



**INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E
TECNOLOGIA SUL-RIO-GRANDENSE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA E
CIÊNCIAS AMBIENTAIS**



MATHEUS HIRDES ANTUNES

**AVALIAÇÃO DO POTENCIAL FITOTÓXICO, CITOTÓXICO E GENOTÓXICO DE
EFLUENTE HEMODIALÍTICO**

**Pelotas
2020**

MATHEUS HIRDES ANTUNES

**AVALIAÇÃO DO POTENCIAL FITOTÓXICO, CITOTÓXICO E GENOTÓXICO DE
EFLUENTE HEMODIALÍTICO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia e Ciências Ambientais do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Sul-rio-grandense, como requisito para obtenção do Título de Mestre.

Orientador: Daniel Ricardo Arsand

**Pelotas
2020**

Ficha Catalográfica

A636a Antunes, Matheus Hirdes.
Avaliação do potencial fitotóxico, citotóxico e genotóxico de efluente hemodialítico / Matheus Hirdes Antunes. – 2020.
48 p. : il. color.

Orientador: Prof. Dr. Daniel Ricardo Arsand.
Dissertação (mestrado) – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Sul-rio-grandense, Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Ciências Ambientais, Mestrado Profissional em Engenharia e Ciências Ambientais, Pelotas, 2020.
Inclui artigo.

1. Hemodiálise. 2. Sementes. 3. Toxicologia. 4. Fitotoxicidade. 5. Citotoxicidade. 6. Genotoxicidade. I. Arsand, Daniel Ricardo. II. Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Sul-rio-grandense – IFSul. III. Título.

CDD 628

Catálogo na publicação:
Bibliotecária Vivian I. M. Ritta CRB 10/1488
Biblioteca IFSul - Câmpus Pelotas

MATHEUS HIRDES ANTUNES

**AVALIAÇÃO DO POTENCIAL FITOTÓXICO, CITOTÓXICO E GENOTÓXICO DE
EFLUENTE HEMODIALÍTICO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia e Ciências Ambientais do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Sul-rio-grandense, como requisito para obtenção do Título de Mestre.

Dissertação defendida e aprovada em: 10/09/2020

Banca examinadora:

Prof. Dr. Daniel Ricardo Arsand
Orientador
IFSul

Prof^a. Dr^a. Kátia Regina Lemos Castagno
IFSul

Prof. Dr. Michel David Gerber
IFSul

Prof. Dr. Érico Kunde Corrêa
UFPel

RESUMO

1
2 Todos os anos cresce o número de pacientes em tratamento hemodialítico e, com
3 isso, cresce o volume de efluente pós-dialítico gerado por hospitais e clínicas de
4 hemodiálise. Este efluente possui alta concentração de sais, compostos
5 nitrogenados e matéria biodegradável; além disso, pode conter fármacos oriundos
6 dos tratamentos dos pacientes e microrganismos. Normalmente o efluente gerado
7 acaba por ser diretamente aportado nas redes municipais de coleta de esgoto e
8 encaminhado para a estação de tratamento de efluentes ou tratado *in loco* e lançado
9 em recursos hídricos superficiais. Testes de toxicidade utilizando sementes
10 fornecem confiáveis respostas qualitativas e possuem outras vantagens como
11 simplicidade e custo dos procedimentos e materiais necessários; todavia não
12 possibilita a identificação específica das substâncias tóxicas, mas sim da toxicidade
13 do conjunto de contaminantes. Neste sentido, o objetivo deste trabalho foi avaliar
14 fito, cito e genotoxicidade do efluente hemodialítico gerado em hospital local. Foram
15 usadas amostras compostas a partir de coletas no início, meio e fim de cada sessão
16 em cinco máquinas e em três turnos diferentes. Foram testados o efluente puro, o
17 efluente diluído, a água usada para composição do dialisato, o dialisato puro e o
18 dialisato diluído, além do controle com água destilada. Os testes de fitotoxicidade
19 foram realizados com sementes de Pepino verde comprido (*Cucumis Sativus*), de
20 Alface Regina de Verão (*Lactuca Sativa*) e de Celósia Plumosa Sortida Anã (*Celosia*
21 *var. plumosa*) conhecida como Rabo-de-Galo. Para as análises de
22 citogenotoxicidade, foi usada Cebola Baia Periforme (*Allium cepa*) como organismo
23 teste. A partir dos testes de fitotoxicidade observou-se que o efluente hemodialítico e
24 dialisato puros exerceram efeito tóxico em todas as sementes analisadas. Embora o
25 efluente diluído não tenha causado fitotoxicidade em sementes de alface e pepino,
26 testes de citogenotoxicidade evidenciaram diminuição do índice mitótico e
27 aparecimento de aberrações cromossômicas em células de *A. cepa*, indicando
28 toxicidade em nível celular e genético. Estes resultados permitem concluir que este
29 efluente não pode ser aportado diretamente em recursos hídricos, tampouco
30 reutilizado na irrigação agrícola sem que haja tratamento prévio.

31 Palavras-Chave: Hemodiálise, sementes, toxicologia, fitotoxicidade, citotoxicidade e
32 genotoxicidade.

ABSTRACT

33

34 Every year the number of patients undergoing hemodialysis treatment increases and,
35 as a result, the volume of post-dialysis effluent generated by hospitals and
36 hemodialysis clinics increases. This effluent has a high concentration of salts,
37 nitrogenous and biodegradable compounds; furthermore, it can contain drugs from
38 patient treatments and microorganisms. Normally, the effluent produced ends up
39 being directly deposited in the municipal sewage collection networks and sent to a
40 sewage treatment station, when the municipalities maintain these services, or treated
41 on the spot and released into surface water resources. Toxicity tests using seeds
42 provides reliable responses and have other advantages such as simplicity and cost of
43 procedures and materials used; however, it does not allow the specific identification
44 of toxic substances, but the toxicity of the set of contaminants. In this sense, the
45 objective of this work was to evaluate phyto, cyto and genotoxicity of the
46 hemodialysis effluent generated after contact with human blood. Were used
47 composite samples from collections at the beginning, middle and end of each session
48 in five machines and in three different shifts. Pure effluent, effluents diluted ten times,
49 water treated for hemodialysis, pure dialysates, dialysates diluted ten times and
50 neutral control were tested. The phytotoxicity tests were performed with Verde
51 Comprido cucumber (*Cucumis Sativus*), Regina de Verão lettuce (*Lactuca Sativa*)
52 and assorted dwarf Celósia Plumosa (*Celosia* var. Plumosa), a flower known as
53 Cockscomb. For cytogenotoxicity analyzes, Baia Periforme Onion (*A. cepa*) was
54 used as organism test. From phytotoxicity tests, it was observed that the pure
55 hemodialysis effluent and dialysate had a toxic effect on all analyzed seeds. Although
56 the ten-times diluted effluent did not cause phytotoxicity in lettuce and cucumber
57 seeds, cytogenotoxicity tests show a reduction in the mitotic index and the
58 appearance of chromosomal aberrations in *A. cepa* cells, indicating toxicity at the
59 cellular and genetic level. These results allow us to conclude that this effluent cannot
60 be dumped directly in water resources, nor can it be reused in agricultural irrigation
61 without prior treatment.

62 Key-words: Hemodialysis, seeds, toxicology, phytotoxicity, cytotoxicity and
63 genotoxicity.

64

LISTA DE TABELAS

65 Tabela 1 - Tratamentos de efluentes hospitalares 10

66

LISTA DE FIGURAS

67 Figura 1 - Fluxograma de funcionamento da ETE do hospital Herlev, adaptado de
68 BIOBOOSTER (2016). Onde: (1) entrada do efluente bruto; (4) e (6) saída do
69 efluente tratado para a rede municipal de esgotos 12

70

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

- 71 CE50 – Concentração de efeito à cinquenta por cento da população
- 72 CL50 – Concentração letal à cinquenta por cento da população
- 73 DBO – Demanda bioquímica de oxigênio
- 74 DL50 – Dose letal à cinquenta por cento da população
- 75 DQO – Demanda química de oxigênio
- 76 OD – Oxigênio dissolvido
- 77 pH – Potencial hidrogeniônico
- 78 POAs – Processos oxidativos avançados
- 79 SMEWW – Metodologias Padrão para Análises de Água e Esgotos, do inglês
- 80 *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*

81	SUMÁRIO	
82	1. INTRODUÇÃO	2
83	2. REVISÃO DE LITERATURA	4
84	2.1 Efluentes hospitalares	4
85	2.2 Efluente hemodialítico	5
86	2.3 Tratamentos de efluentes hospitalares	8
87	2.4 Toxicidade de efluentes	12
88	3. REFERÊNCIAS	14
89	4. PRODUÇÃO CIENTÍFICA E/OU TECNOLÓGICA	19
90	5. CONSIDERAÇÕES FINAIS	37
91	6. ANEXOS	38

92

1. INTRODUÇÃO

93

94

95

96

97

98

99

100

101

102

103

104

105

106

107

108

109

110

111

112

113

114

115

116

117

118

119

120

121

122

123

Tratamentos hemodialíticos têm se tornado muito comuns pelo aumento de pessoas com insuficiência renal aguda ou crônica e o tratamento é realizado em clínicas de diálise e hospitais. THOMÉ *et al.* (2019), estimaram que aproximadamente 126 mil pessoas estavam em tratamento por hemodiálise no Brasil em 2017, representando consumo de mais de vinte milhões de litros de água por ano.

A hemodiálise consiste em bombear o sangue do paciente até o interior da máquina onde se localiza uma membrana/filtro dialisador (REIS *et al.*, 2016). O sangue passa por essa membrana semipermeável onde entra em contato com o dialisato – solução de diálise que tem a função de receber todas as impurezas, líquidos e sais em excesso no sangue do paciente –, possibilitando que o sangue retorne com baixo teor de impurezas para o corpo. Ao final de cada sessão de diálise tem-se um resíduo líquido composto pela solução de diálise, fosfatos, nitritos, sulfatos, amônia e nitrogênio total (MACHADO *et al.*, 2014); além destes compostos, benzodiazepinas (MENDOZA *et al.*, 2014), antibióticos (FRADE *et al.*, 2014), anticoagulantes (JAUKOVIC *et al.*, 2014), anti-inflamatórios (JELIC *et al.*, 2011), hormônios (MANICKUM e JOHN, 2014), antidepressivos (GRABICOVA *et al.*, 2014), bactérias, vírus e outras estruturas podem estar presentes neste efluente, decorrentes dos tratamentos de cada paciente.

Os compostos citados chegam às estações de tratamento de esgotos, porém, estas estações comumente não possuem tecnologia de tratamento para eliminar/degradar totalmente tais substâncias (AL QARNI *et al.*, 2016), terminando por serem dispostas no ambiente na sua forma original ou na forma de metabólito, podendo causar danos à fauna e flora, como a feminilização e masculinização de peixes (HUANG *et al.*, 2016), redução no crescimento (PINCKNEY *et al.*, 2013), alterações comportamentais e fisiológicas (BEAN *et al.*, 2014) e resistência bacteriana (RINCÓN *et al.*, 2014). MACHADO *et al.* (2014) caracterizaram e compararam o efluente de hemodiálise em relação aos parâmetros da resolução nº 430 do CONAMA para águas classe III. Em oito dos quatorze parâmetros analisados, as amostras de efluente estavam acima do permitido para lançamento nos corpos d'água. Através das análises físico-químicas e testes de toxicidade,

124 concluíram que o efluente resultante dos tratamentos de hemodiálise confere risco
125 ambiental, principalmente quando lançado sem tratamento prévio.

126 A fim de melhor compreender os efeitos de contaminantes no ambiente,
127 sementes são muito utilizadas como organismos teste em análises de fitotoxicidade
128 (GERBER *et al.*, 2018; GUEVARA *et al.*, 2019) e citogenotoxicidade (MARTINS, DE
129 SOUZA e DA SILVA SOUZA, 2016), fornecendo respostas com baixo custo e pouco
130 tempo de análise, sensibilidade qualitativa e pequeno volume de amostra, ao passo
131 que como principal limitação pode ser citada a incapacidade de identificar
132 especificamente qual o contaminante causador da toxicidade (PEDUTO, DE JESUS
133 e KOHATSU, 2019).

134 Neste sentido, o objetivo deste trabalho foi avaliar o potencial fito, cito e
135 genotóxico de efluente hemodialítico.

136

2. REVISÃO DE LITERATURA

137

2.1 Efluentes hospitalares

138

139

140

141

142

143

144

145

146

147

148

149

150

151

152

153

154

Os efluentes hospitalares são, em muitos países, dispostos diretamente na rede coletora de esgotos dos municípios, sem qualquer pré-tratamento, por serem considerados muito semelhantes ao esgoto doméstico (AL QARNI *et al.*, 2016). Embora sejam, realmente, parecidos em relação às características físico-químicas, o efluente hospitalar é um concentrado de micropoluentes e microrganismos (ORIAS e PERRODIN, 2013). Como resultado têm-se um ambiente propício ao desenvolvimento de resistência bacteriana e degradação e complexação de poluentes, disponibilizando estes nas suas formas originais e metabolizadas, as quais poderão apresentar diferentes efeitos no ambiente, além de relacionarem-se de diversas maneiras com outros poluentes como metais pesados e desinfetantes e microrganismos (HOCQUET *et al.*, 2016) resultando em toxicidade para diferentes organismos. Estudos toxicológicos vêm apontando potenciais danos à fauna aquática, como consequência da composição destes efluentes. Foram observados efeitos teratogênicos, mutagênicos, inibição de reprodução e crescimento em anfíbios, moluscos, crustáceos e peixes expostos à efluentes hospitalares com metais e fármacos com concentrações em níveis traço (MAZZITELLI *et al.*, 2018; PÉREZ-ALVAREZ *et al.*, 2018).

155

156

157

158

159

160

161

162

163

164

As legislações normativas relativas ao lançamento destes efluentes, tanto em corpos receptores como em redes de coleta de esgoto municipal, utilizam indicadores físico-químicos tais como pH, cor, temperatura, sólidos suspensos e sólidos suspensos totais; e macropoluentes como nitrogênio total, nitrogênio amoniacal, fósforo total, fosfato e sulfato, para monitorar e evitar contaminação do ambiente. Com algumas exceções, indicadores microbiológicos são considerados, como coliformes termotolerantes, comumente *E. coli* (CARRARO *et al.*, 2016). Assim, testes de fito e citogenotoxicidade poderiam auxiliar na compreensão do efeito dos efluentes no ambiente, assim como a avaliação do efeito conjunto dos contaminantes.

