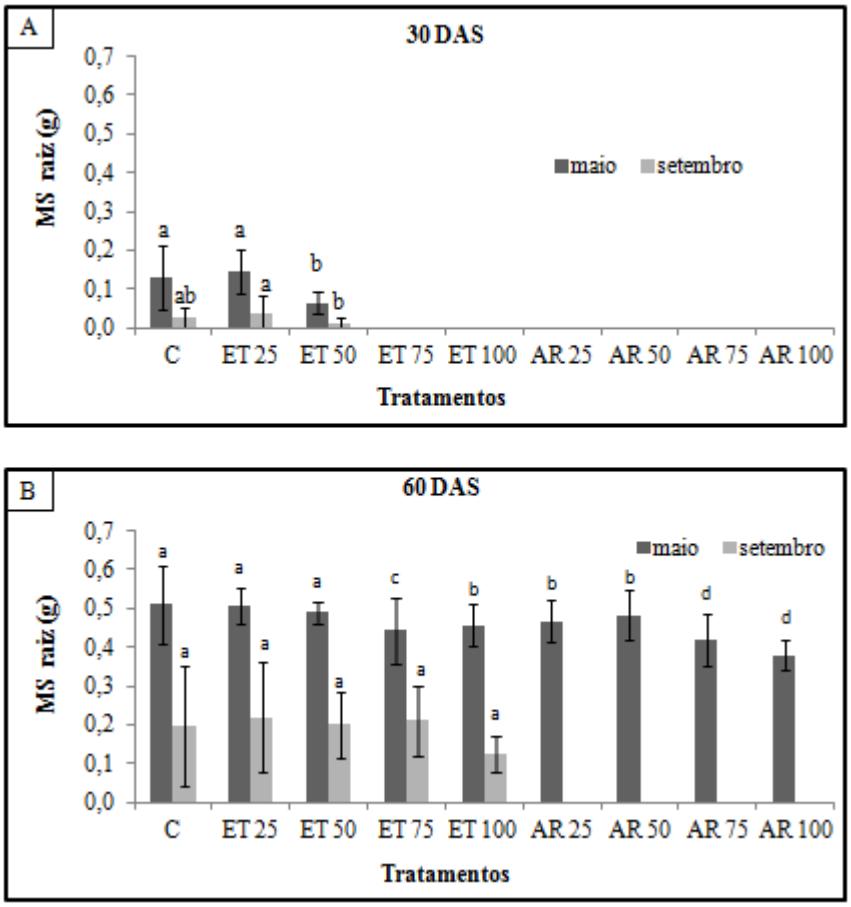


Figura 3.16- Avaliação da massa seca (MS) da parte aérea de alfaces (*Lactuca sativa*), aos 30 (A) e 60 (B) dias após a semeadura (DAS), irrigadas com diferentes concentrações de AR e ET, coletados nos meses de maio e setembro. Médias seguidas da mesma letra não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey (*P*<0,05)

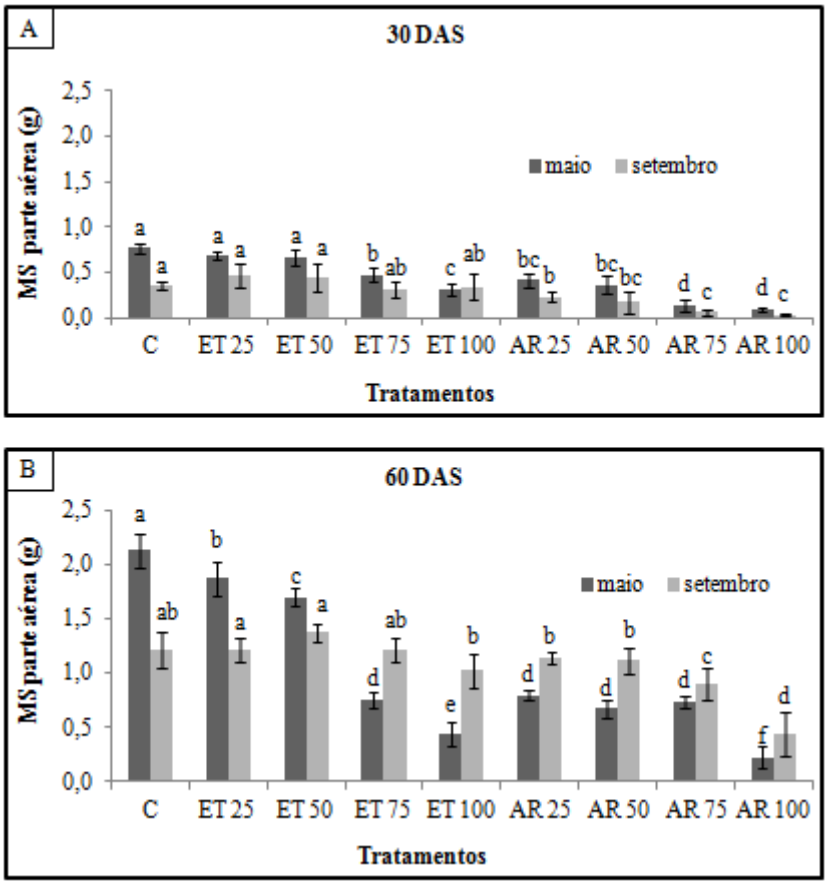


Figura 3.17- Avaliação do comprimento de raízes de alfaces (*Lactuca sativa*), aos 30 (A) e 60 (B) dias após a semeadura (DAS), irrigadas com diferentes concentrações de AR e ET, coletados nos meses de maio e setembro. Médias seguidas da mesma letra não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey (*P*<0,05)

