MARIA EUGENIA CARRETERO

**Estudo de Tilápias do Nilo (*Oreochromis niloticus*) como bioindicadores
da poluição por mercúrio nos lagos do Parque Ibirapuera e do Parque
Ecológico do Tietê na Grande São Paulo**

São Paulo

2012

MARIA EUGENIA CARRETERO

Estudo de Tilápias do Nilo (*Oreochromis niloticus*) como bioindicadores da poluição por mercúrio nos lagos do Parque Ibirapuera e do Parque Ecológico do Tietê na Grande São Paulo

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Patologia Experimental e Comparada da Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia da Universidade de São Paulo para obtenção do título de Mestre em Ciências

Departamento:

Patologia

Área de concentração:

Patologia Experimental e Comparada

Orientadora:

Profa. Dra. Lilian Rose Marques de Sá

São Paulo

2012

Autorizo a reprodução parcial ou total desta obra, para fins acadêmicos, desde que citada a fonte.

DADOS INTERNACIONAIS DE CATALOGAÇÃO-NA-PUBLICAÇÃO

(Biblioteca Virginie Buff D'Ápice da Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia da
Universidade de São Paulo)

T.2721
FMVZ

Carretero, Maria Eugenia

Estudo de Tilápias do Nilo (*Oreochromis niloticus*) como bioindicadores da poluição por mercúrio nos lagos do Parque Ibirapuera e do Parque Ecológico do Tietê na Grande São Paulo / Maria Eugenia Carretero. -- 2012.

130 f. : il.

Dissertação (Mestrado) - Universidade de São Paulo. Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia. Departamento de Patologia, São Paulo, 2012.

Programa de Pós-Graduação: Patologia Experimental e Comparada.

Área de concentração: Patologia Experimental e Comparada.

Orientador: Profa. Dra. Lilian Rose Marques de Sá.

1. Poluição ambiental. 2. Patologia ambiental. 3. Mercúrio. 4. Tilápias do Nilo. I. Título.

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO

FACULDADE DE MEDICINA VETERINÁRIA E ZOOTECNIA

Comissão de Ética no uso de animais

CERTIFICADO

Certificamos que o Projeto intitulado "Estudo multidisciplinar das alterações anatomopatológicas de órgãos de animais silvestres pertencentes a diferentes níveis tróficos que habitam ecossistemas poluídos por chumbo, mercúrio e cádmio da Grande São Paulo", protocolado sob o nº 2272/2011, utilizando 120 (cento e vinte) tilápias do nilo, 40 (quarenta) corujas orelhudas, 10 (dez) saguis de tufo branco, 10 (dez) saguis de tufo preto, 10 (dez) saguis híbridos e 30 (trinta) bugios ruivos, sob a responsabilidade do(a) Profa. Dra. Lillian Rose Marques de Sá Rocha, está de acordo com os princípios éticos de experimentação animal da "Comissão de Ética no uso de animais" da Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia da Universidade de São Paulo e foi aprovado em reunião de 22/6/2011.

We certify that the Research "Multidisciplinary approach of diseases of wild animals from different trophic levels that inhabit polluted ecosystems by lead, mercury and cadmium in São Paulo city", protocol number 2272/2011, utilizing 120 (one hundred and twenty) of Nile tilapia, 40 (forty) eared owls, 10 (ten) white-tufted-ear marmosets, 10 (ten) black-tufted-ear marmosets, 10 (ten) hybrids marmosets and 30 (thirty) Howler Monkey, under the responsibility Profa. Dra. Lillian Rose Marques de Sá Rocha, agree with Ethical Principles in Animal Research adopted by "Ethic Committee in the use of animals" of the School of Veterinary Medicine and Animal Science of University of São Paulo and was approved in the meeting of day 06/22/2011.

São Paulo, 27 de junho de 2011.

Profa. Dra. Denise Tabacchi Fantoni
Presidente

Ministério do Meio Ambiente - MMA
Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio
Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade - SISBIO

Autorização para atividades com finalidade científica

Número: 28371-1	Data da Emissão: 27/04/2011 08:59
Dados do titular	
Nome: Lilian Rose Marques de Sá	CPF: 168.734.588-05
Título do Projeto: Estudo multidisciplinar das alterações anatomopatológicas de órgãos de animais silvestres pertencentes a diferentes níveis tróficos que habitam ecossistemas poluídos por chumbo, mercúrio e cádmio da Grande São Paulo	
Nome da Instituição : Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia USP	CNPJ: 63.025.530/0019-33

Cronograma de atividades

#	Descrição da atividade	Início (mês/ano)	Fim (mês/ano)
1	Necropsias e transporte de carcaça das corujas orelhudas, saguis e bugios	07/2011	07/2012
2	Captura, coleta de sangue e eutanásia das tilápias no Parque Ecológico do Tietê (PET)	07/2011	07/2011
3	Captura, coleta de sangue e eutanásia das tilápias no Parque do Ibirapuera	07/2011	07/2011
4	Captura, coleta de sangue e eutanásia das tilápias no Parque Ecológico do Tietê (PET)	01/2012	01/2012
5	Captura, coleta de sangue e eutanásia das tilápias no Parque do Ibirapuera	01/2012	01/2012

De acordo com o art. 33 da IN 154/2009, esta autorização tem prazo de validade equivalente ao previsto no cronograma de atividades do projeto.

1	Captura de animais silvestres in situ	Oreochromis niloticus
2	Coleta/transporte de amostras biológicas ex situ	Alouatta, Rhinopteryx clamator, Callithrix jacchus, Callithrix penicillata
3	Coleta/transporte de amostras biológicas in situ	Oreochromis niloticus

Material e métodos

1	Amostras biológicas (Aves)	Animal morto ou partes (carcaça/osso/pele)
2	Amostras biológicas (Peixes)	Animal morto ou partes (carcaça/osso/pele, Sangue)
3	Amostras biológicas (Primatas)	Animal morto ou partes (carcaça/osso/pele)
4	Método de captura/coleta (Peixes)	Tarrafa

Este documento (Autorização para atividades com finalidade científica) foi expedido com base na Instrução Normativa nº154/2007. Através do código de autenticação abaixo, qualquer cidadão poderá verificar a autenticidade ou regularidade deste documento, por meio da página do Sisbio/ICMBio na Internet (www.icmbio.gov.br/sisbio).

Código de autenticação: 12924764

Página 1/3

FOLHA DE AVALIAÇÃO

Nome: CARRETERO, Maria Eugenia

Título: Estudo de Tilápias do Nilo (*Oreochromis niloticus*) como bioindicadores da poluição por mercúrio nos lagos do Parque Ibirapuera e do Parque Ecológico do Tietê na Grande São Paulo

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Patologia Experimental e Comparada da Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia da Universidade de São Paulo para obtenção do título de Mestre em Ciências

Data: ____/____/____

Banca Examinadora

Profª Drª _____
Instituição: _____

Profª Drª _____
Instituição: _____

Profª Drª _____
Instituição: _____

Dedico este estudo à Criatividade

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço a ajuda e o apoio à todas as instituições que colaboraram com a realização deste estudo: FMVZ-USP, CETESB, DEPAVE-3, Secretaria do Verde e Meio Ambiente de São Paulo, Parque Ecológico do Tietê, Cnpq e FAPESP.

Agradeço aos técnicos e funcionários de todas as instituições e, em especial à Profa. Dra. Lilian Rose Marques de Sá pelo fato de me ensinar mais do que imagina, pela oportunidade e orientação necessárias para realização deste estudo.

Agradeço às médicas veterinárias Adriana Joppert, Ticinana Zwarg, Regina, Maria Eugenia e Liliane Milanelo por serem extremamente compreensivas e permitirem o acesso aos Parques e aos animais.

Agradeço aos alunos de iniciação científica que acompanharam o estudo: Aline Fragoso Nardi, Lívia Chimati Fatini e Thiago Luis Gonçalves.

Agradeço à colega e amiga Débora Cristina Romero por toda a ajuda prestada. Agradeço ao Gilson Quináglia pelo apoio ao projeto e à minha vida profissional.

Agradeço ao Ivo Freitas pela dedicação e paciência,

Agradeço aos meus pais e ao meu irmão por todo o caminho que me fizeram trilhar.

Agradeço ao Jonas de Abreu por me ensinar todos os dias,

E, agradeço à Deus por ter me mostrado o que é estar acima de todas as coisas.

RESUMO

CARRETERO, M.E. **Estudo de Tilápias do Nilo (*Oreochromis niloticus*) como bioindicadores da poluição por mercúrio nos lagos do Parque Ibirapuera e do Parque Ecológico do Tietê na Grande São Paulo.** [Study on Nile Tilapia (*Oreochromis niloticus*) as mercury pollution bioindicators at Parque Ibirapuera and Parque Ecológico do Tietê lakes at Greater São Paulo.]. 2012. 130 f. Dissertação (Mestre em Ciências) – Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2012.

A Grande São Paulo, composta por 39 municípios, apresenta crescimento urbano e industrial expoente que contribuem para o constante acúmulo de poluentes no ambiente. Ainda assim, exibe áreas verdes remanescentes que contribuem para a sustentabilidade ambiental da cidade, como por exemplo, o Parque Ibirapuera e o Parque Ecológico do Tietê. Nesse contexto, o presente estudo visa verificar a viabilidade em utilizar as *O. niloticus* como bioindicadoras da poluição por mercúrio no ecossistema aquático dos dois parques da Grande São Paulo. Obteram-se para as tilápias do Nilo do Parque Ibirapuera pertencentes aos pontos de coleta A, B e C durante o inverno as respectivas concentrações de mercúrio total no sangue $2,72 \pm 4,20 \mu\text{g/L}$, $2,45 \pm 1,90 \mu\text{g/L}$ e $1,19 \pm 0,05 \mu\text{g/L}$ e, no hepatopâncreas as respectivas concentrações de mercúrio de $0,07 \pm 0,02 \mu\text{g/g}$, $0,06 \pm 0,005 \mu\text{g/g}$ e $0,16 \pm 0,07 \mu\text{g/g}$. No verão as tilápias do Parque Ibirapuera apresentaram nos mesmos pontos de coleta as respectivas concentrações de mercúrio total no sangue $2,50 \pm 0,84 \mu\text{g/L}$, $2,67 \pm 1,03 \mu\text{g/L}$ e $2,430 \pm 0,790 \mu\text{g/L}$ e, no hepatopâncreas as respectivas concentrações de mercúrio de $0,08 \pm 0,03 \mu\text{g/L}$, $0,16 \pm 0,10 \mu\text{g/L}$ e $0,09 \pm 0,03 \mu\text{g/L}$. Os peixes do Parque Ecológico do Tietê pertencentes ao ponto de coleta B durante o inverno e verão apresentaram no hepatopâncreas as concentrações de mercúrio total de $0,08 \pm 0,01 \mu\text{g/g}$ e $0,10 \pm 0,0 \mu\text{g/g}$ e, no sangue as concentrações de mercúrio de $3,59 \mu\text{g/L}$ e $2,00 \pm 1,00 \mu\text{g/L}$. A análise estatística de regressão linear foi negativa, alta e com significância estatística apenas entre a idade estimada e a concentração do mercúrio no sangue sugerindo que as tilápias jovens são mais susceptíveis ao acúmulo de mercúrio. Viabilizou-se através deste estudo o uso das tilápias do Nilo como bioindicadores para a poluição por mercúrio nos lagos dos parques da Grande São Paulo.

