UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
FACULDADE DE CIÊNCIAS FARMACÊUTICAS DE RIBEIRÃO PRETO

TAÍS SUELEN VIANA

**Avaliação da ecotoxicidade da água produzida de petróleo
antes e após diferentes tratamentos em organismos aquáticos
(*Danio rerio*, *Vibrio fischeri*, *Daphnia similis*, *Daphnia magna*,
Chironomus riparius e *Dugesia tigrina*)**

Ribeirão Preto
2020

TAÍS SUELEN VIANA

**Avaliação da ecotoxicidade da água produzida de petróleo
antes e após diferentes tratamentos em organismos aquáticos
(*Danio rerio*, *Vibrio fischeri*, *Daphnia similis*, *Daphnia magna*,
Chironomus riparius e *Dugesia tigrina*)**

Dissertação de Mestrado apresentada ao
Programa de Pós-Graduação em
Toxicologia da Faculdade de Ciências
Farmacêuticas de Ribeirão Preto/USP
para obtenção do Título de Mestre em
Ciências

Área de Concentração: Toxicologia.

Orientada: Taís Suelen Viana

Orientadora: Profa. Dra. Danielle Palma
de Oliveira

**Versão corrigida da Dissertação de Mestrado ou Tese de Doutorado o
apresentada ao Programa de Pós-Graduação Toxicologia em
27/01/2020. A versão original encontra-se disponível na Faculdade de
Ciências Farmacêuticas de Ribeirão Preto/USP.**

Ribeirão Preto
2020

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.

Viana, Taís Suelen

Avaliação da ecotoxicidade da água produzida de petróleo antes e após diferentes tratamentos em organismos aquáticos (*Danio rerio*, *Vibrio fischeri*, *Daphnia similis*, *Daphnia magna*, *Chironomus riparius* e *Dugesia tigrina*). Ribeirão Preto, 2020.
159 p. : il. ; 30cm.

Dissertação de Mestrado, apresentada à Faculdade de Ciências Farmacêuticas de Ribeirão Preto/USP – Área de concentração: Toxicologia.

Orientador: Oliveira, Danielle Palma de.

1. Água produzida de petróleo. 2. *Danio rerio*. 3. *Daphnia similis*.
4. *Vibrio fischeri*

RESUMO

VIANA, T. S. **Avaliação da ecotoxicidade da água produzida de petróleo antes e após diferentes tratamentos em organismos aquáticos (*Danio rerio*, *Vibrio fischeri*, *Daphnia similis*, *Daphnia magna*, *Chironomus riparius* e *Dugesia tigrina*)**. 2020. 165f. Dissertação (Mestrado). Faculdade de Ciências Farmacêuticas de Ribeirão Preto – Universidade de São Paulo, Ribeirão Preto, 2020.

A água produzida (AP) por indústrias petrolíferas é um resíduo altamente impactante para os ecossistemas. Quando descartada em ambientes aquáticos, pode contaminar a biota ali presente, além de ocasionar danos muitas vezes irreversíveis aos ecossistemas afetados. Sua toxicidade é devido à variedade de compostos que a constitui, como metais e uma variedade de compostos orgânicos e inorgânicos. Considerando o potencial poluidor deste resíduo, a AP necessita tratamentos eficazes para seu posterior descarte no ambiente. Os tratamentos convencionais utilizados muitas vezes não são eficientes para remover a toxicidade deste tipo de resíduo, sendo necessário o desenvolvimento e padronização de tratamentos alternativos. Dentro deste contexto, destacam-se os processos oxidativos avançados (POAs), como fotocatalise, fotoeletrocatalise, ozonização e ozonização fotoeletrocatalítica, e tratamento com matérias adsorventes como a vermiculita magnetizada (VMT-mag), técnicas utilizadas neste trabalho para tratamento da AP. Desta forma, o objetivo do presente trabalho foi avaliar a eficiência destes tratamentos na redução da toxicidade induzida por duas amostras de AP, identificadas como água de petróleo 1 (AP1) e água de petróleo 2 (AP2), em organismos aquáticos. A amostra AP1 foi tratada por meio de POAs (fotocatalise, fotoeletrocatalise, ozonização e ozonização fotoeletrocatalítica) e avaliada a toxicidade antes e após os tratamentos através dos organismos *Danio rerio* (zebrafish), *Daphnia similis* e *Vibrio fischeri*. A amostra AP2 foi tratada com VMT-mag e avaliada a toxicidade antes e após o tratamento com os organismos *Vibrio fischeri*, *Daphnia similis*, *Daphnia magna*, *Chironomus riparius* e *Dugesia tigrina*. As seguintes técnicas foram empregadas aos organismos: com o *Danio rerio* foi aplicado a técnica *Embryo Acute Toxicity* (FET) e avaliada a letalidade e subletalidade em estágios embrio-larvais; com a *Daphnia similis* e *Vibrio fischeri* teste de toxicidade aguda; com a *Daphnia magna* efeitos sobre reprodução e taxa intrínseca de crescimento populacional (r); com o *Chironomus riparius* avaliação da mortalidade, crescimento e emergência; com a *Dugesia tigrina* a avaliação da mortalidade, locomoção, alimentação e regeneração após decapitação. Nossos testes indicam toxicidade para todos os organismos avaliados: efeitos (mortalidade, escoliose, falha na inflação da bexiga natatória) no estágio embrio-larval de *Danio rerio*; toxicidade aguda aos organismos *Daphnia similis* e *Vibrio fischeri*; efeitos sobre a emergência dos organismos machos e fêmeas de *Chironomus riparius*, redução no tamanho das cabeças e corpo das larvas na amostra sem tratamento; além de efeitos comportamentais sobre a atividade locomotora e regeneração da cabeça das planárias *Dugesia tigrina* expostas à AP sem tratamento; efeitos sobre a reprodução e taxa intrínseca de crescimento populacional (r) dos microcrustáceos *Daphnia magna* com maior intensidade à amostra não tratada. Este estudo revela uma redução da toxicidade da AP tratada, demonstrando a importância de seu tratamento para o descarte em ambientes aquáticos. Nossos dados mostram que a exposição de diferentes organismos à AP afeta parâmetros letais e subletais e, por isso, devem ser tratadas antes do lançamento em corpos d'água. Adicionalmente, nossos dados mostram que os tratamentos propostos devem ser aprimorados, a fim de atingir a eficiência na remoção de todos os efeitos testados.

Palavras-chave: Água produzida, petróleo, ecotoxicologia, *Danio rerio* (zebrafish), *Daphnia similis*, *Vibrio fischeri*, *Daphnia magna*, *Chironomus riparius*, *Dugesia tigrina*, vermiculita, fotocatalise, fotoeletrocatalise, ozonização, ozonização fotoeletrocatalítica.

INTRODUÇÃO

1. INTRODUÇÃO

Água produzida (AP) é um resíduo gerado pelo segmento petrolífero, que pode conter diferentes substâncias, tais como metais e compostos orgânicos e inorgânicos. Estes compostos podem ser nocivos ao ambiente, principalmente para ecossistemas aquáticos. Devido ao potencial poluidor desta amostra, a comunidade científica vem se mobilizando para tentar reduzir os impactos relacionados ao setor petrolífero, propondo tratamentos eficazes na redução e/ou remoção da toxicidade das águas produzidas (APs). Dentro deste contexto, este trabalho foi desenvolvido para responder a seguinte pergunta:

“A água produzida por empresas petrolíferas antes e após tratamentos pode ocasionar efeitos tóxicos à organismos aquáticos?”

Assim, nossa hipótese é que a AP seja um contaminante em potencial à biota aquática e necessita de tratamentos eficazes para a redução do impacto ambiental durante o processo produtivo do petróleo.

Desta maneira, foi realizado um trabalho multidisciplinar, em parceria com o grupo de pesquisa da Profa. Dra. Maria Valnice Boldrin Zanoni do Instituto de Química (IQ) da Universidade Estadual Paulista (UNESP) campus Araraquara, que juntamente com o nosso laboratório, participa do Instituto Nacional de Tecnologias Alternativas para Detecção, Avaliação Toxicológica e Remoção de Micropoluentes e Radioativos (INCT-DATREM). O grupo do IQ desenvolveu e padronizou diferentes tipos de tratamentos que foram aplicados a duas amostras distintas de AP.

Colaborando com esta rede multidisciplinar, nosso grupo, em parceria com o Setor de Laboratórios de Ribeirão Preto da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) sob supervisão do Gerente Dr. Eduardo Angelino Savazzi avaliou a eficiência dos tratamentos utilizando ensaios ecotoxicológicos, visando demonstrar a eficácia dos tratamentos das AP, na remoção e/ou redução da toxicidade em organismos aquáticos. Adicionalmente, parte da avaliação ecotoxicológica das amostras foi realizada em colaboração com o Prof. Dr. João L. T. Pestana, professor do *Department of Biology and*

Centre for Environmental and Marine Studies (CESAM), da Universidade de Aveiro, Portugal, durante a realização do estágio de pesquisa no exterior (BEPE 2019/03940-0), financiado pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) no período de 01/04/2019 a 28/09/2019.

1.1 Água produzida (AP)

As exigências do mercado consumidor na sociedade moderna, tanto relacionadas com a intensidade de consumo, quanto com a diversidade de produtos comercialmente disponíveis levou ao amplo desenvolvimento industrial. Mas trouxe como consequência a maior utilização de recursos naturais, especialmente combustíveis fósseis, como o petróleo e seus derivados, como gás liquefeito, gasolina, óleo diesel, querosene, asfalto, entre outros (ALMEIDA, 2006).

Além do uso intenso como combustível para variadas aplicações, os derivados de petróleo também constituem a matéria prima de diversos produtos industrializados, como tecidos sintéticos, colas, solventes, fitas adesivas, materiais plásticos, produtos de vitrificação, tintas, inseticidas, entre outros (ALMEIDA, 2006), que são produtos essenciais e de difícil substituição. Desta forma, o petróleo tornou-se um composto praticamente indispensável nos dias atuais. Porém, infelizmente, a indústria petrolífera, seja na extração do petróleo ou na produção de óleo e gás, é uma das atividades que acarretam grande impacto para o meio ambiente, independente do aspecto observado. Durante todas as etapas produtivas deste setor existem processos potencialmente poluidores (FRASER; ELLIS, 2009).

Petróleo, palavra derivada do latim *petra* (pedra) e *oleum* (óleo), no estado líquido é uma mistura complexa oleosa, inflamável, menos densa que a água, com cheiro característico e cor variando entre negro e castanho-claro. Os óleos obtidos de diferentes reservatórios de petróleo possuem características diferentes, entretanto, todos possuem composição elementar semelhante, com cerca de 14% de hidrogênio e 87% de carbono, mostrando que seus principais constituintes são hidrocarbonetos. Outros constituintes aparecem sob a forma de compostos orgânicos, sendo os mais comuns o enxofre (0,06 a 8%), nitrogênio (0,11 a 1,7%) e oxigênio (0,1 a 2%). Além disso, metais também

podem ocorrer como sais de ácidos orgânicos, perfazendo cerca de 0,3% da composição do petróleo (THOMAS et al., 2001).

O estado físico do petróleo pode ser definido de acordo com o tamanho de suas moléculas. Quando a maioria é pequena, o seu estado físico é gasoso, por outro lado, quando são grandes, seu estado físico é líquido, nas condições normais de temperatura e pressão. Devido à complexidade da mistura de constituintes presentes no petróleo, normalmente a separação é feita de acordo com a faixa de ebulição dos compostos, obtendo frações típicas com características diferentes, como mostrado na Tabela 1 (THOMAS et al., 2001).

Tabela 1 – Frações típicas do petróleo

Fração	Temperatura de ebulição (°C)	Composição aproximada	Usos
Gás residual	–	C ₁ – C ₂	Gás combustível.
Gás liquefeito de petróleo (GLP)	Até 40	C ₃ – C ₄	Gás combustível engarrafado, uso doméstico e industrial.
Gasolina	40 – 175	C ₅ – C ₁₀	Combustível de automóveis, solvente.
Querosene	175 – 235	C ₁₁ – C ₁₂	Iluminação, combustível de aviões e jato.
Gasóleo leve	235 – 305	C ₁₃ – C ₁₇	Diesel, fornos.
Gasóleo pesado	305 – 400	C ₁₈ – C ₂₅	combustível, matéria-prima para lubrificantes.
Lubrificantes	400 – 510	C ₂₆ – C ₃₈	Óleos lubrificantes
Resíduo	Acima de 510	C ₃₈₊	asfalto, piche, impermeabilizantes.

Fonte: Adaptado de Thomas et al. (2001).

Como já citado, o petróleo é um combustível fóssil utilizado em vários seguimentos industriais, sendo considerado a maior riqueza de diversos países. Sua origem é decorrente da decomposição de matéria orgânica junto aos sedimentos, sob condições termoquímicas favoráveis para sua formação (SOUZA, 2010). A matéria orgânica é originada, fundamentalmente, de microrganismos e algas (que formam o fitoplâncton) ou por vegetais superiores, sob condições não-oxidantes em um ambiente de decomposição composto de sedimentos de baixa permeabilidade (ex. argila), de forma a inibir a ação da água circulante em seu interior (THOMAS et al., 2001).

Após a incorporação de matéria orgânica ao sedimento, ocorre o aumento da carga sedimentar e da temperatura, iniciando, então, o processo de formação (Figura 1) que passa pelos seguintes estágios evolutivos: diagênese,

catagênese, metagênese e metamorfismo. No estágio de diagênese, em temperaturas consideradas baixas (cerca de 65°C), ocorre atividade microbiana que transforma a matéria orgânica em querogênio, gerando metano bioquímico ou biogênico. Dando continuidade ao processo, na catagênese, ocorre aumento da temperatura para até 165°C, levando a quebra das moléculas de querogênio resultando na geração de hidrocarbonetos líquidos e gás. Na metagênese, a temperatura sobe para 210°C, ocorrendo quebra das moléculas dos hidrocarbonetos líquidos transformando-os em gás leve. Por fim, ocorre o metamorfismo, que através da elevação da temperatura o hidrocarboneto gerado é degradado, dando origem ao grafite, gás carbônico e alguns resíduos de metano (THOMAS et al., 2001).

O processo que leva à formação do petróleo é desencadeado pela interação desses fatores – matéria orgânica, sedimento e condições termoquímicas apropriadas (THOMAS et al., 2001).

Figura 1 – Transformação termoquímica da matéria orgânica e a geração do petróleo

Fonte: Adaptado de Thomas et al. (2001).

As jazidas de petróleo e gás natural são formadas quando a geologia do terreno é favorável, ou seja, quando o óleo fica preso entre as camadas de rochas impermeáveis. Nas jazidas, a camada de petróleo é recoberta por uma camada de gás natural que flutua sobre uma de água salgada (água de formação), como ilustra a Figura 2. A extração é realizada por meio da perfuração de poços, por onde o petróleo jorra devido à pressão dos gases.

Contudo, quando a pressão é insuficiente, é necessário fazer o bombeamento do óleo (ALMEIDA, 2006).

Figura 2 – Ilustração da configuração típica de uma jazida de petróleo.

Fonte: Autora.

Independente da formação original, a extração de petróleo é uma atividade potencialmente poluidora. Dentre os processos poluidores, podemos destacar a extração do petróleo tanto em zonas de produção em terra (*onshore*) quanto no mar (*offshore*) (MONDAL; WICKRAMASINGHE, 2008). No decorrer das atividades *offshore* (Figura 3A), as principais interações entre o meio ambiente e a operação da indústria de petróleo e gás, ocorrem basicamente na coluna d'água e no sedimento. Os impactos na coluna d'água se devem a fase de perfuração, decorrentes dos descartes operacionais. Já o sedimento marinho é suscetível a qualquer contaminante que precipite, após o contato com o ambiente aquático. Ainda que os oceanos tenham alta capacidade de redistribuição e diluição de contaminantes, esse compartimento, especialmente o sedimento possui grande tendência de acumular partículas ao longo do tempo (OGP, 2012 apud GOMES, 2014). Em atividades *onshore* (Figura 3B), as principais alterações observadas no ambiente onde ocorrem as atividades de exploração e produção de petróleo, são o desmatamento, destruição de ecossistemas, contaminação química do solo e de corpos hídricos (como contaminação de aquíferos), restrições a movimentação de fauna silvestre, além de riscos à saúde e segurança das populações do entorno, como o deslocamento de comunidades (MONTEIRO; JERÔNIMO, 2012).

Figura 3 – Tipos de extração de petróleo. (A) produção em terra (*onshore*). (B) produção no mar (*offshore*).

Fonte: Adaptado de Xylem (2015).

Além disso, estas atividades produzem resíduos aquosos chamados águas produzidas (AP) também conhecidas como água de petróleo, sendo responsável pela maior parcela de resíduos provenientes dos processos produtivos de empresas petrolíferas (FAKHURU'L-RAZI et al., 2009; GABARDO, 2007; MONDAL; WICKRAMASINGHE, 2008, VEIL et al., 2004).

Toda água em contato com o recurso de hidrocarboneto presente em um reservatório que é processada na superfície com o petróleo bruto ou gás natural é considerada como AP (VEIL et al., 2004). Rochas naturais em formações subsuperficiais são normalmente permeadas com fluidos como água, óleo ou gás, ou alguma combinação desses fluidos e, provavelmente as rochas das formações de petróleo estavam completamente saturadas com água antes da invasão e captura de petróleo (AMYX et al., 1960 apud VEIL et al., 2004). Como mostrado na Figura 2, as rochas que constituem os reservatórios normalmente contêm hidrocarbonetos de petróleo (líquido e gás) e água, pois os hidrocarbonetos menos densos migram para locais de captura, deslocando parte da água da formação para se tornarem reservatórios de hidrocarbonetos. Esta água aprisionada de forma natural é denominada como “água conata” ou “água de formação” e se torna água produzida (AP) apenas quando o reservatório é perfurado e seus fluidos são trazidos a superfície para produção de petróleo. As fontes dessa água incluem o fluxo acima ou abaixo da zona de hidrocarbonetos,

o fluxo de dentro da zona de hidrocarbonetos ou o fluxo de fluidos injetados e aditivos resultantes das atividades de produção (VEIL et al., 2004).

A água desempenha um papel extremamente importante durante a produção de petróleo e gás, sendo ela um elemento necessário para apoiar a perfuração e fraturamento e, conseqüentemente, promover a produção adicional em muitas formações. A AP é gerada a partir de todos os tipos de poços de petróleo e gás, onde o volume e as características e perfil da taxa de fluxo variam bastante na forma com que o petróleo e gás são produzidos. A Tabela 2 mostra exemplos da necessidade de água e a conseqüente geração de AP para cada tipo de produção de empresas petrolíferas (VEIL, 2015).

Tabela 2 - Comparação das necessidades de água e geração de Água Produzida

Tipo de produção de petróleo e gás	Necessidades de água para produção	Água Produzida Gerada
Óleo e Gás Convencionais	<ul style="list-style-type: none">- Necessidades modestas de perfuração e necessidade adicional de alguns poços que usam fraturamento hidráulico;- Normalmente, é necessária muita água para melhorar a recuperação à medida que o campo amadurece.	<ul style="list-style-type: none">- Baixo volume inicialmente;- Aumento do volume ao longo do tempo;- Produção de água produzida ao longo da vida.
Cama metano de carvão	<ul style="list-style-type: none">- Necessidades modestas de fraturamento hidráulico.	<ul style="list-style-type: none">- Alto volume de água produzida inicialmente;- Diminui com o tempo.
Óleo e Gás de Xisto	<ul style="list-style-type: none">- Grandes necessidades de fraturamento hidráulico.	<ul style="list-style-type: none">- A taxa de retorno inicial é alta, mas cai rapidamente para muito baixa;- Baixo retorno da vida útil e produção de água produzida.
Petróleo Pesado	<ul style="list-style-type: none">- Inundação de vapor para ajudar a transferir óleo pesado para os poços de produção - A produção de vapor requer água muito limpa para a alimentação da caldeira.	<ul style="list-style-type: none">- Grande parte das águas residuais resulta do vapor injetado usado nas inundações de vapor.
Areias de óleo	<ul style="list-style-type: none">- Injeção de vapor (ou água) usada em grandes volumes.	<ul style="list-style-type: none">- Para métodos de produção <i>in situ</i>, um pouco de água é água de formação, mas grande parte é do vapor injetado;- Os métodos de produção de mineração de areia de petróleo e as etapas de processamento subsequentes também geram águas residuais.