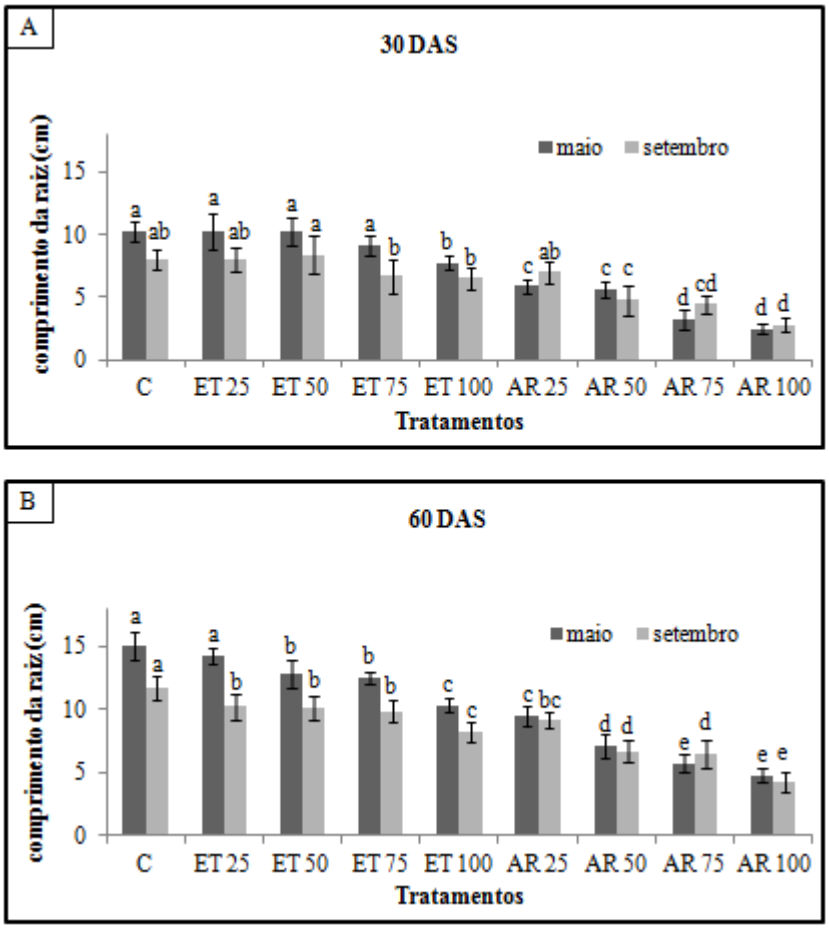
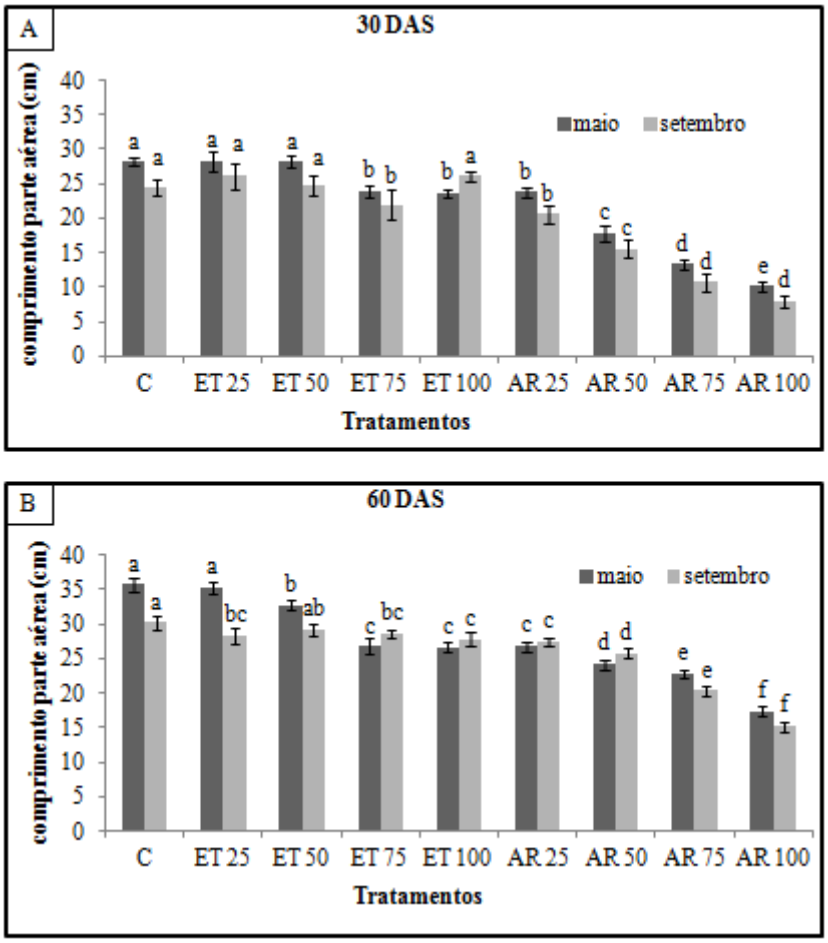


Figura 3.18- Avaliação do comprimento da parte aérea de alfaces (*Lactuca sativa*), aos 30 (A) e 60 (B) dias após a semeadura (DAS), irrigadas com diferentes concentrações de AR e ET, coletados nos meses de maio e setembro. Médias seguidas da mesma letra não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey (*P*<0,05)



Ao se avaliar o desempenho agronômico dos diferentes tratamentos, nas duas épocas de aplicação, conclui-se que o reúso do efluente tratado, nas concentrações de 25% e 50%, apresentou as melhores respostas. Esses resultados assemelham-se aos de Khaheel et al. (2013), que também realizaram ensaios com efluente agroindustrial tratado e encontraram as diluições a 25 e 50% como fontes potenciais para o reúso agrícola em quiabo.

Com base nisso, selecionaram-se os tratamentos ET 25 e ET 50 para a realização dos ensaios microbiológicos e a avaliação dos potenciais riscos de comercialização e consumo dessas alfaces.

3.4.3 Avaliação microbiológica das plantas e dos substratos

Não se observou a presença de *E.coli* nas duas épocas de aplicação, nos substratos, após a permanência destes por 53 dias na casa de vegetação. Essa ausência deve-se, provavelmente, à exposição prolongada dos microrganismos à radiação solar e ao calor, que provocam o estresse oxidativo das membranas e danos estruturais à molécula DNA e o subsequente colapso da célula microbiana (BERNEY et al., 2006; BOYLE et al., 2008; CASTRO-ALFÉREZ et al., 2016; QUEK; HU, 2008). Por outro lado, Islam et al. (2004 a) observaram a sobrevivência de *E.coli* 0157:H7 por até 217 dias, em solos irrigados com esterco. Isso mostra que as condições ambientais e, até mesmo, o material genético das diferentes linhagens de cada grupo bacteriano podem ser fatores determinantes para a persistência dos microrganismos no meio (BERNEY et al., 2006; QUEK; HU, 2008).

Em contrapartida, a presença de coliformes termotolerantes, nas duas épocas de aplicação, pode ser explicada pela maior resistência de certas linhagens à radiação solar, bem como pela capacidade de sobrevivência em temperaturas superiores a 45^0C (BOYLE et al., 2008). Além disso, esse grupo de microrganismos é constituinte natural de diferentes ambientes (SENGUPTA; SAHA, 2013). Isso justifica sua presença no substrato do tratamento controle, durante a aplicação com os resíduos coletados em maio (10^2 UFC/25 g). Contudo, a diferença entre ET 50 (10^2 UFC/25 g) em comparação ao ET 25 ($2x10^2$ UFC/25 g), na segunda época de aplicação, indica que a maioria desses coliformes pode também ser oriunda do efluente. Nas alfaces, não se observou, porém, a presença de *E.coli* ou coliformes termotolerantes.