Palavra chave: Poluição ambiental, patologia ambiental, mercúrio, tilápias do Nilo

ABSTRACT

CARRETERO, M.E. **Study on Nile Tilapia (*Oreochromis niloticus*) as mercury pollution bioindicators at Parque Ibirapuera and Parque Ecológico do Tietê lakes at Greater São Paulo.** [Estudo de Tilápias do Nilo (*Oreochromis niloticus*) como bioindicadores da poluição por mercúrio nos lagos do Parque Ibirapuera e do Parque Ecológico do Tietê na Grande São Paulo]. 2012. 130 f. Dissertação (Mestre em Ciências) – Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2012.

The Greater São Paulo, formed by 39 cities, presents high urban and industrial growth that contribute to environmental pollution accumulation. In contrast, the same area has residual green areas that contributes to the city's environmental sustainability, such as Parque Ibirapuera and Parque Ecológico do Tietê. This study intends to verify the feasibility of using *O. niloticus* as bioindicators of mercury pollution on the aquatic ecosystem of two Greater São Paulo parks. At winter, on Parque Ibirapuera, the collected Nile Tilapia presented $2,72 \pm 4,20 \mu\text{g/L}$, $2,45 \pm 1,90 \mu\text{g/L}$ e $1,19 \pm 0,05 \mu\text{g/L}$ mercury concentration on blood and $0,07 \pm 0,02 \mu\text{g/g}$, $0,06 \pm 0,005 \mu\text{g/g}$ e $0,16 \pm 0,07 \mu\text{g/g}$ mercury concentration on liver for collect points A, B and C respectively. At summer, Nile Tilapias collected on the same three points, presented $2,50 \pm 0,84 \mu\text{g/L}$, $2,67 \pm 1,03 \mu\text{g/L}$ e $2,430 \pm 0,790 \mu\text{g/L}$ mercury concentration on blood and $0,08 \pm 0,03 \mu\text{g/L}$, $0,16 \pm 0,10 \mu\text{g/L}$ e $0,09 \pm 0,03 \mu\text{g/L}$ on liver. The Parque Ecológico do Tietê's fish, from point B, presented $0,08 \pm 0,01 \mu\text{g/g}$ mercury concentration on liver and $3,59 \mu\text{g/L}$ mercury concentration on blood. At summer, the mercury concentrations were $0,10 \pm 0,0 \mu\text{g/g}$ on liver and $2,00 \pm 1,00 \mu\text{g/L}$ on blood. The linear regression statistical analysis was negative, high and with statistical significance only between estimated age and blood mercury concentration, indicating that young tilapia are more likely to accumulate mercury. The use of Nile Tilapia as bioindicators for mercury pollution on Greater São Paulo's park lakes was made viable through this study.

Keywords: Environmental pollution, environmental pathology, mercury, nile tilapia

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 -	Esquematização gráfica do equipamento DMA-80 da Perkin Elmar	
	Título	31
Figura 2 -	Esquema representativo do delineamento do estudo com os dados coletados durante a fase 1 em ambos os parques	39
Figura 3 -	Esquema representativo do delineamento do estudo com os dados coletados durante a fase 2 em ambos os parques	39
Figura 4 –	Fotografia à esquerda representa os cabos de conexão da oxigenação do tanque compressor aos tanques plásticos com capacidade de 80L	45
Figura 5 -	Fotografia demonstrando a punção da veia caudal em tilápia do Nilo de caso número 3	45
Figura 6 –	Fotografia à esquerda do Peixe 47 Foto com a janela necroscópica na face lateral esquerda onde é possível visibilizar o fígado e alças intestinais	49
Figura 7 –	Fotografia à direita do Peixe 50 após a retirada do opérculo para evidencição das brânquias	49
Figura 8 -	Fotografia à esquerda do equipamento de espectrofotometria com absorção atômica modelo DMA 80, Milestone® com as barcas para amostras	51
Figura 9 -	Ilustração à direita das câmaras do equipamento de espectrofotometria com absorção atômica modelo DMA 80, Milestone	51
Figura 10 -	Fotografia à esquerda apresenta peixe 6 com lesão erodoulcerativa	
Figura 11 -	Fotografia à direita apresenta peixe 48 com lesão crostosa	79
Figura 12 -	Fotografia à esquerda com único olho com lesão irreversível na tilápia 18	82
Figura 13 -	Fotografia à direita apresenta o peixe 45 com lesão irreversível no olho esquerdo	82
Figura 14 –	Fotografia à esquerda representa o peixe 51 com edema ocular esquerda. Observe que há uma discreta opacidade branca no olho	82
Figura 15 -	Fotografia à direita representa o peixe 64 com exoftalmia em olho esquerdo	82

Figura 16 – Fotografia à esquerda representa o caso do peixe 2 com branquite crônica	85
Figura 17 – Fotografia à direita representa o caso do peixe 4 com fusão dos filamentos das brânquias	85
Figura 18 – Fotografia à esquerda apresenta o caso da tilápia 30 com hepatomegalia	89
Figura 19 – Fotografia à direita apresenta o caso da tilápia 11 com múltiplos cistos em hepatopâncreas	89
Figura 20 - Fotografia com o caso da tilápia 50 observe a presença dos múltiplos nódulo no parênquima próximo à vesícula biliar	90
Figura 21 - Fotografia com o caso do peixe 3 em que há nematóide livre na cavidade celomática	91
Figura 22 - Fotografia do peixe 63 com alteração em pericárdio caracterizado por área extensa verde metálica	93

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1 -	Representação da distribuição dos gêneros feminino e masculino em número absoluto segundo os pontos A, B e C do PI, fase 1	57
Gráfico 2 -	Representação da distribuição dos gêneros feminino e masculino em número absoluto segundo os pontos A, B e C do PET, fase 1	57
Gráfico 3 -	Representação da distribuição dos gêneros feminino e masculino em número absoluto segundo os pontos A, B e C do PI, fase 2	58
Gráfico 4 -	Representação da distribuição dos gêneros feminino e masculino em número absoluto segundo os pontos A, B e C do PET, fase 2	58
Gráfico 5 -	Distribuição da ocorrência de chuvas durante o período de maio de 2011 a fevereiro de 2012	76
Gráfico 6 -	Representação da distribuição das localizações das lesões erodoulcerativas segundo região do corpo do peixe e ponto do parque PI na fase 1	78
Gráfico 7 -	Representação da distribuição das lesões erodoulcerativas segundo região do peixe e ponto do parque PI na fase 2	78
Gráfico 8 -	Distribuição do número de peixes com alterações macroscópicas oculares segundo o ponto de coleta na fase 1 do PI	81
Gráfico 9 -	Distribuição do número de peixes com alterações macroscópicas oculares segundo o ponto do PI, fase 2	81
Gráfico 10 -	Distribuição do número de peixes diagnosticados com branquite crônica no PI segundo os pontos de coleta na fase 1	83
Gráfico 11 -	Distribuição do número de peixes com branquite crônica no PI segundo os pontos de coleta na fase 2	84
Gráfico 12 -	Distribuição do número de casos com fusão de filamentos no PI segundo os pontos estudados durante a fase 1	84
Gráfico 13 -	Distribuição do número de peixes com alteração na coloração do hepatopâncreas nos pontos A, B e C do PI, fase 1	86
Gráfico 14 -	Distribuição do número de tilápias do Nilo com alteração na coloração do hepatopâncreas nos pontos A, B e C do PI, fase 2	87
Gráfico 15 -	Distribuição do número de peixes com alteração na coloração do hepatopâncreas no PET, fase 2	87

Gráfico 16 - Distribuição do número de peixes quanto às alterações de crescimento e desenvolvimento segundo os pontos do PI durante a fase 1	88
Gráfico 17 - Distribuição do número de peixes quanto às alterações de crescimento segundo os pontos do PI durante a fase 2	89
Gráfico 18 - Distribuição do número de peixes com ascite segundo os pontos de coleta no PI e as fases 1 e 2	91
Gráfico 19 - Análise de associação entre o peso das tilápias do Nilo e a concentração de mercúrio total no sangue no ponto A do PI fase 1	96
Gráfico 20 - Análise de associação entre a idade estimada das tilápias do Nilo e a concentração de mercúrio total no hepatopâncreas no ponto A do PI fase 1	97
Gráfico 21- Análise de associação entre a idade estimada das tilápias do Nilo e a concentração de mercúrio total no sangue no ponto A do PI fase 1	98

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 -	Relação da idade estimada segundo as medidas de comprimento e peso de tilápias do Nilo adequadamente alimentadas	34
Tabela 2 -	Distribuição da caracterização dos animais segundo identificação, gênero, tamanho (cm), peso (grama), idade estimada (semanas), condição corpórea, fator de condição relativa, fase, ponto de coleta e procedência	54
Tabela 3 -	Distribuição do gênero das tilápias do Nilo segundo o gênero, parque, fase de coleta e pontos de coleta	55
Tabela 4 -	Distribuição do número de peixes coletados segundo os pontos e parques na fase 2	56
Tabela 5 -	Distribuição do número de peixes coletados segundo os pontos e parques na fase 2	56
Tabela 6 -	Distribuição dos valores médios e desvio padrão do comprimento total, em centímetros, das tilápias do Nilo segundo a fase, ponto e parque de coleta	59
Tabela 7 -	Distribuição dos valores médios e desvio padrão para o peso em gramas das tilápias do Nilo estudadas segundo a fase, ponto e parque	
Tabela 8 -	Distribuição dos valores médios e desvios padrões para o fator de condição relativa das tilápias do Nilo estudadas segundo a fase, ponto e parque	60
Tabela 9 -	Distribuição dos escores de condição corpórea (ECC) das tilápias do Nilo do PI segundo a identificação, e ponto de coleta durante a fase 1	61
Tabela 10 -	Distribuição dos escores de condição corpórea (ECC) das tilápias do Nilo do PET segundo a identificação e ponto de coleta durante a fase 1	62
Tabela 11 –	Distribuição dos escores de condição corpórea (ECC) das tilápias do Nilo do Parque Ibirapuera segundo a identificação e ponto de coleta durante a fase 2	62