Fonte: Adaptado de Veil (2015).

Tendo em vista que grande parte da AP é formada por água confinada (água de formação), a composição e características das substâncias químicas

que ocorrem de forma natural na AP estão relacionadas às particularidades de cada reservatório no que diz respeito à formação geológica, podendo conter compostos complexos que variam de concentração entre poços e ao longo da vida de um poço (NEFF; LEE; DEBLOIS, 2011). Dependendo da formação geológica que a AP é retirada, essa pode ser pelo menos quatro vezes mais salgada que água do mar, podendo conter metais, compostos radioativos entre outros compostos (FARAG; HARPER, 2014). Assim, a AP é uma mistura complexa composta por componentes de óleo dissolvidos e dispersos, minerais de formação, gases dissolvidos (como CO₂ e H₂S) e produtos sólidos, sendo que a composição orgânica e inorgânica varia de acordo com a formação geológica do poço e a vida útil do reservatório, assim como do tipo de hidrocarboneto produzido (IGUNNU, CHEN, 2014; MURRAY-GULDE et al., 2003). Os principais compostos encontrados na AP e suas concentrações são apresentados na Tabela 3.

Tabela 3 - Principais componentes e sua concentração encontrada em amostras de água produzida de petróleo.

Parâmetro	Concentração (mg/l)	Referências
Parâmetros mais importantes		
COD	1220 – 2600	(NASIRI; JAFARI, 2017; TIBBETTS et al., 1992; FAKHRU'L-RAZI et al, 2009; EKINS; VANNER; FIREBRACE, 2007.)
TSS	1,2 – 1000	(IGUNNU; CHEN; 2014; NASIRI; JAFARI, 2017, TIBBETTS et al., 1992; FAKHRU'L-RAZI et al, 2009; OZGUN et al., 2013.)
TOC	0 – 1500	(IGUNNU; CHEN; 2014; FAKHRU'L-RAZI et al, 2009; NEFF; SAUER; HART, 2011.)
TDS	100 – 400.000	(DOLAN; CATH; HOGUE, 2018; FAKHRU'L-RAZI et al, 2009; OZGUN et al., 2013; BREIT; OTTON, 2002; GUERRA; DAHM; DUNDORF, 2011; MANTELL, 2011.)
Ácidos orgânicos totais	0,001 – 10000	(IGUNNU; CHEN; 2014; NEFF; SAUER; HART, 2011; NEFF; LEE; DEBLOIS, 2011.)
Produtos químicos para tratamento de produção		
Glicol	7,7 – 2000	(IGUNNU; CHEN, 2014; JOHNSEN et al., 2004.)
Inibidor de corrosão	0,3 – 10	(IGUNNU; CHEN, 2014; JOHNSEN et al., 2004.)

Inibidor de escala	0,2 – 30	(IGUNNU; CHEN, 2014; JOHNSEN et al., 2004.)
BTEX		
Benzeno	0,032 – 778,51	(OGP, 2002; NEFF; SAUER; HART, 2011; DÓREA, et al. 2007; KHAN, et al. 2016.)
Etilbenzeno	0,026 – 399,84	(OGP, 2002; NEFF; SAUER; HART, 2011; DÓREA, et al. 2007; KHAN, et al. 2016.)
Tolueno	0,058 – 5,86	(OGP, 2002; NEFF; SAUER; HART, 2011; DÓREA, et al. 2007; KHAN, et al. 2016.)
Xileno	0,01 – 1,29	(OGP, 2002; NEFF; SAUER; HART, 2011; DÓREA, et al. 2007; KHAN, et al. 2016.)
BTEX total	0,73 – 24,1	(OGP, 2002; TIBBETTS et al., 1992; OZGUN et al., 2013; OREM et al, 2014.)
Outros poluentes		
Hidrocarbonetos saturados	17 – 30	(NEFF; SAUER; HART, 2011; NEFF; LEE; DEBLOIS, 2011.)
Óleo e graxas totais	2 – 560	(NASIRI; JAFARI, 2017; FAKHRU'L-RAZI et al, 2009; OZGUN et al., 2013; CLUFF et al., 2014; WARNER et al., 2014; GREGORY; VIDIC; DZOMBAK, 2011.)
Fenol	0,001 – 10.000	(IGUNNU; CHEN, 2014; NASIRI; JAFARI, 2017, TIBBETTS et al., 1992; OZGUN et al., 2013.)
Metais		
Na	0 – 150.000	(TIBBETTS et al., 1992; BREIT; OTTON, 2002; KHAN, et al. 2016; CLUFF et al., 2014; WARNER et al., 2014; GREGORY; VIDIC; DZOMBAK, 2011; YEUNG, ET AL, 2011; UTVIK, 1999; ALLEY et al; 2011.)
Sr	0 – 6.250	(TIBBETTS et al., 1992; KHAN, et al. 2016; CLUFF et al., 2014; WARNER et al., 2014; GREGORY; VIDIC; DZOMBAK, 2011; YEUNG, ET AL, 2011; UTVIK, 1999; ALLEY et al; 2011; FILLO; KORAIIDO; EVANS, 1992.)
Zn	0,01 – 35	(TIBBETTS et al., 1992; CLUFF et al., 2014; WARNER et al., 2014; GREGORY; VIDIC; DZOMBAK, 2011; YEUNG, ET AL, 2011; UTVIK, 1999; ALLEY et al; 2011.)
Li	0,038 – 64	(TIBBETTS et al., 1992; KHAN, et al. 2016; CLUFF et al., 2014; WARNER et al., 2014; GREGORY; VIDIC; DZOMBAK, 2011; YEUNG, ET AL, 2011; UTVIK, 1999; ALLEY et al; 2011.)
Al	0,4 – 410	(TIBBETTS et al., 1992; KHAN, et al. 2016; CLUFF et al., 2014; WARNER et al., 2014; GREGORY; VIDIC; DZOMBAK, 2011; YEUNG, ET AL, 2011; UTVIK, 1999; ALLEY et al; 2011.)
As	0,002 – 11	(FAKHRU'L-RAZI et al, 2009; EKINS; VANNER; FIREBRACE, 2007; CLUFF et al., 2014; WARNER et al., 2014; GREGORY; VIDIC; DZOMBAK, 2011.)
Ba	0 – 850	(TIBBETTS et al., 1992; KHAN, et al. 2016; CLUFF et al., 2014; WARNER et al., 2014; GREGORY; VIDIC; DZOMBAK, 2011; YEUNG, ET AL, 2011; UTVIK, 1999; ALLEY et al; 2011; FILLO; KORAIIDO; EVANS, 1992.)
Cr	0,002 – 1,1	(TIBBETTS et al., 1992; CLUFF et al., 2014; WARNER et al., 2014; GREGORY; VIDIC; DZOMBAK, 2011.)
Fe	0,1 – 1.100	(TIBBETTS et al., 1992; CLUFF et al., 2014; WARNER et al., 2014; GREGORY; VIDIC; DZOMBAK, 2011; YEUNG, ET AL, 2011; UTVIK, 1999; ALLEY et al; 2011.)

Mn	0,004 – 175	(TIBBETTS et al., 1992; CLUFF et al., 2014; WARNER et al., 2014; GREGORY; VIDIC; DZOMBAK, 2011; YEUNG, ET AL, 2011; UTVIK, 1999; ALLEY et al; 2011.)
K	24 – 4.300	(TIBBETTS et al., 1992; CLUFF et al., 2014; WARNER et al., 2014; GREGORY; VIDIC; DZOMBAK, 2011; YEUNG, ET AL, 2011; UTVIK, 1999; ALLEY et al; 2011.)
Pd	0,008 – 0,88	(TIBBETTS et al., 1992; FAKHRU'L-RAZI et al, 2009; EKINS; VANNER; FIREBRACE, 2007; BHADJA; KUNDU, 2012.)
Ti	0,01 – 0,7	(TIBBETTS et al., 1992; CLUFF et al., 2014; WARNER et al., 2014; GREGORY; VIDIC; DZOMBAK, 2011.)
Outros íons		
Ba	5 – 95	(TIBBETTS et al., 1992; KHAN, et al. 2016; CLUFF et al., 2014; WARNER et al., 2014; GREGORY; VIDIC; DZOMBAK, 2011; YEUNG, ET AL, 2011; UTVIK, 1999; ALLEY et al; 2011; FILLO; KORAIIDO; EVANS, 1992.)
Ca ²⁺	0 – 74.000	(TIBBETTS et al., 1992; BREIT; OTTON, 2002; CLUFF et al., 2014; WARNER et al., 2014; GREGORY; VIDIC; DZOMBAK, 2011; YEUNG, ET AL, 2011; UTVIK, 1999; ALLEY et al; 2011.)
SO ₄ ²⁻	0 – 15.000	(TIBBETTS et al., 1992; BREIT; OTTON, 2002; CLUFF et al., 2014; WARNER et al., 2014; GREGORY; VIDIC; DZOMBAK, 2011; YEUNG, ET AL, 2011; UTVIK, 1999; ALLEY et al; 2011; FILLO; KORAIIDO; EVANS, 1992; JOHNSON et al., 2008; SHEPHERD et al, 1992; AYERS; PARKER, 2001; MCINTOSH; WALTER; MARTINI, 2002; MCINTOSH; WALTER, 2005.)
Mg ²⁺	0,9 – 6.000	(TIBBETTS et al., 1992; CLUFF et al., 2014; WARNER et al., 2014; GREGORY; VIDIC; DZOMBAK, 2011; YEUNG, ET AL, 2011; UTVIK, 1999; ALLEY et al; 2011.)
HCO ₃ ⁻	0,15.000	(NASIRI; JAFARI, 2017; TIBBETTS et al., 1992; BREIT; OTTON, 2002; CLUFF et al., 2014; WARNER et al., 2014; GREGORY; VIDIC; DZOMBAK, 2011.)
Cl ⁻	0 – 270.000	(TIBBETTS et al., 1992; BREIT; OTTON, 2002; CLUFF et al., 2014; WARNER et al., 2014; GREGORY; VIDIC; DZOMBAK, 2011; YEUNG, ET AL, 2011; UTVIK, 1999; ALLEY et al; 2011; FILLO; KORAIIDO; EVANS, 1992; USEPA, 2000.)

COD = Demanda de oxigênio químico; TSS = Sólidos suspensos totais; TOC = carbono orgânico total; TDS = sólidos dissolvidos totais; BTEX = benzeno, tolueno, etilbenzeno e xileno.

Fonte: Adaptado de AL-GHOUTI et al. 2019.

Nas operações de perfuração e extração, a AP é reutilizada visando maximizar a produção de óleo e gás, assim, grandes quantidades destes resíduos contaminados são produzidas contendo metais (Cd, Cr, Cu, Pb, Hg, Ag, Ni, Zn); compostos orgânicos como benzeno, tolueno, xileno, fenol; compostos aromáticos halogenados, como clorofórmio e tricloroetileno, além de sólidos dissolvidos/suspensos (FAKHRU'L-RAZI et al., 2009). Outro processo bastante comum na extração de petróleo é a reinjeção de AP, visando a manutenção da pressão ou com a finalidade da maximização da produção (NEFF; LEE; DEBLOIS, 2011; VEIL, 2004). Para tanto, as indústrias adicionam altas

quantidades de outros produtos químicos tóxicos, para recuperação do óleo presente na água, tais como inibidores de corrosão e incrustação, metanol, glicol, polieletrólitos, além de uma mistura complexa de compostos orgânicos e inorgânicos, que variam ao longo da vida útil do poço (ROCHA et al., 2012).

Adicionalmente, no processo de separação de óleo/água são inseridos aditivos químicos, que são misturas complexas de vários compostos moleculares. Essas misturas podem incluir inibidores de corrosão e absorvedores de oxigênio para reduzir a corrosão do equipamento; inibidores de escala para limitar os depósitos de incrustações minerais; biocidas para mitigar as incrustações bacterianas; disjuntores de emulsão e clarificadores para quebrar a emulsão de água em óleo; coagulantes, floculantes e clarificadores para remoção de sólidos; e solventes para reduzir os depósitos de parafina (CLINE, 1998, apud VEIL et al., 2004).

Frente ao exposto, esta água residuária é uma mistura extremamente complexa de diversas classes químicas, sendo considerada como um subproduto produzido por indústrias de produção de petróleo e gás (FAKHURU'L-RAZI et al., 2009), sendo, geralmente, tratada pela indústria como um resíduo de descarte. Dentre as práticas mais comuns do gerenciamento da AP, destaca-se a aplicação ou descarga em solo, injeção na subsuperfície e o transporte externo. A aplicação ou descarga em terra é um método de descarte considerado barato, entretanto, só pode ocorrer caso esse resíduo possua uma qualidade relativamente boa, visando reduzir a contaminação do solo, água e vegetação do entorno. A injeção subsuperficial é a alternativa preferencial da indústria para o descarte da AP, porém, em alguns casos a reinjeção não é viável e/ou não pode ser realizada porque a formação subsuperficial não tem capacidade para receber a água. Nesse caso, o transporte para instalações externas e reinjeção em outros poços podem ser alternativas, pois, essas instalações normalmente localizam-se próximas a uma formação geológica passível de ser aceptora e viável para a injeção, porém, seu transporte é de custo relativamente alto para a indústria (GUERRA; DAHM; DUNDORF, 2011).

O volume de AP gerado nos processos petrolíferos é dependente da quantidade de água de formação presente no interior de um reservatório, assim como do adicional de água que é injetado no reservatório para forçar o óleo à superfície. Esse volume, porém, não permanece constante ao longo da extração,

à medida que o poço sofre maturação (envelhece), a quantidade de AP aumenta, podendo ser estimada numa relação água/óleo de cerca de 3:1, ou seja, quase 70% em AP, tornando a produção de água residuária várias vezes maior que o de óleo e/ou gás (Figura 4) (CODAY et al., 2014; FAKHRU'L-RAZI et al., 2009; WANDERA; WICKRAMASINGHE; HUSSON, 2011).

Figura 4 – Volume diário de Água Produzida de Petróleo em terra e no mar em comparação a produção total de óleo de 1992 a 2014.

Fonte: Adaptado de ZHENG et al. (2016)

Dentro deste contexto, o grande volume de AP gerado considerando a intensa extração de petróleo, somados à diversidade de estruturas químicas e toxicidade presentes em sua constituição, além da falta de conhecimento a longo prazo quanto os possíveis impactos ecológicos que possam ser produzidos, tornaram o descarte de águas produzidas de petróleo um problema ambiental que tem despertado a preocupação da comunidade científica nos últimos anos (BAKKE; KLUNGSØYR; SANNI, 2013).

1.1.1 Impacto ambiental gerado pelo descarte de AP

O ambiente aquático é extremamente complexo e diverso, pois compreende vários tipos de ecossistemas, tais como rios, lagos, estuários e oceanos. Todos esses ecossistemas são considerados como produtos dinâmicos de interações entre seus componentes bióticos e abióticos presentes em cada um deles. Caso ocorra uma contaminação desses ecossistemas, muitas vezes seus danos podem ser imensuráveis ou até mesmo irreparáveis, devido a vulnerabilidade dos organismos ali presentes, sua representatividade biológica, além da interação entre seus componentes (COSTA et al., 2008).

Os problemas ambientais induzidos pelo descarte da AP são relatados desde quando os primeiros poços de petróleo e gás foram perfurados, em meados do século XIX (GUERRA; DAHM; DUNDORF, 2011). Em todas as regiões onde o petróleo e o gás são produzidos, ocorrem efeitos ambientais em decorrência do descarte da água produzida e, dentre os efeitos mais significativos podemos destacar: (i) a degradação da qualidade da água do solo e da superfície; (ii) morte de plantas e alteração da textura do solo; (iii) erosão resultante dos solos e assoreamento de cursos d'água próximos; (iv) contaminação de equipamentos de produção e solos por águas produzidas por rádio e iodo; e (v) efeitos adversos nos ecossistemas (OTTON, 2006).

O impacto ambiental decorrente do descarte da água produzida é determinado pela toxicidade e quantidade dos constituintes presentes. Alguns destes compostos podem ser removidos ou ter sua concentração reduzida no meio em que se encontra, devido à decomposição, evaporação, transformação em compostos com menor toxicidade ou até mesmo, por meio de deposição em sedimentos. No entanto, a maior preocupação é quanto a parcela dos compostos tóxicos que permanece solúvel em água, sendo passível de interação direta com a biota aquática (FAKHRI'U'L-RAZI et al., 2009). Em muitos casos, esse resíduo passa por tratamento para posterior descarte no ambiente (NEFF; LEE; DEBLOIS, 2011), porém, mesmo após o tratamento, a AP pode ainda conter contaminantes que podem ser tóxicos à biota aquática, representando uma ameaça a sua saúde e a biodiversidade (FARMEN et al., 2010).

Assim, o descarte de AP não tratadas ou após tratamento ineficiente pode ser prejudicial ao ambiente, pois podem conter níveis elevados de íons dissolvidos (sais), hidrocarbonetos e oligoelementos (GUERRA; DAHM; DUNDORF, 2011). Dentre os íons dissolvidos, o sódio é o cátion mais comum

encontrado nas APs e, caso esse resíduo entre em contato com o solo, o excesso de sódio pode causar deficiência em outros cátions em plantas, pois quando o sódio encontra-se em altos níveis, compete com o cálcio, magnésio e potássio na absorção pelas raízes (GUERRA; DAHM; DUNDORF, 2011). Além disso, níveis elevados de sódio também podem inibir a infiltração de água no solo, devido a alterações na estrutura e retenção das moléculas de água (DAVIS; WASKOM; BAUDER, 2007).

Ainda, se a AP tratada for utilizada na irrigação, deve-se levar em consideração que esta pode infiltrar em fontes de águas subterrâneas localizadas próximas à superfície, podendo contaminar este recurso. Adicionalmente, o acúmulo do mineral decorrente da troca iônica subsuperficial pode alterar a qualidade da água dos aquíferos subjacentes rasos (GUERRA; DAHM; DUNDORF, 2011).

Oligoelementos, incluindo boro, lítio, bromo, flúor e rádio podem ocorrer em concentrações elevadas em algumas APs. Muitos destes oligoelementos são fitotóxicos e possuem a capacidade de se adsorver ao solo, podendo permanecer neste compartimento após a água salina ter sido removida. Além disso, lodos contendo rádio são encontrados em equipamentos de campo petrolífero que são descartados em solos, representando, desta forma, riscos adicionais ao ecossistemas e a saúde humana (GUERRA; DAHM; DUNDORF, 2011).

Frente ao exposto, a presença de compostos químicos diversos em amostras de AP, pode representar uma ameaça à biota aquática quando descartada nos recursos hídricos, ou como dito anteriormente, quando ela é usada para irrigação podendo acarretar diversos problemas ao solo e as culturas (VEIL et al., 2004).

Devido à grande variedade de produtos químicos em diferentes concentrações presentes na AP, é difícil definir o potencial tóxico de uma determinada amostra deste efluente, sendo neste caso impossível descrever individualmente a toxicidade dos vários componentes presentes e, posteriormente, tentar estimar a toxicidade da mistura constituinte da AP (HOLDWAY, 2002). A identificação precisa de quais compostos ou classe de compostos são responsáveis pela toxicidade de uma determinada amostra de AP é um dos

grandes obstáculos na avaliação, monitoramento e gerenciamento desta mistura complexa (BRETAS, 2011).

Perante a crescente exploração dos recursos fósseis pela indústria petrolífera, tornam-se necessários mais estudos sobre as características toxicológicas dos resíduos gerados (AP) por esse seguimento, assim como o desenvolvimento de pesquisas que contribuam com a manutenção e integridade da biota afetada (BRETAS, 2011), por meio de tratamentos eficazes. Considerando que a demanda global de energia até 2040 aumentará em até 37%, impulsionando o petróleo, o carvão e o gás natural como as principais fontes de energia da civilização moderna, espera-se como consequência, um aumento no volume de águas residuais (água de petróleo), geradas pela indústria petrolífera, estimado em 437 milhões de barris por dia (ALZAHIRANI et al., 2013, GWI, 2011). Desta forma, tornou-se importante o desenvolvimento de tratamentos capazes de reduzir o impacto ambiental do lançamento desses resíduos.