165

166

167

168

Apesar de terem sido negligenciados pelo fato de representarem uma pequena fração do todo, acreditando-se no poder de diluição do esgoto sanitário municipal e no cotratamento de ambos nas estações de tratamento de esgotos, efluentes hospitalares e seus efeitos na saúde humana e ambiental vêm sendo alvo

169 de preocupação (CIDLINOVÁ *et al.*, 2018). O efluente hospitalar se mostra uma
170 matriz complexa, composta por surfactantes, desinfetantes, medicamentos
171 metabolizados e não metabolizados, metais pesados e microrganismos oriundos das
172 mais variadas atividades realizadas no ambiente hospitalar, como diagnóstico,
173 lavanderia, limpeza, radiologia e manutenção (VERLICCHI *et al.*, 2010). Além
174 destes, os setores de hemodiálise de clínicas e hospitais, contribuem diuturnamente
175 com efluentes altamente salinos e nitrogenados.

176 **2.2 Efluente hemodialítico**

177 Dois efluentes são gerados nos serviços de hemodiálise, o chamado pré-
178 diálise e o pós-diálise. O efluente pré-dialítico é um concentrado de sais proveniente
179 da dessalinização da água, normalmente realizada por osmose reversa e filtros de
180 carvão ativo, com o objetivo de produzir água ultrapura para o serviço hemodialítico
181 (AGAR, 2008); é um resíduo líquido composto basicamente por água tratada e
182 grande concentração de sais, o que acaba por conferir alta condutividade a este
183 rejeito. Este efluente vem sendo estudado e propostas de reuso vêm sendo
184 pesquisadas e aplicadas, principalmente em regiões áridas com baixa
185 disponibilidade de água doce (ALI-TALESHI e NEJADKOORKI, 2016). Além disso,
186 em 2016 haviam mais de 122 mil pacientes em tratamento hemodialítico no Brasil,
187 consumindo perto de 20 milhões de litros de água, com aproximadamente 35 mil
188 novos pacientes anualmente, enquanto 6 mil deixam o tratamento após transplante
189 renal (SESSO *et al.*, 2016). Esses dados reforçam a necessidade de investimento
190 em pesquisa e inovação visando a redução do consumo de água potável.

191 O efluente pós-diálise é o resíduo líquido gerado durante o tratamento
192 hemodialítico. Este efluente possui características semelhantes ao efluente pré-
193 dialítico como alta salinidade e condutividade, porém, tem contato com o sangue do
194 paciente (AGAR, 2008). MACHADO *et al.* (2014) realizaram caracterização físico-
195 química do efluente pós-dialítico e investigaram sua toxicidade. Os parâmetros
196 analisados foram pH, oxigênio dissolvido (OD), salinidade, condutividade, dureza,
197 turbidez, demanda química de oxigênio, demanda bioquímica de oxigênio (DBO),
198 nitrito, nitrato, fosfato, sulfato, amônia e nitrogênio total. O pH, é um parâmetro
199 importante nas avaliações de águas e esgotos, pois permite observar a possibilidade
200 de vida ($6 \leq \text{pH} \leq 9$) e a viabilidade de tratamentos biológicos, além de prever

201 alterações na qualidade de ambientes naturais por descarga de efluentes (METCALF
202 e EDDY, 2015).

203 O oxigênio dissolvido tem relação direta com a DBO e DQO; com baixa
204 concentração quando DBO alta e maiores concentrações quando há baixa
205 concentração de matéria orgânica biologicamente e quimicamente degradável, com
206 importante papel no funcionamento bacteriano de degradação de contaminantes
207 orgânicos e na saúde ambiental e vida de organismos aquáticos (MENG *et al*, 2017).
208 A matéria orgânica presente em um efluente é formada basicamente pela
209 combinação de oxigênio, hidrogênio, carbono e nitrogênio e é determinada através
210 das medidas de DBO e DQO, que representam respectivamente, a quantidade de
211 oxigênio necessária para estabilizar a matéria biodegradável e a quantidade de
212 oxigênio exigida para degradar quimicamente a matéria orgânica. Estes dois
213 parâmetros, DBO e DQO, estão entre os mais difundidos para mensurar a poluição
214 orgânica de águas e efluentes (METCALF e EDDY, 2015).

215 Dureza é medida com objetivo de conhecer a concentração de cátions
216 polivalentes, como cálcio e magnésio, importante por alterar a dinâmica de
217 assimilação de metais. Assim como a dureza, a salinidade pode alterar a
218 disponibilidade de alguns contaminantes, afetando a bioacumulação através de
219 processos físico-químicos e fisiológicos (ZAGATTO *et al.*, 2008).

220 A condutividade é outro importante parâmetro para avaliar a possibilidade de
221 um efluente ser reutilizado na irrigação, sendo definida como a capacidade de uma
222 solução conduzir corrente elétrica, também pode ser utilizada para estimar o valor de
223 sólidos totais dissolvidos no efluente (METCALF e EDDY, 2015). A turbidez é uma
224 medida que considera a quantidade de luz transmitida através do efluente e é
225 utilizada para avaliar a qualidade de efluentes e águas superficiais em relação a
226 partículas coloidais e material suspenso, apresenta relação com sólidos totais
227 suspensos, servindo como forma de estimar a concentração destes (METCALF e
228 EDDY, 2015).

229 O nitrogênio é um dos parâmetros mais importantes por ser um nutriente
230 bioestimulante essencial para o crescimento dos organismos, estando diretamente
231 ligado à biotratabilidade de efluentes. Nitrogênio total compreende a fração orgânica,
232 composta por aminoácidos, açúcares e proteínas, além de nitrito, nitrato, amônia e
233 íon amônio. Os diferentes estados de oxidação do nitrogênio dependem do pH do
234 ambiente e torna o parâmetro ainda mais importante, pois relaciona-se de maneiras

235 diferentes com o meio. Da mesma forma os fosfatos são importantes, promovendo
236 crescimento biológico e sendo mais presentes em lodos e efluentes industriais, está
237 diretamente ligado à eutrofização de recursos hídricos superficiais (METCALF e
238 EDDY, 2015).

239 Oito dos quatorze parâmetros analisados por MACHADO *et al.* (2014)
240 utilizando como referência um corpo d'água classe III e padrões estabelecidos pela
241 resolução CONAMA nº 430 de 2011, ficaram fora dos padrões estipulados pela
242 resolução. Ainda, realizaram testes de toxicidade aguda com *Daphnia magna* e
243 *Euglena gracillis*, obtendo valor de CE50 (concentração mediana que causa efeito à
244 50% dos organismos teste) 86,91% do controle não diluído, classificando o efluente
245 como poluente de risco médio. Os testes de toxicidade crônica foram realizados com
246 *D. magna* e controlando o efeito na sobrevivência dos organismos. Como resultado,
247 observaram total mortalidade com 25% de efluente e concluíram que este efluente
248 apresenta risco ambiental quando descartado diretamente na rede coletora de
249 esgotos. São necessários mais estudos para entender o real efeito deste efluente no
250 ambiente, sua relação e interações com o efluente hospitalar e doméstico que
251 acabam por se misturar até os corpos hídricos superficiais, diretamente ou passando
252 por estações de tratamento de efluentes urbanos (MACHADO *et al.*, 2014).

253 O tratamento por hemodiálise comumente faz uso concomitante de
254 medicamentos. Os mais difundidos entre pacientes hemodialíticos são os anti-
255 hipertensivos, antidepressivos e analgésicos que, por conseguinte, podem ser
256 encontrados no efluente gerado pelo serviço. Foi reportado à estas classes de
257 fármacos a capacidade de alterar a concentração de neurotransmissores do
258 microcrustáceo *Daphnia magna*. Em concentrações ambientais, fluoxetina, diazepam
259 e propranolol aumentaram ou diminuíram as concentrações de serotonina, dopamina
260 e norepinefrina dos organismos testados (RIVETTI *et al.*, 2019).

261 As drogas farmacêuticas compõem os contaminantes emergentes, também
262 chamados de micropoluentes, encontrados no ambiente em concentrações nas
263 faixas de ng e ug L⁻¹ (LUO *et al.*, 2014). BU *et al.* (2016) citaram que fármacos
264 também podem ser considerados contaminantes pseudo-persistentes devido ao seu
265 aporte contínuo nos compartimentos ambientais em quantidades superiores à
266 capacidade de degradação do ambiente. Fármacos são divididos em várias classes,
267 com diferentes funções e estruturas químicas, interagindo e produzindo efeitos de
268 ampla variação nos ambientes e organismos. Apesar de serem encontrados em

269 baixas concentrações no ambiente os fármacos são aportados constantemente, seja
270 pelo uso médico ou veterinário, fazendo com que estes contaminantes possuam
271 ação permanente entre si e entre os organismos (PUCKOWSKI *et al.*, 2016). Os
272 contaminantes fármacos chegam ao ambiente via disposição direta ou mesmo após
273 passar por estações de tratamento, podendo ser degradados, porém raramente
274 mineralizados. Ainda, no solo, águas subterrâneas e em águas superficiais estes
275 contaminantes podem sofrer degradação biológica e fotodegradação, aumentando a
276 variabilidade de formas com que interagem com o meio (MAHMOUD e KÜMMERER,
277 2012).

278 **2.3 Tratamentos de efluentes hospitalares**

279 Os tratamentos de efluentes são processos pelos quais se melhora
280 características de esgotos domésticos e efluentes industriais para fins como
281 reutilização e disposição final, sendo escolhidos observando-se diversos critérios,
282 entre eles, exigências legais, custo de instalação e operação, área disponível,
283 interesse e/ou necessidade de reuso (METCALF e EDDY, 2015). Os processos de
284 tratamento são comumente divididos em três grandes áreas: tratamentos físicos,
285 químicos e biológicos (FORMENTINI, 2012).

286 Nos últimos anos, efluentes hospitalares vem ganhando visibilidade científica
287 devido ao potencial de causar risco ambiental, muito relacionado à capacidade de
288 disseminar microrganismos multirresistentes como bactérias e vírus (HOCQUET,
289 MULLER e BERTRAND, 2016). A microbiota mais resistente à tratamentos
290 biológicos e a grande concentração de desinfetantes, contrastes de raio-x e
291 fármacos mostram que estes efluentes requerem maior atenção (VERLICCHI *et al.*,
292 2015).

293 Entretanto, raramente encontra-se legislações, normas ou mesmo referências
294 específicas relativas à gestão e disposição deste resíduo (CARRARO, BONETTA e
295 BONETTA, 2017). Grande parte dos países tratam o efluente hospitalar como
296 doméstico, apesar de algumas características do efluente gerado por serviços de
297 saúde promoverem a diminuição da eficiência das estações municipais de
298 tratamento de esgotos (WIEST *et al.*, 2017).

299 A diretiva 98/15/CE de 1998 da União Europeia trata de esgotos domésticos,
300 porém estabelece que deve haver autorização dos órgãos ambientais de cada país
301 em relação ao tratamento e disposição em casos em que se considera o efluente de

302 determinado serviço hospitalar como industrial (CARRARO et al., 2015). Citado por
303 Carraro, Bonetta e Bonetta (2017) como o único guia abordando especificamente a
304 questão de efluentes hospitalares, o guia da Organização Mundial da Saúde
305 intitulado “Safe Management of Wastes from Healthcare Activities” descreve como
306 deve ser a coleta e disposição do efluente hospitalar e sugere um modelo base para
307 o tratamento destes efluentes, consistindo em grades e caixa de areia, seguido por
308 reator anaeróbico de fluxo ascendente e tratamento aeróbico em wetlands construídos;
309 ainda, estabelece alguns critérios de avaliação do efluente.

310 A United States Environment Protection Agency (US-EPA) aborda o tema dos
311 efluentes hospitalares estabelecendo linhas gerais para que estados e municípios
312 façam o controle do lançamento destes resíduos; dividindo os geradores conforme a
313 disposição do efluente: aporte direto em águas superficiais ou aporte indireto, aquele
314 cuja disposição é feita na rede municipal de coleta de esgotos, ambos sujeitos aos
315 critérios e limites estabelecidos pelos órgãos locais (CARRARO, BONETTA e
316 BONETTA, 2017).

317 No Brasil a legislação federal do Conselho Nacional do Meio Ambiente e
318 estadual do Conselho do Meio Ambiente do Rio Grande do Sul não tratam
319 especificamente do efluente hospitalar, estabelecendo padrões e condições de
320 lançamento de efluentes que acabam sendo utilizadas para as instalações de
321 serviços de saúde (NEUHAUS, 2016). A resolução nº 358 do CONAMA dá
322 providências sobre o tratamento e disposição final de resíduos do serviço de saúde,
323 porém, diz apenas que os efluentes provenientes destes serviços, para serem
324 lançados direta ou indiretamente no ambiente, devem atender às diretrizes
325 estabelecidas pelos órgãos ambientais, gestores de recursos hídricos e saneamento
326 (CEZIMBRA, 2015).

327 Buscando diminuir o aporte de contaminantes no ambiente através dos
328 efluentes hospitalares, tratamentos são propostos e utilizados em escala
329 experimental e em estações de tratamento de efluentes hospitalares. A tabela 1
330 apresenta, resumidamente, técnicas utilizadas no tratamento de efluentes
331 hospitalares.

332 Tabela 1 - Tratamentos de efluentes hospitalares.

País	Esquema de tratamento	Eficiência de remoção	Referência
Arábia Saudita	Lodo ativado + filtro de areia + cloração	Ciprofloxacina (>95%), Cafeína (>95%), Sulfametoxazol (>95%), N-acetilsulfametoxazol (>95%), Paracetamol (>95%), Atenolol (>85%), Carbamazepina (>85%), Claritromicina (>85%) e Lidocaína (>65%).	AL QARNI et al. (2016).
Vietnam	Bioreator de membrana + ozonização (escala experimental)	Trimetoprima (97%), Norfloxacina (92%), Eritromicina (90%), Ofloxacina (88%), Ciprofloxacina (83%) e Sulfametoxazol (66%).	BUI et al. (2019).
Dinamarca	Bioreator de membrana + filtro de carvão ativado + ozonização + UV	Fármacos (99,9%) Meios de contraste (99%) DQO (99%) N total (99%) P total (99%)	BIOBOOSTER (2016).
Iraque	Bioreator de membrana anaeróbico (escala experimental)	DBO (>98%) DQO (>90%) N amoniacal (>99%) P (83%) Coliformes (98%)	AL-HASHIMIA, ABBAS e JASEMA (2013).
Brasil	Filtro anaeróbico de fluxo ascendente + foto-fenton/UVC	Carbono orgânico total (>90%) DBO (>90%) DQO (>90%) Turbidez (90%) Cor (57%) Antibióticos (80% degradação global)	PERINI et al. (2018).
Grécia	Filtro de areia + tratamento biológico + desinfecção com hipoclorito de sódio + fotocatalise	Venlafaxina (96%), O-desmetil venlafaxina (75%), amisulprida (98%), sulfametoxazol (62%) e carbamazepina (86%).	KONSTAS et al. (2019).