Tabela 12 – Distribuição dos escores de condição corpórea (ECC) das tilápias do Nilo do PET segundo a identificação e ponto de coleta durante a fase 2	63
Tabela 13 - Distribuição da idade (tempo de vida) estimada das tilápias do Nilo em semanas segundo identificação e ponto do PI na fase 1	63
Tabela 14 - Distribuição da idade (tempo de vida) estimada em semanas segundo identificação, ponto do PET na fase 1	64
Tabela 15 - Distribuição da idade (tempo de vida) estimada em semanas segundo identificação, ponto do PI na fase 2	64
Tabela 16 - Distribuição da idade (tempo de vida) estimada em semanas segundo identificação e ponto do PET na fase 2	65
Tabela 17 - Distribuição dos valores médios e desvio padrões para a idade (tempo de vida) estimada em semanas das tilápias do Nilo estudadas segundo a fase, ponto e parque	66
Tabela 18 - Distribuição das concentrações de mercúrio total em sangue de tilápias do Nilo segundo identificação e ponto de coleta no PI, fase 1	67
Tabela 19 - Distribuição das concentrações de mercúrio total em sangue das tilápias do Nilo segundo identificação e ponto de coleta no PET, fase 1	67
Tabela 20 - Distribuição das concentrações de mercúrio total em sangue de tilápias do Nilo segundo identificação e ponto de coleta no PI, fase 2	68
Tabela 21 - Distribuição das concentrações de mercúrio total em sangue de tilápias do Nilo segundo identificação e ponto de coleta no PET, fase 2	68
Tabela 22 - Distribuição dos valores médios para a concentração de mercúrio no sangue nos respectivos pontos e parques de estudo	69
Tabela 23 - Distribuição das concentrações de mercúrio total em hepatopâncreas de tilápias do Nilo segundo identificação e ponto de coleta no PI, fase 1	70
Tabela 24 - Distribuição das concentrações de mercúrio total em hepatopâncreas de tilápias do Nilo segundo identificação e ponto de coleta no PET, fase 1	71
Tabela 25 - Distribuição das concentrações de mercúrio total em hepatopâncreas de tilápias do Nilo segundo identificação e ponto de coleta no PI, fase 2	71

Tabela 26 - Distribuição das concentrações de mercúrio total em hepatopâncreas de tilápias do Nilo segundo identificação e ponto de coleta no PET, fase 2	72
Tabela 27 - Distribuição dos valores médios e desvio padrão para a concentração de mercúrio total por grama de hepatopâncreas de tilápias do Nilo nos respectivos pontos e parques	72
Tabela 28 - Distribuição dos parâmetros de qualidade de água da superfície nos dias de coletas no Parque Ibirapuera	74
Tabela 29 - Distribuição dos parâmetros de qualidade de água da superfície nos dias de coletas no Parque Ecológico do Tietê	74
Tabela 30 - Distribuição das principais alterações macroscópicas observadas na pele e anexos, olhos, cavidade celomática, hepatopâncreas e brânquias das tilápias do Nilo estudadas	131
Tabela 31 - Distribuição dos critérios presentes ou não nas tilápias do Nilo como bioindicadoras de ambientes poluídos por mercúrio	95

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	19
2 REVISÃO DE LITERATURA	20
2.1 Considerações sobre poluição ambiental e os poluentes metálicos	20
2.2 Metais pesados como poluentes de águas superficiais: a questão do mercúrio	23
2.3 Biomonitoramento ambiental da poluição por mercúrio utilizando animais	24
2.4 O caminho do mercúrio no organismo aquático	27
2.5 Detecção de mercúrio por espectrofotometria de absorção atômica: a análise direta de mercúrio (DMA)	29
2.6 Considerações sobre a atualidade da água e a poluição por mercúrio na cidade de São Paulo	31
2.7 Considerações sobre a biologia das tilápias do Nilo	33
2.8 Considerações sobre as principais enfermidades das tilápias do Nilo (<i>Oreochromis niloticus</i>)	36
3 OBJETIVOS	38
4 MATERIAIS E MÉTODOS	38
4.1 Áreas de estudo	40
4.1.1 Parque Ibirapuera (PI)	40
4.1.2 Parque Ecológico do Tietê (PET)	40
4.2 Animais	43
4.2.1 Capturas das tilápias do Nilo (<i>Oreochromis niloticus</i>) no PI e PET	44
4.3 Coleta de amostra de sangue	44
4.4 Eutanásia	45
4.5 Estudo epidemiológico	45
4.6 Estudo anatomopatológico	48
4.6.1 Considerações gerais	48
4.6.2 Marcha necroscópica	48
4.6.3 Estudo das alterações macroscópicas	49
4.7 Quantificação de mercúrio total nas amostras de sangue e hepatopâncreas	50
4.8 Determinação da Qualidade da água dos lagos	52
4.9 Análise estatística	53
5 RESULTADOS	53
5.1 Animais	54
5.2 Determinação da concentração de mercúrio total por DMA no sangue das tilápias do Nilo	66
5.3 Determinação da concentração de mercúrio total por DMA no hepatopâncreas de tilápias do Nilo	70
5.4 Determinação da qualidade da água	73
5.5 Resultados macroscópicos	76
5.5.1 Pele e anexos	76
5.5.1.1 Caracterização das alterações macroscópicas em pele e anexos	77
5.5.2 Olho	79

5.5.2.1	Caracterização macroscópica das alterações oculares	80
5.5.3	<i>Brânquias</i>	82
5.5.4	<i>Hepatopancreas</i>	85
5.5.5	<i>Cavidade celomática</i>	90
5.5.6	<i>Baço</i>	92
5.5.7	<i>Coração</i>	92
5.5.8	<i>Rim</i>	93
5.5.9	<i>Gônadas</i>	93
5.5.10	<i>Vesícula natatória</i>	94
5.5.11	<i>Estômago</i>	94
5.5.12	<i>Intestinos</i>	94
5.6	A análise da tilápia do Nilo como bioindicador da poluição por mercúrio nos lagos do Parque Ibirapuera e Parque Ecológico do Tietê	95
5.7	Estudo das correlações	95
6	DISCUSSÃO	99
7	CONCLUSÃO	113
8	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	114

1 INTRODUÇÃO

O meio ambiente é basicamente constituído de três compartimentos primários: ar, solo e água, que coexistem em um estado de equilíbrio dinâmico. Neste contexto o termo poluição ambiental é empregado para designar a deterioração desses três compartimentos de maneira física, química e biológica, que podem afetar negativamente e de forma imensurável a vida humana e de espécies animais e vegetais.

A Grande São Paulo, composta por 39 municípios, apresenta crescimento expoente da atividade industrial, do tráfego intenso de veículos automotores, do acúmulo de lixo e de problemas com saneamento e redes de esgotos que contribuem, em conjunto, para o constante acúmulo de poluentes no ambiente. Ainda assim, possui áreas de vegetação remanescentes que fazem parte da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica, reconhecida pelo programa *Man and Biosphere* da UNESCO e que compõem parques estaduais e municipais, os quais representam o principal instrumento para promover a sustentabilidade ambiental. De maneira geral, os parques paulistas são formados por vegetação característica associada a lagos, represas, rios e riachos, os quais compõem importante ecossistema por abrigarem muitas espécies aquáticas e terrestres de importância ambiental. Na Grande São Paulo o ecossistema aquático dos parques está, por vezes, comprometido por despejos industriais e domésticos, assoreamento e muitas vezes pela introdução de espécies animais exóticas, como as tilápias do Nilo (*Oreochromis niloticus*).

Acrescenta-se que a poluição ambiental, em especial pelos metais pesados, tem recebido atenção uma vez que impacta diretamente no meio ambiente e também na saúde pública, pois a exposição repetida e de longa duração a esses xenobióticos podem aumentar o risco cumulativo de doenças pulmonares e cardiovasculares crônicas, processos alérgicos, doenças infecciosas, doenças endócrinas e de neoplasias nos seres humanos.

Nesse contexto, os metais pesados são considerados os poluentes mais perigosos encontrados no ambiente e por isso o estado de São Paulo, desde a década de 70, tenta adequar medidas de proteção e sustentabilidade ambiental que visam a redução do impacto da poluição, além de mapeá-la, controlá-la e monitorá-la. Como exemplo de monitoramento paulista da poluição, a Companhia Ambiental

do Estado de São Paulo (CETESB). monitora os componentes abióticos como o ar, a água e os solos desde 1972 e disponibiliza os dados obtidos ao público.

No entanto, o uso dessa forma de monitoramento ambiental baseado nos componentes abióticos é limitada, pois somente os organismos vivos podem acumular as formas biologicamente viáveis dos metais pesados que podem estar no ambiente. Assim, organismos vivos como os peixes, que possuem a habilidade de modificar suas funções vitais frente a mudanças no ambiente em que vivem, são considerados animais bioindicadores quando analisados no contexto de programas de monitoramento de impactos ambientais. O emprego de bioindicadores vertebrados na avaliação da poluição ambiental constitui a técnica de biomonitoramento ambiental.

Atualmente, o biomonitoramento é considerado um ótimo método de avaliação das condições ambientais e das concentrações de poluentes. Em especial, a utilização de peixes no monitoramento do ecossistema aquático já foi empregada em outros países devido a interação espaço-temporal do poluente, do organismo e do ambiente. Nesse contexto, a análise de concentração de metais pesados nos tecidos de peixes pode representar uma importante forma para a avaliação da poluição do ambiente aquático.

Portanto, pretende-se avaliar a viabilidade de utilizar tilápias do Nilo (*Oreochromis niloticus*) como bioindicadores da poluição por mercúrio em dois importantes lagos da Grande São Paulo, localizados nos Parque Ibirapuera e Parque Ecológico do Tietê. Essa técnica de monitoramento possibilitará a identificação dos poluentes nestes locais e, secundariamente poderá auxiliar no desenvolvimento de políticas públicas ambientais visando à melhoria da qualidade de vida da população paulista.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Considerações sobre poluição ambiental e os poluentes metálicos

Poluição é o termo empregado para designar a deterioração das condições físicas, químicas e biológicas de um ecossistema, que pode afetar negativamente e de forma imensurável a vida humana e de espécies animais e vegetais. A poluição modifica o meio ambiente alterando os mecanismos de equilíbrio entre processos naturais destruidores e regeneradores (RUSSELL, 1974).

Os primeiros dados que associaram os efeitos negativos da poluição ambiental sobre a saúde humana foram obtidos a partir do século passado. O aumento abrupto das taxas de mortalidade humana durante elevações extremas dos níveis de poluição urbana foram documentados em 1909 em Glasgow, Escócia; 1930, Vale de Meuse, Bélgica; 1952, Londres, Inglaterra (GODLEE, 1991) e, mais recentemente em 1982, Dublin, Irlanda (KELLY; CLANCY, 1984) e em 2007, Nairobi, Kenia (UNEP, 2007).

A poluição ambiental antropogênica assume muitas vezes qualidades imperceptíveis e invisíveis, na forma de combinações ou misturas de poluentes capazes de se difundir no meio ambiente sem nenhuma percepção de sua presença até que as consequências mais danosas se façam perceber (ROCHA, 2009). Devido a isto, foram criados os indicadores de saúde ambiental que se tornaram o meio de monitoramento ambiental dos efeitos da poluição mais importante nos últimos anos (LAM; WU, 2003).

O biomonitoramento é uma forma de monitoramento ambiental e se refere, por exemplo, ao uso de organismos vertebrados que podem refletir as mudanças na condição do ambiente através da determinação dos níveis de concentração de poluentes em seus tecidos, bem como da avaliação concomitante de vários parâmetros dos sistemas biológicos/ ecológicos (LAM; WU, 2003). Nesse contexto, sabe-se que alguns metais como zinco, ferro, magnésio são microelementos essenciais para a vida (VALKO et al., 2005) mas em níveis elevados podem também ser tóxicos a diversos organismos em diferentes níveis tróficos, por interferir no metabolismo e em importantes reações enzimáticas (KOIVULA, 2011).

O conceito do fator de enriquecimento antropogênico (FEA) representa como a extensão das atividades humanas podem contribuir ao ciclo global dos metais. O FEA é utilizado para distinguir a origem dos metais naturais dos não naturais no ambiente. O cálculo deste fator consiste basicamente na razão entre a concentração do elemento na amostra e a concentração do seu nível basal na natureza (NBN) fornecido em porcentagem.