1.1.2 Formas alternativas de tratamento da AP

Os métodos convencionais normalmente empregados para tratar a AP são filtração, flotação e membrana de separação (DENG et al., 2005), ou por processos químicos, físicos, biológicos e por membranas (Figura 5) (NASIRI; JAFARI; PARNIANKHOY, 2017) processos esses que envolvem apenas a transferência de fase, mas não a eliminação ou degradação dos compostos presentes na AP. Estes tratamentos convencionais muitas vezes não são suficientes para a remoção/degradação dos contaminantes presentes, devido à complexidade e toxicidade de diferentes compostos existentes em uma única amostra, sendo, portanto, necessária a utilização de processos mais complexos e sofisticados (BRITO et al. 2019) como os processos oxidativos avançados (POAs) ou materiais adsorventes como a vermiculita.

Figura 5 – Principais técnicas utilizadas para tratamento da Água Produzida de Petróleo (AP).

Fonte: Adaptado de Nasiri, Jafari e Parniankhoy (2017).

1.1.2.1 Processos Oxidativos Avançados (POAs)

Recentemente, alguns autores vêm investigando os POAs como alternativa para o tratamento de AP, como por exemplo o tratamento fotocatalítico químico e eletroquímico dos compostos orgânicos presentes na água. Dentre eles, podemos destacar trabalhos que utilizaram a oxidação eletroquímica de AP utilizando ânodos de óxido metálico (RAMALHO; MARTÍNEZ-HUITLE; SILVA, 2010; SANTOS; DEZOTTI; DUTRA, 2013), oxidação fotocatalítica (ADAMS; CAMPBELL; ROBERTSON, 2008) e oxidação fotoeletrocatalítica utilizando semicondutores de TiO_2 (JARAMILLO-GUTIÉRREZ et al., 2016; LI et al., 2006).

Neste trabalho, foram avaliadas as técnicas de fotocatalise, fotoeletrocatalise, ozonização e ozonização fotoeletrocatalítica.

Os POAs consistem na geração de espécies muito reativas, como radicais hidroxila ($\bullet\text{OH}$) à partir do H_2O_2 , que oxidam uma variedade de poluentes de maneira rápida e não seletiva, sendo esta uma característica muito importante para o tratamento de amostras aquosas complexas, podendo ser uma solução ambiental eficiente (ANDREOZZI et al., 1999, FUKUNAGA, 2003). A fotocatalise é um processo pelo qual ocorre a excitação com luz de energia maior que o *band gap* (E_g), ou seja, a quantidade de energia necessária para que o semicondutor possa conduzir corrente elétrica, ocasionando a geração de pares de elétron/lacuna (e^-/h^+), de forma a aprisionar elétrons e lacunas pelas espécies adsorvidas, ocorrendo reações redox entre espécies adsorvidas e cargas fotogeradoras e dessorção dos produtos da reação reduz, seguida da regeneração do semicondutor (ZIOLLI; JARDIM, 1998).

A oxidação fotoeletroquímica (fotoeletrocatalise) é a junção das tecnologias eletroquímicas e fotoquímicas, utilizada para aumentar a eficiência na degradação de poluentes orgânicos da fotocatalise. A vantagem da fotoeletrocatalise em relação à catalise é a aplicação de um potencial através de um fotoeletrodo no qual o catalisador está apoiado. Essa configuração permite a separação mais efetiva das cargas geradas, tornando maior o tempo de vida dos pares de elétrons-lacunas, aumentando assim, a eficiência do processo, sendo baseado na reação fotoquímica que acontece na superfície do TiO_2 sob um fóton incidente de luz UV com energia $h\nu$ (OSUGI et al., 2005; ZANONI; SENE; ANDERSON, 2003).

O ozônio é considerado um oxidante poderoso e o tratamento de água e águas residuais utilizando esta substância é conhecido como ozonização. O ozônio pode reagir com poluentes orgânicos por meio de ação direta (de forma seletiva e relativamente lenta) devido a oxidação do ozônio molecular, ou de forma indireta (de maneira oxidativa mais rápida e não seletiva) quando radicais $\bullet\text{OH}$ são gerados pela decomposição de ozônio, essa ação indireta também é denominada como ozonização catalítica, ou seja, também é um POA. Ao final do tratamento, ocorre a formação de compostos recalcitrantes devido à decomposição do ozônio, que é dependente do pH, dos catalizadores e da irradiação UV (AGUSTINA; ANG; VAREEK, 2005; BESSEGATO et al., 2016; NAWROCKI; KASPRZYK-HORDERN, 2010).

O processo de ozonização fotoeletrocatalítica é a combinação da fotoeletrocatalise utilizando eletrodo TiO_2NT e a ozonização (O_3), sendo considerado um tratamento eficiente, capaz de promover uma maior degradação e mineralização de compostos orgânicos em água residuais. Uma das desvantagens do tratamento por fotoeletrocatalise é a baixa degradação de compostos altamente concentrados, assim, a adição/combinação à ozonização pode suprir essa deficiência, fazendo com que esse processo combinado se torne mais eficiente do que quando utilizados separadamente (BESSEGATO et al., 2016).

1.1.2.2 Vermiculita

Vermiculita é o nome mineralógico dado ao silicato laminar hidratado de íons de magnésio, alumínio e ferro (DUMAN; TUNÇ, 2008, DUMAN; TUNÇ; POLAT, 2015). É um mineral expansível (2:1) que se forma a partir da alteração de mica (DUMAN; TUNÇ, 2008). Como pode ser observado em sua estrutura (Figura 6), esse mineral é composto por diversos óxidos metálicos. Além disso, não ocorre a alteração da estrutura cristalina com a adição de cátions e moléculas a camada, onde pode haver uma possível alteração no seu grau de cristalinidade após adição de íons e remoção de água através de tratamento térmico, que é necessário para sua capacidade adsorviva (BALEK et al., 2007; DUMAN; TUNÇ, 2008; MOUZDAHIR et al. 2009; VALKOV; SIMHA, 2012).

A vermiculita possui capacidade de troca catiônica muito alta (120–150 meq/100 g) devido a substituições de Mg^{2+} e Fe^{2+} em vez de Al^{3+} nas posições octaédricas e, em maior grau, a substituições de Al^{3+} em local de Si^{4+} nas posições tetraédricas. Além disso, a vermiculita incha menos que as smectitas em decorrência da sua maior carga nas chapas tetraédricas e possuem maior grau de plasticidade que o caulim e mica. Portanto, essas propriedades tornam esse mineral adequado no emprego como sorventes naturais de baixo custo para o tratamento de águas industriais e de processamento de águas residuais a fim de se evitar a liberação de poluentes (MALANDRINO et al., 2006).

A vermiculita pode adsorver metais pesados e outros poluentes por meio de dois mecanismos diferentes: 1) troca catiônica nos locais planares, resultante das interações entre íons metálicos e carga permanente negativa (complexos da esfera externa), e (2) formação de complexos da esfera interna por meio dos

grupos Si-O^- e Al-O^- nas bordas dos componentes de argila (MERCIER; DETELLIER, 1995; KRAEPIEL; KELLER; MOREL, 1999).

A vermiculita é comercializada na forma expandida em diferentes granulações e empregada em diversos setores industriais, como por exemplo, na agricultura e horticultura, visando reter e carrear água para o condicionamento de solos; na construção civil na fabricação de blocos e placas e isolamento térmico e acústico e revestimento de paredes, na fabricação de embalagens e produtos industrializados. No ambiente, vem sendo pesquisada na remediação de solos contaminados de derivados de petróleo, na adsorção de metais pesados e remoção de contaminantes orgânicos e na purificação de água residuárias contendo sais (UGARTE; MONTE, 2005).

Figura 6 – Estrutura da vermiculita, empregada no tratamento de amostras de água produzida de petróleo.

Fonte: Adaptado de Duman e Tunç (2008)

1.2 Organismos aquáticos utilizados em ensaios ecotoxicológicos

Ecossistemas aquáticos possuem características específicas, dentre elas o aceleração da taxa de transferência de nutrientes e metabólitos por meio de membranas celulares, ocasionando a potencialização da absorção e transformação de matéria pelos organismos aquáticos. Além disso, a dinâmica de processos biogeoquímicos (ciclagem de nutrientes) é mais veloz, tendo como consequência elevadas taxas de produtividade primária. Outra característica bastante importante é a viscosidade da água, pois através dela ocorre a alta mobilidade de organismos aquáticos (ex. peixes) ou a locomoção quase que totalmente através do movimento de massas de água. As propriedades físicas da água, como calor específico e índice de refração luminosa, são importantes para determinações espaciais (principalmente verticais) na distribuição térmica e luminosa no ambiente aquático, o que impacta diretamente a distribuição dos organismos no ambiente. Por fim, a fluidez da água junto a sua capacidade de solubilização, determinam em geral, que barreiras à dispersão sejam tipicamente fracas entre vários *habitats* do ambiente aquático, proporcionando uma dinâmica na troca de nutrientes e de substâncias químicas, além da maior movimentação de propágulos (ESTEVES; CALIMAN, 2011).

Segundo Esteves e Caliman (2011), os meios aquáticos possuem diversos compartimentos, como por exemplo os lagos que são divididos em: região litorânea ou ripária, região limnética ou pelágica, região bentônica e interface água-ar. Entretanto, essa classificação é apenas didática, pois, esses compartimentos não são isolados dentro do ecossistema aquático, convivendo em constante interação com trocas de matérias e energia. Portanto, no caso de uma contaminação ambiental por substâncias químicas, pode ocorrer impacto direto ou indireto em todo um ecossistema aquático, podendo atingir proporções inesperadamente complexas.

A dispersão de um contaminante no ambiente aquático é mais complexa que na atmosfera. Existem muitas diferenças no volume de diluição, característica de mistura e velocidade de transporte entre os diferentes compartimentos aquáticos (rios, lagos, mares, estuários e oceanos) tornando uma abordagem geral mais difícil. Portanto, além das interações de contaminantes com os componentes abióticos do ambiente também ocorre a

interação mais ativa com a biosfera, o que facilita a transferência do contaminante para o meio biótico do sistema (SISINNO; MOREIRA, 2013).

Para avaliação de contaminações de meios aquáticos são realizados análises da qualidade de água e da carga poluidora de efluentes e outras amostras aquosas. Para tanto, frequentemente são utilizadas as análises físico-químicas como demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), sólidos em suspensão, entre outros parâmetros de caráter orgânico e inorgânico, cujos limites são estabelecidos de acordo com a legislação ambiental vigente. No entanto, esses parâmetros são muito abrangentes e não são suficientes para determinar o potencial tóxico de um contaminante, ou seja, não conseguem distinguir entre substâncias potencialmente tóxicas aos sistemas biológicos daquelas que apresentam baixo risco. Desta forma, é necessária a complementação dos dados analíticos empregando testes de ecotoxicidade na avaliação do risco ambiental por contaminantes (COSTA et al., 2008).

Os testes ecotoxicológicos são realizados com organismos indicadores, sensíveis a substâncias químicas, avaliados através de alterações (morfológicas, fisiológicas ou comportamentais) após a exposição a contaminantes ambientais. Essas exposições são realizadas com diferentes concentrações da amostra a ser testada por um período controlado, podendo ser realizadas em exposições agudas ou crônicas. A exposição a um agente tóxico é considerada aguda quando ocorre em único evento ou em curto período de tempo, por outro lado, na crônica a exposição ao agente tóxico ocorre de forma gradativa ao longo da vida do organismo, geralmente em baixas concentrações (MAGALHÃES; FERRÃO, 2008).

Segundo Domingues e Bertoletti (2006), os organismos aquáticos utilizados em ensaios ecotoxicológicos devem pertencer a grupos taxionômicos representativos do ecossistema, sendo recomendável a utilização de organismos de diferentes níveis tróficos distintos, para que se possa obter uma indicação da variabilidade natural da sensibilidade dos organismos.

Diferentes organismos (vertebrados e invertebrados) podem ser utilizados na avaliação ecotoxicológica, entretanto é recomendável que tenha seletividade constante e elevada ao contaminante, grande disponibilidade e abundância, estabilidade genética, biologia conhecida, representatividade no seu nível trófico

e relevância ambiental, além da necessidade de fácil cultivo e de adaptação às condições em laboratório. Dentre os organismos-teste mais utilizados podemos citar: algas, crustáceos, bactérias e peixes (DOMINGUES; BERTOLETTI, 2006).

Como citado anteriormente, a avaliação ecotoxicológica de contaminações ambientais deve ser realizada com organismos de diferentes níveis tróficos. Desta forma, existem discussões sobre o uso ético de organismos em teste laboratoriais, principalmente o uso de vertebrados (SCHOLZ et al., 2008; SCHOLZ et al., 2013). Em decorrência disso, há um forte debate para utilização de métodos alternativos à experimentação animal (BRAUNBECK et al., 2005; LAMMER et al., 2009; EMBRY et al., 2010; SCHOLZ et al., 2013; BUSQUET et al., 2014), desta forma, o princípio dos 3Rs (*Reduction, Replacement, Refinement*) (RUSSELL; BURCH, 1959) pode ser aplicada na escolha dos testes e organismos a serem utilizados.

De forma a atender essa demanda, neste trabalho foram realizados apenas teste alternativos, utilizando organismos de diferentes níveis tróficos: *Danio rerio* (estágio embrio-larval), *Vibrio fischeri*, *Daphnia similis*, *Daphnia magna*, *Chironomus riparius* e *Dugesia tigrina*.

1.2.1.1 *Danio rerio*

Figura 7 – Peixes da espécie *Danio rerio*

Fonte: <https://faunalytics.org/can-zebrafish-needs-be-met-in-captivity/>

Neste trabalho foram utilizados peixes da espécie *Danio rerio* (Figura 7), pertencentes a Família Cyprinidae, originários da Índia e do Paquistão que possuem ampla distribuição geográfica com hábitos alimentares amnívoro. O *Danio rerio* também é conhecido como zebrafish (nome difundido na comunidade científica), peixe zebra ou paulistinha (ABNT, 2016).

O zebrafish é um modelo animal importante para os estudos de desenvolvimento de vertebrados e funções genéticas relacionadas, além de estudos ecotoxicológicos. Devido ao rápido desenvolvimento e sensibilidade dos embriões, são considerados como bons organismos-teste para determinação da toxicidade aguda à contaminantes ambientais. Nos últimos anos, o teste com o embrião deste peixe tem sido incentivado, pois é visto como um substituto para o teste agudo com o peixe adulto, de acordo com a regulamentação europeia de proteção aos animais utilizados para fins experimentais, pois os testes com embriões de zebrafish de até 120h são considerados como testes alternativos *in vitro* (BRAUNBECK et al., 2005; COUNCIL DIRECTIVE 86/609/EEC 1986; NAGEL, 2002).

Dentre as vantagens da utilização deste peixe, citam-se seu desenvolvimento rápido (Figura 8), bem caracterizado e muito similar ao de outros vertebrados (incluindo os humanos); desenvolvimento embrionário externo e transparente protegido por um córion também transparente, o que permite o monitoramento fácil das mudanças morfológicas por estereomicroscopia (HOWE et al., 2013). Ainda como vantagens, podemos destacar a alta taxa de reprodução, considerando que uma única fêmea pode produzir em média 100 a 300 ovos em cada reprodução. Além disso, o peixe adulto possui apenas 3 cm de comprimento, o que facilita seu cultivo pois não necessita grandes espaços. Suas larvas possuem apenas 1 a 4 mm de comprimento, e podem viver até sete dias em único poço de placa de 6 ou 24 poços sobrevivendo apenas com os nutrientes armazenados no saco vitelínico. Adicionalmente, trata-se de um modelo com facilidade de aplicação e avaliação em testes de toxicidade (HILL et al., 2005; LEE et al., 2012; MCCOLLUM et al., 2011; MCGRATH; LI, 2008; SIPES; PADILLA; KNUDSEN, 2011; YANG et al., 2009).

Figura 8 – Estágios de desenvolvimento embrionário do zebrafish até 144 horas pós fertilização (hpf).

Fonte: Autora

Considerando a provável constituição da água de petróleo (AP), podendo conter metais, hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HAP), além de compostos radioativos, neste trabalho, foi utilizado o *Fish Embryo Test* (FET) proposto por Nagel (2002) com algumas adaptações, baseado na OECD (nº 236) para a avaliação da eficiência dos tratamentos na remoção da toxicidade das amostras em questão. Este ensaio é capaz de detectar uma ampla gama de efeitos tóxicos, desde efeitos letais até subletais como capacidade de eclosão, pigmentação, batimentos cardíacos, curvatura da cauda, edemas cardíacos e oculares, entre diversos outros por meio de observações visuais de malformações embrionárias (OECD, 2013).

1.2.1.2 *Vibrio fischeri*

Figura 9 – Placas de petri contendo colônias de *Vibrio fischeri*

Fonte: Glöckner et al. 2012

Bioensaios bacterianos, normalmente, ocorrem em cinco categorias: crescimento populacional, consumo de substrato, respiração, luminescência relacionada à síntese de ATP e ensaios de inibição de bioluminescência. Dentre as espécies mais utilizadas para os testes de bioluminescência, destaca-se a *Vibrio fischeri*, *Photobacterium phosphoreum*, *Vibrio harveyi* e *Pseudomonas fluorescens*, já nos ensaios de inibição metabólica incluem *Escherichia coli* e *Pseudomonas putida*. A popularidade dos ensaios bacterianos é decorrente do fato das bactérias serem parte integrante do ecossistema, além de se tratar de ensaios relativamente rápidos e simples (PARVEZ et al., 2006).

A *Vibrio fischeri* (Figura 9), também conhecida como *Photobacterium fischeri*, é uma bactéria gram-negativa, com formato de bastonete, flagelada e não patogênica, distribuída de forma onipresente em ambientes marinhos subtropicais e temperados (ABBAS et al., 2018). É considerado um organismo de vida livre (planctônico) ou como um colonizador do órgão reprodutor de luz (fotóforo) em lulas e peixes como um simbiote amutuístico (RUBY; NEALSON, 1976), que ocasiona a luminescência do organismo tanto para camuflagem como para predação (RUBY; MCFALL-NGAI, 1999). Essa bactéria é frequentemente utilizada em ensaios ecotoxicológicos na avaliação da toxicidade aguda de substâncias.

O ensaio com o *Vibrio Fischeri* é, frequentemente, escolhido como o primeiro teste numa bateria de teste baseados na velocidade e custo. Muitos pesquisadores apontam o ensaio de bioluminescência com *Vibrio fischeri* como um dos mais sensíveis para uma ampla gama de produtos químicos quando

comparado com outros ensaios bacterianos (FARRÉ et al., 2001; FERRAZ; GRANDO; OLIVEIRA, 2011; GATIDOU; STASINAKIS; IATROU, 2015; HEINLAAN et al., 2008; RANKE et al., 2004; ROSADO; USERO; MORILLO, 2016; VENTURA et al., 2014).

Segundo Harmel (2004, apud FERRAZ; GRANDO; OLIVEIRA 2011) bactérias luminescentes produzem luz quando oxidam simultaneamente riboflavina 5 – fosfato (FMNH₂) e um aldeído de cadeia longa (RCHO) na presença de oxigênio. A emissão da luz pela bactéria é resultante da reação da molécula de flavina que fica eletronicamente excitada e, em seguida, ocorre a emissão da fluorescência por meio do retorno do elétron ao seu estado inicial. A bactéria *V. fischeri* apenas reduz sua produção de luz na presença de um composto tóxico que altere ou iniba seu processo de produção.

Microtox® é um teste de toxicidade aguda com a bactéria marinha *Vibrio fischeri* NRRL B 11177 baseado na inibição de bioluminescência do organismo. O teste é uma marca registrada pela empresa Microbics Corporation e hoje é de propriedade da Strategic Diagnostic Inc. (GHIRARDINI et al., 2009). O teste Microtox® consiste na exposição da bactéria *V. fischeri* a diferentes concentrações da amostra a ser testada. Se houver uma relação dose-resposta entre as concentrações da amostra e a luz emanada em relação ao controle, ocorre uma redução da emissão dessa luz, e o efeito é quantificado. A medida da intensidade da luminescência emitida pela *V. fischeri* é realizada automaticamente através de um programa computacional (BENNETT, CUBBAGE, 1992).

