



DETERMINAÇÃO DA TOXICIDADE AGUDA DE ATRAZINA PARA PÓS-LARVA DE TILÁPIA-DO-NILO

Bruna Milke **Chiste**¹; Natalia Akemi **Takeshita**²; Claudio Martin **Jonsson**³; Robson Monticelli **Barizon**⁴; Hamilton **Hisano**⁵

Nº 19413

RESUMO – A atrazina é um herbicida amplamente utilizado nas culturas agrícolas. Por ser classificado como bioacumulativo e não biodegradável é frequentemente encontrado no meio aquático, podendo ocasionar toxicidade aos peixes. O presente estudo teve como objetivo determinar a CL_{50} , em 96 horas, da atrazina em pós-larva de tilápia-do-nilo *Oreochromis niloticus*, assim como avaliar a influência de diferentes concentrações deste herbicida no crescimento dos animais e nos parâmetros de qualidade da água. Foram utilizadas 147 pós-larvas de tilápia com peso médio inicial de $8,5 \pm 1,0$ mg, aclimatadas por 48 horas, com cada aquário teste contendo sete pós-larvas, mantidas em jejum durante o experimento. Os parâmetros de qualidade de água (pH, oxigênio dissolvido, temperatura, condutividade, dureza e amônia total) foram medidos diariamente. As pós-larvas foram submetidas às seguintes concentrações de atrazina 2, 4, 8, 16 e 32 mg L⁻¹, além de um tratamento controle (sem atrazina) e outro controle com acetona, que foi utilizado para auxiliar a dissolver a atrazina. Análises biométricas foram realizadas no início e ao fim do experimento. A concentração letal média (CL_{50}) em 96 horas da atrazina para tilápia foi de 17,87 mg L⁻¹. Foram constatadas diferenças significativas ($p < 0,05$) para peso e crescimento final, pH e oxigênio dissolvido que foram responsivos ao aumento da concentração de atrazina e estão relacionados com os efeitos tóxicos deste herbicida para as pós-larvas de tilápia.

Palavras-chaves: Agrotóxico, ecologia, impacto ambiental, peixe.

1 Autor, Bolsista CNPq (ITI-A): Graduação em Medicina Veterinária, UniFaj, Jaguariúna-SP; milkechistebruna@yahoo.com.br

2 Colaborador, Bolsista CNPq (PIBIC): Graduação em Medicina Veterinária, UniFaj, Jaguariúna-SP.

3 Colaborador: Pesquisador da Embrapa Meio Ambiente, Jaguariúna-SP.

4 Colaborador: Pesquisador da Embrapa Meio Ambiente, Jaguariúna-SP.

5 Orientador: Pesquisador da Embrapa Meio Ambiente, Jaguariúna-SP; hamilton.hisano@embrapa.br



ABSTRACT - Atrazine is an herbicide widely used in agricultural crops. Because it is classified as bioaccumulative and not biodegradable it is often found in the aquatic environment and may cause toxicity to fish. The objective of the present study was to determine the LC_{50} in 96 hours of the atrazine in Nile tilapia *Oreochromis niloticus* post-larvae, as well as to evaluate the influence of different concentrations of this herbicide on the fish growth and the water quality parameters. A total of 147 post-larvae of tilapia with initial mean weight of 8.5 ± 1.0 mg, acclimated for 48 hours, with each aquarium test containing seven post-larvae, were fasted during the experiment. The water quality parameters (pH, dissolved oxygen, temperature, conductivity, hardness and total ammonia) were measured daily. The post-larvae were submitted to the following concentrations of atrazine 2, 4, 8, 16 and 32 mg L^{-1} , in addition to a control treatment (without atrazine) and another with acetone, which was used to help dissolve the atrazine. Biometric analyzes were performed at the beginning and at the end of the experiment. The 96-hour median lethal concentration (LC_{50}) of atrazine for tilapia was 17.87 mg L^{-1} . There were significant differences ($p < 0.05$) for weight and final growth, pH and dissolved oxygen that were responsive to the increase of atrazine concentration and are related to the toxic effects of these herbicides to the post-larvae of tilapia.

Keywords: Pesticide, ecology, environmental impact, fish.