Essa metodologia permite verificar em que ordem de grandeza o nível basal dos metais foi excedido por ações humanas (enriquecimento antropogênico) (WALKER et al., 2001). Os metais cádmio e chumbo têm valores de FEA elevados, respectivamente 89 e 97%. A constatação destes valores de FEA indica que a atividade humana contribui majoritariamente ao movimento desses elementos para o ambiente (WALKER et al., 2001).

Os três poluentes químicos inorgânicos metálicos mais frequentemente encontrados no ambiente são: chumbo, mercúrio e cádmio (QUINÁGLIA, 2006). Estes metais pesados podem alcançar o ambiente por diferentes fontes naturais e antropogênicas. Dentre elas estão os despejos industriais, esgotos domésticos, escoamento de terras contaminadas por tempestades, lixiviação de aterros sanitários e lixões, navegação, atividades portuárias e emissões atmosféricas por indústrias e automóveis (RAJESHKUMAR; MUNUSWAMY, 2011).

A poluição ambiental e exposição ocupacional a metais pesados são considerados possíveis cofatores no desenvolvimento de doenças crônicas e câncer na população humana (IANNITTI et al., 2010). A exposição crônica aos metais chumbo, mercúrio, cádmio, cromo, cobalto e alumínio, reduzem a interação intercelular na resposta inflamatória e o reconhecimento celular de substâncias exógenas, o que torna o sistema imune e as reações inflamatórias deficientes ou insuficientes para evitar infecções e intoxicações (QUINÁGLIA, 2006; IANNITTI et al., 2010). Especialmente, o mercúrio e o cromo são considerados pelo sistema de defesa como corpos estranhos que podem levar a reações autoimunes no homem (IANNITTI et al., 2010).

Atualmente, estabelecer os limites de exposição aos metais pesados, especificamente pela ingestão, ainda é foco de discussão entre as agências internacionais de saúde. Considerando que os organismos vivos incorporam, bioacumulam, detoxificam e excretam metais pesados de maneiras diferentes, de acordo com os vários fatores intrínsecos do organismo como espécie, tamanho, sexo, ciclo de vida, dieta, concentração do metal, etc. e aos fatores ambientais locais como temperatura, salinidade, sazonalidade, pluviosidade, pH etc. algumas agências de saúde internacionais têm proposto limites máximos provisórios de ingestão diária destes metais para a população humana. O valor provisório de ingestão diária tolerável PTDI (do inglês *provisional tolerable diary intake*), sugeridos

pela Organização Mundial de Saúde (OMS) para ingestão de mercúrio para um ser humano com 60kg é de 0,5 µg/dia (OMS, 1978).

2.2 Metais pesados como poluentes de águas superficiais: a questão do mercúrio

Atualmente, existem 50 compostos metálicos que são tóxicos e podem prejudicar a saúde humana. Desses, 17 são considerados muito tóxicos, entre eles o mercúrio, e podem rapidamente acessar os sistemas orgânicos (WALKER, 2001).

Os metais pesados, como o mercúrio, podem ser tóxicos ao homem e à biota aquática. Os metais são comumente encontrados em descargas industriais e facilmente se depositam superfícies sólidas e na biota de um ecossistema. Destaca-se que o aumento dos níveis de mercúrio no ambiente deve-se principalmente à urbanização e à industrialização global (WALKER, 2001).

O mercúrio existe em diversas formas no ambiente: mercúrio elemental (Hg^0), mercúrio inorgânico (Hg^{+1} e Hg^{2+}) e mercúrio orgânico (HgCH_3 ou $\text{Hg}(\text{CH}_3)_2$), no qual estão incluídos o metilmercúrio e o dimetilmercúrio (WALKER, 2001). O ciclo do mercúrio no ambiente é complexo e depende de aspectos biológicos e físicos do ecossistema. A forma que ocorre o ciclo de mercúrio em cada sistema específico determinará a toxicidade e bioacumulação na cadeia alimentar (WALKER, 2001).

O mercúrio pode entrar em um leito aquático por numerosas vias. O mercúrio inorgânico e o metilmercúrio podem chegar aos leitos de água por deposição atmosférica. O metilmercúrio e o Hg^{2+} podem se ligar a substâncias orgânicas presentes nos esgotos urbanos e industriais que alcançam leitos de riachos e rios (WALKER, 2001).

Assim que as diversas formas de apresentação do mercúrio chegam a um sistema aquático, o metal passará por uma série de transformações químicas e bioquímicas complexas (WALKER, 2001). O metilmercúrio é rapidamente absorvido e bioacumulado. Porém, a metilação do mercúrio não apenas requer fatores fisicoquímicos, mas também a ação de bactérias redutoras de sulfato (*sulfate-reducing bacteria* – SRBs) como as pertencentes aos gêneros *Desulfovibrio* e *Desulfobacter*. A maioria da metilação ocorre em lagos ou reservatórios na presença

de sedimentos anaeróbicos (WALKER, 2001). Os fatores que afetam a metilação do mercúrio estão listados na Quadro 1.

Quadro 1- Fatores que influenciam a metilação do mercúrio nos sistemas aquáticos segundo a condição físico ou química ambiental na coluna de água e no sedimento

Condição física ou química ambiental	Influência da metilação na coluna de água	Influência da metilação no sedimento
Baixo oxigênio dissolvido	Aumento	Aumento
Baixo pH	Aumento	Decréscimo
Aumento carbono orgânico dissolvido	Decréscimo	Aumento
Aumento da salinidade	Decréscimo	Decréscimo
Aumento da concentração de nutrientes	Aumento	Aumento
Aumento da temperatura	Aumento	Aumento
Aumento da concentração de sulfato	Aumento	Aumento

Fonte dos dados brutos: WALKER (2001) modificado por CARRETERO, M.E. (2012)

2.3 Biomonitoramento ambiental da poluição por mercúrio utilizando animais

Os metais pesados podem interferir em diversos mecanismos celulares e podem induzir diferentes respostas celulares dependendo da concentração e propriedades do metal (KOIVULA et al., 2011). Os metais que apresentam maior risco de prejudicar a saúde humana e que são de interesse para a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos da América (*US Environmental Protection Agency - EPA*) são alumínio, berílio, arsênico, cádmio, cromo, cobre, mercúrio, níquel, chumbo, selênio e antimônio (EPA, 2011).

Os metais podem levar a formação de radicais livres que podem alterar o DNA e peroxidar as membranas lipídicas levando a processos degenerativos (KOIVULA et al., 2011). Os metais pesados encontrados no fígado de animais

revelam uma exposição prévia a água ou alimentos contaminados, enquanto a presença no sangue pode demonstrar a exposição atual do animal antes mesmo que efeitos tóxicos sejam perceptíveis em toda a população aquática (BIRUNGI et al., 2007).

As alterações teciduais detectáveis nos bioindicadores representam as mudanças biológicas provenientes do ecossistema poluído. Por essa razão, podem ser usados para demonstrar a associação entre a contaminação ambiental e seus efeitos, proporcionando informações únicas da saúde do ecossistema (CARVALHO et al., 2002).

Os peixes podem, por um lado, indicar a exposição potencial humana ao ambiente aquático poluído e, por outro lado, quando ingeridos, serem a fonte de poluentes para a população humana (ABDEL-MONEIM, 2012). Esses animais estão sujeitos a diversos poluentes e são peças fundamentais para a pesquisa ecotoxicológica (CARVALHO et al., 2002). Especificamente, a tilápia do Nilo é uma espécie exótica que cresce e reproduz em ambientes poluídos (BIRUNGI et al., 2007). Há vários exemplos do emprego de peixes como bioindicadores da poluição aquática (GÜNGÖRDÜ, 2012). No Brasil, particularmente o estudo de Carvalho et al (2002) se destaca na utilização de tilápia do Nilo exposta a cobre, cádmio, cromo, zinco e ferro e que apresentaram maior atividade enzimática da superóxido dismutase, glutatona redutase e catalase hepática e branquial.

Birungi et al (2007) realizaram biomonitoramento ativo que consistiu na introdução de tilápias do Nilo em pontos específicos do Rio Nakivubo, Uganda, por seis semanas e posterior avaliação das concentrações de metais em diferentes órgãos. Nesse estudo, os metais cobre, zinco, cromo e manganês estavam depositados nas brânquias, fígado e músculo esquelético. O estudo de Abdel-Moneim et al (2012) comparou o monitoramento abiótico com o biomonitoramento baseado no uso de peixe. Neste estudo a água não apresentou níveis de poluição significativos, mas a avaliação dos tecidos da tilápia do Nilo revelou neoplasias que foram associadas à exposição crônica de agentes carcinogênicos, como os metais pesados.

Além dos exemplos anteriores, o estudo clássico realizado por Karr (1981) resume as vantagens da utilização dos peixes como bioindicadores nos programas de biomonitoramento da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos da América.

O autor considera as seguintes características do emprego de peixes como bioindicadores, as quais são amplamente utilizadas por outros autores:

1. A disponibilidade de informações sobre a biologia das espécies de peixe;
2. Os peixes apresentam diversidade alimentar que incluem a aquisição de alimentos de origem terrestre e aquática. Os peixes ocupam posição no topo da cadeia alimentar do ecossistema aquático o que também favorece o estudo integrado do ambiente aquático;
3. Peixes são relativamente fáceis de serem identificados;
4. Nestes animais é possível avaliar efeitos agudos e crônicos de diferentes agentes causadores de estresse;
5. Os peixes estão presentes em ambientes poluídos e também com pouco fluxo de água;
6. Os resultados em peixes podem ser diretamente relacionados aos resultados na água.

Considerando as características apontadas por Karr (1981) pode-se resumir que uma dada espécie de peixe é um bom bioindicador quando: 1- a biologia da espécie é conhecida; 2- conhece-se a cadeia alimentar em que essa espécie se insere no ambiente de estudo; 3- é fácil a identificação da espécie; 4- possibilita, pelo tamanho e disponibilidade de espécimes, o estudo de efeitos agudos e crônicos de diferentes poluentes; 5- os espécimes habitam os locais poluídos de estudo e 6- conhece-se a qualidade da água do local de estudo.

Alterações necroscópicas dos peixes podem ser indicativas de efeitos tóxicos em um ambiente aquático (VAN DER OOST et al., 2003). Em algumas circunstâncias podem representar o primeiro passo para apontar ou identificar poluentes presentes em um ambiente (AU, 2004). Especificamente, a avaliação e determinação do peso, da condição corpórea e do tamanho do fígado do peixe podem ser usados para inferir possíveis alterações ambientais decorrentes da presença de xenobióticos (VAN DER OOST et al., 2003).

Estudos experimentais e observacionais em peixes de vida livre mostraram que hepatomegalia foi uma alteração macroscópica comum nos peixes que habitavam áreas sabidamente poluídas por despejos domésticos, e por bifenil policlorados (PCB) e hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (PAH) (BUCHER; HOFER, 1990; LEADLY et al., 1998; AU, 2003).