Existem diversos fatores que tornaram o teste do Microtox® amplamente aceito em todo o mundo, tanto em programas de monitoramento como para triagem ambiental. Dentre esses fatores, podemos citar o baixo volume de amostra necessária, relevância ecológica, sensibilidade, reprodutibilidade e padronização do teste. O Microtox® pode ser usado para testar amostras líquidas e sólidas visando: (i) avaliação da toxicidade dos compostos puros; (ii) monitorização das águas superficiais ou águas residuais; (iii) controle da qualidade do fluxo de água nas estações de tratamento de águas residuais; (iv) ensaio de amostras ambientais sólidas (solo ou sedimentos) ou extraídas de matrizes líquidas ou extratos salinos; (v) estudar a toxicidade de substâncias

liberadas pela degradação de materiais; e (vi) controlar as ações de mediação do solo e do sedimento (GHIRARDINI et al., 2009).

1.2.1.3 *Daphnia similis* e *Daphnia magna*

Figura 10 – Microcrustáceo *Daphnia similis*

Fonte: Autora

O gênero *Daphnia* (Figura 10) compreende microcrustáceos zooplancônicos, organismos muito sensíveis a contaminantes ambientais. Por isso, esses cladóceros são bastante empregados em ensaios ecotoxicológicos em decorrência da sua pequena estrutura, alta sensibilidade a diversas substâncias tóxicas, ampla distribuição geográfica, elevada densidade e crescimento populacional acelerado (GUTIERREZ; PAGGI; GAGNETEN, 2012; SARMA; NANDINI, 2006).

Os daphnídeos (Crustacea, Cladocera) são popularmente chamados de pulga d'água, sendo este um organismo aquático filtrador que ocupa papel imprescindível na cadeia alimentar, como fonte de alimento para peixes e invertebrados predadores, além de terem papel no controle populacional de algas, que podem interferir na qualidade da água de recursos hídricos. Dentre os ensaios ecotoxicológicos mais aplicados mundialmente, destacam-se aqueles empregando os organismos *Daphnia magna* e *Daphnia similis* em ensaios de toxicidade aguda e a *Ceriodaphnia dubia* para testes de toxicidade crônica (ARAGÃO; ARAÚJO, 2006).

Em testes ecotoxicológicos é recomendada a utilização de espécies temperadas como a *Daphnia magna* e a *Daphnia pulex*. Porém, também é possível utilizar outras espécies, como a *Daphnia similis*, desde que também sejam sensíveis. Além disso, no estudo realizado por Buratini, Bertoletti e

Zagatto (2004) foram descritas similaridades entre o comportamento e sensibilidade das espécies *D. similis* e *D. magna*. Assim, o Laboratório de Ecotoxicologia Aquática da CETESB, inseriu a espécie *D. similis* como um organismo-teste, não só devido às vantagens citadas acima, mas também devido ao fato de que a espécie *D. similis*, embora não seja nativa do Brasil, é mais bem adaptada à baixa dureza da água do estado de São Paulo, quando comparada à *D. magna* (BURATINI, BERTOLETTI, ZAGATTO, 2004). Além disso, a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) recomenda o uso da *D. similis* como um organismo-teste em ensaios ecotoxicológicos de toxicidade aguda, (ABNT NBR 12713:2016), o que tem impulsionado o uso do organismo no Brasil (ABNT, 2016; BEATRICI, 2001). Por fim, o teste com o organismo também é normatizado pela *Organization for Economic Cooperation and Development* (OECD), o que possibilita a comparação de resultados com diversos estudos realizados pelo mundo (OECD, 1997).

Diversos trabalhos utilizaram a *D. similis* em ensaios ecotoxicológicos (BRAZ et al., 2014; DE-CARVALHO et al., 1998; FERRAZ; GRANDO; OLIVEIRA, 2011; LIU et al., 2002; SOTERO-SANTOS; ROCHA; POVINELLI, 2005), demonstrando que a espécie é um bom organismo na avaliação da toxicidade aguda devido a sensibilidade apresentada a diversas substâncias, assim como a *Daphnia magna*.

1.2.1.4 *Chironomus riparius*

Figura 11 – Inseto da espécie *Chironomus riparius*

Fonte: Autora

O *Chironomus riparius* (Figura 11) é uma espécie aquática durante os estágios iniciais de desenvolvimento amplamente utilizada em estudos de

ecotoxicidade, sendo considerada uma espécie padrão para avaliação da contaminação de água e sedimento (CAMPOS et al, 2017). Chironomidae é a família dipterana mais amplamente distribuída pelo globo e suas larvas estão presentes em diversos habitats, tais como terrestres e aquáticos (marinhos e de água doce) (TAENZLER et al. 2007; SERRA et al., 2016), tendo uma população estimada em 15 mil espécies (ARMITAGE et al., 1995).

Os chironomídeos, também conhecidos como mosquitos não-carnudos, possuem ciclo de vida em quatro estágios de metamorfose: ovos, larvas (quatro estágios) e pupas na água e um estágio adulto terrestre (ARMITAGE; CRANSTON; PINDER, 2012; HALPERN; SENDEROVICH, 2015, BELEZA et al., 2019). Cerca de 90% da vida de um chironomídeo é na fase aquática (TAENZLER et al., 2007). Em condições laboratoriais o *C. riparius* emerge entre 15 e 17 dias após o primeiro estágio (WATTS, PASCOE 1996; WATTS et al. 2001) e vivem por cerca de 4 dias quando adultos (RISTOLA et al. 2001), além disso os machos emergem alguns dias antes das fêmeas através do fenômeno de protandria (TAENZLER et al., 2007). Existem diversos fatores que tornam o *Chironomus riparius* como organismo modelo recomendado para avaliar a toxicidade dos poluentes aquáticos, tais como pequeno tamanho, tempo de geração curto e facilidade de cultura em condições de laboratório (OCDE 235, 2011).

Esses organismos são considerados macroinvertebrados aquáticos e são essenciais para o funcionamento de ecossistemas aquáticos, pois atuam nos processos ecológicos de transferência de energia e de ciclagem de nutrientes, além de possuírem papel crucial na movimentação de contaminantes presentes no sedimento (PÉRY et al. 2002; KUHLMANN et al., 2012). As larvas de quironomídeos são predadoras, assim como também são presas importantes para outros macroinvertebrados, invertebrados e vertebrados (HOLKER, STIEF, 2005 ; XIE et al., 2019).

Estes mosquitos são bons indicadores da qualidade de recursos hídricos, pois podem viver em situações extremas, respondendo aos impactos de origem antrópica. Por serem indivíduos de mobilidade reduzida e estarem associadas ao sedimento (durante o período larval e pupas), os chironomídeos são os primeiros a manifestarem os efeitos deletérios dos contaminantes, pois o

sedimento é o ponto final de grande parte da carga poluidora no ambiente aquático (KUHLMANN et al., 2012).

1.2.1.5 *Dugesia tigrina*

Figura 12 –Organismo *Dugesia tigrina*

Fonte: Autora

Planária de água doce (Figura 12) é um termo comumente utilizado para se referir a uma ampla gama de membros de água doce e de vida livre do tradicional táxon Tubellaria em Platelminetes, especialmente aqueles da ordem Tricladida (ex. *Dugesia tigrina*). Esses organismos possuem distribuição mundial, fazem parte dos bentos e habitam a vegetação flutuante em ambientes não poluídos de água doce (EHLERS, 1984; NOREÑA et al., 2015; SCHOCKAERT et al., 2008). Além disso, possuem papel na cadeia alimentar como predador de outros invertebrados aquáticos de seu habitat circundante, assumindo desta forma o papel de consumidores secundários (SHEIMAN; KRESHCHENKO, 2015; WU; LI, 2018). A reprodução desses organismos hermafroditas pode ser de forma sexual ou assexuada (WU; LI, 2018).

A utilização de planárias tem sido bastante estimulada como alternativa ao uso de vertebrados em estudos Toxicológicos em decorrência de vários fatores, tais como: (i) fácil aquisição, podendo ocorrer facilmente na natureza ou comercialmente; (ii) custo de manutenção relativamente baixo, pois os organismos podem ser armazenados em água da torneira desclorada, água de nascente ou água reconstituída, e alimentação é a base de fígado cru e/ou gema de ovo; (iii) manipulação experimental simples, devido seu pequeno tamanho não havendo necessidade de grandes volumes de amostras a serem testadas;

(iv) além de produzirem informações toxicológicas úteis de indivíduos que podem ser extrapolados para populações ou comunidades (NOREÑA et al., 2015).

As planárias de água doce são utilizadas em estudos de genotoxicidade, tumorigenicidade, neurotoxicidade e toxicidade reprodutiva, sendo extremamente relevante para avaliar efeitos ecotoxicológicos, como potencial bioindicador para qualidade de ambientes aquáticos (WU; LI, 2018). Os testes com esses organismos normalmente ocorrem com indivíduos vivos, que são imersos em uma amostra solúvel em água, seguida de amostragem e avaliação da toxicidade. As substâncias ali presentes penetram nos corpos das planárias através de difusão cutânea pela parede corporal (KAPU; SCHAEFFER, 1991).

Dentre as várias espécies de planárias utilizadas e ensaios de toxicidade, destaca-se a espécie *Dugesia tigrina* (também conhecida na literatura como *Girardia tigrina*) polimórfica e cosmopolita, nativa em ecossistema de água doce tropical (América) e bastante difundida de forma exótica na Europa, Ásia e Austrália (KAWAKATSU et al., 1976, SASAKI, 2001; BUENO-SILVA, FISCHER, 2005). Essa espécie é conhecida pela fisionomia, com cabeça triangular (que difere do corpo pela presença de aurículas e dois ocelos fotossensíveis), pigmentação dérmica específica, a superfície ventral do corpo translúcida que se diferencia da dorsal (castanho pigmentado) (HYMAN, 1939 apud RIBEIRO, 2012), como pode ser observado na Figura 12.

Apesar da importância da realização de testes de toxicidade com espécimes padronizadas, é interessante também a utilização de organismos regionais (PREZA, SMITH, 2001), como a por exemplo a planária *Dugesia tigrina*, que apesar de não possuir ainda testes padronizados, tem se mostrado bastante promissora em testes ecotoxicológicos (PREZA, SMITH, 2001; KNAKIEVICZ, FERREIRA, 2008; RAMAKRISHNAN, DESAER, 2011; SARAIVA et al., 2018; LÓPEZ et al., 2019). Além disso, a utilização de planárias em diferentes estudos tem crescido nos últimos 30 anos, assim como aqueles que utilizam o organismo em testes de toxicidade, conforme pode ser observado na Figura 13 (WU, LI, 2018).

Figura 13 - Mudanças temporais no número de artigos em periódicos que relatam a utilização de planárias de água doce (barras cinza) e efeitos tóxicos específicos em planárias (barras pretas) (1900–2017).

Fonte: (WU, LI, 2018).

1.2.1.6 Organismos já testados em AP

A comunidade científica vem avaliando os efeitos tóxicos da AP há muitos anos em diferentes organismos aquáticos, como pode ser observado na Tabela 4. Esses testes toxicológicos são importantes para determinação dos efeitos deletérios em ambientes aquáticos, e seus dados podem ser extrapolados a níveis ecossistêmicos.

Tabela 4 - Efeitos observados decorrentes da exposição de diferentes organismos aquáticos à amostras de água produzida de petróleo (AP) e água produzida a partir do retorno de fraturamento hidráulico (APFH) encontrados na literatura.

Efluente	Organismos	Parâmetro avaliado	Fonte
AP	- <i>Acartia tonsa</i> (copépode)	Toxicidade aguda e crônica	GIRLING, 1989.
AP	- <i>Skeletonema costatum</i> (alga); - <i>Artemia salina</i> (crustáceo);	Toxicidade aguda	BRENDEHAUG et al, 1992.

Capítulo 1 – Introdução

	- <i>Photobacterium phosphoreum</i> (bactéria).		
AP	- <i>Skeletonema acartia</i> (bactéria) - <i>Vibrio fischeri</i>	Toxicidade aguda	FLYNN; BUTLER; VANCE, 1996
AP	- <i>Ceriodaphnia dubia</i> (daphnia) - <i>Pimephales pro-melas</i> (peixe) - <i>Mysidopsis bahia</i> (mysid); - <i>Cyprinodon variegatus</i> (peixe)	Toxicidade aguda	SAUER et al, 1997.
AP	- <i>Vibrio fischeri</i>	Toxicidade aguda	HENDERSON et al., 1999.
APFH	- <i>Vibrio fischeri</i> ; - <i>Paracentrotus lividus</i> (ouriço-do-mar)	Toxicidade aguda	MANFRA et al., 2007.
AP	- <i>Gadus morhua</i>	Toxicidade crônica	MEIER et al., 2007.
AP de formação	- <i>Vibrio fischeri</i> ; - <i>Dunaliella tertiolecta</i> (alga); - <i>Phaeodactylum tricornutum</i> (alga) - <i>Artemia franciscana</i> (crustáceo); - <i>Ti-griopus fulvus</i> (crustáceo) - <i>Dicentarchus labra</i> (peixe)	Toxicidade aguda	MANFRA et al., 2010.
AP	- <i>Oncorhynchus mykiss</i> (truta arco-íris)	Toxicidade aguda	FARMEN et al., 2010.
AP	- <i>Vibrio fischeri</i> ; - <i>Poecilia vivípara</i> (peixe)	Toxicidade aguda	CORRÊA et al, 2010.
AP	<i>Mytilus edulis</i> (mexilhão)	Toxicidade crônica	BROOKS et al., 2011
AP	<i>Gadus morhua</i>	Toxicidade crônica	SUNDT; BJÖRKBLOM, 2011.
AP	- <i>Vibrio fischeri</i>	Toxicidade aguda	ALZAHIRANI et al., 2013.
APFH	- <i>Danio rerio</i> (peixe)	Toxicidade aguda e crônica	FOLKERTS et al., 2017a
APFH	- <i>Danio rerio</i>	Toxicidade aguda	FOLKERTS et al., 2017b
APFH	- <i>Danio rerio</i>	Toxicidade aguda	HE et al., 2017.
APFH	- <i>Oncorhynchus mykiss</i>	Toxicidade aguda	HE et al., 2017.
APFH	- <i>Daphnia magna</i> (microcrustáceo)	Toxicidade aguda e crônica	BLEWETT et al, 2017a
APFH	- <i>Oncorhynchus mykiss</i> (truta arco-íris)	Toxicidade aguda	BLEWETT et al., 2017b.
APFH	<i>Daphnia magna</i>	Toxicidade aguda	BLEWETT et al., 2018.
AP	- <i>Crassostrea gigas</i> (ostra) - <i>Vibrio fischeri</i> (bactéria)	Toxicidade aguda	AJUZIEOGU; ODOKUMA, 2018

AP	- <i>Vibrio fischeri</i>	Toxicidade aguda	AJUZIEOGU; ODOKUMA; CHIKERE, 2018.
APFH	- <i>Danio rerio</i>	Toxicidade aguda e embriolarval	HE et al., 2018.
APFH	- <i>Danio rerio</i>	Toxicidade aguda	HALE et al., 2019
APFH	- <i>Gadus morhua</i> (bacalhau do atlântico); - <i>Melanogrammus aeglefinus</i> (peixe).	Toxicidade aguda	HANSEN et al, 2019
APFH	- <i>Daphnia magna</i> ; - <i>Lumbriculus variegatus</i> (anelídeo); - <i>Danio rerio</i> ; - <i>Oncorhynchus mykiss</i>	Toxicidade aguda	FOLKERTS et al., 2019.
APFH	- <i>Daphnia magna</i>	Toxicidade aguda	DELOMPRÉ et al., 2019.
AP	- <i>Daphnia magna</i> - <i>Danio rerio</i>	Toxicidade aguda e de desenvolvimento	MCLAUGHLIN et al., 2020.

Fonte: Autora.

Como pode ser observado (Tabela 4) já foram realizados diversos testes ecotoxicológicos em diferentes organismos aquáticos expostos a AP e seus derivados, como por exemplo a água produzida a partir do retorno de fraturamento hidráulico (APFH). Porém, existe a necessidade de mais testes com diferentes AP em variados organismos aquáticos de níveis tróficos distintos, pois como já foi dito a AP possui características e toxicidades variáveis de acordo com a região, o poço, a água de formação e os outros químicos que são eventualmente adicionados e podem apresentar efeitos deletérios diferentes a organismos aquáticos. Desta forma, há a necessidade de mais estudos que elucidem as características e efeitos tóxicos da AP a níveis populacionais e ecotoxicológicos, podendo futuramente serem extrapolados a outros níveis organizacionais. Além disso, existem poucos e/ou nenhum estudo na literatura dos efeitos embrionários, de testes com as espécies *Dugesia tigrina* e *Chironomus riparius* aos possíveis efeitos tóxicos da AP.

CONCLUSÕES

5. CONCLUSÕES

Considerando todos os resultados aqui reportados, podemos concluir que a AP é uma mistura complexa de alto potencial tóxico em relação à biota aquática, pois apresenta efeitos deletérios a todos os organismos estudados (*Danio rerio*, *Vibrio fischeri*, *Daphnia similis*, *Daphnia magna*, *Chironomus riparius* e *Dugesia tigrina*) em diferentes intensidades.

Este trabalho demonstra a importância da utilização de organismos dos diferentes níveis tróficos e de amostras de AP diferentes, pois como foi observado a AP pode induzir a diferentes efeitos tóxicos, dependendo de sua constituição, a um mesmo organismo, como o observado com a espécie *Vibrio fischeri*, que apresentou efeitos tóxicos após a exposição à amostra AP1 e não a AP2, o que caracteriza diferenças dos compostos tóxicos presentes em uma mesma jazida em extrações realizadas em períodos diferentes, como da Bacia Portuguesa.

Quanto aos tratamentos aqui empregados para as amostras de AP, os que tiveram melhor eficácia na redução dos efeitos observados foram os processos que utilizam VMT-mag, fotocatalise, fotoeletrocatalise e ozonização fotoeletrocatalítica. Entretanto, nenhum dos tratamentos foi totalmente eficiente, pois não foram capazes de eliminar os efeitos nos organismos testados e, portanto, ainda precisam ser aprimorados a fim de eliminar totalmente a toxicidade da AP. Mas ainda assim, são tratamentos promissores e são de extrema importância para posterior descarte em recursos hídricos a fim de minimizar os efeitos ecotoxicológicos nos organismos aquáticos.