1 INTRODUÇÃO

Os agrotóxicos são divididos por classes, sendo uma delas os herbicidas, que podem ser biológicos ou químicos, e tem por finalidade eliminar plantas daninhas, presentes nas lavouras (ROMAN *et al.*, 2005). Por serem bioacumulativos e não biodegradáveis, os herbicidas são considerados potencialmente perigosos para o meio ambiente, com capacidade de causar desequilíbrio ambiental, podendo atingir corpos hídricos e ocasionar mortalidade em peixes e outras espécies aquáticas (MHADHBI; BEIRAS, 2012)

A atrazina (2-chloro-4-ethylamino-6-isopropylamino-striazine) é um herbicida de característica pré e pós-emergente, especialmente utilizado nas culturas de sorgo, milho e cana-de-açúcar, que possui baixa volatilidade e moderada solubilidade, sendo frequentemente encontrado em solos e águas subterrâneas (COUTINHO *et al.*, 2005). Por conta da constante presença em



meio aquático, estudos relacionados ao mecanismo de ação e a toxicidade desse herbicida para organismos aquáticos são de extrema importância (RAMESH; SARAVANAN, 2009). Dentre as espécies aquáticas, destacam-se os peixes que são considerados eficientes bioindicadores e importantes sentinelas da poluição aquática (LINS *et al.*, 2010).

A tilápia-do-nilo é uma espécie de grande interesse econômico por apresentar rusticidade e significativo crescimento em sistemas intensivos (EMBRAPA, 2015). De acordo com Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE, a tilapicultura tem se destacado no Brasil, sendo a espécie mais importante da aquicultura nacional (IBGE, 2017a). No ano de 2018, o Paraná liderou a produção de tilápia com mais 120 mil t, seguido pelos estados de São Paulo, Santa Catarina, Minas Gerais e Bahia (MEDEIROS, 2019). Estes estados produtores de peixes são também grandes produtores de grãos. Consequentemente, também utilizam grande volume de herbicidas e outros agrotóxicos. Em 2017, o estado do Paraná, foi o segundo maior produtor de cereais, leguminosas e oleaginosas (IBGE, 2017b), sendo um dos maiores consumidores de atrazina no país (IBAMA, 2019).

Os corpos hídricos recebem esses agrotóxicos por meio de lixiviação e drenagem do solo. Os efeitos que alguns contaminantes presentes na água podem causar aos peixes estão relacionados à desregulação endócrina e imunológica (MACHADO *et al.*, 2016). A atrazina provoca alterações na enzima acetilcolinesterase (AChE), desregulação dos sistemas cardiovascular e sistema nervoso central, diminuição de eritrócitos, hemoglobina e hematócrito em peixes (HUSSEIN *et al.*, 1996). Estas respostas são mais acentuadas nos estágios iniciais de vida, pois são mais sensíveis aos agentes tóxicos (MHADHBI; BEIRAS, 2012), principalmente na fase de pós-eclosão.

Em estudo conduzido por Dias (2018), a concentração de atrazina encontrada em águas superficiais no estado do Paraná variou de 0,0118 a 0,302 $\mu\text{g L}^{-1}$, sendo que no Brasil, a quantidade máxima de atrazina permitida em águas superficiais é de 2,0 $\mu\text{g L}^{-1}$ (MONTAGNER *et al.*, 2014). Em peixes, estas concentrações de atrazina encontradas tipicamente em ambientes naturais no Brasil, podem gerar alterações endócrinas e distúrbios osmorregulatórios, além de pesquisas *in vitro* indicarem que a atrazina pode influenciar na secreção de cortisol (KHOSHNOOD; KHOSHNOOD, 2014), um importante hormônio relacionado ao estresse.

Considerando a importância ecotoxicológica e carência de informações para fases iniciais de peixes, objetivou-se nesse estudo determinar a concentração letal média (CL50) da atrazina em pós-larva de tilápia-do-nilo, no período de 96 horas, analisando também a influência deste herbicida no peso e comprimento dos animais e parâmetros de qualidade de água.



2 MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi conduzido no Laboratório de Ecotoxicologia e Biossegurança (LEB) da Embrapa Meio Ambiente, Jaguariúna - SP. O experimento foi aprovado pela Comissão de Ética no Uso de Animais – CEUA – Embrapa Meio Ambiente (Protocolo nº 011/2018) e realizado de acordo com as diretrizes da OECD (1992).