334 Devido a presença de resíduos fármacos, surfactantes, contrastes de raios-x,
335 patógenos resistentes, químicos disruptores endócrinos e compostos radioativos,
336 busca-se o acoplamento de técnicas e otimização de arranjos de tratamentos de
337 efluentes hospitalares para minimizar a quantidade de compostos capazes de alterar
338 a qualidade das águas (KHAN et al., 2020; SINGH e THAKUR, 2020).

339 DENG et al. (2018) utilizaram cátodo de espuma-Fe-Ni em um reator com
340 tripolifosfato (TPP) como eletrólito suporte com objetivo de degradar fenol através da
341 técnica de eletro-Fenton; obtiveram 100% de degradação do contaminante em pH
342 6,0 e ressaltaram a existência de relação positiva entre o eletrólito e o cátodo,
343 promovendo a formação de complexo Fe^{2+} -TPP. Ainda, propuseram que a técnica
344 pode ser utilizada como pré-tratamento ao biológico e o eletrólito servindo como
345 nutriente.

346 Ozonização também vem sendo utilizada como pré-tratamento aos
347 tratamentos biológicos; o ozônio tem bons resultados na remoção de bactérias
348 (LÜDDEKE et al., 2015), mutagenicidade (PUNZI et al., 2015) e degradação ou
349 aumento da biodegradabilidade de fármacos (HANSEN et al., 2016). Seguindo a
350 tendência de acoplamento de técnicas, vêm se utilizando de tratamentos biológicos
351 (filtro de areia e carvão ativado granular) a fim de remover eventual toxicidade
352 causada por produtos de degradação oriundos dos processos de ozonização
353 (BOURGIN et al., 2018).

354 Tratamentos utilizando sistemas de lodo ativado, aeração e desinfecção
355 através de UV e cloração apresentam eficiência de remoção e/ou degradação acima
356 de 85% para muitos fármacos (AL QARNI et al., 2016); 50% para DQO e DBO e
357 remoção de 80% de nutrientes como fósforo (NAINGGOLAN e PERMANASARI,
358 2017)

359 No Brasil, utilizou-se a técnica de foto-fenton assistida por radiação UVC com
360 objetivo de aumentar a eficiência de degradação de fármacos de um efluente
361 hospitalar tratado por filtração anaeróbia com fluxo ascendente; apesar de eficiente
362 na remoção de matéria orgânica, o processo biológico anaeróbio utilizado não foi
363 capaz de degradar fármacos, ao passo que a técnica avançada de oxidação atingiu
364 níveis satisfatórios na degradação das drogas farmacêuticas analisadas e
365 proporcionou diminuição do carbono orgânico dissolvido (PERINI et al., 2018).

366 Uma planta de tratamento avançado de efluentes hospitalares em grande
367 escala foi instalada no hospital Herlev, na Dinamarca. Hospital de grande porte,

368 possui 900 leitos e gera 200 mil m³ de efluente por ano; evidenciam no relatório de
 369 avaliação do projeto a qualidade do efluente tratado e o retorno financeiro a longo
 370 prazo. Com eficiência de remoção acima de 99% para matéria orgânica, nutrientes,
 371 fármacos e outros contaminantes recalcitrantes, a configuração da estação de
 372 tratamento pode ser visualizada na figura 1.



373

374 Figura 1- Fluxograma de funcionamento da ETE do hospital Herlev, adaptado de BIOBOOSTER (2016). Onde:
 375 (1) entrada do efluente bruto; (4) e (6) saída do efluente tratado para a rede municipal de esgotos.

376 Sobre o retorno financeiro, o relatório menciona que o objetivo é aportar o
 377 efluente tratado diretamente no recurso hídrico superficial, deixando de pagar as
 378 taxas cobradas pelo serviço de coleta e tratamento de esgotos do município (3,41
 379 EUR/m³), mantendo apenas o custo de operação e manutenção da estação (1,45
 380 EUR/m³) (BIOBOOSTER, 2016).

381 2.4 Toxicidade de efluentes

382 Testar a toxicidade de efluentes brutos e tratados é fundamental para
 383 conhecer a influência destes resíduos na comunidade biológica, já que por vezes
 384 estes efluentes apresentam-se dentro dos padrões físico-químicos de qualidade
 385 definidos pela legislação e, ainda assim, causam algum efeito na biota, seja pela
 386 interação entre contaminantes ou pela presença de contaminantes não
 387 contemplados pela legislação (BARJHOUX *et al.*, 2017). Ensaios de toxicidade são
 388 realizados com diversos organismos como, cianobactérias (MATEO *et al.*, 2015),
 389 algas (RENO *et al.*, 2016), microcrustáceos (SIVULA *et al.*, 2018), peixes (GERBER
 390 *et al.*, 2016), sementes (GERBER *et al.*, 2017), plantas (BILAL *et al.*, 2016) e
 391 minhocas (YADAV, GUPTA e KUMAR, 2017), reforçando a necessidade de se
 392 conhecer os potenciais efeitos na cadeia trófica. DE OLIVEIRA *et al.* (2016)
 393 obtiveram resultado indicando que o pólen de abelhas tem potencial bioindicador

394 para contaminação por pesticidas e relacionaram a presença de alguns pesticidas
395 no pólen às culturas agrícolas em que são utilizados.

396 GUEVARA *et al.* (2019) utilizaram sementes de alface e pepino como
397 organismos teste para avaliar a fitotoxicidade de esgoto doméstico após tratamento
398 e concluíram que este não apresentou efeito tóxico, indicando possibilidade de
399 reutilização na agricultura. No mesmo caminho, GERBER *et al.* (2017) avaliaram a
400 toxicidade de efluentes bruto e tratado de abatedouros de suínos utilizando
401 sementes de alface e pepino e concluíram que este efluente mesmo após o
402 tratamento realizado na indústria, não pode ser reutilizado na irrigação.

403 Os bioensaios consistem em expor o organismo teste ao resíduo e analisar a
404 resposta, por um período aproximado entre 24 e 96 horas (toxicidade aguda) e de
405 parte maior ou total do ciclo de vida do organismo (toxicidade crônica) e podem ser
406 observadas através da motilidade, movimento ascendente, compacidade de células,
407 germinação de sementes, crescimento de raízes e bioluminescência, por exemplo
408 (DO AMARAL, 2012). Os resultados de toxicidade aguda são, comumente,
409 apresentados como CE50 e CL50, assim como por DL50. Tanto para CE50, como
410 para CL50 (concentração, no meio, capaz de causar a mortalidade de 50% dos
411 organismos), utiliza-se o nível de efeito à 50%, pois é a resposta mais facilmente
412 reprodutível e estatisticamente mais confiável (ZAGATTO *et al.*, 2008). A DL50 é a
413 dose de uma substância capaz de ocasionar a morte de metade dos organismos
414 testados, administrada pela mesma via e em indivíduos da mesma espécie (GOES,
415 1997).

416 Em relação à toxicidade crônica, os resultados se apresentam na forma de
417 concentração de efeito não observado (CENO), equivalente à maior concentração
418 que não afetará o crescimento, reprodução ou sobrevivência dos indivíduos testados
419 (ARENZON, NETO e GERBER, 2011). Ainda, a concentração de efeito observado
420 (CEO) representa a menor concentração capaz de causar efeito tóxico aos
421 indivíduos; e o valor crônico (VC), calculado através da média geométrica entre os
422 dois fatores anteriores, tem por objetivo mostrar uma concentração causadora de
423 efeito crônico, entre a CENO e a CEO, criando um gradiente de sensibilidade
424 relacionando organismo e contaminante (ZAGATTO *et al.*, 2008).

3. REFERÊNCIAS

425

426 AGAR, John WM. Reusing dialysis wastewater: the elephant in the room. **American**
427 **Journal of Kidney Diseases**, v. 52, n. 1, p. 10-12, 2008.

428

429 AL-HASHIMIA, Mohammed Ali I.; ABBAS, Talib R.; JASEMA, Yaser I. Performance
430 of sequencing anoxic/anaerobic membrane bioreactor (SAM) system in hospital
431 wastewater treatment and reuse. **European Scientific Journal**, v. 9, n. 15, 2013.

432

433 ALI-TALESHI, Mohammad Saleh; NEJADKOORKI, Farhad. Characterization of
434 Hemodialysis Reverse Osmosis Wastewater From Yazd Educational Hospitals.
435 **Avicenna Journal of Environmental Health Engineering**, v. 3, n. 1, p. 5067-5067,
436 2017.

437

438 AL QARNI, Hamed et al. Investigating the removal of some pharmaceutical
439 compounds in hospital wastewater treatment plants operating in Saudi Arabia.
440 **Environmental Science and Pollution Research**, v. 23, n. 13, p. 13003-13014,
441 2016.

442

443 AMARAL, Karina Guedes Cubas do. Correlação entre fator de toxicidade e
444 parâmetros físico-químicos para efluentes domésticos tratados. 2012. Dissertação
445 de Mestrado. Universidade Tecnológica Federal do Paraná.

446

447 ARENZON, Alexandre; NETO, Tiago José Pereira; GERBER, Wagner. **Manual**
448 **sobre toxicidade em efluentes industriais**. Porto Alegre: Cespe/Senai de Artes
449 Gráficas Henrique D'ávila Bertaso, 2011.

450

451 BARJHOUX, Iris et al. A comprehensive study of the toxicity of natural multi-
452 contaminated sediments: New insights brought by the use of a combined approach
453 using the medaka embryo-larval assay and physico-chemical analyses.
454 **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 142, p. 509-521, 2017.

455

456 BEAN, Tom G. et al. Behavioural and physiological responses of birds to
457 environmentally relevant concentrations of an antidepressant. **Philosophical**
458 **Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 369, n. 1656, p.
459 20130575, 2014.

460

461 BILAL, Muhammad et al. Mutagenicity, cytotoxicity and phytotoxicity evaluation of
462 biodegraded textile effluent by fungal ligninolytic enzymes. **Water Science and**
463 **Technology**, v. 73, n. 10, p. 2332-2344, 2016.

464

465 BIOBOOSTER, Grundfos. Full scale advanced wastewater treatment at Herlev
466 Hospital. **Report prepared by DHI**, 2016.

467

468 BOURGIN, Marc et al. Evaluation of a full-scale wastewater treatment plant upgraded
469 with ozonation and biological post-treatments: Abatement of micropollutants,
470 formation of transformation products and oxidation by-products. **Water research**, v.
471 129, p. 486-498, 2018.

472

- 473 BU, Qingwei et al. Assessing the persistence of pharmaceuticals in the aquatic
474 environment: Challenges and needs. **Emerging Contaminants**, v. 2, n. 3, p. 145-
475 147, 2016.
- 476
477 BUI, Xuan-Thanh et al. Hospital wastewater treatment by sponge membrane
478 bioreactor coupled with ozonation process. *Chemosphere*, v. 230, p. 377-383, 2019.
- 479
480 BRASIL. Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011, do Conselho Nacional
481 do Meio Ambiente-CONAMA; Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento
482 de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do
483 Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA; publicada no Diário Oficial da
484 União nº 92, pág 89 em 16/05/2011; Brasília, DF.
- 485
486 CARRARO, Elisabetta et al. Hospital effluents management: chemical, physical,
487 microbiological risks and legislation in different countries. **Journal of environmental**
488 **management**, v. 168, p. 185-199, 2016.
- 489
490 CIDLINOVÁ, A. et al. Ecotoxicity of Wastewater from Medical Facilities: A Review.
491 **Scientia agriculturae bohemia**, v. 49, n. 1, p. 26-31, 2018.
- 492
493 DENG, Yang; ZHAO, Renzun. Advanced oxidation processes (AOPs) in wastewater
494 treatment. **Current Pollution Reports**, v. 1, n. 3, p. 167-176, 2015.
- 495
496 DENG, Fengxia et al. Iron-foam as a heterogeneous catalyst in the presence of
497 tripolyphosphate electrolyte for improving electro-Fenton oxidation capability.
498 **Electrochimica Acta**, v. 272, p. 176-183, 2018.
- 499
500 DE OLIVEIRA, Renata Cabrera et al. Bee pollen as a bioindicator of environmental
501 pesticide contamination. **Chemosphere**, v. 163, p. 525-534, 2016.
- 502
503 DEWIL, Raf et al. New perspectives for advanced oxidation processes. **Journal of**
504 **environmental management**, v. 195, p. 93-99, 2017.
- 505
506 FORMENTINI, Diana Fatima et al. Tratamento eletroquímico de esgotos sanitários.
507 2012.
- 508
509 FRADE, Verônica Maria Fadário et al. Environmental contamination by
510 fluoroquinolones. **Brazilian Journal of Pharmaceutical Sciences**, v. 50, n. 1, p. 41-
511 54, 2014.
- 512
513 GERBER, Michel David et al. Toxicity evaluation of parboiled rice effluent using
514 sperm quality of zebrafish as bioindicator. **Ecological Indicators**, v. 61, p. 214-218,
515 2016.
- 516
517 GERBER, Michel David et al. Phytotoxicity of effluents from swine slaughterhouses
518 using lettuce and cucumber seeds as bioindicators. **Science of the Total**
519 **Environment**, v. 592, p. 86-90, 2017.
- 520