REFERÊNCIAS

REFERÊNCIAS

- ABBAS, M.; ADIL, M.; EHTISHAM-UL-HAQUE, S.; MUNIR, B.; YAMEEN, M.; GHAFFAR, A.; SHAR, G. A.; M. TAHIR, A.; IQBAL, M. *Vibrio fischeri* bioluminescence inhibition assay for ecotoxicity assessment: A review. **Science of the Total Environment**, v. 626, p. 1295-1309, 2018.
- ABE, F. R.; MACHADO, A. L.; SOARES, A. M.; OLIVEIRA, D. P.; PESTANA, J. L. Life history and behavior effects of synthetic and natural dyes on *Daphnia magna*. **Chemosphere**, v. 236, p. 124390, 2019.
- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas NBR 12713. **Ecotoxicologia Aquática - Toxicidade Aguda – Método de ensaio com *Daphnia ssp* (Crustacea, Cladocera)**. Quarta Edição, 27 p. 2016.
- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **Ecotoxicologia aquática — Toxicidade aguda — Método de ensaio com peixes (*Cyprinidae*)**. Terceira Edição, 25 p. 2016.
- ABNT, NBR. 15411-3: Aquatic Ecotoxicology-Determination of Inhibitory Effect of Aqueous Samples on the Bioluminescence of *Vibrio fischeri* (Luminescent Bacteria Essay). Part 3: Method Using Freeze-Dried Bacteria. 2012.
- ADAMS, M.; CAMPBELL, I.; ROBERTSON, P. K.J. Novel photocatalytic reactor development for removal of hydrocarbons from water. **International Journal of Photoenergy**, v. 2008, 2008.
- AGUSTINA, T. E.; ANG, H.M; VAREEK, V.K. A review of synergistic effect of photocatalysis and ozonation on wastewater treatment. **Journal of Photochemistry and Photobiology C: Photochemistry Reviews**, v. 6, p.264–273, 2005.
- AJUZIEOGU, C. A.; ODOKUMA, L. O. Comparison of the sensitivity of *Crassostrea gigas* and *Vibrio fischeri* (Microtox) for toxicity assessment of produced water. **Journal of Advances in Biology & Biotechnology**, p. 1-10, 2018.
- AJUZIEOGU, C. A.; ODOKUMA, L. O.; CHIKERE, C. B.. Toxicity assessment of produced water using Microtox Rapid Bioassay. **South Asian Journal of Research in Microbiology**, p. 1-9, 2018.
- AL-GHOUTI, Mohammad A. et al. Produced water characteristics, treatment and reuse: A review. **Journal of Water Process Engineering**, v. 28, p. 222-239, 2019.
- ALEGBELEYE, O. O.; OPEOLU, B. O.; JACKSON, Vanessa Angela. Polycyclic aromatic hydrocarbons: a critical review of environmental occurrence and bioremediation. **Environmental management**, v. 60, n. 4, p. 758-783, 2017.
- ALEXANDROV, P. N.; POGUE, A. I.; LUKIW, Walter J. Synergism in aluminum and mercury neurotoxicity. **Integrative food, nutrition and metabolism**, v. 5, n. 3, 2018.
- ALLEY, B.; BEEBE, A.; RODGERS JR, J.; CASTLE, J. W. Chemical and physical characterization of produced waters from conventional and unconventional fossil fuel resources. **Chemosphere**, v. 85, n. 1, p. 74-82, 2011.

- ALMEIDA, J. **Introdução à Indústria do Petróleo**. FURG/CTI/PETROBRAS, Rio Grande, 76p, 2006
- ALSALKA, Y.; KARABET, F.; HASHEM, S. Evaluation of electrochemical processes for the removal of several target aromatic hydrocarbons from petroleum contaminated water. **Journal of Environmental Monitoring**, v. 13, n. 3, p. 605-613, 2011.
- ALZHRANI, S.; MOHAMMAD, A.W.; HILAL, N.; ABDULLAH, P.; JAAFAR, O. Comparative study of NF and RO membranes in the treatment of produced water- Part I: assessing water quality, **Desalination**, v. 315, p. 18–26, 2013.
- ANDREOZZI, R.; CAPRIO, V.; INSOLA, A.; MAROTTA, R. Advanced oxidation processes (AOP) for water purification and recovery. **Catalysis Today**, v.53, p. 51–59, 1999.
- ARAGÃO, M.A.; ARAÚJO, R.P.A. **Métodos de ensaio e toxicidade com organismos aquáticos**. Em: ZAGATTO, P.A.; BERTOLETTI, E. **Ecotoxicologia aquática – princípios e aplicações**, São Carlos: RiMa, 2006, p.117–152.
- ARAMBOUROU, H. et al. Chironomus riparius exposure to field-collected contaminated sediments: from subcellular effect to whole-organism response. **Science of The Total Environment**, v. 671, p. 874-882, 2019.
- ARMITAGE, P. D.; PINDER, L. C.; CRANSTON, P. S. (Ed.). **The Chironomidae: biology and ecology of non-biting midges**. Springer Science & Business Media, 2012.
- AYAN, M. et al. The apoptotic effect of a high dose of toluene on liver tissue during the acute phase: an experimental study. **Toxicology and industrial health**, v. 29, n. 8, p. 728-736, 2013.
- AYERS, R. C.; PARKER, M. Produced water waste management: technical report. 2001.
- AZEVEDO-PEREIRA, H. M. V. S.; SOARES, A. M. V. M. Effects of mercury on growth, emergence, and behavior of Chironomus riparius Meigen (Diptera: Chironomidae). **Archives of environmental contamination and toxicology**, v. 59, n. 2, p. 216-224, 2010.
- BAKKE, T.; KLUNGSØYR, J., SANNE, S., Environmental impacts of produced water and drilling waste discharges from the Norwegian offshore petroleum industry. **Marine Environmental Research**, v. 92, p. 154–169, 2013.
- BALEK, V.; PÉREZ-RODRÍGUEZ, J. L.; PÉREZ-MAQUEDA, L. A.; ŠUBRT, J.; POYATO, J. Thermal behaviour of ground vermiculite. *J. Therm. Anal. Calorim.*, v. 88, n. 3, p. 819 - 823, 2007.
- BALL, A.; TRUSKEWYCZ, A. Polyaromatic hydrocarbon exposure: an ecological impact ambiguity. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 20, n. 7, p. 4311-4326, 2013.
- BARTILOTTI, M. VIANA, T.S.; OLIVEIRA, D.P.; SANTOS, E.V.; ROJAS-MANTILLA, H.D.; SANTOS, M.C.; ZANONI, M.V.B Assessment of the improved performance of magnetite-modified vermiculite in the reduction of BTEX and metals, as well as toxicity in petroleum-produced water. **Journal of Water Process Engineering**, p. 101749, 2021.

- BEATRICI, A.C. **Avaliação da fertilidade e sensibilidade de *Daphnia similis* (Crustacea, Cladocera) submetida a três diferentes dietas**. UFRS, 2001. 18 páginas. Dissertação (bacharelado) Instituto de Biociências, Departamento de Ecologia. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2001.
- BEGHELLI, Frederico Guilherme et al. Lethal and sublethal effects of metal-polluted sediments on *Chironomus sancticaroli* Strixino and Strixino, 1981. **Ecotoxicology**, v. 27, n. 3, p. 286-299, 2018.
- BELEZA, S.; CAMPOS, D.; NUNES, B.; PESTANA, J. L. Ecotoxicological responses of *Chironomus riparius* to Eucalyptus and Alnus leaf leachates: from biochemical to life-history effects. **Ecological Indicators**, v. 106, p. 105473, 2019.
- BENNETT, J.; CUBBAGE, J.; PHILLIPS, K. **Review and evaluation of Microtox test for freshwater sediments**. Washington State Department of Ecology, Environmental Investigations and Laboratory Services Program, Toxics, Compliance, and Ground Water Investigations Section, 1992.
- BESSEGATO, G. G.; CARDOSO, J. C.; SILVA, B. F.; ZANONI, M. V. B. Combination of photoelectrocatalysis and ozonation: A novel and powerful approach applied in Acid Yellow 1 mineralization. **Applied Catalysis B: Environmental**, v. 180, p. 161–168, 2016
- BHADJA, P.; KUNDU, R. Status of the seawater quality at few industrially important coasts of Gujarat (India) off Arabian Sea. 2012.
- BLEWETT, T. A.; DELOMPRÉ, P. L.; GLOVER, C. N.; GOSS, G. G. Physical immobility as a sensitive indicator of hydraulic fracturing fluid toxicity towards *Daphnia magna*. **Science of The Total Environment**, v. 635, p. 639-643, 2018.
- BLEWETT, T. A.; DELOMPRÉ, P. L.; HE, Y., FOLKERTS; E. J., FLYNN, S. L.; ALESSI, D. S.; GOSS, G. G. Sublethal and reproductive effects of acute and chronic exposure to flowback and produced water from hydraulic fracturing on the water flea *Daphnia magna*. **Environmental science & technology**, v. 51, n. 5, p. 3032-3039, 2017a.
- BLEWETT, T. A.; WEINRAUCH, A. M.; DELOMPRÉ, P. L.; GOSS, G. G. The effect of hydraulic flowback and produced water on gill morphology, oxidative stress and antioxidant response in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). **Scientific reports**, v. 7, p. 46582, 2017b.
- BLEWETT, T. A.; WOOD, C. M. Low salinity enhances Ni-mediated oxidative stress and sub-lethal toxicity to the green shore crab (*Carcinus maenas*). **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 122, p. 159-170, 2015.
- BRAUNBECK, T.; BÖTTCHER, M.; HOLLERT, H.; KOSMEHL, T.; LAMMER, E.; LEIST, E.; RUDOLF, M.; SEITZ, N. Towards an alternative for the acute fish LC50 test in chemical assessment: the fish embryo toxicity test goes multi-species – an update. **Altex**, v. 22, p.87-100, 2005.
- BRAZ, F. S.; SILVA, M. R.; SILVA, F. S.; ANDRADE, S. J.; FONSECA, A. L.; KONDO, M. M. Photocatalytic degradation of ibuprofen using TiO₂ and ecotoxicological assessment of degradation intermediates against *Daphnia similis*. **J Environ Protect**, v. 5, p. 620-626, 2014.

- BREIT, G. N.; OTTON, J. K. Produced waters database. **US Geological Survey**, 2002.
- BRENDEHAUG, J.; JOHNSEN, S.; BRYNE, K. H.; GJØSE, A. L.; EIDE, T. H.; AAMOT, E. Toxicity testing and chemical characterization of produced water—a preliminary study. In: **Produced water**. Springer, Boston, MA, 1992. p. 245-256.
- BRETAS, E. Avaliação toxicológica da água produzida de uma plataforma offshore de gás natural. **Revista Ceciliana**, v. 3, p. 50–53, 2011.
- BRITO, J. F.; BESSEGATO, G. G.; VIANA, T. S.; DE OLIVEIRA, D. P.; MARTÍNEZ-HUITLE, C. A.; ZANONI, M. V. B. Combination of photoelectrocatalysis and ozonation as a good strategy for organics oxidation and decreased toxicity in oil-produced water. **Journal of The Electrochemical Society**, v. 166, n. 5, p. H3231-H3238, 2019
- BROOKS, S. et al. Integrated biomarker assessment of the effects exerted by treated produced water from an onshore natural gas processing plant in the North Sea on the mussel *Mytilus edulis*. **Marine pollution bulletin**, v. 62, n. 2, p. 327-339, 2011.
- BRUSTEIN, E. et al. Steps during the development of the zebrafish locomotor network. **Journal of Physiology-Paris**, v. 97, n. 1, p. 77-86, 2003.
- BUENO-SILVA, M.; FISCHER, M. L. Estudo da biologia de *Girardia tigrina* (Girard, 1850) (Platyhelminthes: Tricladida: Paludicola): Análise do crescimento, reprodução e mortalidade em laboratório. *Acta Biológica Leopoldensia*, v. 27 (1), p. 11-18, 2005.
- BURATINI, S.V.; BERTOLETTI, E.; ZAGATTO, P.A. Evaluation of *Daphnia similis* as a test species in ecotoxicological assays. **Environmental Contamination and Toxicology**, v. 73, p.878 – 882, 2004.
- BURTON, G. A.; LANDRUM, P. F. Toxicity of sediments. **Encyclopedia of sediments and sedimentary rocks**, p. 748-751, 2003.
- BUSQUET, F.; STRECKER, R.; RAWLINGS, J. M.; BELANGER, S. E.; BRAUNBECK, T.; CARR, G. J.; CENIJN, P.; FOCHTMAN, P.; GOURMELON, A.; HUBLER, N.; KLEENSANG, A.; KNOBEL, M.; KUSSATZ, C.; LEGLER, J.; LILLICRAP, A.; MARTINEZ-JERONIMO, F.; POLLEICHTNER, C.; RZODECZKO, H.; SALINASM, E.; SCHNEIDERM, K. E.; SCHOLZ, S.; VAN DEN BRANDHOF, E-J.; VAN DER VEM, L. T. M.; WALTER-ROHDE, S.; WEIGT, S.; WITTERS, H.; HALDER, M. Validation study to assess intra- and inter-laboratory reproducibility of the zebrafish embryo toxicity test for acute aquatic toxicity testing. **Regulatory Toxicology and Pharmacology**, v. 69, n. 3, p. 496-511, 2014,
- BUTKOVSKYI, A.; BRUNING, H.; KOOLS, S. A.; RIJNAARTS, H. H.; VAN WEZEL, A. P. Organic pollutants in shale gas flowback and produced waters: identification, potential ecological impact, and implications for treatment strategies. **Environmental science & technology**, v. 51, n. 9, p. 4740-4754, 2017.
- BUTTARELLI, F. R.; PELLICANO, C.; PONTIERI, F. E. Neuropharmacology and behavior in planarians: translations to mammals. **Comparative Biochemistry**

and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology, v. 147, n. 4, p. 399-408, 2008.

CAMPOS, D.; GRAVATO, C.; QUINTANEIRO, C.; GOLOVKO, O.; ŽLÁBEK, V.; SOARES, A. M.; PESTANA, J. L. Toxicity of organic UV-filters to the aquatic midge *Chironomus riparius*. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 143, p. 210-216, 2017.

CAMPOS, D.; GRAVATO, C.; QUINTANEIRO, C.; SOARES, A. M.; PESTANA, J. L. Responses of the aquatic midge *Chironomus riparius* to DEET exposure. **Aquatic Toxicology**, v. 172, p. 80-85, 2016.

CAMPOS, D.; SILVA, A. R. R.; LOUREIRO, S.; GRABICOVÁ, K.; STAŇOVÁ, A. V.; SOARES, A. M.; PESTANA, J. L. Two-generational effects of Benzophenone-3 on the aquatic midge *Chironomus riparius*. **Science of The Total Environment**, v. 669, p. 983-990, 2019.

CARDOSO, J.C.; BESSEGATO, G.G.; et al. Efficiency comparison of ozonation, photolysis, photocatalysis and photoelectrocatalysis methods in real textile wastewater decolorization. **Water Research**, v. 98, p. 39–46, 2016.

CARLS, M. G.; THEDINGA, J. F. Exposure of pink salmon embryos to dissolved polynuclear aromatic hydrocarbons delays development, prolonging vulnerability to mechanical damage. **Marine Environmental Research**, v. 69, n. 5, p. 318-325, 2010.

CARLSSON, G; NORRGREN, L.; HYLLAND, K.; TOLLEFSEN, K. E. Toxicity screening of produced water extracts in a zebrafish embryo assay. **Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A**, v. 77, n. 9-11, p. 600-615, 2014.

CHEN, J. et al. Developmental lead acetate exposure induces embryonic toxicity and memory deficit in adult zebrafish. **Neurotoxicology and teratology**, v. 34, n. 6, p. 581-586, 2012.

CHIBUNDA, R. T. Chronic toxicity of mercury (HgCl₂) to the benthic midge *Chironomus riparius*. 2009.

CLINE, J. T. Treatment and discharge of produced water for deep offshore disposal. In: **API Produced Water Management Technical Forum and Exhibition, Lafayette, LA**. p. 17-18, 1998.

CLUFF, M. A.; HARTSOCK, A.; MACRAE, J. D.; CARTER, K.; MOUSER, P. J. Temporal changes in microbial ecology and geochemistry in produced water from hydraulically fractured Marcellus shale gas wells. **Environmental science & technology**, v. 48, n. 11, p. 6508-6517, 2014.

CODAY, B. D.; XU, P.; BEAUDRY, E. G.; HERRON, J.; LAMPI, K.; HANCOCK, N.T.; CATH, T.Y. The sweet spot of forward osmosis: treatment of produced water, drilling wastewater, and other complex and difficult liquid streams. **Desalination**, v.333, p. 23–35, 2014.

CORRÊA, A. X.; TIEPO, E. N.; SOMENSI, C. A.; SPERB, R. M.; RADETSKI, C. M. Use of ozone-photocatalytic oxidation (O₃/UV/TiO₂) and biological remediation for treatment of produced water from petroleum refineries. **Journal of Environmental Engineering**, v. 136, n. 1, p. 40-45, 2010.

COSTA, C. R.; OLIVI, P.; BOTTA, C. M. R.; ESPINDOLA, E. L. G. A toxicidade em ambientes aquáticos: discussão e métodos de avaliação. **Química Nova**, v. 31, p. 1820–1830, 2008.

COUNCIL DIRECTIVE 86/609/EEC (1986) on the approximation of laws, regulations and administrative provisions of the Member States regarding the protection of animals used for experimental and other scientific purposes. Commission of the European Communities. **Official Journal**, v.358, p. 1–28, 1986.

DAVID, R. M.; DAKIC, V.; WILLIAMS, T. D.; WINTER, M. J.; CHIPMAN, J. K. Transcriptional responses in neonate and adult *Daphnia magna* in relation to relative susceptibility to genotoxicants. **Aquatic toxicology**, v. 104, n. 3-4, p. 192-204, 2011.

DAVIS, J. G.; WASKOM R.M.; BAUDER T.A. Managing sodic soils. **Service in action; no. 0.504**, 2007.

DE GARCIA, S. O.; GARCÍA-ENCINA, P. A.; IRUSTA-MATA, R. Dose–response behavior of the bacterium *Vibrio fischeri* exposed to pharmaceuticals and personal care products. **Ecotoxicology**, v. 25, n. 1, p. 141-162, 2016.

DE LOOF, A.; HUYBRECHTS, R. “Insects do not have sex hormones”: a myth?. **General and comparative endocrinology**, v. 111, n. 3, p. 245-260, 1998.

DE-CARVALHO, P. S. M.; ZANARDI, E.; BURATINI, S. V.; LAMPARELLI, M. C.; MARTINS, M. C. Oxidizing effect on metal remobilization and *Daphnia similis* toxicity from a Brazilian reservoir sediment suspension. **Water Research**, v. 32, n. 1, p. 193-199, 1998.

DELL'OMO, Giacomo (Ed.). **Behavioural ecotoxicology**. John Wiley & Sons, 2002.

DELOMPRÉ, P. L. M.; BLEWETT, T. A.; GOSS, G. G.; GLOVER, C. N. Shedding light on the effects of hydraulic fracturing flowback and produced water on phototactic behavior in *Daphnia magna*. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 174, p. 315-323, 2019.

DENG, S.; YU, G.; JIANG, Z.; ZHANG, R.; TING, Y. P. Destabilization of oil droplets in produced water from ASP flooding. **Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects**, v. 252, n. 2-3, p. 113-119, 2005.

DJEMIL, R. et al. Evaluation of toluene and xylene toxicity on reproductive function in male rabbits. **Advances in Environmental Biology**, v. 9, p. 104-111, 2015.

DOLAN, F. C.; CATH, T. Y.; HOGUE, T. S. Assessing the feasibility of using produced water for irrigation in Colorado. **Science Of The Total Environment**, v. 640, p. 619-628, 2018.

DOMINGUES, D. F.; BERTOLETTI, E.. Seleção, manutenção e cultivo de organismos aquáticos. ZAGATTO, P. A.; BERTOLETTI, E. **Ecotoxicologia Aquática-princípios e aplicações**. 1ª ed. São Carlos: Editora Rima, p. 153-184, 2006.

DÓREA, H. S. et al. Analysis of BTEX, PAHs and metals in the oilfield produced water in the State of Sergipe, Brazil. **Microchemical journal**, v. 85, n. 2, p. 234-238, 2007.

DUMAN, O.; TUNÇ, S. Electrokinetic properties of vermiculite and expanded vermiculite: effects of pH, clay concentration and mono- and multivalent electrolytes. **Sep. Sci. Technol.**, v. 43, p. 3755 - 3776, 2008.

DUMAN, O.; TUNÇ, S.; POLAT, T. G. Determination of adsorptive properties of expanded vermiculite for the removal of C. I. Basic Red 9 from aqueous solution: Kinetic, isotherm and thermodynamic studies. **Appl. Clay Sci.**, v. 109 - 110, p. 22 - 32, 2015.

EHLERS, U. Phylogenetisches system der Plathelminthes. **Ver Natwiss Ver Hambg**, v. 27, p. 291-294, 1984.

EKINS, P.; VANNER, R.; FIREBRACE, J. Zero emissions of oil in water from offshore oil and gas installations: economic and environmental implications. **Journal of Cleaner Production**, v. 15, n. 13-14, p. 1302-1315, 2007.

EMBRY, M. R. et al. The fish embryo toxicity test as an animal alternative method in hazard and risk assessment and scientific research. **Aquatic toxicology**, v. 97, n. 2, p. 79-87, 2010.