Não se observou, também, a presença de colônias de *Salmonella spp* nos dois períodos de aplicação, nos substratos e nas alfaces. Islam et al. (2004 b), no entanto, constataram que linhagens de *Salmonella enterica Typhimurium* sobreviviam por até 231 dias em solos. Do mesmo modo, esses autores detectaram, a partir de 63 dias após a semeadura das plântulas, a contaminação de alfaces irrigadas com esterco. Nesse caso, a aderência dos microrganismos à superfície das culturas irrigadas, por sua vez, é reconhecida como a principal via de contaminação (PACHEPSKY et al., 2011). Esses estudos demonstram, portanto, os riscos inerentes ao reúso de resíduos oriundos da matéria fecal.

Apesar da ausência das bactérias constantes na legislação brasileira, nos tratamentos irrigados com o efluente tratado, devem-se destacar algumas controvérsias, uma vez que não existem especificações acerca de outros seres que podem provocar sérios danos à saúde pública. Inserem-se, em tal contexto, grupos de bactérias, tais como *Shigella* s*pp*., *Vibrio cholerae*, além de protozoários e helmintos. Os ovos destes últimos, aliás, podem

permanecer no solo por muitos meses (MATOS, 2014). Além disso, esses ovos possuem grande capacidade de aderência às folhas de hortaliças, o que dificulta a remoção deles no momento da lavagem (LIMA et al., 2014).

Destarte, o tratamento deve ser feito utilizando-se, unicamente, os resíduos agroindustriais, de modo a não comprometer a qualidade microbiológica do efluente tratado. Mediante o gerenciamento adequado, esse material líquido pode ser utilizado como água de irrigação de áreas agrícolas próximas à indústria. Nesse caso, o uso do efluente tratado a 50% agrega mais valor ao material residual, e sua adoção na agricultura permite economia das reservas hídricas e ganhos financeiros, em razão da comercialização dos produtos irrigados.

3.5 Conclusões

As alfaces irrigadas com o efluente tratado, nas concentrações 25 e 50%, apresentaram os melhores desempenhos agronômicos. Para maior valorização do resíduo, recomenda-se sua utilização a 50%.

Para maior segurança do produto a ser comercializado, deve-se reutilizar o material tratado cujas origens encontram-se, unicamente, no processo industrial.

Referências

ABKPA, G.O.; UMOH, V.J.; AMEH, J.B.; YAKUBU, S.E. Microbial quality of irrigation water and irrigated vegetables in Kano State, Nigeria. **International Food Research Journal**, Serdan, Malaysia, v. 20, p. 2933-2938, 2013.

AGRAFIOTI, E.; DIAMADOPOULOS, E. A strategic plan for reuse of treated municipal wastewater for crop irrigation on the Island of Crete. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v.105, p.57-64, 2012.

AHMED, S.F.;RIDDLE, M.S.; WIERZBA, I.; MESSIH, A.; MONTEVILLE, M.R.; SANDERS, J.W.; KLENA, J.D. Epidemiology and genetic characterization of *Shigella flexnari* strains isolated from the three paediatric populations in Egypt (2000-2004). **Epidemiology and Infection**, Cambridge, v.134, p.1237-1248, 2006.

AIELLO, R.; CIRELLI, G.L.; CONSOLI, S. Effects of reclaimed wastewater irrigation on soil and tomato fruits: a case study in Sicily (Italy). **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v.93, n.1-2, p.65-72, 2007.

AL-MASKRI, A.; AL-KHARUSI, L.; AL-MIQBALI, H.; KHANT, M.M. Effects of salinity stress on growth of lettuce (*Lactuca sativa*) under closed-recycle nutrient film technique. **International Journal Agriculture and Biology**, Faisalabad, v. 12, p. 377-380, 2010.

ALVARENGA, R.O.; MARCOS-FILHO, J.; TIMÓTEO, T.S. Assessment of the physiological potential of super sweet corn seeds. **Journal of Seed Science**, Lismore, v. 35, p. 340-346, 2013.

ALVES, E.U.; ANDRADE, L.A.; BARROS, H.H.A.; GONÇALVES, E.P.; ALVES, A.A.; GONÇALVES, G.S.; OLIVEIRA, L.S.B.; CARDOSO, E.A. Substrato para testes de emergência de plântulas e vigor de sementes de *Erythrina velutina* Willd., Fabaceae. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 29, p. 69-82, 2008.

ALVES, P.F.S.; SANTOS, S.R.; KONDO, M.K.; MIZOBUTSI, G.P.; CALDEIRA, L.A.; ALVES, I.S.; ANTUNES, A.B.; OLIVEIRA, G.F. Banana fertigation with treated sanitary wastewater: postharvest and microbiological quality. **Semina: Ciências Agrárias**, Londrina, v. 38, p. 1229-1240, 2017.

ANDINO, A.; HANNING, I. Salmonella enterica: survival, colonization, and virulence difference among serovars. **The Scientific World Journal**, Boynton Beach, v. 2015, p.1-16, 2015. doi: 10.1155/2015/520179.

AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA. Resolução RDC n°12, de 02 de agosto de janeiro de 2001. Aprova o Regulamento Técnico sobre padrões microbiológicos para alimentos. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 18 jun.2018.

ARUMUGAM, M.; AGARWAL, A.; ARYA, M.C.; AHMED, Z. Influence of nitrogen sources on biomass productivity of microalgae *Scenedesmus bijugatus*. **Bioresource Technology**, Barking, v. 131, p. 246-243, 2013.

AVNIMELECK, Y. Carbon/nitrogen ratio as a control element in aquaculture systems. **Aquaculture**, Amsterdam, v. 176, p. 227-235, 1999.

BARRAR, M.T.; PARADELO, R. A review on the use of phytotoxicity as a compost quality indicator. **Dynamic Soil, Dynamic Plant**, Ikenobe, Japan, v. 5, p. 36-44, 2011. Special issue 2.

BAUMGARTEN, A. **Phytotoxicity**. Vienna: Agency for Health and Food Safety, 2003. 20 p. (Horizontal, 7).

BAZRAFSHAN, E.; ZAREI, A.; MOSTAFAPOUR, F.K.; POORMOLLAE, N.; MAHMOODI, S.; ZAZOULI, M.A. Maturity and stability evaluation of composted municipal solid wastes. **Health Scope**, Limburg, v. 5, 2016. DOI: 10.17795/jhealthscope-33202.

BEDBABIS, S.; FERRARA, G.; ROUINA, B.B.; BOUKHRIS, M. Effects of irrigation with treated wastewater on olive tree growth, yield and leaf mineral elements at short term. **Scientia Horticulturae**, Amsterdam, v. 126, p. 345-350, 2010.

BERNEY, M.; WEILENMANN, H.U.; IHSSEN, J.; BASSIN, C.; EGLI, T. Specific growth rate determines the sensitivity of *Escherichia coli* to thermal, UVA, and solar disinfection. **Applied and Environmental Microbiology**, Washington, DC, v. 72, p. 2586-2593, 2006.

BHARATH RAJ, H.R.; JOSHI, M.; VISHAVA, G.V. Effect of surface fertigation on nutrient uptake, fertilizer use efficiency and economics of inter-specific hybrid *Bt* cotton. **Universal Journal of Agricultural Research**, Alhambra, v. 3, p. 46-48, 2015.