As condições ambientais as quais os peixes estão submetidos irão interferir em processos fisiológicos de reparação tecidual, como a cicatrização cutânea. Por exemplo, temperaturas altas da água aceleram a cicatrização, enquanto águas frias retardam (ROBERTS; RODGER, 2012). A presença de poluentes podem interferir de formas variadas e inclusive na restituição tecidual. Outro exemplo comum, é a alteração das brânquias que podem se fundir como resultado final da hiperplasia lamelar gerando, macroscopicamente, uma massiva condensação das lamelas primárias que culminam na perda do padrão tridimensional das brânquias. Isso pode acontecer em decorrência de estímulos crônicos por parasitas ou mesmo por poluentes, como nível elevado de alumínio na água após chuvas ácidas (ROBERTS; RODGER, 2012).

2.4 O caminho do mercúrio no organismo aquático

Os organismos aquáticos absorvem o metilmercúrio na dependendo da concentração do metal na água, da taxa metabólica do animal e da biodisponibilidade do mercúrio, que é um dos fatores pouco compreendidos (AZEVEDO, 2003).

O acúmulo do metilmercúrio nos tecidos dos peixes é elevado, uma vez que a biotransformação é lenta. A meia-vida do metilmercúrio nos peixes é relativamente longa, podendo chegar a três anos. Já as meias vidas dos fenilmercúrio e mercúrio inorgânico são menores que o metilmercúrio, variando de seis meses a um ano. Destaca-se, por outro lado, que os compostos mercuriais lançados ao ambiente geralmente não estão na forma mais rápida de eliminação (AZEVEDO, 2003).

A concentração média de mercúrio encontrada na musculatura de diversas espécies de peixe varia entre 100-200 ng de Hg/ grama de músculo seco (HSDB, 2000). Segundo a Organização Mundial da Saúde (OMS) (1978) a concentração de mercúrio não deve exceder 0,5 ppm na musculatura do pescado destinado ao consumo humano.

No Brasil, Boldrini (1983) apud Azevedo (2003) demonstrou a presença de mercúrio na musculatura de peixes carnívoros que habitam o rio Mogi-Guaçu em valores acima dos aceitos para consumo humano preconizado pela OMS.

Em Cubatão, a análise conduzida pelo Greenpeace revelou concentração de 1,8 a 21,4 ppm de Hg na musculatura em 1998, mas a CETESB avaliando os mesmos locais após ação corretiva de dragagens na área detectaram concentração variando de 0,015 a 0,93 ppm (ACPO, 2002).

O mercúrio é absorvido diretamente da água, dos alimentos ou da ingestão de sedimentos pelos organismos aquáticos (AZEVEDO, 2003). A forma metilmercúrio acumula-se mais eficientemente nos organismos. O metilmercúrio em concentrações de 0,1 – 0,5 mg/Kg pode provocar a morte do peixe (ACPO, 2002). A porta de entrada do mercúrio varia conforme sua apresentação química. O mercúrio metálico é absorvido pela mucosa respiratória. O inorgânico e orgânico pela mucosa oral e gastrointestinal. Destaca-se que o mercúrio inorgânico se liga as proteínas plasmáticas do sangue e se distribui por todos os órgãos. Quando o mercúrio está em baixas concentrações, é transportado pela alfa-globulina e, em altas concentrações é transportado pela albumina (PRASAD; OBERLEAS, 1976).

No homem o mercúrio atinge as concentrações mais altas nos rins sendo encontrado principalmente na parte final do túbulo contornado proximal e na alça de Henle. Nestes locais está em parte unido a grupamentos sulfidrilas de proteínas e enzimas (AZEVEDO, 2003). Nos casos de exposições agudas ou crônicas pelo mercúrio as maiores concentrações do metal se dá nos rins e em seguida no fígado (GARRY, 1979; AZEVEDO, 2003).

O mercúrio orgânico fixa-se sobretudo à hemoglobina (PRASAD; OBERLEAS, 1976). Mais de 90% do mercúrio presente nos glóbulos vermelhos estão na forma metilada, enquanto no plasma, 25% do total estão na forma inorgânica (BAKIR et al., 1973 apud AZEVEDO, 2003). Os compostos organomercuriais são amplamente distribuídos pelo organismo e a maior parte, em ordem decrescente, vai para o cérebro, fígado e rins (AZEVEDO, 2003).

No músculo, o mercúrio apresenta-se quase inteiramente sob a forma metilada, enquanto no fígado e nos rins é considerável a forma de mercúrio inorgânica (AZEVEDO, 2003). Nas células hepáticas o metilmercúrio forma complexo solúvel com a cisteína e o glutathione, os quais são excretados pela bile e reabsorvidos pelo trato gastrointestinal (GOYER, 2001).

2.5 Detecção de mercúrio por espectrofotometria de absorção atômica: a análise direta de mercúrio (DMA)

A espectrometria de absorção atômica (AAS do inglês *Atomic Absorption Spectrometry*) é uma técnica espectroanalítica para mensuração quantitativa de elementos químicos em determinada amostra (HASWEEL, 1991). O princípio do método se baseia no fato de que todo elemento químico possui um número específico de elétrons que apresentam uma configuração estável orbital, assim neste estado o átomo está no estado fundamental. Quando o átomo recebe uma energia com comprimento de onda específico (λ) esta energia será absorvida pelo átomo e dessa forma o átomo torna-se menos estável e passa ao estado excitado. Este processo de absorção energética é conhecido por absorção atômica. Como o estado excitado é instável o átomo retorna ao estado fundamental após emitir um fóton de energia e, este processo é conhecido por emissão atômica (HASWEEL, 1991).

Assim, a técnica AAS é uma mensuração de diferença de intensidade entre uma energia eletromagnética emitida e recebida por um detector (HASWEEL, 1991).

O atomizador é o dispositivo responsável por transformar os íons ou moléculas da amostra em gás contendo átomos no estado fundamental para que recebam a radiação (energia) proveniente da lâmpada de determinado elemento, e consequentemente atenuar a intensidade da energia emitida. A diferença de energia recebida por um detector será transformada por software em valores quantitativos referentes a concentração do elemento de interesse (HASWEEL, 1991). Existem no mercado diversos tipos de atomizadores entre eles os atomizadores de chama, forno de grafite, vapor frio, hidretos e análise direta (GAO et al., 2012).

Nesse contexto, o atomizador amplamente usado na rotina e em pesquisas é o de análise direta de mercúrio. E, particularmente a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos da América (*United States Environmental Protection Agency - USEPA*) preconiza o método 7473 com o uso do equipamento DMA-80 (*Direct Mercury Analyser*). Essa técnica de análise direta do mercúrio elimina a fase de preparo da amostra e o uso de reagentes redutores caros evitando possível contaminação concomitante (GAO et al., 2012).

O equipamento DMA-80 é um equipamento de termodecomposição e detecção por espectrometria de absorção atômica específico para determinação de mercúrio. Esta técnica de espectrofotometria de absorção atômica por termodecomposição é aplicável somente para a determinação de mercúrio, pois este é o único elemento metálico que em temperatura ambiente existe no estado de vapor, a 20°C 14mg/m³ de ar (GAO et al., 2000).

Nesta técnica primeiramente há uma fase de secagem seguida de decomposição térmica controlada em um forno com fluxo contínuo de oxigênio. Os compostos gerados pela decomposição térmica são levados a uma câmara catalítica através do fluxo de oxigênio. Assim que a oxidação está completa os óxidos de nitrogênio e de enxofre ficam retidos na câmara catalítica e, o produto remanescente é levado a uma malha de ouro (*amalgamator*) através do fluxo de oxigênio (U.S. EPA, 2011).

A amálgama de Hg e ouro pode formar compostos como AuHg², Au²Hg e/ou AuHg que através do aquecimento do amálgama o mercúrio é reduzido ao seu valor monoatômico (estado fundamental) e, assim levado pelo fluxo de oxigênio para duas câmaras de absorvância, sendo a primeira longa e segunda curta. Assim, a mesma amostra é mensurada duas vezes utilizando sensibilidades diferentes com resultados dados enviados a um software que emite em valores numéricos da concentração de mercúrio. A lâmpada de emissão atômica emite fótons com comprimentos de onda do mercúrio de 253,7 nm e o limite de detecção deste equipamento é 0,005 ng Hg (PERKIN ELMER, 2004). A figura 1 apresenta esquema do equipamento DMA 80 e as camaras de passagem.

Figura 1 - Esquematização gráfica do equipamento DMA-80 da Perkin Elmer

Fonte: [/www.milestonesrl.com/analytical](http://www.milestonesrl.com/analytical). Acessado em 14 de setembro de 2012.

2.6 Considerações sobre a atualidade da água e a poluição por mercúrio na cidade de São Paulo

A água dos rios, lagos e represas da cidade de São Paulo são periodicamente avaliadas pela CETESB. Nessas avaliações se calcula o índice da qualidade de água (IQA) que utiliza parâmetros físico-químicos e microbiológicos, mas não considera o mercúrio para o cálculo. O cálculo do IQA envolve os seguintes parâmetros: contagem dos coliformes fecais, pH, demanda bioquímica de oxigênio, nitrogênio, fósforo total, temperatura, turbidez, resíduo total e oxigênio dissolvido (CETESB, 2011).

A concentração do mercúrio é usada no cálculo do Índice de qualidade das águas para proteção da vida aquática e de comunidades aquáticas (IVA) (CETESB, 2011). O IVA considera a presença de poluentes químicos tóxicos, seus efeitos sobre os organismos aquáticos, o pH e o oxigênio dissolvido. O IVA tem o objetivo de avaliar a qualidade da água para proteger a micro e macrobiota fundamentais para o ecossistema aquático, enquanto o IQA avalia a qualidade da água para consumo humano ou recreação (CETESB, 2011).

As substâncias tóxicas consideradas no IVA são: cobre, zinco, chumbo, cromo, mercúrio, níquel, cádmio, surfactantes e fenóis. O IVA é classificado em três níveis segundo a concentração dos poluentes, do pH e do oxigênio dissolvido baseado na resolução CONAMA 357/ 2005 para águas (CETESB, 2011). O quadro 2 apresenta as categorias da qualidade da água segundo os níveis de IVA.

Quadro 2 - Categorias da qualidade da água segundo os níveis de IVA

Categoria da qualidade da água	Níveis de IVA
A Ótima	$IVA \leq 2,5$
B Boa	$2,6 \leq IVA \leq 3,3$
C Regular	$3,4 \leq IVA \leq 4,5$
D Ruim	$4,6 \leq IVA \leq 6,7$
E Péssima	$6,8 \leq IVA$

Fonte dos dados brutos: CETESB (2011)

Para o mercúrio as concentrações de $\leq 0,0002$ mg/L está na categoria A e classe 1; a concentração $>0,0002$ mg/L a $0,001$ mg/L, categoria B e classe 2 e; a concentração de $>0,001$ mg/L na categoria C, classe 3 (CETESB, 2011).

A resolução CONAMA 357/2005 do Ministério do Meio Ambiente (CONAMA, 2005) dispõe sobre o uso da água doce e seus padrões de qualidade conforme o uso. A água doce é classificada em classe 3 quando é destinada para:

- a) o abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado;
- b) a irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras;
- c) a pesca amadora;
- d) a recreação com contato secundário e;
- e) a dessedentação de animais.