ESTEVEZ, F. de A.; CALIMAN, A. Águas continentais: características do meio, compartimentos e suas comunidades. **Fundamentos de limnologia. Rio de Janeiro: Interciência**, p. 113-118, 2011.

FAKHRI'U-L-RAZI, A.; ALIREZA, P.; LUQMAN, C.A.; DAYANG, R.A.B; SAYED, S.M.; ZURINA, Z.A. Review of Technologies for oil and gas produced water treatment. **Journal of Hazardous Materials**, v.170, p. 530–551, 2009.

FAN, Y. et al. Toxic effects of BTEX in water on *Daphnia magna* and *Limnodrilus hoffmeisteri* and safety assessment of the aquatic environment. **Acta Scientiae Circumstantiae**, v. 29, n. 7, p. 1485-1490, 2009.

FARAG, A. M.; HARPER, D. D. A review of environmental impacts of salts from produced water on aquatic resources. **International Journal of Coal Geology**, v.126, p. 157–161, 2014.

FARIA, M. S.; NOGUEIRA, A. JA; SOARES, A. M. V. M. The use of *Chironomus riparius* larvae to assess effects of pesticides from rice fields in adjacent freshwater ecosystems. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 67, n. 2, p. 218-226, 2007.

FARMEN, E., HARMAN, C., HYLLAND, K., TOLLEFSE, K.-E. Produced water extracts from North Sea oil production platforms result in cellular oxidative stress in a rainbow trout in vitro bioassay. **Marine Pollution Bulletin**, v. 60, p. 1092–1098, 2010.

FARRÉ, M.; FERRER, I.; GINEBREDÀ, A.; FIGUERAS, M.; OLIVELLA, L.; TIRAPU, L.; VILANOVA, M.; BARCELÓ, D. Determination of drugs in surface water and wastewater samples by liquid chromatography–mass spectrometry: methods and preliminary results including toxicity studies with *Vibrio fischeri*. **Journal of Chromatography A**, v. 938, n. 1-2, p. 187-197, 2001.

- FELDMANNOVA, M. et al. Effects of N-heterocyclic polyaromatic hydrocarbons on survival, reproduction, and biochemical parameters in *Daphnia magna*. **Environmental Toxicology: An International Journal**, v. 21, n. 4, p. 425-431, 2006.
- FERRAZ, E. R. A.; GRANDO, M. D.; OLIVEIRA, D. P. The azo dye Disperse Orange 1 induces DNA damage and cytotoxic effects but does not cause ecotoxic effects in *Daphnia similis* and *Vibrio fischeri*. **Journal of hazardous materials**, v. 192, n. 2, p. 628-633, 2011.
- FILLO, J. P.; KORAI DO, S. M.; EVANS, J. M. Sources, characteristics, and management of produced waters from natural gas production and storage operations. In: **Produced water**. Springer, Boston, MA, 1992. p. 151-161.
- FLYNN, S. A.; BUTLER, E. J.; VANCE, I. Produced water composition, toxicity, and fate. In: **Produced Water 2**. Springer, Boston, MA, 1996. p. 69-80.
- FOLKERTS, E. J. et al. Toxicity in aquatic model species exposed to a temporal series of three different flowback and produced water samples collected from a horizontal hydraulically fractured well. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 180, p. 600-609, 2019.
- FOLKERTS, E. J.; BLEWETT, T. A.; HE, Y.; GOSS, G. G. Alterations to Juvenile Zebrafish (*Danio rerio*) swim performance after acute embryonic exposure to sub-lethal exposures of hydraulic fracturing flowback and produced water. **Aquatic Toxicology**, v. 193, p. 50-59, 2017a.
- FOLKERTS, E. J.; BLEWETT, T. A.; HE, Y.; GOSS, G. G. Cardio-respirometry disruption in zebrafish (*Danio rerio*) embryos exposed to hydraulic fracturing flowback and produced water. **Environmental Pollution**, v. 231, p. 1477-1487, 2017b.
- FRASER, G.S.; ELLIS, J. The Canada-Newfoundland Atlantic Accord Implementation Act: Transparency of the environmental management of the offshore oil and gas industry. **Marine Policy**, v. 33, p. 312–316, 2009.
- FUKUNAGA, M. T., **Estudo da Degradação de Efluentes Aquosos Derivados da Indústria Produtora de Fenol Através de Eletrólise Foto-Assistida**, Campinas, Faculdade de Engenharia Mecânica, Universidade Estadual de Campinas, 2003. 104p. Tese (Doutorado).
- GABARDO, I.T. **Caracterização química e toxicológica da água produzida descartada em plataformas de óleo e gás na costa brasileira e seu comportamento dispersivo no mar**. Natal, Programa de Pós-Graduação em Química – CCET/UFRN, 2007, 250p. Tese (Doutorado)
- GARCIA, M. B. **Extração de poluentes orgânicos e inorgânicos pela vermiculita magnética & desenvolvimento de sensor eletroquímico mip para 1-naftol presentes na água produzida de petróleo**. UNESP 2019. 76 páginas. Dissertação (bacharelado) Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Araraquara, 2019.
- GATIDOU, G.; STASINAKIS, A. S.; IATROU, E. I. Assessing single and joint toxicity of three phenylurea herbicides using *Lemna minor* and *Vibrio fischeri* bioassays. **Chemosphere**, v. 119, p. S69-S74, 2015.

- GAUTHIER, P. T. et al. Behavioural alterations from exposure to Cu, phenanthrene, and Cu-phenanthrene mixtures: linking behaviour to acute toxic mechanisms in the aquatic amphipod, *Hyalella azteca*. **Aquatic Toxicology**, v. 170, p. 377-383, 2016.
- GEIER, M. C. et al. Systematic developmental neurotoxicity assessment of a representative PAH Superfund mixture using zebrafish. **Toxicology and applied pharmacology**, v. 354, p. 115-125, 2018.
- GHIRARDINI, A. V.; GIRARDINI, M.; MARCHETTO, D.; PANTANI, C. Microtox® solid phase test: effect of diluent used in toxicity test. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 72, n. 3, p. 851-861, 2009.
- GIRLING, A. E. Acute and chronic toxicity of produced water from a North Sea oil production platform to the calanoid copepod *Acartia tonsa*. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology;(USA)**, v. 43, n. 2, 1989.
- GLÖCKNER, F. O., GASOL, J. M., MCDONOUGH, N., & CALEWAERT, J. B. Marine microbial diversity and its role in ecosystem functioning and environmental change. 2012.
- GOEDKOOP, W.; SPANN, N.; ÅKERBLOM, N.. Sublethal and sex-specific cypermethrin effects in toxicity tests with the midge *Chironomus riparius* Meigen. **Ecotoxicology**, v. 19, n. 7, p. 1201-1208, 2010.
- GOMES, A. P. P. **Gestão Ambiental da água produzida na Indústria de Petróleo: melhores práticas e experiências internacionais**, Rio de Janeiro, COPPE, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2014. 120p. Dissertação (Mestrado).
- GORMLEY, K. L.; TEATHER, K. L. Developmental, behavioral, and reproductive effects experienced by Japanese medaka (*Oryzias latipes*) in response to short-term exposure to endosulfan. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 54, n. 3, p. 330-338, 2003.
- GRANADEIRO, L. et al. Warfarin-exposed zebrafish embryos resembles human warfarin embryopathy in a dose and developmental-time dependent manner—From molecular mechanisms to environmental concerns. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 181, p. 559-571, 2019.
- GREGORY, K. B.; VIDIC, R. D.; DZOMBAK, D. A. Water management challenges associated with the production of shale gas by hydraulic fracturing. **Elements**, v. 7, n. 3, p. 181-186, 2011.
- GUERRA, K.; DAHM, K.; DUNDORF, S. **Oil and gas produced water management and beneficial use in the Western United States**. US Department of the Interior, Bureau of Reclamation, 2011.
- GUTIERREZ, M. F.; PAGGI, J. C.; GAGNETEN, A. M. Microcrustaceans escape behavior as an early bioindicator of copper, chromium and endosulfan toxicity. **Ecotoxicology**, v. 21, p. 428–438, 2012.
- GWl - Global Water Intelligence, **Produced Water Market: Opportunities in the Oil, Shale and Gas Sectors in North America**, Media Analytics Ltd, 2011.
- HAHN, T.; LIESS, M.; SCHULZ, R. Effects of the hormone mimetic insecticide tebufenozide on *Chironomus riparius* larvae in two different exposure setups. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 49, n. 2, p. 171-178, 2001.

- HALE, S. E.; ŠKULCOVÁ, L.; PÍPAL, M.; CORNELISSEN, G.; OEN, A. M.; EEK, E.; BIELSKÁ, L. Monitoring wastewater discharge from the oil and gas industry using passive sampling and *Danio rerio* bioassay as complimentary tools. **Chemosphere**, v. 216, p. 404-412, 2019.
- HALLARE, A. V.; KOSMEHL, T.; SCHULZE, T.; HOLLERT, H.; KÖHLER, H. R.; TRIEBSKORN, R. Assessing contamination levels of Laguna Lake sediments (Philippines) using a contact assay with zebrafish (*Danio rerio*) embryos. **Science of the Total Environment**, v. 347, n. 1-3, p. 254-271, 2005.
- HALPERN, M.; SENDEROVICH, Y. Chironomid microbiome. **Microbial ecology**, v. 70, n. 1, p. 1-8, 2015.
- HAMILTON, M. A.; RUSSO, R. C.; THURSTON, V. Trimed Sperman-Karber method for estimating medial lethal concentrations in toxicology bioassays. **Environmental Science and Technology**, v. 7, p. 714-719, 1977.
- HAN, Zhao-Xiang; WANG, Jia-Hong. Interactive effects of heavy metals and BaP on AChE activity of polychaete *Perinereis aibuhitensis*. **Synthesis and Reactivity in Inorganic, Metal-Organic, and Nano-Metal Chemistry**, v. 39, n. 4, p. 183-188, 2009.
- HANNIGAN, John H.; BOWEN, Scott E. Reproductive toxicology and teratology of abused toluene. **Systems biology in reproductive medicine**, v. 56, n. 2, p. 184-200, 2010.
- HANSEN, B. H. et al. Embryonic exposure to produced water can cause cardiac toxicity and deformations in Atlantic cod (*Gadus morhua*) and haddock (*Melanogrammus aeglefinus*) larvae. **Marine environmental research**, v. 148, p. 81-86, 2019.
- HARMEL, V.C. **Padronização de um teste de toxicidade crônica com a bactéria luminescente *Vibrio fischeri* para análise de qualidade de águas superficiais**. Universidade Regional de Blumenau, 2004. 100 páginas. Tese (mestrado). Programa de pós graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Regional de Blumenau, Blumenau, 2004.
- HAVENS, K. E.; BEAVER, J. R. Body size versus taxonomy in relating zooplankton to water quality in lakes. **Inland Waters**, v. 1, n. 2, p. 107-112, 2011.
- HAVENS, Karl E. et al. Temperature effects on body size of freshwater crustacean zooplankton from Greenland to the tropics. **Hydrobiologia**, v. 743, n. 1, p. 27-35, 2015.
- HE, Y. et al. Chemical and toxicological characterizations of hydraulic fracturing flowback and produced water. **Water research**, v. 114, p. 78-87, 2017.
- HE, Y.; FOLKERTS, E. J.; ZHANG, Y.; MARTIN, J. W.; ALESSI, D. S.; GOSS, G. G. Effects on biotransformation, oxidative stress, and endocrine disruption in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) exposed to hydraulic fracturing flowback and produced water. **Environmental science & technology**, v. 51, n. 2, p. 940-947, 2017.
- HE, Y.; SUN, C.; ZHANG, Y.; FOLKERTS, E. J.; MARTIN, J. W.; GOSS, G. G. Developmental toxicity of the organic fraction from hydraulic fracturing flowback and produced waters to early life stages of zebrafish (*Danio rerio*). **Environmental science & technology**, v. 52, n. 6, p. 3820-3830, 2018.

- HEINLAAN, M.; IVASK, A.; BLINOVA, I.; DUBOURGUIER, H. C., & KAHRU, A. Toxicity of nanosized and bulk ZnO, CuO and TiO₂ to bacteria *Vibrio fischeri* and crustaceans *Daphnia magna* and *Thamnocephalus platyurus*. **Chemosphere**, v. 71, n. 7, p. 1308-1316, 2008.
- HENDERSON, S. B.; GRIGSON, S. J. W.; JOHNSON, P.; RODDIE, B. D. Potential impact of production chemicals on the toxicity of produced water discharges from North Sea oil platforms. **Marine Pollution Bulletin**, v. 38, n. 12, p. 1141-1151, 1999.
- HILL, A. J.; TERAOKA, H.; HEIDEMAN, W.; PETERSON, R. E. Zebrafish as a model vertebrate for investigating chemical toxicity. **Toxicological Sciences**, v. 86, p. 6–19, 2005.
- HOLDWAY, D. A. The acute and chronic effects of wastes associated with offshore oil and gas production on temperate and tropical marine ecological processes. **Marine Pollution Bulletin**, v.44, p. 185–203, 2002.
- HOLKER, F.; STIEF, P. Adaptive behaviour of chironomid larvae (*Chironomus riparius*) in response to chemical stimuli from predators and resource density. **Behavioral Ecology and Sociobiology**, v. 58, n. 3, p. 256-263, 2005.
- HORNG, C. Y.; LIN, H. C.; LEE, Wenjau. A reproductive toxicology study of phenanthrene in medaka (*Oryzias latipes*). **Archives of environmental contamination and toxicology**, v. 58, n. 1, p. 131-139, 2010.
- HOWE, K. et al. The zebrafish reference genome sequence and its relationship to the human genome. **Nature**, v. 496, p. 498–503, 2013.
- IGUNNU, E. T.; CHEN, G. Z. Produced water treatment technologies. **International Journal of Low-Carbon Technologies**, v. 9, n. 3, p. 157-177, 2014.
- INGERSOLL, Christopher G. Sediment tests. **Fundamentals of aquatic toxicology**, v. 2, p. 231-255, 1995.
- INOUE, T.; KUMAMOTO, H.; OKAMOTO, K.; UMESONO, Y.; SAKAI, M.; ALVARADO, A. S.; AGATA, K. Morphological and functional recovery of the planarian photosensing system during head regeneration. **Zoological science**, v. 21, n. 3, p. 275-284, 2004
- INOUE, T.; HOSHINO, H.; YAMASHITA, T.; SHIMOYAMA, S.; AGATA, K. Planarian shows decision-making behavior in response to multiple stimuli by integrative brain function. **Zoological letters**, v. 1, n. 1, p. 1-15, 2015.
- IRONS, T. D.; KELLY, P. E.; HUNTER, D. L.; MACPHAIL, R. C.; PADILLA, S. Acute administration of dopaminergic drugs has differential effects on locomotion in larval zebrafish. **Pharmacology Biochemistry and Behavior**, v. 103, n. 4, p. 792-813, 2013
- JAIKUMAR, G.; BRUN, N. R.; VIJVER, M. G.; BOSKER, T. Reproductive toxicity of primary and secondary microplastics to three cladocerans during chronic exposure. **Environmental Pollution**, v. 249, p. 638-646, 2019.
- JARAMILLO-GUTIÉRREZ, M. I.; RIVERO, E. P., CRUZ-DÍAZ, M. R., NIÑO-GÓMEZ, M. E., & PEDRAZA-AVELLA, J. A. Photoelectrocatalytic hydrogen production from oilfield-produced wastewater in a filter-press reactor using TiO₂-based photoanodes. **Catalysis Today**, v. 266, p. 17-26, 2016.

- JEONG, S. W.; LEE, S. M.; YUM, S. S.; IGUCHI, T.; SEO, Y. R. Genomic expression responses toward bisphenol-A toxicity in *Daphnia magna* in terms of reproductive activity. **Molecular & Cellular Toxicology**, v. 9, n. 2, p. 149-158, 2013.
- JIMÉNEZ, S.; MICÓ, M. M.; ARNALDOS, M.; MEDINA, F.; CONTRERAS, S. State of the art of produced water treatment. **Chemosphere**, v. 192, p. 186-208, 2018.
- JOHNSEN, S.; RØE UTVIK, T. I., GARLAND, E., DE VALS, B., & CAMPBELL, J. Environmental fate and effect of contaminants in produced water. In: **SPE International Conference on Health, Safety, and Environment in Oil and Gas Exploration and Production**. Society of Petroleum Engineers, 2004.
- JOHNSON, B. M.; KANAGY, L. E.; RODGERS JR, J. H.; CASTLE, J. W. Feasibility of a pilot-scale hybrid constructed wetland treatment system for simulated natural gas storage produced waters. **Environmental Geosciences**, v. 15, n. 3, p. 91-104, 2008.
- KAPU, M. M.; SCHAEFFER, D. J. Planarians in toxicology. Responses of asexual *Dugesia dorotocephala* to selected metals. **Bulletin of environmental contamination and toxicology**, v. 47, n. 2, p. 302-307, 1991.
- KARPOWICZ, M.; SŁUGOCKI, Ł.; KOZŁOWSKA, J.; OCHOCKA, A.; LÓPEZ, C. Body size of *Daphnia cucullata* as an indicator of the ecological status of temperate lakes. **Ecological Indicators**, v. 117, p. 106585, 2020.
- KAWAKATSU, M.; HAUSER, J.; FRIEDRICH, S. M. G. The freshwater planaria from South Brazil. **Bull. Natnl. Sci. Mus. Ser. A (Zoology)**, v. 2, p. 205-223, 1976.
- KHALED, I. et al. Impact of oil-related environmental pollutants on the ovary structure in the freshwater leech *Erpobdella johanssoni* (Johansson, 1927)(Clitellata: Hirudinea). **The European Zoological Journal**, v. 84, n. 1, p. 286-293, 2017.
- KHAN, N. A.; ENGLE, M.; DUNGAN, B.; HOLGUIN, F. O.; XU, P.; CARROLL, K. C. Volatile-organic molecular characterization of shale-oil produced water from the Permian Basin. **Chemosphere**, v. 148, p. 126-136, 2016.
- KIM, J. Y.; KIM, S. J.; BAE, M. A.; KIM, J. R.; CHO, K. H. Cadmium exposure exacerbates severe hyperlipidemia and fatty liver changes in zebrafish via impairment of high-density lipoproteins functionality. **Toxicology in Vitro**, v. 47, p. 249-258, 2018.
- KIMMEL, C. B.; BALLARD, W. W.; KIMMEL, S. R.; ULLMANN, B.; SCHILLING, T. F. Stages of embryonic development of the zebrafish. **Developmental Dynamics**, v. 203, p. 253–310, 1995.
- KNAKIEVICZ, T.; FERREIRA, H. B. Evaluation of copper effects upon *Girardia tigrina* freshwater planarians based on a set of biomarkers. **Chemosphere**, v. 71, n. 3, p. 419-428, 2008.
- KOROSI, J. B.; PATERSON, A. M.; DESELLAS, A. M.; SMOL, J. P. Linking mean body size of pelagic Cladocera to environmental variables in Precambrian Shield lakes: a paleolimnological approach. **Journal of Limnology**, v. 67, n. 1, p. 22-34, 2008.