BOYLE, M.; SICHEL, C.; FERNÁNDEZ-IBÃNEZ, P.; ARIAS-QUIROZ, G.B.; IRIARTE-PUNA, M.; MERCADO, A.; UBOMBA-JASWA, E.; MCGUIGAN, K.G. Bactericial effect of solar water disinfection under real sunlight conditions. **Applied and Environmental Microbiology**, Washington, DC, v. 74, p. 2997-3001, 2008.

BRAGA, M.B.; MAROUELLI, W.A.; LIMA, C.E.P. Reúso de água na produção de alimentos. In: BRAGA, M.B.; LIMA, C.E.P. (Ed.). **Reúso de água na agricultura**. Brasília, DF: Embrapa, 2014. p. 13-26.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Regras para Análises de Sementes.** Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Secretaria de Defesa Agropecuária. Brasília, DF: MAPA/ACS, 2009. 395 p.

BRYLAR, D.R.; MACHADO, R.M.A. Comparative effects of nitrogen fertigation and granular fertilizer application on growth and availability of soil nitrogen during establishment of highbush blueberry. **Frontiers in Plant Science**, Lausanne, v. 2, p. 46, 2011. doi: 10.3389/fpls.2011.00046.

CAMPAGNA-FERNANDES, A.F.; MARIN, E.B.; PENHA, T.H.F.L. Application of root growth endpoint in toxicity tests with lettuce. **Ecotoxicology and Environmental Contamination**, Itajaí, v. 11, p. 27-32, 2016.

CARDOSO, A.I.I.; CLAUDIO, M.T.R.; MAGRO, F.O.; FREITAS, P.G.N. Phosphate fertilization on production and quality of cauliflower seeds. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 46, p. 1337-1343, 2016.

CARVALHO, D.B.; CARVALHO, R.I.N. Qualidade fisiológica de sementes de guanxuma em influência do envelhecimento acelerado e da luz. **Acta Scientiarium. Agronomy**, Maringá, v. 31, p. 489-494, 2009.

CARVALHO, N.L.; HENTZ, P.; SILVA, J.M.; BARCELLOS, A.L. Reutilização de águas residuárias. **Revista do Centro de Ciências Naturais e Exatas**, Santa Maria, v. 14, p. 3164-3171, 2014.

CASTRO-ALFÉREZ, M.; POLO-LÓPEZ, M.I.; FERNÁNEZ-IBÁÑEZ, P. Intracellular mechanisms of solar water disinfection. **Scientific Reports**, London, v. 6, p. 1-10, 2016.

CHING, Y.C.; REDZWAN, G. Biological treatment of fish processing saline wastewater for use reuse of liquid fertilizers. **Sustainability**, Basel, v. 9, p. 1-26, 2017.

CHIQUITO, A.A.; GOMES-JUNIOR, F.G.; MACOS-FILHO. Assessment of physiological of cucumber seeds using the software Seedling Vigor Imaging System (SVIS). **Revista Brasileira de Sementes**, Londrina, v. 34, p. 255-263, 2012.

COELHO, C.M.M.; SANTOS, J.C.P.; TSAI, S.M.; VITORELLO, V.A. Seed phytate content and phosphorus uptake and distribution in dry bean genotypes. **Brazilian Journal Plant Physiology**, Londrina, v. 14, p. 51-58, 2002.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução nº 357, de 18 de março de 2005. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 18 mar. 2005. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>. Acesso em: 20 abr.2018.

CORTE, V.B.; BORGES, E.E.L.; PONTES, C.A.; LEITE, I.T.A.; VENTRELLA, M.C.; MATHIAS, A.A. Mobilização de reservas durante a germinação das sementes e crescimento das plântulas de *Caesalpinia peltophoroides* Benth. (Leguminosae- Caesalpinoideae). **Revista Árvore**, Viçosa, v. 30, p. 941-949, 2006.

COSTA, E.; LEAL, P.A.M. Produção de alface hidropônica em três ambientes de cultivo. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 29, p. 358-369, 2009.

CORUZZI, G.; BUSH, D.R. Nitrogen and carbon nutrient and metabolite signaling in plants. **Plant Physiology**, Rockville, v. 125, p. 61-64, 2001.

COSTA, J.P.R.; CAPUTTI, G.P.; GALZERANO, L.; SILVA, W.L.; RUGGIERI, A.C.; MALHEIROS, E.B. Relative chlorophyll contents in the evaluation of the nutritional status of nitrogen from xaraes palisade grass and determination of critical nitrogen sufficiency index. **Acta Scientiarium**, Maringá, v. 37, p. 109-114, 2015.

DASGUPTA, M.; YILDIZ, Y. Assessment of Biochemical Oxygen Demand as indicator of organic load in wastewaters of Morris Count, New Jersey, USA. **Journal of Environmental and Analytical Toxicology**, Sunnyvale, v. 6, p. 1-3, 2016.

DA SILVA JÚNIOR, F.M.R.; GARCIA, E.M.; BAISCHI, P.R.M.; MIRLEAN, N.; MUCILLO-BAISCH, A.L. Assessment of a soil with moderate level of contamination using a lettuce seed assay and terrestrial isopods assimilation assay. **Soil and Water Research**, Prague, v. 8, p. 56-62, 2013.

DE FEO, G.; ANTONIOU, G.; FARDIN, H.E.; EL-GOHARY, F.; ZHENG, X.Y.; REKLAITYTE, I.; BUTLER, D.; YANNOPOULOS, S.; ANGELAKIS, A.N. The historical development of sewers worldwide. **Sustainability**, Basel, v. 6, p. 3936-3974, 2014.

DIAS, M.A.N.; MONDO, V.H.V.; CICERO, S.M.; GONÇALVES, N.R.; SILVA, C.A.T. Vigor tests association as an alternative for precise and efficient assessment of maize seed quality. **Revista Caatinga**, Mossoró, v. 28, p. 93-99, 2015.

DIVYAPRIYA, S.; DIMI, D.; DEEPTHI, K.P. Biochemical effect of industrial effluence on germinating seeds of *Cicer arietum*. **International Journal of Pharmaceuthics**, Amsterdam, v. 6, p. 538-542, 2014.

ELHINDI, K.; EL-HENDAWY, S.; ABDEL-SALAM, E.; ELGORBAN, A.; AHMED, M. Impacts of fertigation via surface and subsurface drip irrigation on growth rate, yield and flower quality of *Zinnia elegans*. **Bragantia**, Campinas, v. 75, p. 96-107, 2016.

EPSTEIN, E.; BLOOM, A.J. **Mineral nutrition of plants**: principles and perspectives. 2. ed. Sunderland: Sinauer Associates, 2001. 244 p.

FELISBERTO, S.A.; LEANDRINI, J.A.; RODRIGUES, L. Effects of nutrients enrichment on algal communities: an experimental in mesocosms approach. **Acta Limnologia Brasiliensia**, Rio Claro, v. 23, p. 128-137, 2011.