As pós-larvas de tilápia-do-nilo *O. niloticus* foram adquiridas de piscicultura comercial localizada na cidade de Monte Mor – SP. Os animais foram aclimados durante 48 horas, em taques com volume útil de 205 litros, com 100% de renovação de água diária, aeração constante, temperatura controlada com termostato (28°C), alimentação com ração comercial e controle de fotoperíodo de 12 horas. Foi utilizada no experimento água oriunda do poço artesiano. Os parâmetros de qualidade da água mensurados foram: temperatura (26°C), pH (6,8), oxigênio dissolvido > 5 mg L⁻¹, condutividade 14 µS cm⁻¹ e amônia total < 0,1 mg L⁻¹.

Para a realização do experimento foram utilizados 21 aquários de vidro retangulares com volume útil de 1 L, em sistema estático. Foram utilizadas 147 pós-larvas de tilápia com peso médio inicial de 8,5 ± 1,0 mg, numa densidade sete larvas por aquário. Para início dos testes, os animais foram privados de alimentação por 12 horas e continuaram sem alimentação durante o experimento. Diariamente foram avaliados os parâmetros de qualidade da água (pH, oxigênio dissolvido, temperatura, condutividade, dureza e amônia total) dos aquários experimentais.

Cinco concentrações de atrazina foram estipuladas para elaboração dos testes, sendo elas: controle, controle + acetona, 2, 4, 8, 16 e 32 mg L⁻¹, com três repetições cada. O composto foi pesado em balança analítica e diluído em 2 mL de acetona. Com o auxílio de um bastão de vidro realizou-se a homogeneização e foi acrescentado 48 mL de água e novamente homogeneizado. Posteriormente o volume total de 50 mL foi adicionado ao aquário contendo 950 mL de água. Esse procedimento se repetiu para todos os aquários com suas respectivas concentrações.

Os animais que sobreviveram aos testes foram eutanasiados com cloreto de benzocaína (250 mg L⁻¹) em dose letal, até que se observasse a morte de todos os indivíduos, seguindo a Resolução nº 1000/2012 do Conselho Federal de Medicina Veterinária (CFMV).

A mortalidade foi contabilizada com 24, 48, 72 e 96 horas de exposição à atrazina, e nesses períodos foram coletados os indivíduos mortos. Estes resultados foram utilizados para cálculo de concentração letal média (CL_{50, 96h}), com intervalo de confiança de 95%. O software utilizado foi o Statgraphics Centurion (STATGRAPHICS TECHNOLOGIES, 2014) com método Probit Analysis (THRONE *et al.*, 1995). Os resultados obtidos para as diferentes variáveis e análises foram

submetidos ao teste de normalidade e homogeneidade da variância, seguido por análise de variância (ANOVA). Para avaliação dos resultados de biometria e qualidade de água, quando significativo, aplicou-se o Scott-Knott a 5% de probabilidade. Os dados foram analisados no programa estatístico R versão 3.5.1. (R CORE TEAM, 2018).

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A concentração letal média (CL_{50-96h}), com intervalo de confiança de 95%, do herbicida Atrazina (99% de pureza) para tilápia-do-nylo *Oreochromis niloticus* foi de 17,87 $mg L^{-1}$, apresentando limite inferior de 15,24 $mg L^{-1}$, e superior de 21,74 $mg L^{-1}$, como pode ser observado na Figura 1.