- 521 GERBER, Michel David et al. Phytotoxicity Evaluation of Wastewater from Rice
522 Parboiling. **Bulletin of environmental contamination and toxicology**, v. 101, n. 5,
523 p. 678-683, 2018.
- 524
525 GERBER, Ruan et al. Bioaccumulation and human health risk assessment of DDT
526 and other organochlorine pesticides in an apex aquatic predator from a premier
527 conservation area. *Science of the total environment*, v. 550, p. 522-533, 2016.
- 528 GOES, R. C. Toxicologia industrial: um guia prático para prevenção e primeiros
529 socorros. Rio de Janeiro: **Revinter**, p. 109-111, 1997.
- 530
531 GRABICOVA, Katerina et al. Tissue-specific bioconcentration of antidepressants in
532 fish exposed to effluent from a municipal sewage treatment plant. **Science of the**
533 **Total Environment**, v. 488, p. 46-50, 2014.
- 534
535 GUEVARA, Miguel David Fuentes et al. Fitotoxicidade em águas residuárias
536 domésticas utilizando sementes como bioindicadores.
- 537
538 HANSEN, Kamilla MS et al. Ozonation for source treatment of pharmaceuticals in
539 hospital wastewater—ozone lifetime and required ozone dose. **Chemical**
540 **Engineering Journal**, v. 290, p. 507-514, 2016.
- 541
542 HOCQUET, Didier; MULLER, Allison; BERTRAND, Xavier. What happens in
543 hospitals does not stay in hospitals: antibiotic-resistant bacteria in hospital
544 wastewater systems. **Journal of Hospital Infection**, v. 93, n. 4, p. 395-402, 2016.
- 545
546 HUANG, Guo-Yong et al. Feminization and masculinization of western mosquitofish
547 (*Gambusia affinis*) observed in rivers impacted by municipal wastewaters. **Scientific**
548 **reports**, v. 6, p. 20884, 2016.
- 549
550 JAUKOVIĆ, Zorica D. et al. Cardiovascular drugs in environmental waters and
551 wastewaters: method optimization and real sample analysis. **Journal of AOAC**
552 **International**, v. 97, n. 4, p. 1167-1174, 2014.
- 553
554 JELIC, Aleksandra et al. Occurrence, partition and removal of pharmaceuticals in
555 sewage water and sludge during wastewater treatment. **Water research**, v. 45, n. 3,
556 p. 1165-1176, 2011.
- 557
558 KONSTAS, Panagiotis-Spyridon et al. Photocatalytic Treatment of Pharmaceuticals
559 in Real Hospital Wastewaters for Effluent Quality Amelioration. **Water**, v. 11, n. 10, p.
560 2165, 2019.
- 561
562 LÜDDEKE, Frauke et al. Removal of total and antibiotic resistant bacteria in
563 advanced wastewater treatment by ozonation in combination with different filtering
564 techniques. **Water research**, v. 69, p. 243-251, 2015.
- 565
566 LUO, Yunlong et al. A review on the occurrence of micropollutants in the aquatic
567 environment and their fate and removal during wastewater treatment. **Science of the**
568 **total environment**, v. 473, p. 619-641, 2014.
- 569

- 570 MACHADO, Carla Keite et al. Potential environmental toxicity from hemodialysis
571 effluent. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 102, p. 42-47, 2014.
572
- 573 MAHMOUD, Waleed MM; KÜMMERER, Klaus. Captopril and its dimer captopril
574 disulfide: Photodegradation, aerobic biodegradation and identification of
575 transformation products by HPLC–UV and LC–ion trap–MSn. **Chemosphere**, v. 88,
576 n. 10, p. 1170-1177, 2012.
577
- 578 MANICKUM, T.; JOHN, W. Occurrence, fate and environmental risk assessment of
579 endocrine disrupting compounds at the wastewater treatment works in
580 Pietermaritzburg (South Africa). **Science of the Total Environment**, v. 468, p. 584-
581 597, 2014.
582
- 583 MARTINS, Maria Nilza Corrêa; DE SOUZA, Victor Ventura; DA SILVA SOUZA,
584 Tatiana. Cytotoxic, genotoxic and mutagenic effects of sewage sludge on *Allium*
585 *cepa*. **Chemosphere**, v. 148, p. 481-486, 2016.
586
- 587 MATEO, Pilar et al. Cyanobacteria as bioindicators and bioreporters of environmental
588 analysis in aquatic ecosystems. **Biodiversity and Conservation**, v. 24, n. 4, p. 909-
589 948, 2015.
590
- 591 MAZZITELLI, Jean-Yves et al. Evaluation of psychiatric hospital wastewater toxicity:
592 what is its impact on aquatic organisms?. **Environmental Science and Pollution**
593 **Research**, v. 25, n. 26, p. 26090-26102, 2018.
594
- 595 MENDOZA, A. *et al.* Drugs of abuse and benzodiazepines in the Madrid Region
596 (Central Spain): Seasonal variation in river waters, occurrence in tap water and
597 potential environmental and human risk. **Environment International**, v. 70, p. 76–
598 87, 2014.
599
- 600 MENG, F. *et al.* Effects of dissolved oxygen concentration on photosynthetic bacteria
601 wastewater treatment: Pollutants removal, cell growth and pigments production.
602 **Bioresource technology**, v. 241, p. 993-997, 2017.
603
- 604 METCALF, L; EDDY, H. P. Tratamento de efluentes e recuperação de recursos.
605 McGraw Hill Brasil, 2015.
606
- 607 OLIVEIRA, Guilherme Luiz Stockler de. Avaliação da toxicidade de efluente kraft
608 após tratamento por processos oxidativos avançados. 2013. Trabalho de Conclusão
609 de Curso. Universidade Tecnológica Federal do Paraná.
610
- 611 ORIAS, Frédéric; PERRODIN, Yves. Characterisation of the ecotoxicity of hospital
612 effluents: a review. **Science of the Total Environment**, v. 454, p. 250-276, 2013.
613
- 614 PEDUTO, Thais Araujo Goya; DE JESUS, Tatiane Araújo; KOHATSU, Marcio
615 Yukihiro. Sensibilidade de diferentes sementes em ensaio de fitotoxicidade. **Revista**
616 **Brasileira de Ciência, Tecnologia e Inovação**, v. 4, n. 2, p. 200-212, 2019.
617

- 618 PÉREZ-ALVAREZ, Itzayana et al. Determination of metals and pharmaceutical
619 compounds released in hospital wastewater from Toluca, Mexico, and evaluation of
620 their toxic impact. **Environmental Pollution**, v. 240, p. 330-341, 2018.
- 621
- 622 PERINI, João A. Lima et al. Simultaneous degradation of ciprofloxacin, amoxicillin,
623 sulfathiazole and sulfamethazine, and disinfection of hospital effluent after biological
624 treatment via photo-Fenton process under ultraviolet germicidal irradiation. **Applied**
625 **Catalysis B: Environmental**, v. 224, p. 761-771, 2018.
- 626
- 627 PINCKNEY, James L. et al. Sublethal effects of the antibiotic tylosin on estuarine
628 benthic microalgal communities. **Marine pollution bulletin**, v. 68, n. 1-2, p. 8-12,
629 2013.
- 630
- 631 PUCKOWSKI, Alan et al. Bioaccumulation and analytics of pharmaceutical residues
632 in the environment: A review. **Journal of Pharmaceutical and Biomedical**
633 **Analysis**, v. 127, p. 232-255, 2016.
- 634
- 635 PUNZI, Marisa et al. Combined anaerobic–ozonation process for treatment of textile
636 wastewater: removal of acute toxicity and mutagenicity. **Journal of hazardous**
637 **materials**, v. 292, p. 52-60, 2015.
- 638
- 639 REIS, Rosane Pereira et al. Qualidade de vida e autocuidado do paciente em diálise
640 peritoneal comparado com a hemodiálise: revisão de literatura. **Revista Eletrônica**
641 **Estácio Saúde**, v. 5, n. 2, p. 91-106, 2016.
- 642
- 643 RENO, Ulises et al. Water polluted with glyphosate formulations: effectiveness of a
644 decontamination process using *Chlorella vulgaris* growing as bioindicator. **Journal of**
645 **Applied Phycology**, v. 28, n. 4, p. 2279-2286, 2016.
- 646
- 647 RIBEIRO, Ana R. et al. An overview on the advanced oxidation processes applied for
648 the treatment of water pollutants defined in the recently launched Directive
649 2013/39/EU. **Environment international**, v. 75, p. 33-51, 2015.
- 650
- 651 RINCÓN, Sandra et al. Resistencia a antibióticos de última línea en cocos Gram
652 positivos: la era posterior a la vancomicina. **Biomedica: revista del Instituto**
653 **Nacional de Salud**, v. 34, n. 0 1, p. 191, 2014.
- 654
- 655 RIVETTI, Claudia et al. Characterization of neurotransmitter profiles in *Daphnia*
656 *magna* juveniles exposed to environmental concentrations of antidepressants and
657 anxiolytic and antihypertensive drugs using liquid chromatography–tandem mass
658 spectrometry. **Analytical and bioanalytical chemistry**, v. 411, n. 22, p. 5867-5876,
659 2019.
- 660
- 661 SESSO, Ricardo Cintra et al. Brazilian chronic dialysis survey 2016. **Brazilian**
662 **Journal of Nephrology**, v. 39, n. 3, p. 261-266, 2017.
- 663
- 664 SINGH, Rashmi; THAKUR, Indu Shekhar. Cancer treatment drugs and endocrine-
665 disrupting chemicals release and fate in hospital wastewater. In: **Current**
666 **Developments in Biotechnology and Bioengineering**. Elsevier, 2020. p. 203-239.

- 667 SIVULA, Leena et al. Toxicity of biomining effluents to *Daphnia magna*: Acute toxicity
668 and transcriptomic biomarkers. **Chemosphere**, v. 210, p. 304-311, 2018.
- 669
670 THOMÉ, Fernando Saldanha et al. Brazilian chronic dialysis survey 2017. **Brazilian**
671 **Journal of Nephrology**, v. 41, n. 2, p. 208-214, 2019.
- 672
673 TIQUIA, S. M.; TAM, N. F. Y.; HODGKISS, I. J. Effects of composting on
674 phytotoxicity of spent pig-manure sawdust litter. **Environmental Pollution**, v. 93, n.
675 3, p. 249-256, 1996.
- 676
677 VERLICCHI, Paola et al. Hospital effluents as a source of emerging pollutants: an
678 overview of micropollutants and sustainable treatment options. **Journal of**
679 **Hydrology**, v. 389, n. 3-4, p. 416-428, 2010.
- 680
681 YADAV, Jyoti; GUPTA, R. K.; KUMAR, Deepak. Heavy metals toxicity on growth and
682 reproduction of *Eisenia fetida*. **Research in Environment and Life Sciences**, v. 6,
683 p. 565-568, 2017.
- 684
685 ZAGATTO, P. A. *et al.* **Ecotoxicologia aquática: princípios e aplicações**. São
686 Carlos: RiMa, 2008.

687 **4. PRODUÇÃO CIENTÍFICA E/OU TECNOLÓGICA**

688 **Submetido à revista:** Engenharia Sanitária e Ambiental

689 **Autores:** ARSAND, D. R.; ANTUNES, M. H.; MARTINS, G. A.; GERBER, M.
690 D.; CORREA, É. K.

691 **Código de identificação do manuscrito:** ESA-2020-0320

692 Avaliação do potencial fitotóxico, citotóxico e genotóxico de efluente
693 hemodialítico

694 Evaluation of phytotoxic, cytotoxic and genotoxic potential of
695 hemodialysis effluent

696 **RESUMO**

697 Cresce o número de pacientes em tratamento hemodialítico e, com isso, o volume de efluente
698 gerado por hospitais e clínicas. Este efluente possui alta concentração de sais, compostos
699 nitrogenados e matéria orgânica; além disso, pode conter fármacos e microrganismos.
700 Normalmente o efluente gerado é aportado nas redes de esgoto e lançado em recursos hídricos
701 superficiais. Testes toxicológicos utilizando sementes fornecem confiáveis respostas, com
702 simplicidade e baixo custo de procedimentos e materiais; todavia não possibilita a
703 identificação do agente causador de toxidez, mas da toxicidade do conjunto de contaminantes.

704 Neste sentido, o objetivo deste trabalho foi avaliar fito, cito e genotoxicidade do efluente
705 hemodialítico gerado em hospital local. Foram usadas amostras compostas coletadas no
706 início, meio e fim de cada sessão em cinco máquinas e diferentes turnos. Foram testados
707 efluente puro e diluído, água usada para composição do dialisato, dialisato puro e diluído,
708 além do controle. Os testes de fitotoxicidade foram realizados com sementes de pepino Verde
709 Comprido, alface Regina de Verão e Rabo-de-Galo. Para análises de citogenotoxicidade,
710 utilizou-se sementes de Cebola Baia Periforme. Observou-se que o efluente hemodialítico e
711 dialisato puros exerceram efeito tóxico em todas as sementes analisadas. Embora o efluente
712 diluído não tenha causado fitotoxicidade em alface e pepino, testes de citogenotoxicidade
713 evidenciaram diminuição do índice mitótico e aparecimento de aberrações cromossômicas em
714 células de cebola, indicando toxicidade em nível celular e genético. Estes resultados permitem
715 concluir que este efluente não pode ser aportado diretamente em recursos hídricos, tampouco
716 reutilizado na irrigação agrícola sem que haja tratamento.

717 ABSTRACT

718 The number of patients undergoing hemodialysis treatment increases and, consequently, the
719 volume of effluent generated by hospitals and clinics. This effluent presents a high
720 concentration of salts, nitrogen and organic matter; in addition, it may contain drugs and
721 microorganisms. Normally, the generated effluent is piped to sewage networks and discharged
722 to surface water. Toxicological tests using seeds provide reliable answers, with simplicity and
723 low cost procedures and materials; however, it does not allow the identification of the agent
724 that causes toxicity, but the toxicity of the set of contaminants. In this sense, the objective of
725 this work was to evaluate phyto, cyto and genotoxicity of the hemodialysis effluent generated
726 in a local hospital. Composite samples collected at the beginning, middle and end of each
727 session on five machines and different shifts were used. Pure and diluted effluent, water used
728 for the composition of the dialysate, pure and diluted dialysate and control were tested. The
729 phytotoxicity tests were performed with seeds of cucumber, lettuce and Cockscomb flower.
730 For cytogenotoxicity analyzes, onion seeds were used. It was observed that the pure
731 hemodialysis effluent and dialysate had a toxic effect on all analyzed seeds. Although the
732 diluted effluent did not cause phytotoxicity in lettuce and cucumber, cytogenotoxicity tests
733 showed a decrease in mitotic index and appearance of chromosomal aberrations in onion
734 cells, indicating toxicity at cellular and genetic level. These results allow to conclude that this
735 effluent cannot be directly dumped to water resources, nor can it be reused in agricultural
736 irrigation without treatment.