FERNANDES, C.N.V.; AZEVEDO, B.M.; NASCIMENTO NETO, J.R.; VIANA, T.V.A.; SOUSA, G.G. Irrigation and fertigation frequencies with nitrogen in the watermelon culture. **Bragantia**, Campinas, v. 73, p. 106-112, 2014.

FETOUH, M.I.; HASSAN, F.A. Seed germination criteria and seedling characteristics of *Magnolia grandiflora* L. trees after cold stratification treatments. **International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences**, Kancheepuram, India, v. 3, p. 235-241, 2014.

FINCH,-SAUVAGE, W.E.; BASSEL, G.W. Seed vigor and crop establishment: extending performance beyond adaptation. **Journal of Experimental Botany**, Oxford, v. 67, p. 567-591, 2016.

FLOWERS, T.J.; MUNNS, R.; COLMER, T.D. Sodium chloride toxicity and the cellular basis of salt tolerance in halophytes, **Annals of Botany**, Oxford, v. 115, p. 419-431, 2014.

FORSLUND, A.; ENSINK, J.H.J.; MARKUSSEN, B.; BATTILANI, A.; PSARRAS, G.; GOLA, S.; SANDEI, L.; FLETCHER, T.; DALSGAARD. *Escherichia coli* contamination and health aspects of soil and tomatoes (*Solanum lycopersicum* L.) subsurface drip irrigated with on-site treated domestic wastewater. **Water Research**, Oxford, v. 46, p. 5917-5934, 2012.

GASSAMA, U.M.; BIN PUTEH, A.; ABD- HALIM, M.R.; KARGBO, B. Influence of municipal wastewater on rice seed germination, seedling performance, nutrient uptake, and chlorophyll content. **Journal of Crop Science and Biotechnology**, Seoul, v. 18, p. 9-19, 2015.

GATTA, G.; LIBUTTI, A.; GAGLIARDI, A.; BENEDUCE, L.; BRUSETTI, L.; BORRUSO, L.; DISCIGLIO, G.; TARANTINO, E. Treated agro-industrial wastewater irrigation of tomato crop: effects on qualitative/quantitative characteristics of production and microbiological properties of the soil. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 149, p. 33-43, 2015.

GOMES-JÚNIOR, F.G.; MONDO, V.H.V.; CICERO, S.M.; MCDONALD, M.B.; BANNET, M.A. Evaluation of priming effects on sweet corn seeds by SVIS. **Seed Technology**, Lismore, v. 31, p. 95-100, 2009.

GUPTA, R.K.; GANGOLYA, S.S. Reduction of phytic acid and enhancement of bioavailable micronutrients in food grains. **Journal of Food Science and Technology**, Mysore, v. 52, p. 676-684, 2015.

HAMODA, H.F. Water strategies and potential of water reuse in the south Mediterranean countries. **Desalination**, Amsterdam, v. 165, p. 31-41, 2004.

HOFFMASTER, A.L.; FUJIMURA, K.; MCDONAL, M.B.; BENNET, M.A. An automated system for vigor testing three –day-old soybean seedlings. **Seed Science and Technology**, Lismore, v. 31, p. 701-713, 2003.

ISHII, S.; YAN, T.; SHIVEY, D.A.; BYAPPANAHALLI, M.N.; WHITMAN, R.L.; SADOWSKY, M.J. *Cladophora* (Chlorophyta) spp Harbor Human Bacterial Pathogens in Nearshore Water of Lake Michigan. **Applied and Environmental Microbiology**, Washington, DC, v. 72, p. 4545-4553, 2006.

ISLAM, M.; DOYLE, M.P.; PHATAK, S.C.; MILLNER, P.; JIANG, X. Persistence of Enterohemorrhagic *Escherichia coli* 0157:H7 in soil and on leaf lettuce and parsley grown in fields treated with contaminated manure composts or irrigation water. **Journal of Food Protection**, Ames, v. 67, p. 1365-1370, 2004.

ISLAM, M.; MORGAN, J.; DOYLE, M.P.; PHATAK, S.C.; MILLNER, P.; JIANG, X. Persistence of *Salmonella enteric* serovar Typhimurium on lettuce and parsley and in soils on which they were grown in fields treated with contaminated manure composts or irrigation water. **Foodborne pathogens and disease**, Larchmont, v. 1, p. 27-35, 2004.

IVANKOVIC, T.; HRENOVIC, J. Surfactants in the environment. **Archives of Industrial Hygiene and Toxicology**, Warsaw, v. 61, p. 95-110, 2010.

JAMIL, M.; LEE, D.B.; JUNG, K.Y.; ASHRAF, M.; LEE, S.C.; RHA, E.S. Effect of salt (NaCl) stress on germination and early seedling growth of four vegetables species. **Journal Central European Agriculture**, Rijeka, Croácia, v. 7, p. 273-282, 2006.

JARAMILLO, M.F.; RESTREPO, I. Wastewater reuse in agriculture: a review about its limitations and benefits. **Sustainability**, Basel, v. 9, p. 3-19, 2017.

JUNEJA, A.; CEBALLOS, R.M.; MURTHY, G.S. Effects of environmental factors and nutrient availability on the biochemical composition of algae for biofuels production: a review. **Energies**, Basel, v. 6, p. 4607-4638, 2013.

KADER, M.A. A comparison of seed germination calculation formulae and the associated interpretation of resulting data. **Journal and Proceedings of the Royal Society of New South Wales**, Sydney, v. 138, p. 65-75, 2005.

KHALEEL, R.I.; ISMAIL, N.; IBRAHIM, M.H. The impact of wastewater treatments on seed germination and biochemical parameter of *Abelmoschus esculentus* L. **Procedia - Social and Behavioral Sciences**, New York, v. 91, p. 453-460, 2013.

KHAMASSI, K.; HARBAOUI, K.; TEIXEIRA DA SILVA, J.A.; JEDDI, F.B. Optimal germination temperature assessed by indices and models in field bean (*Vicia faba* L. var. minor). **Agriculturae Conspectus Scientificus**, Zagreb, Croácia, v. 78, p. 131-136, 2013.

KHAN, M.J.; JAN, M.T.; MOHAMMAD, D. Heavy metal content of alfafa irrigated with waste and tubewell water. **Soil and Environment**, Islamabad, Paquistão, v. 10, p. 29-44, 2011.

KIKUTI, A.L.P.; MARCOS-FILHO, J. Testes de vigor em sementes de alface. **Horticultura Brasileira**, Vitória da Conquista, v. 30, p. 44-50, 2012.

KIRCHMANN, H.; BÖRJESSON, G. KÄTTERER, T.; COHEN, Y. From agricultural use of sewage sludge to nutrient extraction: a soil science outlook. **Ambio**, Oslo, v. 46, p. 143-154, 2017.