- KRAEPIEL, A. M. L.; KELLER, K.; MOREL, F. M. M. A model for metal adsorption on montmorillonite. **Journal of Colloid and Interface Science**, v. 210, n. 1, p. 43-54, 1999.
- KUBALLA, A. V.; HOLTON, T. A.; PATERSON, B.; ELIZUR, A. Moulting cycle specific differential gene expression profiling of the crab *Portunus pelagicus*. **BMC genomics**, v. 12, n. 1, p. 147, 2011.
- KUHLMANN, M. L.; JOHNSCHER-FORNASARO, G.; OGURA, L. L.; IMBIMBO, H. Protocolo para o biomonitoramento com as comunidades bentônicas de rios e reservatórios do estado de São Paulo. **São Paulo: CETESB**, 2012.
- LAMMER, E.; CARR, G. J.; WENDLER, K.; RAWLINGS, J. M.; BELANGER, S. E.; BRAUNBECK, T. Is the fish embryo toxicity test (FET) with the zebrafish (*Danio rerio*) a potential alternative for the fish acute toxicity test?. **Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology**, v. 149, n. 2, p. 196-209, 2009.
- LANA, C. C.; CARVALHO, I. S. Cretaceous conchostracans from Potiguar Basin (northeast Brazil): relationships with West African conchostracan faunas and palaeoecological inferences. **Cretaceous Research**, v. 23, n. 3, p. 351-362, 2002.
- LEE, H.Y.; INSELMAN, A.L.; KANUNGO, J.; HANSEN, D.K. Alternative models in developmental toxicology. **Systems Biology in Reproductive Medicine**, v. 58, p. 10–22, 2012.
- LEPREVOST, A.; SIRE, J.-Y. Architecture, mineralization and development of the axial skeleton in Acipenseriformes, and occurrences of axial anomalies in rearing conditions; can current knowledge in teleost fish help?. **Journal of Applied Ichthyology**, v. 30, n. 4, p. 767-776, 2014.
- LI, G., AN, T.; CHEN, J.; SHENG, G.; FU, J.; CHEN, F.; Zhang S.; Zhao, H. Photoelectrocatalytic decontamination of oilfield produced wastewater containing refractory organic pollutants in the presence of high concentration of chloride ions. **Journal of hazardous materials**, v. 138, n. 2, p. 392-400, 2006.
- LI, J. et al. Mercury bioaccumulation in the food web of Three Gorges Reservoir (China): Tempo-spatial patterns and effect of reservoir management. **Science of the Total Environment**, v. 527, p. 203-210, 2015.
- LI, J.; LIANG, Y.; VZHANG, X.; LU, J.; ZHANG, J.; RUAN, T.; ZHOU, Q.; JIANG, G. Impaired gas bladder inflation in zebrafish exposed to a novel heterocyclic brominated flame retardant tris (2, 3-dibromopropyl) isocyanurate. **Environmental science & technology**, v. 45, n. 22, p. 9750-9757, 2011.
- LI, X. et al. Joint action and lethal levels of toluene, ethylbenzene, and xylene on midge (*Chironomus plumosus*) larvae. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 20, n. 2, p. 957-966, 2014.
- LILLEY, T. M.; RUOKOLAINEN, L.; PIKKARAINEN, A.; LAINE, V. N.; KILPIMAA, J.; RANTALA, M. J.; NIKINMAA, M. Impact of tributyltin on immune response and life history traits of *Chironomus riparius*: single and multigeneration effects and recovery from pollution. **Environmental science & technology**, v. 46, n. 13, p. 7382-7389, 2012.

LIN, C-C. et al. Exposure to multiple low-level chemicals in relation to reproductive hormones in premenopausal women involved in liquid crystal display manufacture. **International journal of environmental research and public health**, v. 10, n. 4, p. 1406-1417, 2013.

LIU, M. C., CHEN, C. M., CHENG, H. Y., CHEN, H. Y., SU, Y. C., & HUNG, T. Y. Toxicity of different industrial effluents in Taiwan: a comparison of the sensitivity of *Daphnia similis* and Microtox®. **Environmental Toxicology: An International Journal**, v. 17, n. 2, p. 93-97, 2002.

LIU, Y. et al. Food up-take and reproduction performance of *Daphnia magna* under the exposure of Bisphenols. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 170, p. 47-54, 2019.

LÓPEZ, A. M. C.; SARMENTO, R. A.; DE SOUZA SARAIVA, A.; PEREIRA, R. R.; SOARES, A. M.; PESTANA, J. L. Exposure to Roundup® affects behaviour, head regeneration and reproduction of the freshwater planarian *Girardia tigrina*. **Science of The Total Environment**, v. 675, p. 453-461, 2019.

LU, Zhao-Guang et al. Developmental toxicity and neurotoxicity of two matrine-type alkaloids, matrine and sophocarpine, in zebrafish (*Danio rerio*) embryos/larvae. **Reproductive Toxicology**, v. 47, p. 33-41, 2014.

LYNCH, M. Fitness and optimal body size in zooplankton population. **Ecology**, p. 763-774, 1977.

MAGALHÃES, D. P.; FERRÃO, A. S. A ecotoxicologia como ferramenta no biomonitoramento de ecossistemas aquáticos. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, p. 355-381, 2008.

MALANDRINO, M.; ABOLLINO, O.; GIACOMINO, A.; ACETO, M.; MENTASTI, E. Adsorption of heavy metals on vermiculite: influence of pH and organic ligands. **Journal of Colloid and Interface Science**, v. 299, n. 2, p. 537-546, 2006.

MANFRA, L. et al. Metal content and toxicity of produced formation water (PFW): study of the possible effects of the discharge on marine environment. **Archives of environmental contamination and toxicology**, v. 53, n. 2, p. 183-190, 2007.

MANFRA, L. et al. Toxicity evaluation of produced formation waters after filtration treatment. **Natural Science**, v. 2, n. 01, p. 33, 2010.

MANTELL, M. E. Produced water reuse and recycling challenges and opportunities across major shale plays. In: **EPA hydraulic fracturing study technical workshop**. 2011.

MASCOLO, M., PEI, Y.; RING, T. Room temperature co-precipitation synthesis of magnetite nanoparticles in a large pH window with different bases. **Materials**, v. 6, p. 5549 - 5567, 2013.

MCCOLLUM, C. W.; DUCHARME, N. A.; BONDESSON, M.; GUSTAFSSON, J. A.; Developmental toxicity screening in zebrafish. **Birth Defects Research Part C - Embryo Today: Reviews**, v. 93, p. 67-114, 2011.

MCGRATH, P.; LI, C.-Q. Zebrafish: a predictive model for assessing drug-induced toxicity. **Drug discovery today**, v. 13, p. 394-401, 2008.

MCINTOSH, J. C.; WALTER, L. M. Volumetrically significant recharge of Pleistocene glacial meltwaters into epicratonic basins: Constraints imposed by solute mass balances. **Chemical Geology**, v. 222, n. 3-4, p. 292-309, 2005.

MCINTOSH, J. C.; WALTER, L. M.; MARTINI, A. M. Pleistocene recharge to midcontinent basins: effects on salinity structure and microbial gas generation. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 66, n. 10, p. 1681-1700, 2002.

MCLAUGHLIN, M. C. et al. Mutagenicity assessment downstream of oil and gas produced water discharges intended for agricultural beneficial reuse. **Science of The Total Environment**, v. 715, p. 136944, 2020.

MEADOR, J. P. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. Encyclopedia of Ecology. **Encyclopedia of Ecology**, 4, 2881-2891. Oxford: Elsevier, 2008.

MEIER, S. et al. Effects of alkylphenols on the reproductive system of Atlantic cod (*Gadus morhua*). **Aquatic Toxicology**, v. 81, n. 2, p. 207-218, 2007.

MERCIER, L.; DETELLIER, Christian. Preparation, characterization, and applications as heavy metals sorbents of covalently grafted thiol functionalities on the interlamellar surface of montmorillonite. **Environmental science & technology**, v. 29, n. 5, p. 1318-1323, 1995.

MONDAL, S.; WICKRAMASINGHE, S.R. Produced water treatment by nanofiltration and reverse osmosis membranes. **J. Membrane Science**, v.322, p. 162–170, 2008.

MONTEIRO, C. A. S.; JERÔNIMO, C. E. M. Correlação dos aspectos e impactos ambientais à legislação para as atividades de exploração de petróleo on shore no RN. **Scientia Plena**, v. 8, p. 1–13, 2012.

MOUZDAHIR, Y., ELMCHAOURI, A., MAHBOUB, R., GIL, A.; KORILI, S. A. Synthesis of nano-layered vermiculite of low density by thermal treatment. **Powder Technol.**, v. 189, n. 1, p. 2 – 5, 2009.

MURRAY-GULDE, C., HEATLEY, J.E., KARANFIL, T., RODGERS, J.H., MYERS, J.E. Performance of a hybrid reverse-osmosis constructed wet-land treatment system for brackish oil field produced water. **Water Research**, v. 37, p. 705–711, 2003.

MYSORE, D.; VIRARAGHAVAN, T.; JIN, Y. Treatment of oily waters using vermiculite. **Water Res.**, v. 39, p. 2643 - 2653, 2005.

NAGEL, R. DarT: the embryo test with the zebrafish *Danio rerio* — a general model in ecotoxicology and toxicology. **ALTEX**, v.19, p. 38–48, 2002.

NAKAYAMA, K.; OSHIMA, Y.; NAGAFUCHI, K.; HANO, T.; SHIMASAKI, Y.; HONJO, T. Early–life-stage toxicity in offspring from exposed parent medaka, *Oryzias latipes*, to mixtures of tributyltin and polychlorinated biphenyls. **Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal**, v. 24, n. 3, p. 591-596, 2005.

NASCIMENTO, M. K. S. et al. Toxicity of a mixture of monoaromatic hydrocarbons (BTX) to a tropical marine microcrustacean. **Marine Pollution Bulletin**, v. 156, p. 111272, 2020.

NASIRI, M.; JAFARI, I. Produced water from oil-gas plants: A short review on challenges and opportunities. **Periodica Polytechnica Chemical Engineering**, v. 61, n. 2, p. 73-81, 2017.

NASIRI, M.; JAFARI, I.; PARNIANKHOY, B.. Oil and gas produced water management: a review of treatment technologies, challenges, and opportunities. **Chemical engineering communications**, v. 204, n. 8, p. 990-1005, 2017.

NAWROCKI, J.; KASPRZYK-HORDERN, B. The efficiency and mechanisms of catalytic ozonation. **Applied Catalysis B: Environmental**, v. 99, p. 27–42, 2010.

NEFF, J. M.; SAUER, T. C.; HART, A. D. Monitoring Polycyclic Aromatic Hydrocarbon (PAH) Bioavailability Near Offshore Produced Water Discharges. In: **Environmental Toxicology and Risk Assessment: Science, Policy, and Standardization—Implications for Environmental Decisions: Tenth Volume**. ASTM International, 2000.

NEFF, J.; LEE, K.; DEBLOIS, E. M. Produced Water: Overview of Composition, Fates, and Effects. **Produced Water: Environmental Risks and Advances in Mitigation Technologies**, p. 3–54, 2011.

NEFF, J.; SAUER, T. C.; HART, A. D. Bioaccumulation of hydrocarbons from produced water discharged to offshore waters of the US Gulf of Mexico. In: **Produced Water**. Springer, New York, NY, 2011. p. 441-477.

NEUPARTH, T. et al. Toxicity effects of hazardous and noxious substances (HNS) to marine organisms: acute and chronic toxicity of p-xylene to the amphipod *Gammarus locusta*. **Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A**, v. 77, n. 20, p. 1210-1221, 2014.

NOREÑA, C.; DAMBORENEA, C.; BRUSA, F. Phylum Platyhelminthes. In: **Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates**. Academic Press, 2015. p. 181-203.

OECD, 1997. Environmental Health and Safety Publications. Series on Testing and Assessment No. 6. Report of the final ring test of the *Daphnia magna* reproduction test organization. General Distribution OCDE/GD, v.19, p. 1-190, 1997.

OECD, 2012. *OECD Guideline for Testing Chemicals. Test n.º 211: Daphnia magna reproduction test. Organisation for Economic Co-operation and Development*, OECD Publishing.

OECD, 2013. *OECD Guideline for Testing Chemicals. Test n.º 236: fish embryo acute toxicity (FET) test. Organisation for Economic Co-operation and Development*, OECD Publishing.

OECD. Test no. 218: Sediment-water chironomid toxicity test using spiked sediment. In: Publishing O, editor. **OECD Guidelines for the Testing of Chemicals**, 2004.

OFOEGBU, P. U.; LOURENÇO, J.; MENDO, S.; SOARES, A. M.; PESTANA, J. L. Effects of low concentrations of psychiatric drugs (carbamazepine and fluoxetine) on the freshwater planarian, *Schmidtea mediterranea*. **Chemosphere**, v. 217, p. 542-549, 2019.

OFOEGBU, P. U.; SIMÃO, F. C.; CRUZ, A.; MENDO, S.; SOARES, A. M.; PESTANA, J. L. Toxicity of tributyltin (TBT) to the freshwater planarian *Schmidtea mediterranea*. **Chemosphere**, v. 148, p. 61-67, 2016.

OGP (INTERNATIONAL ASSOCIATION OF OIL AND GAS PRODUCERS). Aromatics in produced water: Occurrence, fate and effects and treatment. **Report No.**, v. 1, n. 20/324, 2002.

OGP. Offshore environmental monitoring for the oil and gas industry. **International Association of Oil and Gas Producers**, Report n. 457, 32p, 2012

OREM, William et al. Organic substances in produced and formation water from unconventional natural gas extraction in coal and shale. **International Journal of Coal Geology**, v. 126, p. 20-31, 2014.

OSUGI, M. E.; UMBUZEIRO, G. A.; ANDERSON, M. A.; ZANONI, M. V. B. Degradation of matallophthalocyanine dye by combined processes of electrochemistry and photoelectrochemistry. **Electrochimica Acta**, v. 50, p. 5261–5269, 2005.

OTTON, J. K. **Environmental aspects of produced-water salt releases in onshore and coastal petroleum-producing areas of the conterminous US-a bibliography**. US Geological Survey, 2006.

OVIEDO, N. J.; NICOLAS, C. L.; ADAMS, D. S.; LEVIN, M. Establishing and maintaining a colony of planarians. **Cold Spring Harbor Protocols**, v. 2008, n. 10, p. pdb. prot5053, 2008.

OZGUN, H. et al. Effects of the pre-treatment alternatives on the treatment of oil-gas field produced water by nanofiltration and reverse osmosis membranes. **Journal of Chemical Technology & Biotechnology**, v. 88, n. 8, p. 1576-1583, 2013.

PAGÁN, O. R.; COUDRON, T.; KANERIA, T. The flatworm planaria as a toxicology and behavioral pharmacology animal model in undergraduate research experiences. **Journal of Undergraduate Neuroscience Education**, v. 7, n. 2, p. A48, 2009.

PANTER, G. H; HUTCHINSON, T. H.; HURD, K. S.; BAMFORTH, J.; STANLEY, R. D.; DUFFELL, S.; HARGREAVES, A.; GIMENO, S.; TYLER, C. R. Development of chronic tests for endocrine active chemicals: Part 1. An extended fish early-life stage test for oestrogenic active chemicals in the fathead minnow (*Pimephales promelas*). **Aquatic toxicology**, v. 77, n. 3, p. 279-290, 2006.

PARK, K.; BANG, H. W.; PARK, J.; KWAK, I. S. Ecotoxicological multilevel-evaluation of the effects of fenbendazole exposure to *Chironomus riparius* larvae. **Chemosphere**, v. 77, n. 3, p. 359-367, 2009.

PARVEZ, S.; VENKATARAMAN, C.; MUKHERJI, S. A review on advantages of implementing luminescence inhibition test (*Vibrio fischeri*) for acute toxicity prediction of chemicals. **Environment international**, v. 32, n. 2, p. 265-268, 2006.

PENG, C. et al. Toxic effects of individual and combined effects of BTEX on *Euglena gracilis*. **Journal of hazardous materials**, v. 284, p. 10-18, 2015.

PEREZ-RODRIGUEZ, V.; WU, N.; DE LA COVA, A.; SCHMIDT, J.; DENSLOW, N. D.; MARTYNIUK, C. J. The organochlorine pesticide toxaphene reduces non-

mitochondrial respiration and induces heat shock protein 70 expression in early-staged zebrafish (*Danio rerio*). **Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology**, v. 228, p. 108669, 2020.

PÉRY, A. R.; MONS, R.; FLAMMARION, P.; LAGADIC, L.; GARRIC, J. A modeling approach to link food availability, growth, emergence, and reproduction for the midge *Chironomus riparius*. **Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal**, v. 21, n. 11, p. 2507-2513, 2002.

PESTANA, J. L.; LOUREIRO, S.; BAIRD, D. J.; SOARES, A. M. Pesticide exposure and inducible antipredator responses in the zooplankton grazer, *Daphnia magna* Straus. **Chemosphere**, v. 78, n. 3, p. 241-248, 2010.

PIROTTE, N. et al. Reactive oxygen species in planarian regeneration: an upstream necessity for correct patterning and brain formation. **Oxidative medicine and cellular longevity**, v. 2015, 2015

PONLAWAT, A.; HARRINGTON, L. C. Age and body size influence male sperm capacity of the dengue vector *Aedes aegypti* (Diptera: Culicidae). **Journal of medical entomology**, v. 44, n. 3, p. 422-426, 2007.

PREZA, D. L.; SMITH, Donald H. Use of newborn *Girardia tigrina* (Girard, 1850) in acute toxicity tests. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 50, n. 1, p. 1-3, 2001.

PU, Shi-Ya et al. Effects of phthalate acid esters on zebrafish larvae: Development and skeletal morphogenesis. **Chemosphere**, v. 246, p. 125808, 2020.

RAFFA, R. B.; HOLLAND, L. J.; SCHULINGKAMP, R. J. Quantitative assessment of dopamine D2 antagonist activity using invertebrate (*Planaria*) locomotion as a functional endpoint. **Journal of pharmacological and toxicological methods**, v. 45, n. 3, p. 223-226, 2001.

RAFFA, R. B.; VALDEZ, J. M. Cocaine withdrawal in *Planaria*. **European journal of pharmacology**, v. 430, n. 1, p. 143-145, 2001.

RAMAKRISHNAN, L.; DESAER, C. Carbamazepine inhibits distinct chemoconvulsant-induced seizure-like activity in *Dugesia tigrina*. **Pharmacology Biochemistry and Behavior**, v. 99, n. 4, p. 665-670, 2011.

RAMALHO, A. M. Z.; MARTÍNEZ-HUITLE, C. A.; SILVA, D. R. Application of electrochemical technology for removing petroleum hydrocarbons from produced water using a DSA-type anode at different flow rates. **Fuel**, v. 89, n. 2, p. 531-534, 2010.

RANKE, J.; MOLTER, K.; STOCK, F.; BOTTIN-WEBER, U.; POCZOBUTT, J.; HOFFMANN, J.; ONDRUSCHKA, B.; FILSER, J.; JASTORFF, B. Biological effects of imidazolium ionic liquids with varying chain lengths in acute *Vibrio fischeri* and WST-1 cell viability assays. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 58, n. 3, p. 396-404, 2004.

REDDIEN, P. W.; ALVARADO, A. S. Fundamentals of planarian regeneration. **Annu. Rev. Cell Dev. Biol.**, v. 20, p. 725-757, 2004.

RIBEIRO, A. R. Potencial do uso de planárias na avaliação de contaminantes ambientais. Campinas, Faculdade de Tecnologia, Universidade Estadual de Campinas, 2012. 88p. Dissertação (Mestrado)

RIDDIFORD, L. M.; CHERBAS, P.; TRUMAN, James W. Ecdysone receptors and their biological actions. 2000.

RINK, J. C. Stem cell systems and regeneration in planaria. **Development genes and evolution**, v. 223, n. 1-2, p. 67-84, 2013.

RISTOLA, T.; PARKER, D.; KUKKONEN, J. V. K. Life-cycle effects of sediment-associated 2, 4, 5-trichlorophenol on two groups of the midge *Chironomus riparius* with different exposure histories. **Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal**, v. 20, n. 8, p. 1772-1777, 2001.

ROCHA, J. H. B.; GOMES, M. M. S.; FERNANDES, N. S.; SILVA, D. R.; MARTÍNEZ-HUITLE, C. A. Application of electrochemical oxidation as alternative treatment of produced water generated by Brazilian petrochemical industry. **Fuel Processing Technology**, v. 96, p. 80–87, 2012

RODRIGUES, A. C. M. et al. Life history and biochemical effects of chlorantraniliprole on *Chironomus riparius*. **Science of the Total Environment**, v. 508, p. 506-513, 2015b.

RODRIGUES, A. C.; GRAVATO, C.; QUINTANEIRO, C.; BARATA, C.; SOARES, A. M.; PESTANA, J. L. Sub-lethal toxicity of environmentally relevant concentrations of esfenvalerate to *Chironomus riparius*. **Environmental pollution**, v. 207, p. 273-279, 2015a.

ROSADO, D.; USERO, J.; MORILLO, J. Assessment of heavy metals bioavailability and toxicity toward *Vibrio fischeri* in sediment of the Huelva estuary. **Chemosphere**, v. 153, p. 10-17, 2016.