737 Palavras-chave: Hemodiálise, sementes, efluentes, fitotoxicidade, citotoxicidade e
738 genotoxicidade.

739 Key-words: Hemodialysis, seeds, wastewater, phytotoxicity, cytotoxicity and genotoxicity.

740 Avaliação toxicológica de efluente hemodialítico

741 1. Introdução

742 Tratamentos hemodialíticos têm se tornado muito comuns pelo aumento de pessoas
743 com insuficiência renal aguda ou crônica. Thomé *et al.* (2019), estimaram que
744 aproximadamente 126 mil pessoas estavam em tratamento por hemodiálise no Brasil em
745 2017, representando consumo de mais de vinte milhões de litros de água por ano.

746 Durante as sessões de hemodiálise é gerado um resíduo líquido composto pela solução
747 de diálise, fosfatos, nitritos, sulfatos, amônia e nitrogênio total (MACHADO *et al.*, 2014);
748 além destes compostos, benzodiazepinas (MENDOZA *et al.*, 2014), antibióticos (FRADE *et*
749 *al.*, 2014), anticoagulantes (JAUKOVIC *et al.*, 2014), anti-inflamatórios (JELIC *et al.*, 2011),
750 hormônios (MANICKUM e JOHN, 2014), antidepressivos (GRABICOVA *et al.*, 2014),
751 bactérias, vírus e outras estruturas são encontradas no ambiente e podem estar presentes neste
752 efluente.

753 Comumente os compostos citados chegam às estações de tratamento de esgotos,
754 entretanto, estas estações não são projetadas para degradar totalmente tais substâncias,
755 tampouco possuem tecnologia de tratamento para este fim (AL QARNI *et al.*, 2016).
756 Terminando por aportar no ambiente uma série de contaminantes em sua forma original ou
757 metabolizados, podendo causar danos à fauna e flora, como a feminilização e masculinização
758 de peixes (HUANG *et al.*, 2016), redução no crescimento (PINCKNEY *et al.*, 2013),
759 alterações comportamentais e fisiológicas (BEAN *et al.*, 2014) e resistência bacteriana
760 (RINCÓN *et al.*, 2014). Machado *et al.* (2014) caracterizaram e compararam o efluente de
761 hemodiálise em relação aos parâmetros da resolução nº 430 e nº 357 do Conselho Nacional do
762 Meio Ambiente para águas classe III. Em oito dos quatorze parâmetros analisados, as
763 amostras de efluente estavam acima do permitido para lançamento nos corpos d'água. Através
764 das análises físico-químicas e testes de toxicidade, concluíram que o efluente resultante dos
765 tratamentos de hemodiálise confere risco ambiental, principalmente quando lançado sem
766 tratamento prévio, como acontece em muitos municípios brasileiros.

767 O tratamento por hemodiálise frequentemente faz uso concomitante de medicamentos.
768 Os mais difundidos entre pacientes hemodialíticos são os anti-hipertensivos, antidepressivos e
769 analgésicos que, por conseguinte, podem ser encontrados no efluente gerado pelo serviço. Foi

770 reportado à estas classes de fármacos a capacidade de alterar a concentração de
771 neurotransmissores do microcrustáceo *Daphnia magna*. Em concentrações ambientais,
772 fluoxetina, diazepam e propranolol aumentaram ou diminuíram as concentrações de
773 serotonina, dopamina e norepinefrina dos organismos testados (RIVETTI *et al.*, 2019).

774 Testar a toxicidade de efluentes é fundamental para conhecer a influência destes
775 resíduos na comunidade biológica, já que por vezes estes efluentes apresentam-se dentro dos
776 padrões físico-químicos de qualidade definidos pela legislação e, ainda assim, causam efeitos
777 na biota, seja pela interação entre contaminantes ou pela presença de contaminantes não
778 contemplados pela legislação (BARJHOUX *et al.*, 2017). Ensaios de toxicidade são
779 realizados com diversos organismos como, cianobactérias (MATEO *et al.*, 2015), algas
780 (RENO *et al.*, 2016), microcrustáceos (SIVULA *et al.*, 2018), peixes (GERBER *et al.*, 2016),
781 plantas (BILAL *et al.*, 2016) e minhocas (YADAV, GUPTA e KUMAR, 2017), reforçando a
782 necessidade de se conhecer os potenciais efeitos na cadeia trófica.

783 A fim de melhor compreender os efeitos de contaminantes no ambiente, sementes vêm
784 sendo utilizadas como organismos teste em análises de fito e citogenotoxicidade (MARTINS,
785 DE SOUZA e DA SILVA SOUZA, 2016; GERBER *et al.*, 2018; GUEVARA *et al.*, 2019),
786 fornecendo respostas com baixo custo e pouco tempo de análise, sensibilidade qualitativa e
787 pequeno volume de amostra, ao passo que como principal limitação pode ser citada a
788 incapacidade de identificar especificamente qual o contaminante causador da toxicidade
789 (PEDUTO, DE JESUS e KOHATSU, 2019).

790 Guevara *et al.* (2019) utilizaram sementes de alface e pepino como organismos teste
791 para avaliar a fitotoxicidade de esgoto doméstico após tratamento e concluíram que este não
792 apresentou efeito tóxico, indicando possibilidade de reutilização na agricultura. No mesmo
793 caminho, Gerber *et al.* (2017) avaliaram a toxicidade de efluentes bruto e tratado de
794 abatedouros de suínos utilizando sementes de alface e pepino e concluíram que este efluente
795 mesmo após o tratamento realizado na indústria, não pode ser reutilizado na irrigação.

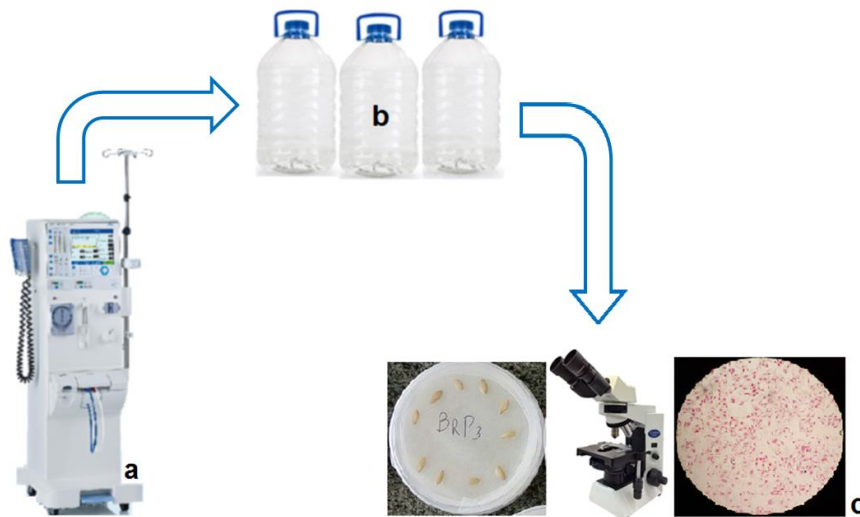
796 Desta forma, o objetivo deste trabalho foi avaliar o potencial fito, cito e genotóxico de
797 efluente hemodialítico.

798 2. Metodologia

799 O efluente de trabalho foi efluente hemodialítico também chamado efluente pós-
800 dialítico, gerado durante as sessões de hemodiálise em um hospital de referência regional com
801 327 leitos, localizado no município de Pelotas/RS, com geração média de 80m³ de efluente
802 diariamente e o setor de hemodiálise gerando aproximadamente 6m³ por dia durante todo o

803 ano. Abaixo, a Figura 1 ilustra o procedimento de coleta do efluente nas máquinas de
 804 hemodiálise (a), armazenamento (b) e a ordem de trabalho, culminando nos testes de fito e
 805 citogenotoxicidade (c).

806 Figura 1 – Fluxograma de coleta de amostras e organização de experimentos, onde: a) máquina de hemodiálise
 807 b) amostras coletadas c) testes de fito e citogenotoxicidade.



808

809 A cada turno (manhã, tarde e noite) foram coletados 300 mL de efluente por máquina
 810 por período (30, 90 e 180 min de sessão) em frascos de polietileno tereftalato (PET),
 811 totalizando 4,5 L de amostra por turno. Foi coletada água (tratada por osmose reversa e filtros
 812 de carvão ativado) utilizada no tratamento hemodialítico, solução de bicarbonato de sódio e
 813 solução ácida concentrada de polieletrólito: os três ingredientes que compõem a solução de
 814 diálise ou dialisato. O dialisato foi produzido em laboratório, misturando 93,8% de água, 4%
 815 de solução bicarbonato de sódio e 2,2% de solução ácida concentrada polieletrólito, seguindo
 816 indicação do fabricante.

817 As amostras foram armazenadas à $4,0 \pm 1,0^\circ\text{C}$ e levadas ao laboratório para a realização
 818 das análises físico-químicas, fitotoxicológicas e citogenotoxicológicas.

819 2.1. Caracterização físico-química do efluente

820 Todas as análises físico-químicas foram realizadas de acordo com *Standard Methods*
 821 *for the Examination of Water and Wastewater* (SMEWW) 23ª edição, 2017: Determinação de
 822 DBO (5210 B), DQO (5220 B), nitrogênio total (4500-Norg B, 4500-NH₃ B e C), pH (4500
 823 H⁺) e turbidez (2130 B) com amostragem simples.

824

825

826 2.2. Testes de fito e citogenotoxicidade

827 Os ensaios fitotxicológicos foram realizados com sementes de três diferentes espécies
828 vegetais, alface Regina de Verão (*Lactuca sativa*), pepino Verde Comprido (*Cucumis sativus*)
829 e Rabo-de-Galo (*Celosia argentea var. plumosa*) por meio de metodologia adaptada de
830 Zucconi *et al.* (1981) e Mendes *et al.* (2016), avaliando o crescimento relativo de raízes
831 (CRR) através de paquímetro digital com precisão de 0,1 mm e germinação relativa de
832 sementes (GRS), considerando sementes germinadas aquelas que obtiveram comprimento de
833 raiz superior a 1 mm, gerando índices de germinação (IG). Todas as sementes foram
834 adquiridas da marca Isla[®], sem tratamento com defensivos agrícolas e observando a validade
835 e mesmo lote.

836 Para a avaliação de CRR e GRS, 10 sementes de cada espécie foram escolhidas
837 conforme recomendado pela *Ecological Effects Test Guidelines* (EPA, 2012) e colocadas
838 sobre papel filtro em placas de Petri de 90 mm de diâmetro em contato com 5 mL de cada
839 solução: controle com água destilada, água tratada para hemodiálise, dialisato (puro e diluído
840 1:10), efluente (puro e diluído 1:10).

841 Os resultados foram obtidos após incubação por 48 h a 25±2,0°C sem fotoperíodo para
842 todas as sementes. Os testes foram conduzidos em triplicata para alface, pepino e Rabo-de-
843 Galo em todos os tratamentos (controle, água para hemodiálise, dialisato puro, dialisato
844 diluído, efluente puro e efluente diluído), totalizando 540 sementes por espécie. Foram
845 calculados os índices de germinação (IG) de acordo com a Equação 1.

$$846 \quad IG(\%) = \frac{(GRS \times CRR)}{(\bar{x} GRS) \times (\bar{x} CRR)} \quad (\text{Eq. 1})$$

847 onde, GRS é o número de sementes germinadas na placa com amostra, CRR é o crescimento
848 das raízes na placa com amostra, $\bar{x} GRS$ é a média de sementes germinadas no controle e
849 $\bar{x} CRR$ é a média de crescimento das raízes nas placas controle.

850 Os IGs foram calculados com objetivo de estimar a toxicidade do efluente gerado no
851 tratamento hemodialítico, sendo considerado fitotóxico quando IG for menor do que 80% ou
852 maior do que 120% em relação ao controle (TIQUIA e TAM, 1998). Normalidade e
853 homogeneidade das variâncias foram analisadas pelo teste de Shapiro-Wilk. As médias dos
854 indicadores de fitotoxicidade foram comparadas entre os tratamentos (controle, água para
855 hemodiálise, dialisato puro, dialisato diluído, efluente puro e efluente diluído) através de
856 análise de variância e comparação de médias com o teste de Tukey. Todas as análises foram
857 realizadas no software Statistix 10[®].

858 Os testes de cito e genotoxicidade foram conduzidos conforme De Almeida Grippa *et*
859 *al.* (2010), adaptado. Em triplicata, 10 sementes de cebola Baia Periforme (*Allium cepa*)
860 foram expostas aos tratamentos (controle, efluente puro e efluente diluído), totalizando 90
861 sementes. Nos tratamentos em que no mínimo três sementes apresentaram crescimento igual
862 ou superior a 10 mm, estas foram fixadas e conservadas em solução de Carnoy, etanol/ácido
863 acético (v:v) na proporção 3:1, por 24 h. As raízes foram expostas à hidrólise ácida, sendo
864 lavadas por 5 min em água destilada, 10 min em ácido clorídrico 5 mol.L⁻¹ e lavadas
865 novamente com água destilada por 5 min.

866 As raízes foram colocadas individualmente em lâminas de vidro e seccionadas as
867 pontas com auxílio de bisturi. O excesso de água foi removido com papel filtro, colocou-se
868 uma gota deorceína 2%, conferindo cor ao tecido meristemático e cobriu-se a lâmina com
869 lamínula de vidro para posterior visualização microscópica de luz em microscópio Olympus
870 CX41 com 40x de aumento óptico. Foram contadas 1.500 células por tratamento e
871 calculados os índices, mitótico (IM) e de aberrações cromossômicas (IAC).

872 O IM foi calculado através da razão entre o número de células em divisão e o total de
873 células contadas, já o IAC foi obtido pela frequência de células portadoras de alterações
874 cromossômicas no ciclo celular: C-metáfase, pontes e atrasos anafásicos e outras posições
875 cromossômicas atípicas.