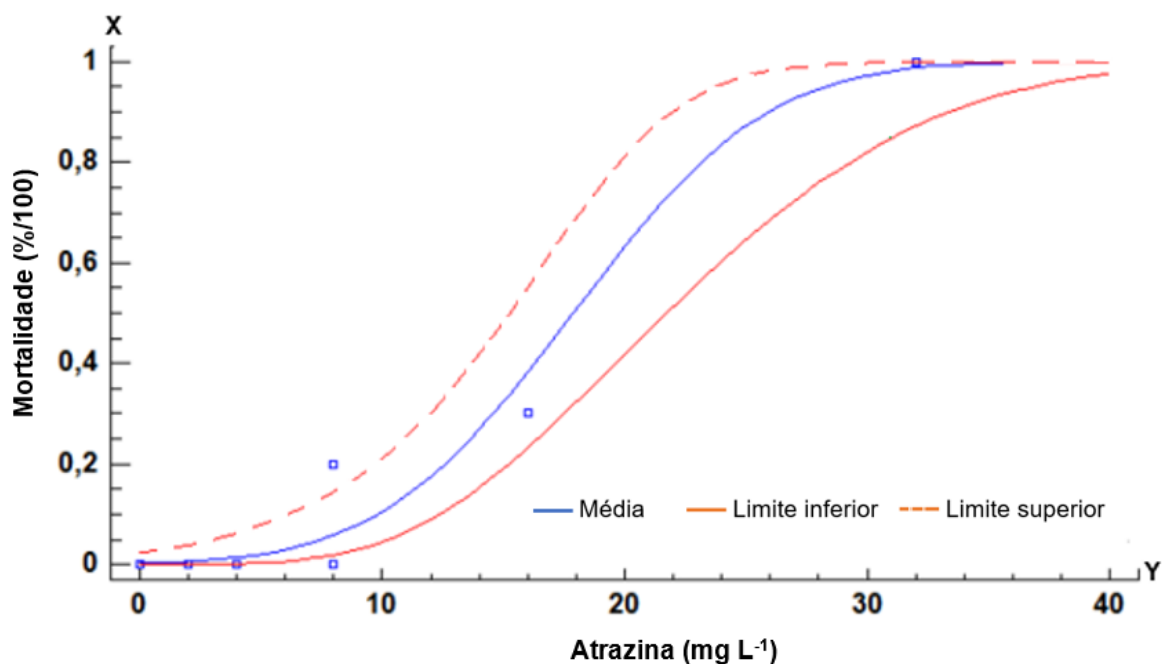


Figura 1. Concentração letal média (CL_{50-96h}) de atrazina em pós-larva de tilápia-do-nylo.

Em testes similares com atrazina, Khoshnood e Khoshnood (2014) observaram relação direta entre o aumento da mortalidade e a concentração do herbicida, utilizando larvas do peixe *Rutilus kutum* e obtiveram CL_{50-96h} de 18,53 $mg L^{-1}$. Os autores também relataram diferença no comportamento natatório das larvas, sendo que os animais apresentaram comportamento atípico de natação, acomodando-se ao fundo dos aquários, o que corrobora com o comportamento apresentado pelos peixes utilizados no presente trabalho. Valor próximo ao encontrado no presente estudo foi estimado por Neskovic (1993) estudando a toxicidade aguda de atrazina em carpas *Cyprinus carpio* com peso de 51,0 - 58,0 g, onde encontrou 18,8 $mg L^{-1}$ como a CL_{50-96h} dessa espécie.



Wang et al. (2017) utilizaram larvas do peixe *Danio rerio* para determinar a CL_{50-96h} , de cinco diferentes pesticidas, incluindo a atrazina, que apresentou a concentração letal média de 15,63 mg L⁻¹. Em estudo semelhante com larvas do peixe *Psetta máxima*, determinou-se a CL_{50-96h} equivalente a 9,957 mg L⁻¹ (MHADHBI; BEIRAS, 2012). Estes autores, assim como Khoshnood e Khoshnood (2014) observaram que a toxicidade da atrazina é dependente da concentração e do tempo de exposição ao composto.

Os valores de concentração letal média para atrazina variam amplamente na literatura. Em estudo conduzido por Hussein et al. (1996), a CL_{50} para juvenis de tilápia-do-nilo, com peso médio de 38,46 ± 2,70 g, durante 28 dias, foi correspondente a 9,37 mg L⁻¹, valor que difere do resultado do presente trabalho. Por outro lado, segundo Von Westernhagen (1988), nas fases iniciais de vida dos peixes eles são mais sensíveis às mudanças ambientais, sendo o período que ainda apresentam saco vitelínico mais sensível. Considerando a afirmação de Von Westernhagen (1988), a CL_{50} de pós-larvas expostas à atrazina deve ser menor que a encontrada para juvenis, porém deve-se ponderar que Hussein *et al.* (1996) conduziram seu experimento por quatro semanas e o resultado de CL_{50} distinto do presente estudo pode ser, provavelmente, devido ao tempo de exposição.

O peso e o comprimento inicial das pós-larvas utilizadas no experimento foram de 8.5 ± 1.00 mg e 9.65 ± 0.93 cm, respectivamente. A Tabela 1 apresenta os dados referentes ao peso e comprimento final das pós-larvas. Os resultados apresentaram diferença ($p < 0,05$) e foram responsivos ao aumento da concentração de atrazina. As maiores concentrações influenciaram negativamente o peso e comprimento final das pós-larvas de tilápia, que são consequência dos efeitos tóxicos do herbicida.

Tabela 1. Médias (± desvio padrão) dos parâmetros biométricos finais das pós-larvas de tilápia-do-nilo.