Em resumo, a água doce de classe 3 possui as seguintes condições e padrões:

- ausência de efeito tóxico agudo ao organismo, de acordo com os critérios estabelecidos por órgão ambiental competente, ou por instituições nacionais ou internacionais de comprovado renome pela realização de ensaio ecotoxicológico padronizado ou outro método cientificamente reconhecido;
- ausência de materiais flutuantes, inclusive espuma, óleo e graxa;

- ausência de substâncias que proporcione gosto ou odor;
- oxigênio dissolvido, em qualquer amostra, não inferior a 4 mg/L;
- turbidez até 100 UNT;
- pH entre 6,0 e 9,0;
- concentração do mercúrio total com valor máximo de 0,002mg/L.

2.7 Considerações sobre a biologia das tilápias do Nilo

A Tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) pertence a família *Cichlidae*, da ordem dos Perciformes. A família dos Ciclídeos é composta por mais de 1900 espécies distribuídas mundialmente, incluindo a América do Sul onde existem aproximadamente 291 espécies descritas (KULLANDER, 2003).

A família *Cichlidae* apresenta três gêneros de especial interesse para a aquicultura: *Oreochromis*, *Sarotherodon* e *Tilapia* (KULLANDER, 2003). A principal diferença entre estes gêneros se deve aos hábitos reprodutivos, no qual as espécies do gênero *Tilapia* apresentam habito de construção de ninhos onde os ovos são fertilizados e permanecem incubados até o final da gestação, enquanto o gênero *Oreochromis* e o *Sarotherodon*, os ovos são fertilizados no ninho, porém a incubação ocorre na cavidade oral até o nascimento. A diferença do *Oreochromis* para o *Sarotherodon* está no fato de que no primeiro a incubação é feita somente por fêmeas, enquanto no segundo tanto o macho quanto a fêmea realizam a incubação (KULLANDER, 2003).

A espécie *Oreochromis niloticus* é oriunda da África, e foi distribuída por todo o continente africano, com exceção de Madagascar e da cadeia montanhosa do Atlas, na região nordeste africana. A espécie foi introduzida em outros continentes, incluindo na América do Sul, por volta da metade do séc XX (entre 1940 e 1950) e sua disseminação se estendeu por todo o continente americano, sul da Índia, Oceania e nas regiões Sul e Sudeste da Ásia. No Brasil, sua introdução ocorreu por volta de 1971, quando espécimes advindos da Costa do Marfim foram trazidos com o objetivo de incrementar a produção aquícola nacional (KULLANDER, 2003).

Além de ampla distribuição geográfica, a tilápia do Nilo, *Oreochromis niloticus*, apresenta grande variedade de habitats, tais como: grandes rios equatoriais,

tropicais e subtropicais, rios com corredeiras, áreas pantanosas, lagos profundos, águas salinas e alcalinas e lagos artificiais (EL-SAYED, 2006).

O período de maturação sexual varia entre 5 e 12 meses, devido aos fatores ambientais. As tilápias que habitam em grandes lagos exibem maturação sexual mais tardia e com um maior peso corporal do que os espécimes presentes em pequenas lagoas (EL-SAYED, 2006).

Yancey (1985) propôs cálculo da idade aproximada com base no modelo matemático de Von Bertalanffy em que se relaciona o peso de um peixe com o seu comprimento para determinar a idade aproximada. O modelo matemático de Von Bertalanffy resulta em uma equação de reta com coeficiente de reta igual a 6,84. A tabela 1 apresenta a idade aproximada segundo o peso e o comprimento total da tilápia multiplicado pelo coeficiente de reta (ARAÚJO; MARQUEZ, 2008).

Tabela 1 - Relação da idade estimada segundo as medidas de comprimento e peso de tilápias do Nilo adequadamente alimentadas

Comprimento total (cm)	Peso (g)	Idade (semanas)
6	5	6
8	10	8
10	17	11
12	26	14
13	33	16
15	50	18
16	68	19
17	90	20
18	118	22
20	165	23
22	225	24
24	300	26
25	345	27
27	440	29
28	490	32
30	590	35
33	725	38

Comprimento total (cm)	Peso (g)	Idade (semanas)
35	830	41
38	920	45
40	3600	75

Fonte do dado bruto: Yancey (1985) modificado por CARRETERO, M.E. (2012)

A Tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) é uma espécie predominantemente herbívoro-omnívora e apresenta baixa seletividade alimentar. Essa espécie demonstra preferência por fitoplâncton, perifiton e detritos de origem vegetal. Na sua fase larval, porém apresenta preferência por zooplâncton (crustáceos), e nas fases juvenil e adulta ocorre a transição para hábitos fitófagos, na qual passam a se alimentar de uma vasta gama de plantas aquáticas, fitoplâncton e especialmente de sedimentos do fundo de origem vegetal (TUCH, 1999; EL-SAYED, 2006).

Devido à grande variação de habitats em que as tilápias são encontradas, as espécies apresentam grande tolerância às alterações ambientais da água, mas a *Oreochromis niloticus* apresenta maior sensibilidade à salinidade. O limite de 18 g/L considerado ótimo para essas é inferior em relação as demais espécies, pois essas geralmente toleram salinidade de 36 g/L (FAO, 2010). Apesar da grande variação nos habitats as tilápias do Nilo mantém seu território próximo ao local de nascimento (Tuch, 1999) e pode chegar até 2.000 m² (EL-SAYED, 2006).

As tilápias são altamente tolerantes a baixa concentração de oxigênio dissolvido, ou seja, toleram até 0,1 mg/L. (FAO, 2010) e para a piscicultura brasileira recomenda-se o nível de oxigênio dissolvido mínimo de 3 ppm para o crescimento adequado (TUCH, 1999).

A tilápia do Nilo em condições adequadas de cativeiro, tem crescimento rápido e uniforme. O comprimento total pode chegar aos 28 cm e o peso aproximadamente 0,5 Kg aos oito meses de idade e aos 10 meses de idade pode pesar 0,8 Kg (TUCH, 1999).

A temperatura ideal para o crescimento e atividade reprodutiva para as espécies do gênero *Oreochromis* varia entre 22° C e 29° C, e a temperatura letal para a maior parte das espécies é o extremo inferior de 10°C ou superior de 42°C (FAO, 2010).

A tilápia do Nilo é bastante tolerante ao pH da água, podendo tolerar de pH 3,7 até pH 11, e a faixa ótima de pH para a maior parte das espécies se situa entre 6 e 9. Outro parâmetro importante para a sobrevivência das espécies de *Oreochromis* é a concentração de amônia presente na água, cuja concentração ótima se encontra abaixo de 0,05 mg/L (FAO, 2010).

2.8 Considerações sobre as principais enfermidades das tilápias do Nilo (*Oreochromis niloticus*)

A espécie *O. niloticus* apresenta grande tolerância às variações ambientais como temperatura da água, salinidade, pH, pO₂, e a outros fatores causadores de estresse agudo e/ou crônico para a maioria dos peixes (EL-SAYED, 2006). A manipulação frequente ou a alta densidade populacional são responsáveis pelo aumento do cortisol plasmático basal, o que reduz a imunidade e aumenta a predisposição a agentes infecciosos (EL-SAYED, 2006). Entre estes, os mais frequentes estão os agentes parasitários, bacterianos e fúngicos (EL-SAYED, 2006).

Os principais parasitos considerados por El-Sayed (2006) são:

Trichodina sp: protozoário unicelular ciliado que acomete a pele e brânquias de peixes, tanto de vida livre quanto de aquicultura, e cujos principais sinais clínicos são perda de escamas, erosão de barbatanas, hiperplasia de brânquias, e pode levar a perda de apetite, estresse respiratório e aumento de predisposição a enfermidades secundárias;

Myxobolus sp: gênero de esporozoário causador de importantes enfermidades na aquicultura, as principais alterações clínicas associadas são aumento do volume abdominal, perda de apetite, congestão e espessamento da porção média e posterior intestinal;

Myxobolus ovariae: considerado importante protozoário que acomete *O. niloticus* nas fazendas de aquicultura, acomete principalmente os ovários e está associado a alterações como inflamação e atrofia do tecido ovariano com substituição gradual de parênquima por tecido conjuntivo;

Dactylogyrus sp.: trematóide responsável pela persistente abertura dos opérculos, espessamento das bordas brânquiais e erosão do epitélio branquial, levando a hemorragia, dispneia, necrose das brânquias e aumento de secreção de muco recobrimdo os filamentos brânquiais.

Quanto aos principais agentes bacterianos El-Sayed (2006) considera:

Aeromonas hydrophila: o gênero *Aeromonas*, bactéria Gram negativa móvel é o patógeno mais comum encontrado em Tilápias, tanto de vida livre, quanto na aquicultura, e é responsável por grandes perdas de peixes, cuja mortalidade varia de 80 a 100%. A infecção está associada a ulcerações e necrose na base da nadadeira peitoral e pélvica, além de erosões circulares e elípticas cutâneas, opacidade de córnea e exoftalmia. Peixes com esta infecção apresentam perda de apetite, tendem a nadar mais próximos à superfície e apresentam movimentos mais lentos. No exame interno, pode-se observar o fígado, coração e musculatura estão com coloração branca com presença de múltiplos focos hemorrágicos e áreas multifocais de necrose;

Pseudomonas sp: trata-se de bactéria Gram negativa; os animais infectados apresentam múltiplos abscessos no baço e na bexiga natatória. Os peixes podem apresentar exoftalmia com abscessos oculares, focos de necrose no fígado, baço, rins e brânquias e inflamação da vesícula natatória;

Streptococcus iniae: bactéria Gram positiva imóvel. Os estreptococcus podem ocasionar serios prejuízos a aquicultura e apresentam potencial zoonótico. As lesões anatomopatológicas incluem hemorragia, exoftalmia e abscessos na musculatura esquelética.

Mycobacterium sp: as micobacterioses se caracterizam por granulomas multifocais no fígado, baço e rins.

Com relação aos principais agentes fúngicos, El-Sayed (2006) aponta:

Branchimycetes: fungo de ocorrência comum em água de baixa qualidade e com alta concentração de matéria orgânica. A doença é chamada de “doença do mau gerenciamento”. O agente ocasiona dano ao epitélio branquial.

Aspergillus: as lesões estão associadas a presença de toxinas. A via de transmissão é a ração contaminada com aflatoxina. As lesões mais frequentemente descritas são hemorragia branquial, intestinal e depósito marcante de hemossiderina no baço e presença de agrupamentos de melanomacrófagos nos rins.

3 OBJETIVOS

O objetivo geral deste estudo foi avaliar a viabilidade do uso de tilápias do Nilo (*O. niloticus*) como bioindicadores para a poluição por mercúrio do ecossistema dos lagos do Parque Ibirapuera e do Parque Ecológico do Tietê na Grande São Paulo. Para tanto, utilizou-se estudo prospectivo observacional com dados epidemiológicos das tilápias do Nilo, parâmetros de qualidade da água, a quantificação de mercúrio em sangue e em hepatopâncreas e a avaliação necroscópica dos órgãos das tilápias.