876 3. Resultados e Discussão

877 3.1. Caracterização físico-química da amostra

878 Os resultados obtidos na caracterização físico-química estão apresentados na Tabela 1.
879 Para fim de comparação dos parâmetros, adotou-se como referência os padrões de lançamento
880 em corpos d'água enquadrados como classe III na resolução do Conselho Nacional de Meio
881 Ambiente (CONAMA) nº 430/11 que dispõe sobre condições e padrões de lançamento de
882 efluentes líquidos. A norma estabelece que os corpos hídricos classe III podem ser utilizados
883 para o abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado; à
884 irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; à pesca amadora; à recreação de
885 contato secundário, caracterizada por contato esporádico com a água e pequena possibilidade
886 de ingestão; e à dessedentação de animais.

887

888

889

890

Tabela 2 – Resultados da caracterização físico-química do efluente hemodialítico.

Parâmetro	Unidade	Resultado	CONAMA 430/11
pH	-	7,00	5 a 9,00
Condutividade	$\mu\text{S.cm}^{-1}$	7.330,00	-
DBO ₅	$\text{mgO}_2.\text{L}^{-1}$	246,00	-
DQO	$\text{mgO}_2.\text{L}^{-1}$	528,19	-
Nitrogênio total	mgN-NTK.L^{-1}	87,82	≤ 20
Turbidez	UT	0	-

891

892

893

894

895

896

897

898

899

900

901

902

903

904

905

906

907

908

909

910

911

912

913

914

915

916

917

DBO e DQO são fatores importantes para determinar a quantidade de matéria orgânica presente no efluente e verificar a viabilidade de tratamentos por via biológica. Esta legislação exige que a eficiência mínima de remoção de DBO seja de 60% para lançamento do efluente em corpo hídrico, entretanto este resíduo é aportado na rede municipal de esgotos. A condutividade específica é um parâmetro que apesar de não estabelecido na legislação, possui correlação estatística com sais, tornando-se importante indicador da presença destes no ambiente (PIRATOBA et al., 2017). O valor encontrado para condutividade é próximo ao dobro do encontrado por Machado *et al.* (2014) e aproximadamente dez vezes maior do que os valores encontrados por Ali-Taleshi e Nejadkoorki (2016) que coletaram e analisaram a mistura dos efluentes pré e pós dialíticos, confirmando que estes efluentes possuem alta salinidade. Ainda, pode-se relacionar a medida de salinidade, a qual considera sais de potássio, fósforo, magnésio e cálcio, além de cloretos, carbonatos e bicarbonatos presentes no efluente, com a elevada DQO medida, podendo esta ser resultante da oxidação de compostos inorgânicos, corroborando a medida de condutividade (AQUINO, SILVA e CHERNICHARO, 2006).

O parâmetro turbidez foi analisado com objetivo de se avaliar, por correlação, a presença ou não de sólidos suspensos. O valor medido mostra a ausência de partículas suspensas, o que pode ser atribuído ao fato do efluente hemodialítico ser composto por substâncias que passam pelas membranas dialisadoras durante as sessões de hemodiálise.

Características como baixa turbidez e alta condutividade viabilizam a utilização de tratamentos alternativos de efluentes que utilizam mecanismos de foto e eletro degradação de compostos (FORMENTINI, 2012).

A relação DQO/DBO obtida foi 2,15, indicando maior biodegradabilidade do efluente hemodialítico. Deve-se atentar para o fato de que alguns compostos orgânicos e partes de moléculas de fármacos podem ser biodegradados e disponibilizados em outras formas, interagindo com o restante dos compostos e organismos presentes no ambiente hospitalar (KUMMERER, 2016).

918 Considera-se biodegradável um efluente cuja relação DQO/DBO seja menor que 2,5
 919 (VON SPERLING, 1996), entretanto, esta relação deve ser questionada devido à alta
 920 concentração de sais passíveis de sofrer oxidação e capazes de causar falsa ideia sobre a
 921 presença de matéria orgânica no efluente (AQUINO, SILVA e CHERNICHARO, 2006). O
 922 valor medido de DBO pode ser explicado por se tratar de um efluente bruto que contém
 923 glicose, adicionada através da solução de diálise.

924 O nitrogênio acima do padrão determinado pela legislação é explicado pelo fato de
 925 que o efluente é resultado da remoção de impurezas e substâncias em excesso no sangue do
 926 paciente, comumente compostos nitrogenados como, nitritos, nitratos, amônia, ácido úrico e
 927 ureia (AGAR, 2008).

928 3.2. Fitotoxicidade

929 Os dados obtidos nos experimentos de fitotoxicidade utilizando sementes de alface
 930 estão apresentados na Tabela 2.

931 Tabela 3 – Fitotoxicidade usando sementes de alface em comparação com controle (n: 90 sementes/tratamento).

Tratamento	CRR		GRS		IG
	(mm)	(%)	(n°)	(%)	(%)
Controle	109,04±6,54 ^{ab}	100 ^{ab}	9,22±0,22 ^a	100 ^a	100 ^a
Efluente puro	1,82±0,78 ^c	1,78±0,77 ^c	1,22±0,49 ^b	13,58±5,49 ^b	0,57±0,26 ^b
Efluente diluído	89,69±7,41 ^b	83,58±8,34 ^b	8,67±0,37 ^a	94,08±4,27 ^a	80,94±11,14 ^a
Água para hemod.	99,81±14,39 ^{ab}	91,44±12,22 ^{ab}	8,11±0,72 ^a	87,82±7,64 ^a	86,89±14,84 ^a
Dialisato puro	5,37±1,97 ^c	4,81±1,76 ^c	2,22±0,83 ^b	24,44±9,24 ^b	2,47±1,21 ^b
Dialisato diluído	125,89±6,49 ^a	116,42±7,04 ^a	8,89±0,39 ^a	96,72±4,98 ^a	114,48±11,44 ^a

932 ^{a, b, c} médias±SEM com índices díspares diferem pelo teste de Tukey entre os tratamentos (p<0,05)

933 Efluente e dialisato não diluídos mostraram-se tóxicos inibindo o crescimento relativo
 934 de raízes e germinação relativa de sementes de alface, altamente fitotóxicos quando observado
 935 o IG < 30% (PEDUTO, DE JESUS e KOHATSU, 2019). Sais em grandes concentrações
 936 causam estresse salino, limitando o acesso das raízes à água e diminuindo tanto o poder
 937 germinativo, quanto crescimento das raízes (AL-TAEY e MAJID, 2018), portanto, pode-se
 938 atribuir a alta fitotoxicidade encontrada à presença de sais no dialisato e no efluente,
 939 observada por correlação com a medida de condutividade específica.

940 Efluente diluído, dialisato diluído e água para hemodiálise tratada por osmose reversa
 941 e carvão ativado mostraram certa semelhança ao controle neutro (água destilada) em relação
 942 ao crescimento, sendo que dialisato diluído, água para hemodiálise e efluente diluído não
 943 diferiram estatisticamente entre si.

944 No dialisato diluído, o crescimento das raízes superior ao crescimento no controle
 945 indica que este forneceu nutrientes em qualidade e quantidade capazes de induzir o
 946 desenvolvimento de raízes. Este comportamento se deve, provavelmente, à presença de
 947 nitrogênio, glicose e outros sais nesta solução. É importante considerar que o estímulo ao
 948 crescimento das raízes ou estímulo a qualquer outra resposta observada, como germinação,
 949 multiplicação celular, movimentação, bioluminescência e outras, não deve ser considerado
 950 positivo ou benéfico; já que o conceito de ecotoxicidade envolve qualquer alteração,
 951 comportamental ou de desenvolvimento, da condição natural do organismo (PALLI *et al.*,
 952 2019).

953 Resultados relativos aos experimentos de fitotoxicidade com sementes de pepino estão
 954 expostos na Tabela 3.

955 Tabela 4 – Fitotoxicidade usando sementes de pepino em comparação com controle (n: 90 sementes/tratamento).

Tratamento	CRR		GRS		IG
	(mm)	(%)	(n°)	(%)	(%)
Controle	172,27±9,88 ^{ab}	100 ^{ab}	9,22±0,22 ^a	100 ^a	100 ^a
Efluente puro	61,54±3,83 ^c	35,99±2,32 ^c	8,22±0,36 ^{ab}	89,04±3,29 ^{ab}	32,38±2,93 ^b
Efluente diluído	156,56±16,53 ^{ab}	89,75±8,11 ^{ab}	9,00±0,44 ^a	97,34±3,99 ^a	89,77±9,87 ^a
Água para hemod.	183,77±12,78 ^a	106,40±5,10 ^a	9,11±0,42 ^a	98,67±4,11 ^a	106,11±7,99 ^a
Dialisato puro	54,52±6,43 ^c	32,55±4,09 ^c	7,33±0,47 ^b	79,47±4,81 ^b	26,91±4,19 ^b
Dialisato diluído	130,30±10,91 ^b	77,60±8,97 ^{ab}	9,22±0,28 ^a	100,08±2,88 ^a	78,16±9,87 ^a

956 ^{a, b, c} médias±SEM com índices díspares diferem pelo teste de Tukey entre os tratamentos (p<0,05)

957 É possível observar os maiores crescimentos e germinações dentre as sementes
 958 testadas, demonstrando maior tolerância desta espécie, também visualizada por Morais *et al.*
 959 (2019) quando testaram fitotoxicidade de um efluente da indústria farmacêutica em sementes
 960 de pepino e alface. Gerber *et al.* (2018) relacionaram positivamente o nitrogênio amoniacal
 961 presente no efluente tratado de parboilização de arroz com o IG obtido para esta semente, o
 962 que pode explicar o crescimento e grande germinação do pepino quando exposto ao efluente
 963 diluído.

964 Por outro lado, expostas à água de hemodiálise, as raízes de pepino obtiveram o maior
 965 crescimento entre os tratamentos, contrapondo a ideia de que efluente e dialisato diluídos
 966 forneceram nutrientes para a semente de pepino já que esta água, teoricamente, deve ser
 967 ausente de sais e outros compostos.

968 Assim como para as sementes de alface, efluente e dialisato puros foram
 969 extremamente fitotóxicos para sementes de pepino, diferindo estatisticamente dos demais

970 tratamentos em relação ao crescimento de raízes ($p < 0,05$). A germinação foi mais afetada pelo
 971 dialisato puro, porém, menos afetada pelo efluente puro, mostrando fitotoxicidade leve;
 972 dialisato puro foi estatisticamente semelhante ao efluente puro, mas diferente dos outros
 973 tratamentos ($p < 0,05$). Controle, dialisato diluído, efluente diluído e água para hemodiálise
 974 produziram comportamento estatisticamente igual ($p > 0,05$). Considerando os três indicadores
 975 de toxicidade, pode-se observar que o efeito fitotóxico no pepino foi predominante no
 976 crescimento radicular e não afetou significativamente a germinação das sementes.

977 As sementes de Rabo-de-Galo não superaram 70% de germinação no controle,
 978 diminuindo a confiabilidade dos dados (PEDUTO, DE JESUS e KOHATSU, 2019). Por se
 979 tratar de espécie originária de regiões tropicais, a dificuldade de germinação no controle pode
 980 ser atribuída à temperatura baixa na incubadora e/ou ausência de fotoperíodo (MARTINS,
 981 2019). Crescimento e germinação relativos, assim como índice germinativo das sementes de
 982 Rabo-de-Galo podem ser visualizados na Tabela 4.

983 Tabela 5 – Fitotoxicidade usando sementes de Rabo-de-Galo em comparação ao controle (n: 90
 984 sementes/tratamento).

Tratamento	CRR		GRS		IG
	(mm)	(%)	(n°)	(%)	(%)
Controle	34,03±5,43 ^a	100 ^a	6,11±0,72 ^a	100 ^a	100 ^a
Efluente puro	0 ^c	0 ^c	0 ^c	0 ^c	0 ^c
Efluente diluído	9,90±1,20 ^b	42,20±12,05 ^b	3,56±0,29 ^b	63,64±8,19 ^b	34,09±13,77 ^b
Água para hemod.	38,22±6,94 ^a	107,30±7,00 ^a	6,56±0,58 ^a	109,09±3,94 ^a	116,86±8,33 ^a
Dialisato puro	1,97±0,82 ^c	7,69±4,52 ^c	1,11±0,48 ^c	19,70±9,67 ^c	4,86±3,75 ^{bc}
Dialisato diluído	31,68±5,05 ^a	95,09±6,19 ^a	6,33±0,76 ^a	103,03±5,62 ^a	99,39±9,87 ^a

985 ^{a, b, c} médias±SEM com índices díspares diferem pelo teste de Tukey entre os tratamentos ($p < 0,05$)

986 Quando expostas ao efluente puro, as sementes de Rabo-de-Galo não germinaram,
 987 demonstrando alta sensibilidade à este efluente. Quando em contato com o efluente diluído,
 988 somente 60% das sementes germinaram, apresentando menor tolerância dentre as espécies
 989 testadas.

990 Controle, água tratada para hemodiálise e dialisato diluído apresentaram resultados
 991 iguais ($p > 0,05$) tanto para germinação de sementes, como para crescimento de raízes e índice
 992 de germinação, não causando efeito fitotóxico. Diferentemente do observado em sementes de
 993 alface e pepino, as sementes de Rabo-de-Galo foram afetadas tanto na germinação como no
 994 crescimento de raízes, com grande dificuldade de germinação.

995 Comparando, entre os tratamentos, as médias de IGs das três sementes utilizadas como
 996 organismos teste, pode-se observar que com exceção do efluente diluído para Rabo-de-Galo,
 997 todas as sementes testadas tiveram respostas semelhantes. Efluente e dialisato puros causaram
 998 efeito tóxico intenso nas três sementes, possivelmente, devido à alta salinidade. Enquanto para
 999 Rabo-de-Galo o efluente diluído apresentou efeito fitotóxico, alface e pepino não
 1000 responderam da mesma forma, apresentando efeito nulo. Guevara *et al.* (2019) observaram
 1001 resultados semelhantes para alface e pepino expostos à um efluente doméstico com DBO e pH
 1002 semelhantes ao efluente hemodialítico pesquisado, o que demonstra a capacidade das
 1003 sementes de alface e pepino de tolerar matéria orgânica e salinidade altas. Segundo Paz
 1004 (2017), existe maior e menor interação da semente com o meio, variando de acordo com a
 1005 semente, que reflete em diferentes respostas aos contaminantes, podendo explicar a
 1006 fitotoxicidade do efluente diluído dez vezes apenas para Rabo-de-Galo.