Tratamentos (mg)	Peso final (mg)	Comprimento final (mm)
Controle	15,2 ± 1,00 ^a	13,33 ± 0,58 ^a
0 + Acetona	13,1 ± 0,70 ^b	12,67 ± 0,58 ^a
2	11,3 ± 3,0 ^c	10,33 ± 0,58 ^b
4	10,7 ± 0,3 ^c	10,00 ± 1,00 ^b
8	9,5 ± 0,3 ^d	9,67 ± 0,58 ^b
16	8,8 ± 1,0 ^d	9,67 ± 0,58 ^b
32	8,7 ± 0,2 ^d	9,33 ± 0,58 ^b

Médias seguidas de letras minúsculas distintas na mesma linha diferem pelo teste Scott-Knott ($p < 0,05$).

A atrazina pode causar aos peixes inúmeros distúrbios metabólicos. Dentre os principais, estão as desregulações endócrinas, bioquímicas, osmorregulatórias e comportamentais (KHOSHNOOD;



KHOSHNOOD, 2014). Além disso, pode causar disfunções cardiovasculares, diminuição dos eritrócitos, hemoglobina e hematócrito, além de distúrbios no sistema nervoso central (HUSSEIN *et al.*, 1996), que contribuem com a mortalidade, e possivelmente, causaram alterações no crescimento das pós-larvas submetidas às maiores concentrações de atrazina, demonstrando que seu efeito é dose dependente.

Os parâmetros de qualidade de água analisados foram pH ($6,83 \pm 0,18$), temperatura ($26,64 \pm 0,20$ °C) oxigênio dissolvido ($7,77 \pm 0,44$ mg L⁻¹), condutividade ($0,165 \pm 0,004$ mS/cm), dureza ($0,5$ CaCO₃) e amônia total ($0,35 \pm 0,12$ ppm). Houve diferença ($p < 0,05$) para o pH durante o período experimental (Tabela 2).

Tabela 2. Médias (\pm desvio padrão) de pH dos parâmetros físico-químicos da água do experimento de CL50 de atrazina.

Tratamentos (mg)	0 h	24 h	48 h	72 h	96 h
0	$6,75 \pm 0,02^b$	$6,67 \pm 0,08^b$	$6,72 \pm 0,02^b$	$6,85 \pm 0,06^a$	$6,75 \pm 0,02^b$
0 + A	$6,92 \pm 0,07^a$	$6,86 \pm 0,04^a$	$6,78 \pm 0,10^a$	$6,87 \pm 0,12^a$	$6,92 \pm 0,07^a$
2	$6,94 \pm 0,03^a$	$6,82 \pm 0,10^a$	$6,89 \pm 0,03^a$	$6,82 \pm 0,10^a$	$6,94 \pm 0,03^a$
4	$6,65 \pm 0,10^a$	$6,65 \pm 0,10^a$	$6,61 \pm 0,11^a$	$6,65 \pm 0,10^a$	$6,65 \pm 0,10^a$
8	$6,58 \pm 0,29^a$	$6,65 \pm 0,19^a$	$6,61 \pm 0,18^a$	$6,96 \pm 0,07^a$	$6,58 \pm 0,26^a$
16	$6,95 \pm 0,06^a$	$6,95 \pm 0,06^a$	$6,92 \pm 0,08^a$	$6,97 \pm 0,10^a$	$6,95 \pm 0,06^a$
32	$7,03 \pm 0,04^a$	$7,03 \pm 0,04^a$	$6,99 \pm 0,02^a$	$6,63 \pm 0,37^b$	$7,03 \pm 0,04^a$

Controle + acetona (0 + A). Médias seguidas de letras minúsculas distintas na mesma linha diferem pelo teste Scott-Knott ($p < 0,05$).

Segundo Oliveira e Cunha (2014), o pH pode influenciar em algumas reações químicas que ocorrem naturalmente, ou em processos unitários relacionados ao ambiente aquático, sendo um parâmetro importante para estudos com ecotoxicologia. Estas variações podem aumentar o efeito tóxico de várias substâncias químicas, que interferem no bem estar dos peixes.