KRETSCHMER, N.; RIBBE, L.; GAESE, H. Wastewater reuse for agriculture. In: INSTITUTE FOR TECHNOLOGY IN THE TROPICS. **Technology resource management and development**. Cologne, 2002. v. 2, p. 37-64.

KUHN, P.S.; BARBOSA, M.C.; LEVIN, Y. Effect of hidrophobicity in DNA surfactant complexation. **Physica A: Statistical Mechanics and its Applications**, Amsterdam, v. 283, p. 113-118, 2000.

KUMAR, V.; CHOPRA, A.K. Fertigation effect of distillery effluent on agronomical practices of *Trigonella foenum-graecum* L. (Fernugreek). **Environmental Monitoring Assessment**, Dordrecht, v. 184, p. 1207-1219, 2012.

LEÃO-ARAÚJO, E.F.; SANTOS, J.F.; SILVA, C.B.; MARCOS-FILHO, J.; VIEIRA, R.D. Controlled deterioration test use of the Seed Vigor Imaging System (SVIS) to evaluate physiological potential of crambe seeds. **Journal of Seed Science**, Lismore, v. 39, p. 393-400, 2017.

LEE, M.K.; IERSEL, W.V. Sodium chloride effects on growth, morphology, and physiology of *Chrysanthemum* (*Chrysanthemum morifolium*). **HortScience**, Alexandria, v. 43, p. 1888-1891, 2008.

LIANG, X.; GAO, Y.; ZHANG, X.; TIAN, Y.; ZHANG, Z.; GAO, L. Effect of optimal daily fertigation on migration of water and salt in soil, root growth and fruit yield of cucumber (*Cucumis sativus* L.) in solar-greenhouse. **Plos One**, San Francisco, v. 9, p. 1-10, 2014.

LIBUTTI, A.; GATTA, G.; GAGLIARDI, A.; VERGINE, P.; POLLICE, A.; BENEDUCE, L.; DISCIGLIO, G.; TARANTINO, E. Agro-industrial wastewater reuse for irrigation of a vegetable crop succession under Mediterranean conditions. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 196, p. 1-14, 2018.

LIMA, C.E.P.; FONTENELLE, M.R.; BRAGA, M.B. Reúso de água residuária na Olericultura: necessidade, limitações e impactos sobre a qualidade de hortaliças e dos solos. In: BRAGA, M.B.; LIMA, C.E. P. (Ed.). **Reúso de água na agricultura**. 1. ed. Brasília, DF: Embrapa, 2014. p. 27-58.

LIWARSKA-BIZUKOJC, E.; URBANIAK, M. Evaluation of phytotoxicity effect of wastewater contaminated with anionic surfactants. **Biotechnologia**, Szczecin, Polonia, v. 1, p. 203-214, 2007.

LODO, M.A.; LOPES, M.M.; SOARES, B.R.R.; VIEIRA, R.D. Assessment of the physiological potential of spinach seeds (*Tetragonia tetragonoides* (Pall) Kuntge). **Journal of Seed Science**, Lismore, v. 35, p. 284-291, 2013.

LUCINI, L.; BERBNARDO, L. Comparison of proteome response to saline and zinc stress in lettuce. **Frontiers in Plant Science**, Lausanne, v. 6, p. 240, 2015. DOI: 10.3389/fpls.2015.00240.

LUO, Y.; LIANG, J.; ZENG, G.; CHEN, M.; MO, D.; LI, G.; ZHANG, D. Seed germination test for toxicity evaluation of compost: its roles, problems and prospect. **Waste Management**, New York, v. 71, p. 109-114, 2018.

LYU, S.; CHEN, W.; ZHANG, W.; FAN, Y.; JIAO, W. Wastewater reclamation and reuse in China: opportunities and challenges. **Journal of Environmental Sciences**, Beijing, v. 39, p. 86-96, 2016.

MAATHUIS, F.J. Sodium in plants: perception, signaling, and regulation of sodium fluxes. **Journal of Experimental Botany,** Oxford, v. 65, p. 849-858, 2014.

MAGALHÃES, S.R.; BORGES, E.E.L.; BERGER, A.P.A. Mobilização de reservas no eixo embrionário e nos cotilédones de sementes de *Schizolobium parahyba* (Vell.) S.F. Blake durante a germinação. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 20, p. 589-595, 2010.

MAGUIRE, J.D. Speed of germination-aid in selection and evaluation for seedling emergence and vigor. **Crop Science**, Madison, v. 2, p. 176-177, 1962.

MAÑAS, P.; HERAS, J.D.L. Phytotoxicity test applied to sewage sludge using *Lactuca sativa* L. and *Lapidium sativum* L. seeds. **International Journal of Environment Science and Technology**, Tehran, Iran, v. 15, p. 1-18, 2017.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G.C.; OLIVEIRA, S.A. **Avaliação do estado nutricional das plantas**. Piracicaba: POTAFOS, 1989. 201 p.

MARCHI, J.L.; CICERO, S.M. Use of the software Seed Vigor Imaging System (SVIS) for assessing vigor of carrot seeds. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 74, p. 469-473, 2017.

MARCOS-FILHO, J. **Fisiologia de sementes das plantas cultivadas**. Piracicaba: FEALQ, 2005. 495 p.

MARCOS-FILHO, J. Sistema computadorizado de análise de imagens de plântulas (SVIS) para avaliação do vigor de sementes. **Revista Brasileira de Sementes**, Londrina, v. 20, p. 40-44, 2010.

MARCOS-FILHO, J. Seed vigor testing: an overview of the past, present and future prospective. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 72, p.363-374, 2015.

MARCOS-FILHO, J.; BENNETT, M.A.; MCDONALD, M.B.; EVANS, A.F.; GRASSBAUGH, E.M. Assessment of melon seed vigor by an automated computer imaging system compared to traditional procedures. **Seed Science and Technology**, Lismore, v. 34, p. 485-497, 2006.

MATOS, A.T. Reúso de água na agricultura: estado da arte e perspectivas. In: BRAGA, M.B.; LIMA, C.E.P. **Reúso de água na agricultura.** 1. ed. Brasília, DF: Embrapa, 2014. p. 109-130.

MELIS, S.; PORTO, M.; BELLIGNO, A.; BUFO, S.A.; MAZZATURA, A.; SCOPA, A. Influence of irrigation with lagooned urban wastewater on chemical and microbiological soil parameters in a citrus orchard under Mediterranean condition. **The Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 285, p. 69-77, 2002.

MÉNDEZ, J.P.; RAMÍREZ, C.A.G.; GUTIÉRREZ, A.D.R.; GARCÍA, F.P. Plant contamination and phytotoxicity due to heavy metals from soil and water. **Tropical and Subtropical Agroecosystems**, Yucatán, México, v. 10, p. 29-44, 2009.

MIEURE, J.P.; WATERS, J.; HOLT, M.S.; MATTHIJS, E. Terrestrial safety assessment of linear alkylbenzene sulfonate. **Chemosphere**, Oxford, v. 21, p. 251-262, 1990.