1007 É aconselhável, portanto, que sejam realizados ensaios toxicológicos com sementes de
 1008 diferentes espécies vegetais possuindo características físicas diversas, possibilitam análises e
 1009 interpretações mais amplas e confiáveis.

1010 A Tabela 5 apresenta, de forma sistemática, os efeitos nos organismos testados, com
 1011 objetivo de facilitar a visualização.

1012 Tabela 5 – Efeito tóxico relativo à CRR, GRS e IG em sementes de alface, pepino e Rabo-de-Galo.

Tratamento	Alface			Pepino			Rabo-de-Galo		
	CRR	GRS	IG	CRR	GRS	IG	CRR	GRS	IG
Efluente puro	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Efluente diluído							-	-	-
Água hemod.									
Dialisato puro	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Dialisato diluído	+								

1013 Os sinais “-” e “+” indicam efeito fitotóxico depressor e estimulante, respectivamente,
 1014 sobre crescimento relativo de raízes, germinação relativa de sementes e índices germinativos.
 1015 Considerou-se, na Tabela 5, que o efeito tóxico ocorreu quando houve germinação,
 1016 crescimento relativos e/ou índice germinativo inferiores à 80% ou acima de 120% do ocorrido
 1017 no controle neutro (TIQUIA e TAM, 1998), diferindo pelo teste de Tukey.

1018 É importante salientar que Machado *et al.* (2014) testaram a toxicidade do efluente
 1019 hemodialítico em *Daphnia magna* e *Euglena gracillis*, organismos tolerantes à salinidade e
 1020 concluíram que este efluente apresentou toxidez, sugerindo a presença de outros compostos
 1021 capazes de causar efeitos nocivos aos organismos testados.

1022 3.3. Citogenotoxicidade

1023 Na Tabela 6, pode-se observar o número de células e as fases da divisão celular de
1024 *Allium cepa* no controle e efluente diluído. Conforme a metodologia adotada, não foram
1025 contadas as células expostas ao efluente puro, pois não houve crescimento igual ou superior à
1026 10 mm em, pelo menos, três sementes.

1027 Tabela 6 – Número e fases da divisão celular de *Allium cepa* no controle e efluente.

Tratamento	Interfase	Prófase	Metáfase	Anáfase	Telófase	IM (%)
Controle	580	900	8	7	5	61,33
Efluente diluído	752	740	5	2	1	49,87

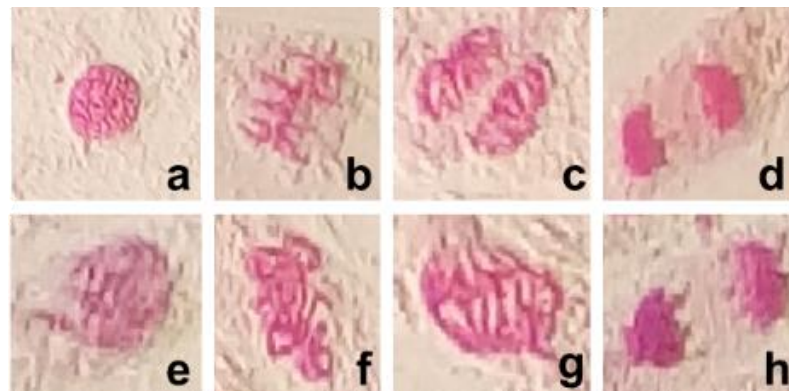
1028 A contagem de células de raiz de *Allium cepa* possibilitou observar queda do índice
1029 mitótico em 11,46% quando expostas ao efluente hemodialítico diluído em relação ao
1030 controle com água destilada, indicando citotoxicidade.

1031 Com relação à genotoxicidade, observou-se o desenvolvimento de aberrações
1032 cromossômicas, distúrbios metafásicos (c-metáfase) e pontes e atrasos anafásicos. O índice de
1033 aberrações cromossômicas (IAC) foi de 4,67%, ou seja, aproximadamente cinco células
1034 anômalas a cada mil células contadas, contrastando com a ausência de anomalias nas placas
1035 de controle. A Figura 2 mostra imagens microscópicas de células analisadas de *Allium cepa*
1036 em diferentes fases de divisão no controle (a, b, c e d) e células em diferentes fases de divisão
1037 no efluente diluído (e, f, g e h) apresentando anomalias cromossômicas.

1038 Figura 2 – Mitose de células de raízes de *A. cepa* no controle, (a) Prófase normal; (b) Metáfase normal; (c)

1039 Anáfase normal e (d) Telófase normal. No efluente diluído, (e) Prófase com cromossomo isolado; (f) C-

1040 metáfase; (g) Anáfase com ponte anafásica e (h) telófase com cromossomo atrasado (Fonte: arquivo próprio).



1041

1042 Babatunde, Vincent-Akpu e Aiwerioghene (2016) avaliaram citogenotoxicidade de um
1043 efluente hospitalar sem tratamento usando bulbos de cebola e observaram decréscimo
1044 significativo do IM, assim como aparecimento de aberrações cromossômicas, ausentes no
1045 controle, resultando em um IAC 0,6% em solução com 50% de efluente. Como consequência
1046 do decaimento do IM, observa-se a diminuição do crescimento relativo de raízes quando
1047 expostas ao efluente diluído, Tabela 7, também observado pelos autores.

1048 Tabela 7 – Crescimento e germinação médios de sementes de *Allium cepa* nos tratamentos: Controle, efluente
 1049 diluído e efluente puro.

Tratamento	CRR (mm)	GRS (n°)
Controle	283,41 ± 20,84 ^a	6,33 ± 0,33 ^a
Efluente diluído	133,20 ± 29,62 ^b	2,67 ± 0,67 ^b
Efluente puro	18,29 ± 2,53 ^c	5,33 ± 0,88 ^{ab}

1050 ^{a, b} médias ± SEM com índices díspares diferem pelo teste de Tukey entre os tratamentos (p<0,05)

1051 Apesar do efluente puro ter afetado drasticamente o desenvolvimento radicular, neste
 1052 ocorreu maior germinação de sementes em relação ao efluente diluído. Isto pode ser possível
 1053 devido ao fato de que existem mais nutrientes, como nitrogênio e glicose, disponíveis no
 1054 efluente puro permitindo que mais sementes germinem. Enquanto no efluente diluído dez
 1055 vezes, nutrientes em concentrações menores promoveram competição entre as sementes,
 1056 ocasionando com que menos sementes conseguissem germinar, contudo, permitindo que
 1057 ocorresse maior crescimento de raízes. Maior e menor crescimento radicular pode estar
 1058 relacionado à condutividade específica (KOHATSU *et al.*, 2018); mais elevada no efluente
 1059 puro, a condutividade indica presença de sais, que podem inibir o desenvolvimento das raízes,
 1060 tendo menor efeito quando o efluente é diluído.

1061 O efluente hemodialítico diluído dez vezes diminuiu o número de sementes
 1062 germinadas, assim como promoveu o decréscimo do IM e do CRR em relação ao controle,
 1063 Tabela 7. Considerando estes fatores e o aparecimento de aberrações cromossômicas, pode-se
 1064 afirmar que o efluente hemodialítico apresentou efeito cito e genotóxico em sementes de
 1065 cebola Baía Periforme (*Allium cepa*).

1066 4. Conclusões

1067 Os resultados mostram que o efluente hemodialítico e o dialisato foram fitotóxicos
 1068 para alface, pepino e Rabo-de-Galo, inibindo a germinação das sementes e o crescimento
 1069 radicular.

1070 O efluente diluído causou toxicidade apenas para Rabo-de-Galo, porém, apresentou
 1071 citogenotoxicidade em sementes de *Allium cepa*, mostrando que ausência de efeito sobre
 1072 germinação e crescimento de raízes pode mascarar efeitos em nível celular e genético.

1073 O efluente hemodialítico não deve ser reutilizado na irrigação agrícola sem tratamento
 1074 prévio e diluição.

1075

1076

1077

1078 REFERÊNCIAS

- 1079 AGAR, John WM. Reusing dialysis wastewater: the elephant in the room. *American Journal*
1080 *of Kidney Diseases*, v. 52, n. 1, p. 10-12, 2008.
- 1081
- 1082 ALI-TALESHEI, Mohammad Saleh; NEJADKOORKI, Farhad. Characterization of
1083 Hemodialysis Reverse Osmosis Wastewater From Yazd Educational Hospitals. *Avicenna*
1084 *Journal of Environmental Health Engineering*, v. 3, n. 1, p. 5067-5067, 2017.
- 1085 AL QARNI, Hamed et al. Investigating the removal of some pharmaceutical compounds in
1086 hospital wastewater treatment plants operating in Saudi Arabia. *Environmental Science and*
1087 *Pollution Research*, v. 23, n. 13, p. 13003-13014, 2016.
- 1088 AL-TAEY, Duraid KA; MAJID, Zaahra Z. Study effect of kinetin, bio-fertilizers and organic
1089 matter application in lettuce under salt stress. *Journal of Global Pharma Technology*, v. 10, n.
1090 1, p. 148-164, 2018.
- 1091
- 1092 AQUINO, Sérgio F. de; SILVA, Silvana de Queiroz; CHERNICHARO, Carlos AL.
1093 Considerações práticas sobre o teste de demanda química de oxigênio (DQO) aplicado a
1094 análise de efluentes anaeróbios. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 11, n. 4, p. 295-304,
1095 2006.
- 1096
- 1097 BABATUNDE, B. B.; VINCENT-AKPU, I. F.; AIWERIOGHENE, Abed-Nego Osayande.
1098 Cytogenotoxicity screening of untreated hospital wastewaters using the *Allium cepa* test.
1099 *Journal of Applied Sciences and Environmental Management*, v. 20, n. 3, p. 724-732, 2016.
- 1100
- 1101 BARJHOUX, Iris et al. A comprehensive study of the toxicity of natural multi-contaminated
1102 sediments: New insights brought by the use of a combined approach using the medaka
1103 embryo-larval assay and physico-chemical analyses. *Ecotoxicology and environmental safety*,
1104 v. 142, p. 509-521, 2017.
- 1105
- 1106 BEAN, Tom G. et al. Behavioural and physiological responses of birds to environmentally
1107 relevant concentrations of an antidepressant. *Philosophical Transactions of the Royal Society*
1108 *B: Biological Sciences*, v. 369, n. 1656, p. 20130575, 2014.
- 1109
- 1110 BILAL, Muhammad et al. Mutagenicity, cytotoxicity and phytotoxicity evaluation of
1111 biodegraded textile effluent by fungal ligninolytic enzymes. *Water Science and Technology*,
1112 v. 73, n. 10, p. 2332-2344, 2016.
- 1113
- 1114 BRASIL. Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011, do Conselho Nacional do
1115 Meio Ambiente-CONAMA; Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes,
1116 complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do
1117 Meio Ambiente-CONAMA; publicada no Diário Oficial da União no 92, pág 89 em
1118 16/05/2011; Brasília, DF.
- 1119
- 1120 DE ALMEIDA GRIPPA, Gabriela et al. Estudo genotóxico do surfactante Tween 80 em
1121 *Allium cepa*. *Revista Brasileira de Toxicologia*, v. 23, n. 1-2, p. 11-16, 2010.
- 1122
- 1123 EPA (2012) U.S. Ecological effects test guidelines. OCSPP 850.4100: seedling emergence
1124 and seedling growth. *Environmental Protection Agency*, Washington, D.C (EPA 712-C-012).
- 1125
- 1126 FORMENTINI, Diana Fatima et al. Tratamento eletroquímico de esgotos sanitários. 2012.
- 1127

- 1128 FRADE, Verônica Maria Fadário et al. Environmental contamination by fluoroquinolones.
1129 *Brazilian Journal of Pharmaceutical Sciences*, v. 50, n. 1, p. 41-54, 2014.
1130
- 1131 GERBER, Michel David et al. Toxicity evaluation of parboiled rice effluent using sperm
1132 quality of zebrafish as bioindicator. *Ecological Indicators*, v. 61, p. 214-218, 2016.
1133
- 1134 GERBER, Michel David et al. Phytotoxicity of effluents from swine slaughterhouses using
1135 lettuce and cucumber seeds as bioindicators. *Science of the Total Environment*, v. 592, p. 86-
1136 90, 2017.
1137
- 1138 GERBER, Michel David et al. Phytotoxicity Evaluation of Wastewater from Rice Parboiling.
1139 *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, v. 101, n. 5, p. 678-683, 2018.
1140
- 1141 GRABICOVA, Katerina et al. Tissue-specific bioconcentration of antidepressants in fish
1142 exposed to effluent from a municipal sewage treatment plant. *Science of the Total
1143 Environment*, v. 488, p. 46-50, 2014.
1144
- 1145 GUEVARA, Miguel David Fuentes et al. Fitotoxicidade em águas residuárias domésticas
1146 utilizando sementes como bioindicadores. *Revista DAE*, n. 216, v. 67, 2019.
1147
- 1148 JAUKOVIĆ, Zorica D. et al. Cardiovascular drugs in environmental waters and wastewaters:
1149 method optimization and real sample analysis. *Journal of AOAC International*, v. 97, n. 4, p.
1150 1167-1174, 2014.
1151
- 1152 JELIC, Aleksandra et al. Occurrence, partition and removal of pharmaceuticals in sewage
1153 water and sludge during wastewater treatment. *Water research*, v. 45, n. 3, p. 1165-1176,
1154 2011.
1155
- 1156 KOHATSU, Marcio Yukihiro et al. Fitotoxicidade de água superficial da Região
1157 Metropolitana de São Paulo utilizando bioensaio com *Sinapis alba*. *Acta Brasiliensis*, v. 2, n.
1158 2, p. 58-62, 2018.
1159
- 1160 KÜMMERER, Klaus. Presence, fate and risks of pharmaceuticals in the environment. *Green
1161 and Sustainable Medicinal Chemistry*. p. 63-72, 2016.
1162
- 1163 MACHADO, Carla Keite et al. Potential environmental toxicity from hemodialysis effluent.
1164 *Ecotoxicology and environmental safety*, v. 102, p. 42-47, 2014.
1165
- 1166 MANICKUM, T.; JOHN, W. Occurrence, fate and environmental risk assessment of
1167 endocrine disrupting compounds at the wastewater treatment works in Pietermaritzburg
1168 (South Africa). *Science of the Total Environment*, v. 468, p. 584-597, 2014.
1169
- 1170 MARTINS, Maria Nilza Corrêa; DE SOUZA, Victor Ventura; DA SILVA SOUZA, Tatiana.
1171 Cytotoxic, genotoxic and mutagenic effects of sewage sludge on *Allium cepa*. *Chemosphere*,
1172 v. 148, p. 481-486, 2016.
1173
- 1174 MARTINS, Gabriel Afonso. Toxicidade em Compostagem de Biossólido do Tratamento de
1175 Efluentes do Abate de Suínos com Diferentes Materiais Estruturantes. 2019. 72f. Dissertação
1176 (Mestrado em Ciência e Tecnologia de Alimentos) – Programa de Pós-Graduação em Ciência
1177 e Tecnologia de Alimentos. Universidade Federal de Pelotas, 2019.