O oxigênio dissolvido apresentou diferença significativa ao longo do período de exposição das pós-larvas à atrazina (Tabela 3). O oxigênio dissolvido é vital para organismos aquáticos, porém fatores como o estresse e mudança de habitat, podem influenciar na concentração de oxigênio dissolvido presente no ambiente (KRAMER, 1987). No meio aquático há presença de matéria orgânica liberada no ambiente, que sofre um processo de decomposição e é influenciado por alguns fatores, como por exemplo, a temperatura, que consome o oxigênio do meio (ESTEVES, 1998). A diminuição das concentrações do oxigênio dissolvido ao final do período experimental era



esperada e pode ser explicada pelas afirmações anteriores. No entanto, estes parâmetros estiveram dentro da faixa recomendada para peixes.

Tabela 3. Médias (\pm desvio padrão) de oxigênio dissolvido dos parâmetros físico-químicos da água do experimento de CL50 de atrazina.

Tratamento (mg)	0 h	24 h	48 h	72 h	96 h
0	8,10 \pm 0,20 ^a	7,80 \pm 0,35 ^a	7,67 \pm 0,32 ^a	7,14 \pm 0,15 ^b	7,13 \pm 0,15 ^b
0 + A	8,00 \pm 0,10 ^a	7,93 \pm 0,12 ^a	7,90 \pm 0,10 ^a	7,27 \pm 0,15 ^b	7,43 \pm 0,42 ^b
2	8,10 \pm 0,10 ^a	8,03 \pm 0,06 ^a	7,77 \pm 0,67 ^a	7,70 \pm 0,52 ^a	7,10 \pm 0,10 ^a
4	8,10 \pm 0,17 ^a	7,83 \pm 0,29 ^a	8,10 \pm 0,17 ^a	7,77 \pm 0,40 ^b	7,10 \pm 0,17 ^b
8	8,13 \pm 0,15 ^a	0,08 \pm 0,20 ^a	8,13 \pm 0,15 ^a	7,70 \pm 0,36 ^b	7,17 \pm 0,12 ^c
16	8,17 \pm 0,15 ^a	8,07 \pm 0,12 ^a	8,17 \pm 0,15 ^a	7,70 \pm 0,36 ^b	7,17 \pm 0,15 ^c
32	8,33 \pm 0,12 ^a	8,03 \pm 0,06 ^a	8,33 \pm 0,12 ^a	7,47 \pm 0,46 ^b	7,33 \pm 0,12 ^b

Controle + acetona (0 + A). Médias seguidas de letras minúsculas distintas na mesma linha diferem pelo teste Scott-Knott ($p < 0,05$).

4 CONCLUSÃO

A concentração letal média (CL₅₀) em 96 horas do herbicida atrazina para pós-larva de tilápia foi determinada em 17,87 mg L⁻¹. Pode-se considerar que a atrazina é um agrotóxico tóxico para os peixes e um dos efeitos observados foi sua influência no desenvolvimento de pós-larvas de tilápia-do-nilo.

5 AGRADECIMENTOS

Ao CNPq pela concessão da bolsa de estudos, ao doutor Cristiano Campos Mattioli pelo suporte durante o experimento, e ao Dr. Ricardo Antônio Almeida Pazzianoto pelas análises estatísticas.

6 REFERÊNCIAS

- COUTINHO, C. F. B. *et al.* Pesticidas: Mecanismos de ação, degradação e toxidez. **Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, Curitiba, v. 15, p. 65-72, 2005.
- DIAS, A. C. L. *et al.* Ocorrência de atrazina em águas no Brasil e remoção no tratamento da água: Revisão sistemática. **Revista Internacional de Ciências**, Rio de Janeiro, v. 8, n. 2, p.234-253, 2018.
- ESTEVES, A.F. **Fundamentos de Limnologia**. 2º ed. Rio de Janeiro: Ed. Interciência, 1998. 36 p.
- HUSSEIN, S. Y., EL-NASSER, M.A., AHMED, M. Comparative studies on the effects of herbicide atrazine on freshwater fish *Oreochromis niloticus* and *Chysichthyes auratus* at Assiut, Egypt. **Bulletin Environmental Contamination and Toxicology**, New York, p. 503-510, 1996.



IBAMA. **Vendas de ingredientes ativos por UF.** Disponível em: <<https://www.ibama.gov.br/agrotoxicos/relatorios-de-comercializacao-de-agrotoxicos>>. Acesso em: 13 de junho de 2019.

IBGE. Levantamento sistemático da produção agrícola: pesquisa mensal de previsão e acompanhamento das safras agrícolas no ano civil. **Levantamento Sistemático da Produção Agrícola**, Rio de Janeiro, v. 30, n. 1, p. 1-81, jan. 2017a.