Os objetivos específicos foram:

- 1- caracterizar as tilápias do Nilo quanto ao gênero, peso, comprimento total, fator de condição relativa, escore de condição corpórea e idade estimada;
- 2- determinar e quantificar o mercúrio total no sangue e no hepatopâncreas das tilápias do Nilo no verão e no inverno;
- 3- determinar as alterações macroscópicas nas tilápias do Nilo;
- 4- verificar a correlação entre as concentrações de mercúrio e os dados epidemiológicos das tilápias do Nilo;
- 5- determinar a qualidade da água quanto as concentrações de mercúrio e parâmetros físicos e químicos no verão e inverno;
- 6- verificar a viabilidade do uso de tilápias no Nilo como bioindicadores dos lagos poluídos dos Parques Ibirapuera e Parque Ecológico do Tietê.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

O estudo foi prospectivo dividido em duas fases, sendo a primeira fase denominada fase 1, que corresponde ao período do inverno de 2011, e a segunda fase denominada fase 2, que corresponde ao período do verão de 2012. As figuras 2 e 3 apresentam o delineamento do estudo com os períodos de coletas de dados realizadas em cada fase.

Figura 2 - Esquema representativo do delineamento do estudo com os dados coletados durante a fase 1 em ambos os parques

Figura 3 - Esquema representativo do delineamento do estudo com os dados coletados durante a fase 2 em ambos os parques

A autorização da captura, transporte, eutanásia e necropsia das tilápias do Nilo foi concedida pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade

(ICMBIO) sob o número 28371-1. O projeto foi aprovado pela Comissão de Bioética da FMVZ-USP e possui o número de protocolo 2272/2011.

4.1 Áreas de estudo

Foram criteriosamente escolhidas áreas de coletas de dados para qualidade da água e captura dos peixes dos lagos dos Parques Ibirapuera e Parque Ecológico do Tietê.

4.1.1 Parque Ibirapuera (PI)

O PI está localizado no polígono composto pelas avenidas Pedro Álvares Cabral, IV Centenário e República do Líbano, na cidade de São Paulo nas coordenadas geográficas 23°35'S, 46°39'W (MACEDO, 2002). O parque fica em região de várzea, praticamente centralizado na cidade, no bairro de Moema, e totaliza área de 1.585.000 m² inserida na bacia hidrográfica do Rio Tamanduateí.

O parque possui quatro lagos artificiais interligados, totalizando uma área de 157 mil m² (MACEDO, 2002).

4.1.2 Parque Ecológico do Tietê (PET)

O PET totaliza uma área de 14.000 ha situada no Parque Engenheiro Goulart (23°25'S e 46°28'W), que está inserido na Bacia hidrográfica do Alto Tietê e é considerado Área de Proteção Ambiental (APA). O lago central recebe influência direta do rio Tietê somente durante as épocas de chuvas devido ao transbordo planejado do rio Tietê para os lagos do PET (PINHEIRO, 2001). O parque possui três lagos artificiais não interligados, totalizando uma área aproximada de 257 mil m² (DAEE, 1989; Pinheiro, 2001).

4.1.3 Áreas de Amostragem dos lagos dos Parques

Os lagos dos Parques estudados foram divididos em áreas pré definidas de quadrantes de 200 x 200m conforme o método mínimo padrão descrito por Asante-Duah (1998). Assim, foram amostrados três pontos próximos à margem em cada lago.

Os critérios de seleção para os pontos de captura das tilápias do Nilo (*Oreochromis niloticus*) incluíram:

- (1) a distância entre o lago e afluentes ou rios poluídos,
- (2) a distância entre área de visitantes e as águas do lago,
- (3) a distância entre o lago e áreas verdes mais preservadas e,
- (4) local próximo à escolha de descanso e de alimentação de outras espécies nativas.

Os locais de amostragem de cada parque estão representadas pelos pontos A,B e C nos mapas 1 e 2.

No PI foram escolhidos os seguintes pontos:

- o ponto A (23°29'34,3" de latitude e 46°31'19,7" de longitude) localiza-se próximo ao braço de água pertencente ao rio Tamanduateí, conhecido por córrego do sapateiro,
- o ponto B (23°37'57,2" de latitude e 47°23'11,3" de longitude), próximo ao local de alimentação e descanso de espécies nativas (Pavilhao Japonês) e,
- o ponto C (23°35'21,0" de latitude e 46°39'21,9" de longitude), lago próximo das interferências humanas tanto pela intensidade do número de visitas como pela proximidade à Avenida Pedro Álvares Cabral que possui uma fonte de água próximo ao monumento dos Bandeirantes.

Mapa 1 - Representação gráfica do lago do PI com os quadrantes de 200 x 200m e os três pontos de coleta (A, B e C)

Fonte dos dados brutos: www.googlemaps.com. Acessado em 03 de julho de 2012.
Modificado por CARRETERO, M.E. (2012)

No PET os seguintes pontos foram escolhidos:

- o ponto A ($23^{\circ}33'40,3''$ de latitude e $46^{\circ}42'05,7''$ de longitude) foi o ponto mais próximo do rio Tietê na região norte do parque em aproximadamente 150m,
- o ponto B ($23^{\circ}29'25,3''$ de latitude e $46^{\circ}31'17,9''$ de longitude), próximo a área de alimentação de espécies nativas, distante do rio Tietê e de outras interferências diretas do homem e,

- o ponto C ($23^{\circ}29'28,8''$ de latitude e $46^{\circ}31'19,3''$ de longitude), próximo ao local de visita pública onde estão as atividades de interação com a água.

Mapa 2 - Representação gráfica do lago do PET com os quadrantes de 200 x 200m e os três pontos de coleta (A, B e C)

Fonte dos dados brutos: www.googlemaps.com. Acessado em 03 de julho de 2012. Modificado por CARRETERO, M.E. (2012)

4.2 Animais

Foram capturadas até 10 exemplares de tilápias do Nilo de cada ponto de captura pré determinado, totalizando 68 tilápias do Nilo (*Oreochromis niloticus*), das quais 58 foram provenientes do Parque Ibirapuera e outras 10 provenientes do Parque Ecológico do Tietê localizados na Grande São Paulo.

Os critérios gerais de inclusão adotados para o estudo dos espécimes foram: (1) tilápias do Nilo (*Oreochromis niloticus*) capturadas nos locais pré determinados, (2) jovens e adultos, machos e fêmeas e, (3) tamanho maior que 18 cm de comprimento total. Os critérios de exclusão para o estudo dos espécimes foram: (1) outras espécies de peixe, e (2) tamanho menor que 18 cm de comprimento total.

*4.2.1 Capturas das tilápias do Nilo (*Oreochromis niloticus*) no PI e PET*

As tilápias foram capturadas no inverno (fase 1), no mês de julho, e no verão (fase 2), mês de janeiro.

Foram capturados 10 peixes em cada ponto (A, B e C) do PI na fase 1 e, foram capturados, respectivamente, nove, nove e dez tilápias nos pontos A, B e C no PI na fase 2. O horário de coleta foi entre às 9:00 e 11:00 horas.

Para o PET, na fase 1 foram coletados quatro peixes do ponto B, e na fase 2 foram coletados seis peixes do ponto B. Nos demais pontos não foram capturados nenhum peixe em nenhuma das duas fases.

A captura foi realizada utilizando tarrafa com malha de 12 mm com 1,70 m de altura e 10 m de roda da marca Laguna[®].

Os animais capturados foram mantidos vivos até a anestesia de cada espécime e em seguida foi realizada a eutanásia individual. Na fase 1 os peixes foram anestesiados e se realizou a eutanásia no mesmo dia e na fase 2 os peixes foram mantidos em tanques plásticos de 80L de capacidade preenchidos de água retirada dos lagos com oxigenação artificial dada pelo uso de compressor elétrico por até 36 horas (Figura 4).

4.3 Coleta de amostra de sangue

Os peixes foram anestesiados com benzocaina na dose 190 mg/L de água, em baldes de 20 litros.

Durante o período anestésico foi colhida a amostra de pelo menos 0,5 mL de sangue por punção venosa na veia caudal (Figura 5) utilizando agulhas 13G e seringas de 3 mL. As amostras individualizadas de sangue foram armazenadas em microtubos plásticos cônicos livre de metais pesados com capacidade de 1,5 mL (Axygen®, California, United States of America) e 0,2 mL de heparina sódica ou 1000 UI (Parinex®, Hypolab, United States of America); as amostras de sangue foram mantidas congeladas a -20°C em freezer até encaminhamento para processamento junto ao Laboratório de Análises Toxicológicas da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) para determinação de mercúrio total.

Figura 4 – Fotografia à esquerda representa os cabos de conexão da oxigenação do tanque compressor aos tanques plásticos com capacidade de 80L

Figura 5 - Fotografia demonstrando a punção da veia caudal em tilápia do Nilo de caso número 3

4.4 Eutanásia

A eutanásia foi realizada por aprofundamento anestésico mantendo os animais nos baldes de 20L com anestésico por mais de 15 minutos (Okamura et al., 2010).

4.5 Estudo epidemiológico

Os parâmetros epidemiológicos utilizados para caracterização dos peixes foram: (1) gênero, (2) peso, (3) comprimento total, (4) fator de condição relativa, (5) escore de condição corpórea (ECC), (6) estimativa de tempo de vida mínimo (idade estimada), (7) estação do ano – inverno ou verão, (8) ponto de coleta e (9) parque de procedência.

O gênero foi determinado durante a marcha necroscópica avaliando macroscopicamente a gônada de cada indivíduo. O tempo de vida mínimo estimado, a idade estimada, se baseou no estudo de Yancey (1985).

O fator de condição relativa foi determinado segundo Le Cren (1951) utilizando-se como resultado o quociente entre o peso real e o peso esperado segundo Yancey (1985).

O ECC para as tilápias do Nilo foi estabelecido segundo a distribuição de tecido adiposo intracavitário, presença ou não de proeminências ósseas, além da cobertura de musculatura esquelética do peixe. O ECC foi definido conforme está descrito no quadro 1 o qual apresenta a caracterização das condições corpóreas e seus correspondentes escores corpóreos adotados.

Quadro 3 - Descrição das condições corpóreas e dos escores corpóreos segundo a distribuição dos depósitos de gordura intracavitário e da cobertura muscular em projeções ósseas

Condição corpórea/ Escores corpóreo	Exame externo			Exame interno
	Coluna vertebral	Crânio	Costelas	Tecido adiposo intracavitário
Magro (0)	Proeminente e facilmente palpável.	Proeminente e facilmente palpável. Ao corte com a serra durante a abertura craniana não há cobertura muscular.	Todas as costelas facilmente palpáveis	Ausente
Normal (1)	Não proeminente e dificilmente palpável	Não está proeminente e há cobertura muscular ao corte da serra durante a abertura craniana	Costela dificilmente palpáveis	Presente
Sobrepeso (2)	Não proeminente e dificilmente palpável	Não está proeminente e há cobertura muscular ao corte da serra durante a abertura craniana	Costelas não palpáveis	Em abundância

4.6 Estudo anatomopatológico

4.6.1 Considerações gerais

As necropsias foram realizadas junto ao Laboratório de Gastroenterologia Experimental e Comparada no Departamento de Patologia (VPT-FMVZ-USP).

4.6.2 Marcha necroscópica

O protocolo para necropsia das tilápias do Nilo foi semelhante ao descrito por Yanong (2003). Os dados de cada animal foram anotados em ficha individualizada estabelecida especificamente para esse fim (Apêndice 1).