MISHRA, B.K.; RASTOGI, A.; SHUKLA, S. Regulatory role of mineral elements in the metabolism of medicinal plants. **Medicinal and Aromatics Plants Science and Biotechnology**, Ikenobe, Japan, v. 6, p. 1-23, 2012.

MOUHANNI, H.; BENDOU, A.; ER-RAKI, S. Disinfection of treated wastewater and its reuse in the irrigation of Golf Grass: the case of Plant M'Azar Agadir- Morocco. **Water**, Basel, v.3, p. 1128-1138, 2011.

NONOGAKI, H. Seed germination- The biochemical and molecular mechanisms. **Breeding Science**, Tokyo, v. 56, p.93-105, 2006.

OLIVEIRA, J.F.; RODRIGUES, F.N.; FIA, R.; VILELA, H.; LANDIM, D.V. Chemical properties of soil fertirrigated with dairy and slaughterhouse wastewater. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 37, p. 1244-1253, 2017.

OREGANI, K.E.; ESFEH, Z.K.; GHOLAMI, A.; YALZI, H.L. Impact of wastewater irrigation on germination, growth seedling and concentration of heavy metals in soil and canola (*Brassica napus* L.). **International Journal of Biosciences**, Dhaka, v. 4, p. 89-98, 2014.

ÖZKAY, F.; KIRAN, S.; TAŞ, I.; KUŞVURAN, Ş. Effects of copper, zinc, lead and cadmium applied with irrigation water on some eggplant plant growth parameters and soil properties. **Turkish Journal of Agricultural and Natural Sciences**, Ankara, v. 1, p. 377-383, 2014.

PACHEPSKY, Y.; SHELTON, D.R.; MCLAIN, J.E.T.; PATEL, J.; MANDRELL, R.E. Irrigation waters as a source of pathogenic microorganisms in produce: a review. **Advances in Agronomy**, San Diego, v. 113, p. 73-138, 2011.

PARANYCHIANAKIS, N.V.; NIKOLANTONAKIS, N.; SPANAKIS, Y.; ANGELAKIS, A.N. The effect of recycled water on the nutrient status of Soultanina grapevines grafted on different rootstocks. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 81, p. 185-198, 2006.

PARDO, J.M.; QUINTERO, F.J. Plants and sodium ions: keeping company with the enemy. **Genome Biology**, London, v. 3, p. 10171-10174, 2002.

PEDRERO, F.; KALAVROUZIOTIS, I.; ALARCÓN, J.J.; KOUKOULAKIS, P.; ASANO, T. Use of treated municipal wastewater in irrigated agriculture- Review of some practices in Spain and Greece. **Agricultural Water Management**, Amsterdam, v. 97, p. 1233-1241, 2010.

PEÑALOZA, P.; RAMIREZ-ROSALES, G.; MCDONALD, M.B.; BENNETT, M.A. Lettuce (*Lactuca sativa* L.) seed quality evaluation using seed physical attributes, saturated salt accelerated and the seed vigor imaging system. **Electronic Journal of Biotechnology**, Valparaiso, Chile, v. 8, p. 299-307, 2005.

PEREZ, S.C.J.G.A.; JARDIM, M.M. Viabilidade e vigor de sementes de paineira após armazenamento, condicionamento e estresse salino e térmico. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 40, p. 587-593, 2005.

PINTILLE, L.; TORRES, C.M.; TEODOSIU, C.; CASTELLIS, F. Urban wastewater reclamation for industrial reuse: na LCA case study. **Journal of Cleaner Production**, Oxford, v. 139, p. 1-14, 2016.

PRIAC, A.; BADOT, P.M.; CRINI, G. Treatment wastewater phytotoxicity assessment using *Lactuca sativa*: Focus on germination and root elongation test parameters. **Comptes rendus de l'Académie des sciences. Biologies**, Paris, v. 340, p. 188-194, 2017.

QADOS, A.M.S.A. Effect of salt stress on plant growth and metabolism of bean plant *Vicia faba* (L.). **Journal of the Saudi Society of Agricultural Sciences**, Amsterdam, v. 10, p. 7-15, 2011.

QUEK, P.H.; HU, J. Influence of photoreactivating light intensity and incubation temperature on photoreactivation of *Escherichia coli* following LP and MP UV disinfection. **Journal of Applied Microbiology**, Oxford, v. 105, p. 124-133, 2008.

RANAL, M.A.; SANTANA, D.G. How many and why to measure the germination process? **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 29, p. 1-11, 2006.

RINALDI, L.K.; JAVORSKI, D.; JAVORSKI, M.; SIMONETTI, A.P.M.; CHIAPETTI, T.P.; ROCHA, M.E.L.; ABADE, M.T.R.; HENDGES, C.; LUBIAN, C.; BARBOSA, J.A. MASCARELL, G.; PEREGO, I. Adequacy of the electrical conductivity test methodology for millet seeds. **Journal of Agricultural Science**, Toronto, v. 9, p. 130-136, 2017. DOI: 10.5539/jas.v9n11p130.

ROCCOTIELLO, E.; VIALE, I.; CORNARA, L. Phytotoxicity tests with higher plants for environmental risk assessment. **Journal Biological Research**, Thessaloniki, Greece, v. 34, p. 45-47, 2011.

SANTORUM, M.; NÓBREGA, L.H.; SOUZA, E.G.; SANTOS, D.; BOLLER, W.; MAULI, M.M. Comparison of tests and their relationship to field emergence. **Acta Scientarium Agronomy**, Maringá, v. 35, p. 83-92, 2013.

SCHRADER, S.E. **Salinity tolerance of lettuce cultivars in controlled environment.** 2017. 60 f. Thesis (Master of Science) – Faculty of the School of Plant Sciences, University of Arizona, Tucson, 2017.

SENGUPTA, C.; SAHA, R. Understanding coliforms- a short review. **International Journal of Advanced Research**, Indore, v. 1, p. 16-25, 2013.

SHEIDAEI, S.; ABAD, H.H.S.; HAMIDI, A.; MOHAMMADI, G.N.; MOGHADDAM, A. Relationship between laboratory indices of soybean seed vigor with field emergence and yield. **International Journal of Biosciences**, Dhaka, v. 5, p. 281-287, 2014.

SILVA, A.V.M.; MASSARA, C.L. *Ascaris lumbricoides*. In: NEVES, D.P.; MELO, A.L.; LINARDI, P.M.; VITOR, R.W.A. **Parasitologia humana.** 11. ed. São Paulo: Atheneu, 2005. p. 253-260.

SUDA, C.N.K.; GIORGINI, J.F. Seed reserve composition and mobilization during germination and initial seedling development of *Euphoria heterophylla*. **Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal**, Campinas, v. 12, p. 226-245, 2000.