IBGE. **Produção Pecuária Municipal (PPM)**, Rio de Janeiro, v. 45, p.1-8, 2017b.

KHOSHNOOD, Z., KHOSHNOOD, L. Determination of acute toxicity of atrazine herbicide in Caspian Katum, *Rutilus frissi katum*, larvae. **International Journal of Environmental and Ecological Engineering**, Glasgow, v.8, n. 12, p. 1371-1375, 2014.

KRAMER, D. L. Dissolved oxygen and fish behavior. **Environmental Biology of Fishes**, Corvallis, v. 18, n. 2, p. 81-92, 1987.

LINS, J. A. P. N. *et al.* Uso de peixes como biomarcadores para monitoramento ambiental aquático. **Revista Acadêmica Ciências Agrárias e Ambientais**, Curitiba, v. 8, p. 469-484, 2010.

MACHADO, K. C. *et al.* A preliminary nationwide survey of the presence of emerging contaminants in drinking and source waters in Brazil. **Science of the Total Environment**, Amsterdam, v. 572, p. 138-146, 2016.

MEDEIROS, F. (coord.). Anuário PeixeBR da piscicultura 2019. São Paulo: PEIXE BR, 2019. Disponível em: <<https://www.peixebr.com.br/peixe-de-cultivo-opcao-de-qualidade-para-atender-ao-consumo-crescente-no-brasil/>>. Acesso em: 29 abr. 2019.

MHADHBI, L.; BEIRAS, R. Acute toxicity of seven selected pesticides (Alachlor, Atrazine, Dieldrin, Diuron, Pirimiphos-Methyl, Chlorpyrifos, Diazinon) to the marine fish (Turbot, *Psetta máxima*). **Water Air Soil Pollution**, New York, p. 517–530, 2012.

MONTAGNER, C. C. *et al.* Trace analysis of pesticides and an assessment of their occurrence in surface and drinking waters from the State of Sao Paulo (Brazil). **Analytical Methods**, Cambridge v.6, p. 6668-6677, 2014.

NESCOVIC. N. K. *et al.* Acute and subacute toxicity of atrazine to carp (*Cyprinus carpio L.*). **Ecotoxicology and Environmental Safety**, Amsterdam, v. 25, p. 173-182, 1993.

OECD. **Fish acute toxicity test**. Adopted by the Council on 17th July 1992. 9 p. (OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, 203).

OLIVEIRA, B. S. S.; CUNHA, A. C. Correlação entre qualidade da água e variabilidade da precipitação no sul do Estado do Amapá. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v.9, n.2, p.261-275, 2014.

RAMESH, M., SARAVANAN, M. Effect of atrazine (Herbicide) on blood parameters of common carp *Cyprinus carpio* (*Actinopterygii: Cypriniformes*). **African Journal of Environmental Science and Technology**, Sapele, v. 3, p. 453-458, 2009.

R CORE TEAM. **R: a language and environment for statistical computing**. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing, 2018. Disponível em: <<https://www.R-project.org/>>. Acesso em: 21 março 2019.

ROMAN, E. S. *et al.* **Como funcionam os herbicidas da biologia à aplicação**. Passo Fundo: Gráfica Editora Berthier, 152p, 2005.

STATGRAPHICS TECHNOLOGIES. Statgraphics Centurion XVII (Version 17.1.04), **StatPoint Technologies**, Herndon, Virginia, 2014.

THRONE, J. E. *et al.* Probit Analysis of Correlated Data: Multiple Observations Over Time at One Concentration. **Journal of Economic Entomology**, Oxford. Savannah, v. 88, n. 5, p. 1510-1512, 1995.

VON WESTERNHAGEN, H. Sublethal effects of pollutants on fish eggs and larvae. In: HOAR, W. S.; RANDALL, D. J. (Ed.). **Fish Physiology vol. XI: the physiology of developing fish: part A: eggs and larvae**. San Diego: Academic Press, 1988. p. 253-346.



13º Congresso Interinstitucional de Iniciação Científica – CIIC 2019
30 e 31 de julho de 2019 – Campinas, São Paulo
ISBN: 978-85-7029-149-3

WANG, Y. *et al.* Individual and mixture effects of five agricultural pesticides on zebrafish (*Danio rerio*) larvae. **Environmental Science Pollution Research**, New York, v. 24, p. 4528-4536, 2017.