- 1178
1179 MATEO, Pilar et al. Cyanobacteria as bioindicators and bioreporters of environmental
1180 analysis in aquatic ecosystems. *Biodiversity and Conservation*, v. 24, n. 4, p. 909-948, 2015.
1181 MENDES, P. M. et al. Phytotoxicity as an indicator of stability of broiler production residues.
1182 *Journal of environmental management*, v. 167, p. 156-159, 2016.
1183
1184 MENDOZA, A. et al. Drugs of abuse and benzodiazepines in the Madrid Region (Central
1185 Spain): Seasonal variation in river waters, occurrence in tap water and potential
1186 environmental and human risk. *Environment International*, v. 70, p. 76–87, 2014.
1187
1188 MORAIS, Ruitter Lima et al. Electrochemical remediation of industrial pharmaceutical
1189 wastewater containing hormones in a pilot scale treatment system. *Eclética Química Journal*,
1190 v. 44, n. 1, p. 40-52, 2019.
1191 PALLI, Laura et al. Occurrence of selected pharmaceuticals in wastewater treatment plants of
1192 Tuscany: An effect-based approach to evaluate the potential environmental impact.
1193 *International journal of hygiene and environmental health*, v. 222, n. 4, p. 717-725, 2019.
1194
1195 PAZ, Matheus Francisco da. *Avaliação de compostagem de resíduos da indústria de*
1196 *alimentos através de parâmetros físico-químicos, microbiológicos e ecotoxicológicos*. 2017.
1197 Tese de Doutorado. Universidade Federal de Pelotas.
1198
1199 PEDUTO, Thais Araujo Goya; DE JESUS, Tatiane Araújo; KOHATSU, Marcio Yukihito.
1200 Sensibilidade de diferentes sementes em ensaio de fitotoxicidade. *Revista Brasileira de*
1201 *Ciência, Tecnologia e Inovação*, v. 4, n. 2, p. 200-212, 2019.
1202
1203 PINCKNEY, James L. et al. Sublethal effects of the antibiotic tylosin on estuarine benthic
1204 microalgal communities. *Marine pollution bulletin*, v. 68, n. 1-2, p. 8-12, 2013.
1205
1206 PIRATOBA, Alba Rocio Aguilar et al. Characterization of water quality parameters in the
1207 port area of Barcarena, PA, Brazil. *Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied*
1208 *Science*, v. 12, n. 3, p. 435-456, 2017.
1209
1210 RENO, Ulises et al. Water polluted with glyphosate formulations: effectiveness of a
1211 decontamination process using *Chlorella vulgaris* growing as bioindicator. *Journal of Applied*
1212 *Phycology*, v. 28, n. 4, p. 2279-2286, 2016.
1213
1214 RINCÓN, Sandra et al. Resistencia a antibióticos de última línea en cocos Gram positivos: la
1215 era posterior a la vancomicina. *Biomedica: revista del Instituto Nacional de Salud*, v. 34, n. 0
1216 1, p. 191, 2014.
1217
1218 RIVETTI, Claudia et al. Characterization of neurotransmitter profiles in *Daphnia magna*
1219 juveniles exposed to environmental concentrations of antidepressants and anxiolytic and
1220 antihypertensive drugs using liquid chromatography–tandem mass spectrometry. *Analytical*
1221 *and bioanalytical chemistry*, v. 411, n. 22, p. 5867-5876, 2019.
1222
1223 SIVULA, Leena et al. Toxicity of biomining effluents to *Daphnia magna*: Acute toxicity and
1224 transcriptomic biomarkers. *Chemosphere*, v. 210, p. 304-311, 2018.
1225
1226 THOMÉ, Fernando Saldanha et al. Brazilian chronic dialysis survey 2017. *Brazilian Journal*
1227 *of Nephrology*, v. 41, n. 2, p. 208-214, 2019.

- 1228
1229 TIQUIA, S. M.; TAM, N.F.Y. Elimination of phytotoxicity during co-composting of spent
1230 pig-manure sawdust litter and pig sludge. *Bioresource. Technology*. 65, 43–49, 1998.
1231
1232 VON SPERLING, Marcos. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*.
1233 Editora UFMG, 1996.
1234
1235 YADAV, Jyoti; GUPTA, R. K.; KUMAR, Deepak. Heavy metals toxicity on growth and
1236 reproduction of *Eisenia fetida*. *Research in Environment and Life Sciences*, v. 6, p. 565-568,
1237 2017.
1238 ZUCCONI, Franco. Evaluating toxicity of immature compost. *Biocycle*, v. 22, n. 2, p. 54-57,
1239 1981.

1240

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

1241

1242

1243

1244

Os testes toxicológicos utilizando sementes de alface, pepino e Rabo-de-Galo mostraram-se apropriados para avaliar efeitos causados pelos efluentes testados, assim como os experimentos com *A. cepa*, os quais se mostraram capazes de indicar efeitos cito e genotóxicos.

1245

1246

1247

Os resultados mostram que o efluente hemodialítico e o dialisato são fitotóxicos para alface, pepino e Rabo-de-Galo, inibindo a germinação das sementes e o crescimento radicular.

1248

1249

1250

1251

O efluente diluído causou toxicidade apenas para Rabo-de-Galo, porém, apresentou citogenotoxicidade em sementes de *A. cepa*, mostrando que ausência de efeito sobre germinação e crescimento de raízes pode mascarar efeitos em nível celular e genético.

1252

1253

1254

1255

O efluente hemodialítico não deve ser reutilizado no cultivo das espécies testadas sem tratamento prévio e diluição. Além disso, deve-se priorizar o tratamento *in situ* na tentativa de evitar a complexação deste efluente quando misturado a outros efluentes.

1256

1257

1258

É necessário testar a toxicidade do resíduo líquido pós-hemodialítico em organismos de outros níveis tróficos e mais tolerantes à salinidade, com objetivo de visualizar possíveis efeitos ligados à atividade hormonal e motora.

1259

6. ANEXOS

1260 Normas para submissão de artigo científico na Revista de Engenharia Sanitária e
1261 Ambiental.

1262

1263

Formato das contribuições

1264

1265

1266

1267

1268

1269

As contribuições devem ser preparadas pelos autores no formato “.doc” ou “docx” aberto para edição usando o recurso de numeração de linhas do Microsoft Word (Arquivo – Configurar página – Layout – Números de linha – Numerar linhas – Contínua – OK – OK).

1270

1271

1272

As contribuições devem ser enviadas no formato “.doc” pelo Sistema de Envio de Artigos. Todos os demais formatos de arquivos, inclusive os compactados, serão bloqueados.

1273

1274

1275

Após o processo avaliativo, as contribuições aprovadas para publicação poderão sofrer correções após encaminhamento em sua versão final para diagramação.

1276

1277

1278

1279

Os trabalhos submetidos devem estar de acordo com as normas da ABNT/NBR 14724:2011– Trabalhos Acadêmicos.

Poderão ser incluídos figuras, gráficos e ilustrações, desde que o tamanho do arquivo não ultrapasse 10MB.

1280

1281

1282

O texto integral do artigo não poderá exceder 20 (vinte) páginas para Artigo Técnico e Revisão da Literatura e 8 (oito) páginas para Nota Técnica e Discussão, atendendo ao formato estabelecido nos itens a seguir.

1283

1284

O Artigo Técnico e a Nota Técnica deverão seguir a seguinte sequência de apresentação:

1285

1286

- Título do artigo em português e inglês (até 200 caracteres) – deve ser incluído no corpo do artigo.

1287

1288

1289

- Resumo em português e inglês, de 100 a 250 palavras (conforme NBR 14724) - deve ser incluído no corpo do artigo.

1290

- Palavras-chave em português e em inglês - deve ser incluído no corpo do artigo

1291

1292

1293

1294

- Título resumido do artigo em português (até 60 caracteres) para o cabeçalho

- Texto do artigo (sem divisão em colunas)

- Referências

- Anexos (se houver)

1295

1296

i. Agradecimentos, se houver, deverão ser incluídos somente na versão final do artigo aprovado para publicação.

1297

1298

1299

ii. O Nome do(s) autor(es), Currículo resumido(s) do(s) autor(es), endereço para correspondência (profissional) devem constar somente no Sistema Scielo, preenchidos no momento de cadastro.

1300

1301

IMPORTANTE: não colocar estas informações no corpo do artigo no envio da contribuição original.

1302

1303

1304

1305

1306

O texto deverá ser formatado para um tamanho de página A-4, margens 3 cm para esquerda e superior, e 2 cm inferior e direita (conforme NBR 14724). As páginas deverão ser devidamente numeradas. Deve ser empregada fonte Times New Roman, corpo 12, exceto no título que deverá ter corpo 16. O espaçamento entre as linhas deverá ser 1,5.

1307 O corpo do artigo deve ser organizado segundo um encadeamento lógico,
1308 contendo no mínimo subtítulos “Introdução”, “Metodologia”, “Resultados”,
1309 “Discussão”, (ou “Resultados e Discussão”), “Conclusões” e “Referências”. Na
1310 redação não deve ser empregada a primeira pessoa e o estilo a ser adotado deve
1311 ser objetivo e sóbrio, compatível com o recomendável para um texto científico.

1312 Deverá ser evitada a subdivisão do texto em um grande número de subtítulos
1313 ou itens, admitindo-se um máximo de cabeçalhos de terceira ordem.

1314 O conteúdo do trabalho deve ser submetido a criteriosa revisão ortográfica.

1315 Termos grafados em itálico ou negrito poderão ser utilizados no corpo do
1316 artigo.

1317 As discussões deverão ser submetidas no máximo até 6 (seis) meses após a
1318 publicação do Artigo, NotaTécnica ou Revisão da Literatura.

1319 A revista aceita submissões de artigos nas línguas portuguesa e inglesa.

1320

1321 **Figuras e ilustrações**

1322

1323 As figuras e ilustrações devem observar os seguintes critérios:

1324 Os arquivos das figuras e ilustrações, sem bordas ao redor, devem ser
1325 inseridos no arquivo do texto, de maneira que possam ser editados por meio do MS
1326 Word for Windows.

1327 Os textos e legendas não devem ficar muito pequenos ou muito grandes em
1328 relação à figura.

1329 As figuras devem ser intercaladas nos locais apropriados e apresentar um
1330 título.

1331 A inclusão de fotografias não é aconselhável; porém, se os autores julgarem
1332 que são importantes para esclarecer aspectos relevantes do artigo, deverão ser
1333 inseridas em resolução mínima de 300 dpi. Sempre ficar atento a qualidade das
1334 imagens.

1335 Todos os gráficos, desenhos, figuras e fotografias devem ser denominados
1336 “Figura”, e numerados sequencialmente em algarismos arábicos. Toda figura deve
1337 ser mencionada no texto. O número e título da Figura devem ser colocados
1338 centralizados, imediatamente acima da figura. O título deve ser claro e
1339 autoexplicativo.

1340 Abaixo da ilustração, indicar a fonte consultada (elemento obrigatório, mesmo
1341 que seja produção do próprio autor), legendas, notas e outras informações
1342 necessárias à sua compreensão (se houver).

1343 As páginas internas da Revista são impressas em uma só cor, não sendo
1344 permitida, portanto, a adoção de cores na diferenciação das variáveis nos gráficos e
1345 diagramas.

1346

1347 **Quadros e tabelas**

1348

1349 Os quadros e tabelas deverão atender os seguintes critérios:

1350 Os quadros e tabelas devem ser claros e objetivos, sem linhas de grade. As
1351 unidades correspondentes a todos os termos usados devem ser claramente
1352 identificadas.

1353 Todos os quadros ou tabelas devem ser denominados “Quadro” ou “Tabela”,
1354 numerados sequencialmente em algarismos arábicos e mencionados no texto.

1355 Cada quadro e tabela, além da numeração, deve possuir um título. O número
1356 e o título devem ser colocados centralizados, imediatamente acima do quadro ou
1357 tabela. O título deve ser claro e autoexplicativo.

1358 Um quadro e uma tabela não poderão ser maiores do que uma folha A-4.

1359 Quadros e tabelas devem aparecer, preferencialmente, intercalados nos
1360 locais apropriados do texto, a critério do autor.

1361 As páginas internas da Revista são impressas em uma só cor, não sendo
1362 permitida, portanto, a adoção de cores na diferenciação das variáveis nos quadros e
1363 tabelas.

1364

1365 **Equações**

1366

1367 As equações podem ser editadas pela equipe responsável pela diagramação.
1368 Portanto, os seguintes critérios devem ser satisfeitos:

1369 As equações devem ser claras e legíveis, e escritas com a mesma fonte do
1370 corpo do texto, sem a utilização de itálico ou negrito.

1371 As equações e fórmulas devem ser denominadas “Equação” e numeradas
1372 sequencialmente em algarismos arábicos. A numeração à direita da equação deve
1373 ser entre parênteses. Todas as equações devem ser mencionadas no texto.

1374 Todos os símbolos usados devem ser definidos imediatamente após a
1375 equação (caso não tenham sido definidos anteriormente), incluindo as suas
1376 unidades ou dimensões.

1377

1378 **Unidades**

1379

1380 Todas as unidades mencionadas no texto, tabelas, quadros e figuras devem
1381 ser expressas de acordo com o Sistema Internacional de Unidades (SI).

1382 Deve-se evitar o uso da barra de fração na expressão das unidades.
1383 Exemplo: Ao invés de mg/L ou m³/s, deve-se utilizar mg·L⁻¹ e m³·s⁻¹.

1384

1385 **Referências**

1386

1387 As referências citadas no texto e listadas ao final do artigo deverão estar de
1388 acordo com a norma NBR 6023/2002.