SUNG, Y.; CANTLIFFE, D.J.; NAGATA R.T.; NASCIMENTO, W.M. Structural changes in lettuce seed during germination at high temperature altered by genotype, seed maturation temperature, and seed priming. **Journal of the American Society for Horticultural Science**, Alexandria, v. 133, p. 300-311, 2008.

UCHIA, R. Essential nutrients for plant growth: nutrient functions and deficiency symptoms. In: SILVA, J.A.; UCHIA, A (Ed.). **Plant nutrient management in Hawaii's soils**. Approaches for tropical and subtropical agriculture. Manoa: College of Tropical Agriculture and Human Resources, 2000. p. 31-55.

TARANTINO, E.; DISCIGLIO, G.; GATTA, G.; LIBUTTI, A.; FRABONNI, L.; GAGLIARDI, A.; TARANTINO, A. Agro-industrial treated wastewater reuse for crop irrigation: application in soil fertility. **Chemical Engineering Transactions**, Milano, v. 58, p. 679-684, 2017.

TAVAKKOLI, E.; RENGASAMY, P.; MCDONALD, G.K. High concentrations of Na^+ and Cl^- ions in soil solution have simultaneous detrimental effects on growth of faba bean under salinity stress. **Journal of Experimental Botany**, Oxford, v. 61, p. 4449-4459, 2010.

TAVAKKOLI, E.; FATEH, F.; COVENTRY, S.; RENGASAMY, P.; MCDONALD, G.K. Additive effects of Na^+ e Cl^- ions on barley growth under salinity stress. **Journal of Experimental Botany**, Oxford, v. 62, p. 2189-2203, 2011.

TOPALCENGIZ, Z.; STRAWN, L.K.; DANYLUK, M.D. Microbial quality of agricultural water Central Florida. **Plus One**, San Francisco, v. 12, p. 1-18, 2017.

THODE FILHO, S.; JORGE, E.N.L.F.; SOUZA, L.C.; PEREIRA, M.L.R.; NASCIMENTO, R.A.M.; PEREIRA, R.S.; FRANCO, H.A. Evaluation of the impact of vegetable oils on the germination of lettuce seeds (*Lactuca sativa* L.). **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, Santa Maria, v. 21, p. 78-84, 2017.

URBANO, V.R.; MENDONÇA, T.G.; BASTOS, R.G. Effects of treated wastewater irrigation on soil properties and lettuce yield. **Agricultural Water Management,** Amsterdam, v. 181, p. 108-115, 2017.

UYTTENDAELE, M.; JAYKUS, L.A.; AMOAH, P.; CHIODINI, A.; CUNLIFFE, D.; JACXSENS, L.; HOLVOET, K.; KORSTEN, L.; LAU, M.; MCCLURE, P.; MEDEMA, G.; SAMPERS, I.; JASTI, P.R. Microbial hazards in irrigation water: standards, norms, and testing to manage use of water in fresh produce primary production. **Comprehensive Reviews in Food Science and Food Safety**, Chicago, v. 14, p. 336-356, 2015.

VALENCIA-DÍAZ, S.; FLORES-MORALES, A.; FLORES-PALACIOS, A.; PEREA-ARANGO, I. How does the presence of endosperm affect seed size and germination? **Botanical Sciences**, Mexico, v. 93, p. 783-789, 2015.

WANG, Y.; WANG, D.; SHI, P.; OMASA, K. Estimating rice chlorophyll content and leaf nitrogen concentration with a digital still color camera under natural light. **Plant Methods**, London, v. 10, p. 1-11, 2014.

WEND, D.; HOU, H.; MENG, A.; MENG, J.; XIE, L.; ZHANG, C. Rapid evaluation of seed vigor by the absolute content of protein in seed within the same crop. **Scientific Reports**, London, v. 8, p. 1-8, 2018.

WHITE, P.J.; BROADLEY, M.R. Chloride in soils and its uptake and movement within the plant: a review. **Annals of Botany**, Oxford, v. 88, p. 967-988, 2001.

WU, X.; NING, F.; HU, X.; WANG, W. Genetic modification for improving seed vigor is transitioning. **Frontiers in Plant Science**, Lausanne, v. 8, p. 8, 2017. doi: 10.3389/fpls.2017.00008.

YAN, D.; DUERMEYER, L.; LEOVEANU, C.; NAMBARA, E. The functions of the endosperm during seed germination. **Plant and Cell Physiology**, Kyoto, v. 55, p. 1521-1533, 2014.

YANG, W. Effect of nitrogen, phosphorus and potassium fertilizer on growth and seed germination of *Capsella bursa-pastoris* (L) Medikus. **Journal of Plant Nutrition**, New York, v. 41, p. 636-644, 2016.

YUVARAJ, M.; MAHENDRAN, P.P. Effect of subsurface drip fertigation on growth, yield attributes and microbial population of banana cv Rasthali. **African Journal of Microbiology Research**, Lagos, Nigeria, v. 9, p. 53-56, 2015.

ZALTAUSKAITE, J.; VAISIUNAITE, R. Evaluation of municipal effluent toxicity using higher plants and invertebrates. **Environmental Research, Engineering and Management**, Kaunas, Lithuania, v. 53, p. 17-23, 2010.

ZEN, A.E.; SEIF, H.; GOODA, E. Effect of co-composting fish and banana wastes with organic municipal solid wastes on carbon/ nitrogen ratio. **Civil and Environmental Research**, Ghaziabad, v. 7, p. 122-139, 2015.

ZHENG, Z.L. Carbon and nitrogen nutrient balance signaling in plants. **Plant Signaling and Behavior**, Georgetown, v. 4, p. 584-591, 2009.

4 CONCLUSÕES GERAIS

Os resíduos provenientes do processamento da tilápia apresentaram elevados teores de matéria orgânica, íons, notadamente Cl^-, e microrganismos. Por essa razão, devem passar por um tratamento biológico antes de retornarem ao meio ambiente.

Para isso, o tratamento concernente à água residual industrial deve ser realizado em estações exclusivas para esse material líquido. Essa medida impede a entrada de outras fontes contaminantes, que podem prejudicar a qualidade final do efluente, ou até mesmo, dificultar o reúso.

De acordo com os princípios de gerenciamento de resíduo, o reúso consiste em uma das práticas mais sustentáveis e, desse modo, deve ser sempre buscado. Nesse contexto, a água residual do processamento de pescado, após tratamento e, em concentrações ideias, apresenta potencial de reúso na agricultura.

A fim de se valorizar bem o resíduo, devem-se empregar as concentrações mais elevadas possíveis, de sorte que não haja danos ao crescimento das culturas ou à saúde do consumidor. Nesse contexto, a comercialização de resíduos diluídos, em áreas próximas às indústrias, mostra-se uma oportunidade de geração de receitas.

Isso permite a obtenção de lucros, simultaneamente à redução do lançamento de efluentes. Diante de tais iniciativas, as empresas podem adquirir o rótulo de “ecoeficientes” e conquistar, assim, clientes engajados na preservação ambiental.