ROSEN, G.; MILLER, K. A postexposure feeding assay using the marine polychaete *Neanthes arenaceodentata* suitable for laboratory and in situ exposures. **Environmental toxicology and chemistry**, v. 30, n. 3, p. 730-737, 2011.

RUBY, E. G.; MCFALL-NGAI, M. J. Oxygen-utilizing reactions and symbiotic colonization of the squid light organ by *Vibrio fischeri*. **Trends in microbiology**, v. 7, n. 10, p. 414-420, 1999.

RUBY, E. G.; NEALSON, K. H. Symbiotic association of *Photobacterium fischeri* with the marine luminous fish *Monocentris japonica*: a model of symbiosis based on bacterial studies. **The Biological bulletin**, v. 151, n. 3, p. 574-586, 1976.

RUSSELL, W. M. S.; BURCH, R. L. The principles of humane experimental technique. 238 pp. London: Methuen, 1959.

SAINT-AMANT, Louis; DRAPEAU, Pierre. Time course of the development of motor behaviors in the zebrafish embryo. **Journal of neurobiology**, v. 37, n. 4, p. 622-632, 1998.

SANTOS, I. D.; DEZOTTI, M.; DUTRA, A. J. B. Electrochemical treatment of effluents from petroleum industry using a Ti/RuO₂ anode. **Chemical engineering journal**, v. 226, p. 293-299, 2013.

SARAIVA, A. S.; SARMENTO, R. A.; GOLOVKO, O.; RANDAK, T.; PESTANA, J. L.; SOARES, A. M. Lethal and sub-lethal effects of cyproconazole on freshwater organisms: a case study with *Chironomus riparius* and *Dugesia tigrina*. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, n. 12, p. 12169-12176, 2018

- SARMA, S. S.; NANDINI, S. Review of recent ecotoxicological studies on cladocerans. **Journal of Environmental Science and Health, Part B: Pesticides, Food Contaminants and Agricultural Wastes**, v. 41, p. 1417–1430, 2006.
- SARTY, K. I.; COWIE, A.; MARTYNIUK, C. J. The legacy pesticide dieldrin acts as a teratogen and alters the expression of dopamine transporter and dopamine receptor 2a in zebrafish (*Danio rerio*) embryos. **Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology**, v. 194, p. 37-47, 2017.
- SASAKI, Gen-yu. Planarians found in tanks for tropical fishes in Japan. <http://www2u.biglobe.ne.jp/~gen-yu/tankpla_e.pdf> Acesso em 08 abril de 2020.
- SAUER, T. C.; COSTA, H. J.; BROWN, J. S.; WARD, T. J. Toxicity identification evaluations of produced-water effluents. **Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal**, v. 16, n. 10, p. 2020-2028, 1997.
- SCHMEICHEL, J. **Effects of Produced Water and Production Chemical Additives on Marine Environments: A Toxicological Review**. 2017.
- SCHMITT, C.; OETKEN, M.; DITTBERNER, O.; WAGNER, M.; OEHLMANN, J. Endocrine modulation and toxic effects of two commonly used UV screens on the aquatic invertebrates *Potamopyrgus antipodarum* and *Lumbriculus variegatus*. **Environmental Pollution**, v. 152, n. 2, p. 322-329, 2008.
- SCHOCKAERT, E. R.; HOOGE, M.; SLUYS, R.; SCHILLING, S.; TYLER, S.; ARTOIS, T. Global diversity of free living flatworms (*Platyhelminthes*, “*Turbellaria*”) in freshwater. **Hydrobiologia**, v. 595, n. 1, p. 41-48, 2008.
- SCHOLZ, S. Zebrafish embryos as an alternative model for screening of drug-induced organ toxicity. **Archives of toxicology**, v. 87, n. 5, p. 767-769, 2013.
- SCHOLZ, S.; FISCHER, S.; GÜNDEL, U.; KÜSTER, E.; LUCKENBACH, T.; VOELKER, D. The zebrafish embryo model in environmental risk assessment—applications beyond acute toxicity testing. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 15, n. 5, p. 394-404, 2008.
- SERRA, S. R. Q. et al. Synthesising the trait information of European Chironomidae (Insecta: Diptera): Towards a new database. **Ecological indicators**, v. 61, p. 282-292, 2016.
- SHEIMAN, I. M.; KRESHCHENKO, N. D. Regeneration of planarians: experimental object. **Russian journal of developmental biology**, v. 46, n. 1, p. 1-9, 2015.
- SHEPHERD, M. C.; SHORE, F. L.; MERTENS, S. K.; GIBSON, J. S. Characterization of produced waters from natural gas production and storage operations: regulatory analysis of a complex matrix. In: **Produced Water**. Springer, Boston, MA, 1992. p. 163-173.
- SIBLEY, P. K.; ANKLEY, G. T.; BENOIT, D. A. Factors affecting reproduction and the importance of adult size on reproductive output of the midge *Chironomus tentans*. **Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal**, v. 20, n. 6, p. 1296-1303, 2001.

- SILVA, C. et al. Behaviour and biomarkers as tools to assess the acute toxicity of benzo (a) pyrene in the common prawn *Palaemon serratus*. **Marine environmental research**, v. 90, p. 39-46, 2013.
- SILVA, C. J.; SILVA, A. L. P.; GRAVATO, C.; PESTANA, J. L. Ingestion of small-sized and irregularly shaped polyethylene microplastics affect *Chironomus riparius* life-history traits. **Science of The Total Environment**, v. 672, p. 862-868, 2019.
- SIMÃO, F. C. P. et al. Toxicity of different polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) to the freshwater planarian *Girardia tigrina*. **Environmental Pollution**, p. 115185, 2020.
- SINGH, A. K. et al. Hazard assessment of metals in invasive fish species of the Yamuna River, India in relation to bioaccumulation factor and exposure concentration for human health implications. **Environmental monitoring and assessment**, v. 186, n. 6, p. 3823-3836, 2014.
- SIPES, N. S.; PADILLA, S.; KNUDSEN, T. B.; Zebrafish: as an integrative model for twenty-first century toxicity testing. **Birth Defects Research Part C - Embryo Today: Reviews**, v. 93, p. 256–267, 2011.
- SIROTKIN, Alexander V. et al. Influence of petrochemical industry environmental contaminants on animal ovarian cells. **Journal of Microbiology, Biotechnology and Food Sciences**, v. 9, n. 6, p. 517-525, 2012.
- SISINNO, C. L. S.; MOREIRA, J. C. Dinâmica, Transformação e destino de contaminantes no ambiente. SISINNO, C. L. S.; OLIVEIRA-FILHO, E. C. Princípios de toxicologia ambiental. In: **Princípios de toxicologia ambiental**. 2013. p. 198-198.
- SNYDER, M. J. Cytochrome P450 enzymes in aquatic invertebrates: recent advances and future directions. **Aquatic Toxicology**, v. 48, n. 4, p. 529-547, 2000.
- SOTERO-SANTOS, R. B.; ROCHA, O.; POVINELLI, J. Evaluation of water treatment sludges toxicity using the *Daphnia* bioassay. **Water Research**, v. 39, n. 16, p. 3909-3917, 2005.
- SOUZA, E. D. **Análise de Corrosão por meio de Perda de Massa e Espessura em Aços pela ação da Água Produzida de Poços Petrolíferos**, São Cristóvão, Ciência e Engenharia de Materiais, Universidade Federal de Sergipe, 2010. 143p. Dissertação (Mestrado).
- STANAWAY, D. et al. Persistent metal contamination limits lotic ecosystem heterotrophic metabolism after more than 100 years of exposure: a novel application of the resazurin resorufin smart tracer. **Environmental science & technology**, v. 46, n. 18, p. 9862-9871, 2012.
- STRÄHLE, Uwe et al. Zebrafish embryos as an alternative to animal experiments—a commentary on the definition of the onset of protected life stages in animal welfare regulations. **Reproductive Toxicology**, v. 33, n. 2, p. 128-132, 2012.
- STRINGER, C. E. The means of locomotion in planarians. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 3, n. 12, p. 691, 1917.

- SUNDT, R. C.; BJÖRKBLOM, C.. Effects of produced water on reproductive parameters in prespawning Atlantic cod (*Gadus morhua*). **Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A**, v. 74, n. 7-9, p. 543-554, 2011.
- SUTER-EICHENBERGER, Regina et al. Bioaccumulation of musk xylene (MX) in developing and adult rats of both sexes. **Chemosphere**, v. 36, n. 13, p. 2747-2762, 1998.
- TAENZLER, V.; BRUNS, E.; DORGERLOH, M.; PFEIFLE, V.; WELTJE, L. Chironomids: suitable test organisms for risk assessment investigations on the potential endocrine disrupting properties of pesticides. **Ecotoxicology**, v. 16, n. 1, p. 221-230, 2007.
- TALBOT, J.; SCHÖTZ, E. M. Quantitative characterization of planarian wild-type behavior as a platform for screening locomotion phenotypes. **Journal of Experimental Biology**, v. 214, n. 7, p. 1063-1067, 2011.
- TATARAZAKO, N.; ODA, S. The water flea *Daphnia magna* (Crustacea, Cladocera) as a test species for screening and evaluation of chemicals with endocrine disrupting effects on crustaceans. **Ecotoxicology**, v. 16, n. 1, p. 197-203, 2007.
- THOMAS, J. E.; TRIGGIA, A. A.; CORREIA, C. A.; FILHO-VEROTTI, C.; XAVIER, J. A. D.; MACHADO, J. C. V.; FILHO-SOUZA, J. E.; PAULA, J. L.; ROSSI, N. C. M.; PITOMBO, N. E. S.; GOUVEA, P. C. V. M.; CARVALHO, R. S.; BARRAGAN, R. V. **Fundamentos de engenharia de petróleo** – Rio de Janeiro, RJ: Interciência: Petrobras, 2001.
- TIBBETTS, P. J. C.; BUCHANAN, I. T.; GAWEL, L. J.; LARGE, R. A. comprehensive determination of produced water composition. In: **Produced water**. Springer, Boston, MA, 1992. p. 97-112.
- TODD, Nancy E.; VAN LEEUWEN, Maryke. Effects of Sevin (carbaryl insecticide) on early life stages of zebrafish (*Danio rerio*). **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 53, n. 2, p. 267-272, 2002.
- UGARTE, José Fernandes de Oliveira; MONTE, Marisa Bezerra de Mello. Estudo da vermiculita como adsorvente de óleo e metal pesado. 2005.
- United States Environmental Protection Agency (USEPA), EPA Office of Compliance Sector Notebook: Project Profile of the Oil and Gas Extraction Industry, Office of Enforcement and Compliance Assurance, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, 2000, pp. 1–147.
- UTVIK, Toril I. Røe. Chemical characterisation of produced water from four offshore oil production platforms in the North Sea. **Chemosphere**, v. 39, n. 15, p. 2593-2606, 1999.
- VALKOV, M.; SIMHA, G. Vermiculite: structural properties and examples of the use. In: **Clay minerals in nature: their characterization, modification and application**. VALAS- KOVA, M. (ed.). London: Intech, 2012. Ch. 11, p.209 – 238.
- VEIL, J. A.; PUDER, M. V.; ELCOCK, D.; REDWEIK Jr. R. J. **A white paper describing produced water from production of crude oil, natural gas and coal bed methane**. Argonne National Laboratory/US Department of Energy, 2004, 87p.

- VEIL, J. US produced water volumes and management practices in 2012. **Groundwater Protection Council**, 2015.
- VENÂNCIO, C.; RIBEIRO, R.; LOPES, I. Active emigration from climate change-caused seawater intrusion into freshwater habitats. **Environmental Pollution**, v. 258, p. 113805, 2020.
- VENTURA, S. P., E SILVA, F. A., GONÇALVES, A. M., PEREIRA, J. L., GONÇALVES, F., & COUTINHO, J. A. Ecotoxicity analysis of cholinium-based ionic liquids to *Vibrio fischeri* marine bacteria. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 102, p. 48-54, 2014.
- VERRHIEST, G.; CLEMENT, B.; BLAKE, G. Single and combined effects of sediment-associated PAHs on three species of freshwater macroinvertebrates. **Ecotoxicology**, v. 10, n. 6, p. 363-372, 2001.
- VILA-FARRÉ, M.; RINK, J. C. The ecology of freshwater planarians. In: **Planarian Regeneration**. Humana Press, New York, NY, 2018. p. 173-205.
- VYAS, C. A.; RAWLS, S. M.; RAFFA, R. B.; SHACKMAN, J. G. Glutamate and aspartate measurements in individual planaria by rapid capillary electrophoresis. **Journal of pharmacological and toxicological methods**, v. 63, n. 1, p. 119-122, 2011.
- WALKER, J. B. et al. Maternal and umbilical cord blood levels of mercury, lead, cadmium, and essential trace elements in Arctic Canada. **Environmental Research**, v. 100, n. 3, p. 295-318, 2006.
- WAN, Yi et al. Levels, tissue distribution, and age-related accumulation of synthetic musk fragrances in Chinese sturgeon (*Acipenser sinensis*): Comparison to organochlorines. **Environmental science & technology**, v. 41, n. 2, p. 424-430, 2007.
- WANDERA, D.; WICKRAMASINGHE, S.R; HUSSON, S.M. Modification and characterization of ultrafiltration membranes for treatment of produced water. **Journal of Membrane Science**, v.373, p. 178–188, 2011.
- WANG, Xuechun et al. Bisphenol A affects axonal growth, musculature and motor behavior in developing zebrafish. **Aquatic toxicology**, v. 142, p. 104-113, 2013.
- WARNER, Nathaniel Richard et al. New tracers identify hydraulic fracturing fluids and accidental releases from oil and gas operations. **Environmental science & technology**, v. 48, n. 21, p. 12552-12560, 2014.
- WATTS, M. M.; PASCOE, D. Use of the freshwater macroinvertebrate *Chironomus riparius* (Diptera: Chironomidae) in the assessment of sediment toxicity. **Water Science and Technology**, v. 34, n. 7-8, p. 101, 1996.
- WATTS, M. M.; PASCOE, D.; CARROLL, K. Chronic exposure to 17 α -ethinylestradiol and bisphenol A-effects on development and reproduction in the freshwater invertebrate *Chironomus riparius* (Diptera: Chironomidae). **Aquatic Toxicology**, v. 55, n. 1-2, p. 113-124, 2001.
- WEBB, Ellen et al. Developmental and reproductive effects of chemicals associated with unconventional oil and natural gas operations. **Reviews on Environmental Health**, v. 29, n. 4, p. 307-318, 2014.

- WOLFE, Marti F.; SCHWARZBACH, Steven; SULAIMAN, Rini A. Effects of mercury on wildlife: a comprehensive review. **Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal**, v. 17, n. 2, p. 146-160, 1998.
- WU, H. P. P.; PERSINGER, M. A. Increased mobility and stem-cell proliferation rate in *Dugesia tigrina* induced by 880 nm light emitting diode. **Journal of Photochemistry and Photobiology B: Biology**, v. 102, n. 2, p. 156-160, 2011.
- WU, J. P.; LI, M. H. The use of freshwater planarians in environmental toxicology studies: Advantages and potential. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 161, p. 45-56, 2018.
- XIA, L.; ZHENG, L.; ZHOU, J. L. Effects of ibuprofen, diclofenac and paracetamol on hatch and motor behavior in developing zebrafish (*Danio rerio*). **Chemosphere**, v. 182, p. 416-425, 2017.
- XIE, Z.; TANG, J.; WU, X.; FAN, S.; CHENG, H.; LI, X.; HUA, R. Bioconcentration and ecotoxicity of sulfadiazine in the aquatic midge *Chironomus riparius*. **Environmental toxicology and pharmacology**, v. 66, p. 69-74, 2019.
- XYLEM. Water Use in Oil and Gas INTRODUCTION: TRENDS IN OIL AND GAS PRODUCTION GLOBALLY, 2015
- YANG, L.; HO, N.Y.; ALSHUT, R.; LEGRADI, J.; WEISS, C.; REISCHL, M.; MIKUT, R.; LIEBEL, U.; MULLER, F.; STRAHLE, U. Zebrafish embryos as models for embryotoxic and teratological effects of chemicals. **Reproductive Toxicology**, v 28, p. 245–253, 2009.
- YEUNG, C. W.; LAW, B. A.; MILLIGAN, T. G.; LEE, K.; WHYTE, L. G.; GREER, C. W. Analysis of bacterial diversity and metals in produced water, seawater and sediments from an offshore oil and gas production platform. **Marine pollution bulletin**, v. 62, n. 10, p. 2095-2105, 2011.
- YUAN, S. et al. Effects of triphenyl phosphate on growth, reproduction and transcription of genes of *Daphnia magna*. **Aquatic Toxicology**, v. 195, p. 58-66, 2018.
- ZANONI, M. V. B.; SENE, J. J.; ANDERSON, M. A. Photoelectrocatalytic degradation of Remazol Brilliant Orange 3R on titanium dioxide thin-film electrodes. **Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry**, v.157, p.55–63, 2003.
- ZHA, J.; WANG, Z. Acute and early life stage toxicity of industrial effluent on Japanese medaka (*Oryzias latipes*). **Science of the Total Environment**, v. 357, n. 1-3, p. 112-119, 2006.
- ZHANG, M. et al. Involvement of mitochondria-mediated apoptosis in ethylbenzene-induced renal toxicity in rat. **Toxicological sciences**, v. 115, n. 1, p. 295-303, 2010.
- ZHANG, X.; ZHANG, P.; PEREZ-RODRIGUEZ, V.; SOUDERS II, C. L.; MARTYNIUK, C. J. Assessing the toxicity of the benzamide fungicide zoxamide in zebrafish (*Danio rerio*): Towards an adverse outcome pathway for beta-tubulin inhibitors. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, p. 103405, 2020.
- ZHENG, J. et al. Offshore produced water management: A review of current practice and challenges in harsh/Arctic environments. **Marine pollution bulletin**, v. 104, n. 1-2, p. 7-19, 2016.

Referências

ZHOU, S.; DONG, Q.; LI, S.; GUO, J.; WANG, X.; ZHU, G. Developmental toxicity of cartap on zebrafish embryos. **Aquatic toxicology**, v. 95, n. 4, p. 339-346, 2009.

ZIOLLI, R. L.; JARDIM, W. F. Mecanismo de fotodegradação de compostos orgânicos catalisada por TiO₂. **Química Nova**. v.21, p. 319–325, 1998.

ANEXO 1

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
Faculdade de Ciências Farmacêuticas de Ribeirão Preto
 COMISSÃO DE ÉTICA NO USO DE ANIMAIS

CERTIFICADO

Certificamos que a proposta intitulada "Avaliação da eficiência do tratamento por processos oxidativos avançados (POAs) na remoção/redução da toxicidade induzida em organismos aquáticos por água residuária produzida por indústrias petrolíferas", registrada sob nº 19.1.98.60.4, sob a responsabilidade de Taís Suelen Viana e Danielle Palma de Oliveira, que envolve a manutenção e utilização de animais pertencentes ao filo Chordata, subfilo Vertebrata (exceto o homem) para fins de pesquisa científica, encontra-se de acordo com os preceitos da Lei nº 11.794, de 8 de outubro de 2008, do Decreto nº 6.899, de 15 de julho de 2009, e com as normas editadas pelo Conselho Nacional de Controle da Experimentação Animal (CONCEA).

A proposta foi aprovada na reunião de 14/12/2017 e o relatório final aprovado *ad referendum* em 18/09/2020 pela Comissão de Ética no Uso de Animais da Faculdade de Ciências Farmacêuticas de Ribeirão Preto (CEUA – FCFRP/USP).

Finalidade	() Ensino (x) Pesquisa Científica
Vigência da Autorização	18/12/2017 a 30/08/2019
Espécie/Linhagem/Raça	Peixe Danio rerio
Nº de animais	2520
Sexo	Indiferente
Peso/Idade	Não se aplica/ Embriões
Origem	Biotério de Toxicologia Ambiental da FCFRP

Ribeirão Preto, 18 de setembro de 2020.

Ana Patricia Yatsuda Natsui
 Coordenadora da CEUA-FCFRP