O procedimento se iniciou com a pesagem e biometria de cada peixe.

A pesagem foi realizada utilizando balança analítica modelo MF-3/ 1 (Filizola[®]) cujas especificações define peso máximo de 3,0 Kg, mínimo de 10g e erro de 0,5g. Em seguida realizou-se a biometria utilizando fita métrica que consistiu no comprimento total e comprimento padrão, a saber:

- comprimento total: medida do comprimento em centímetros entre a porção mais cranial da face (boca) até a porção mais caudal da nadadeira caudal;

- comprimento padrão: medida do comprimento em centímetros entre a porção mais cranial da face (boca) até a inserção da nadadeira caudal.

Cada peixe foi identificado sequencialmente e foram necropsiados posicionando a face lateral esquerda e a cabeça em direção à mão esquerda do necropsista. Primeiramente, foi realizado o exame externo do peixe, especificamente o brilho e coloração dos olhos, qualidade das escamas e nadadeiras e avaliação do opérculo e das brânquias *in situ*. A cobertura muscular foi avaliada e o escore de condição corpórea (ECC) foi determinado.

Retiraram-se as nadadeiras laterais utilizando-se o costótomo e foi feita incisão ventral com o bisturi que se iniciou na porção caudal das nadadeiras laterais

e entre as nadadeiras ventrais até aproximadamente 0,5 cm cranial a cloaca. A segunda incisão consistiu em reta perpendicular do final da primeira incisão próximo a cloaca em direção a coluna vertebral utilizando uma tesoura reta ponta romba-romba até a linha sensorial lateral e depois paralela a coluna em sentido cranial até o crânio. A incisão da musculatura e costelas foi finalizada deixando uma janela necroscópica com um formato retangular (Figura 6).

O opérculo foi aberto com o auxilio de pinça e tesoura e finalizado com a retirada do mesmo com o costótomo (Figura 7). O coração foi exposto com o uso do costótomo, pinça e bisturi.

Por último, a retirada do encéfalo foi alcançada com a abertura da calota craniana usando serra de arco e bisturi.

Figura 6 – Fotografia à esquerda do Peixe 47 Foto com a janela necroscópica na face lateral esquerda onde é possível visibilizar o fígado e alças intestinais.

Figura 7 – Fotografia à direita do Peixe 50 após a retirada do opérculo para evidencição das brânquias.

4.6.3 Estudo das alterações macroscópicas

O exame macroscópico dos órgãos considerou o tamanho, topografia, coloração, consistência e superfície de corte de cada órgão. As alterações foram documentadas com câmera digital Powershot G10, Canon. As alterações macroscópicas observadas foram anotadas em ficha necroscópica específica para esse fim e que foi representada no Apêndice 1.

As alterações macroscópicas foram subdivididas em processos recentes ou agudos, ou seja aqueles que se caracterizam por alterações associadas a curto período de tempo como por exemplo hemorragia e edema. Enquanto, as alterações crônicas foram caracterizadas por lesões que se desenvolvem a longo prazo como por exemplo aumento de volume decorrente de proliferação neoplásica, redução do tamanho por fibrose e cicatriz.

4.7 Quantificação de mercúrio total nas amostras de sangue e hepatopâncreas

A quantificação do mercúrio foi realizada no Laboratório de Análises Toxicológicas da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB).

As amostras de sangue e de hepatopâncreas foram mantidas congeladas a -20° até o momento do processamento.

Foram analisadas 44 amostras de sangue na fase 1 e 2 do PI e de 5 amostras de sangue dos peixes do PET na fase 1 e 2. As amostras sanguíneas foram coletadas individualmente.

Para o PI, foram analisados 12 amostras de hepatopâncreas individualizadas, sendo quatro de cada ponto de captura na fase 1. Durante a fase 2 foram coletados no total 24 amostras individuais sendo oito no ponto A, sete amostras no ponto B e nove hepatopâncreas no ponto C. No PET, foram coletadas 10 amostras de hepatopâncreas individuais durante a fase 1 e 2.

As concentrações de mercúrio foram determinadas utilizando o método 7473 preconizado pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos da América (*United States Environmental Protection Agency - US EPA*) para determinação direta de mercúrio total (inorgânico e orgânico) em amostras sólidas e líquidas.

O mercúrio total pode ser determinado em amostras aquosas e sólidas sem o preparo da amostra, exceto em circunstâncias únicas em que o mercúrio possa estar ligado à sílica (U.S. EPA, 2011). Assim, as amostras de sangue e 2g de hepatopâncreas, não receberam preparo e foram analisadas utilizando o equipamento de espectrofotometria com absorção atômica modelo DMA 80,

Milestone[®]. O limite de detecção deste equipamento é 0,005 ng Hg e, devido o equipamento apresentar duas células aquecedoras com tamanhos distintos possibilita que a menor célula obtenha um limite mínimo de 0 a 20 ng Hg e, a célula aquecedora maior o limite máximo de 20 a 1000 ng Hg (PERKIN ELMAR, 2004).

No equipamento DMA 80 as amostras são pesadas (0,1 mL ou 0,1 g) e colocadas manualmente em “barcas” de níquel com capacidade de 0,5 a 1,0 mL ou 1g (Figura 8). As etapas de aquecimento são programadas na seguinte forma: nos primeiros 10 segundos a temperatura aumenta de aproximadamente 21°C até 550°C (Cizdziel, 2010). Nesta etapa inicia-se a secagem e decomposição térmica da amostra, na câmara de secagem (*Dryinf/ Decomposition furnace*). Durante 60 segundos a temperatura permanece em 550°C para que ocorra a volatilização completa do Hg sob catálise (*Catalyst furnace*). O Hg volatilizado vai para o *amalgamator* em que o aquecimento chega a 750°C em 90 segundos catalisado por fluxo de oxigênio de 200 mL/ min. Esta temperatura é mantida por mais 90 segundos e, então a amostra segue pela câmara de absorvância que é mantida a 120°C para prevenir condensação da amostra e detecção por absorção atômica do metal a um comprimento de onda de 253,7 nm. A figura 5 ilustra as câmaras dentro do equipamento de espectrofotometria com absorção atômica modelo DMA 80, Milestone[®].

O padrão de referência para as amostras de sangue foi material liofilizado denominado *whole blood metals control*, Bio-Rad, modelo Lyphocheck[®], nível 1, lote 36741, cuja concentração média de mercúrio é 8,66 µg/L, a concentração mínima, 6,61µg/L e máxima de 9,91µg/L. O padrão de referência para as amostras de hepatopâncreas foi fragmento de fígado bovino procedente da empresa norte americana National Institute of Standards & Technology (NIST) com nome comercial de Standard Reference Material[®], código 1577c. Neste padrão a concentração de mercúrio é $5,36 \pm 0,17$ µg/Kg.

Figura 8 - Fotografia à esquerda do equipamento de espectrofotometria com absorção atômica modelo DMA 80, Milestone[®] com as barcas para amostras

Figura 9 - Ilustração à direita das câmaras do equipamento de espectrofotometria com absorção atômica modelo DMA 80, Milestone[®]

Fonte: www.milestonesrl.com/analytical. Acessado em 03 de março de 2012

4.8 Determinação da Qualidade da água dos lagos

A água superficial dos lagos dos parques foi analisada quanto aos parâmetros físico-químicos e determinação da concentração de Hg.

Na fase 1, a água de superfície foi amostrada em cada ponto de estudo em ambos os parques somente no dia da coleta de peixes, assim como demonstrado na linha do tempo padrão para coleta no inverno (Figura 6). Na fase 2, a água de superfície foi amostrada em cada ponto de coleta na semana anterior, na semana da coleta e na semana seguinte a coleta (Figura 7).

Os seguintes parâmetros físico-químicos foram determinados: temperatura da água, temperatura do ar, pH, oxigênio dissolvido (OD) e condutividade elétrica (CE) utilizando-se os equipamentos da marca WTW modelo 197i produzidos na Alemanha. Os equipamentos foram calibrados no mesmo dia que as coletas conforme os requisitos da ISO 17025.

Os dados de precipitação pluviométrica foram obtidos a partir do site público governamental disponibilizados no endereço www.inmet.gov.br.

A base meteorológica de coleta de dados pluviométricos está localizada no Mirante do Santana, na Zono Norte de São Paulo e é denominada estação 83781. Foram coletados os resultados da precipitação pluviométrica de dois meses antes e depois de cada período de coleta e, os resultados serão apresentados correspondendo aos sete dias antes de cada dia de coleta dos peixes segundo definido no delinamento do estudo.

4.9 Análise estatística

Dados descritivos e suas freqüências foram calculados e apresentados na forma de média e desvio padrão. Os dados quantitativos em escala numérica após verificação da distribuição normal, por vezes utilizando-se o teorema do limite central, utilizou-se para a comparação entre duas médias o teste t de Student com variâncias semelhantes ou com variâncias diferentes. A comparação de três ou mais médias simultaneamente, não pareadas, utilizou-se o teste ANOVA. Os eventos quantitativos foram analisados usando teste de correlação simples de Pearson. Todos os testes foram feitos utilizando análise bicaudal. Em todos os testes utilizou-se confiança de 95% e, assim, aceita-se a hipótese nula quando $p > 0,05$.

Foi utilizado o programa estatístico SPSS[®] 15 da empresa IBM[®] para os cálculos de médias, desvios padrões e aplicação dos testes estatísticos, assim como para a elaboração dos gráficos de regressão linear. Os gráficos em colunas apresentados foram realizados utilizando-se o programa Excel[®] 2010 da Microsoft[®].

5 RESULTADOS

Foram apresentados os resultados quanto as características dos peixes, as concentrações de mercúrio no sangue, no hepatopâncreas e na água dos lagos e as alterações macroscópicas. Foi realizada análise estatística de

correlação entre as características dos peixes e as concentrações de mercúrio segundo os locais de coleta e, por fim, a avaliação dos peixes como bioindicadores.

5.1 Animais

A tabela 2 no Apêndice 2 apresenta a distribuição dos animais quanto identificação, gênero, tamanho (cm), peso (gramas), idade estimada (semanas), condição corpórea, fator de condição relativa segundo a fase e ponto de coleta para cada parque.

No PI não foram capturadas outras espécies de peixes além da tilápia do Nilo e, no PET em ambas as fases foram capturados também acarás (*Geophagus brasiliensis*), carpas (*Cyprinus carpio*) e cascudos (*Hypostomus* sp).

A Tabela 3 apresenta a distribuição das tilápias do Nilo segundo o gênero, parque, época de coleta e os pontos de coleta.

Tabela 3 - Distribuição do gênero das tilápias do Nilo segundo o gênero, parque, fase de coleta e pontos de coleta

Ponto/ Gênero	Fase 1 – Inverno				Fase 2 - Verão			
	PI		PET		PI		PET	
	Masculino	Feminino	Masculino	Feminino	Masculino	Feminino	Masculino	Feminino
A	6 (8,82%)	4 (5,88%)	0 (0%)	0 (0%)	4 (5,88%)	5 (7,35%)	0 (0%)	0 (0%)
B	5 (7,35%)	5 (7,35%)	3 (4,41%)	1 (1,47%)	4 (5,88%)	5 (7,35%)	3 (4,41%)	3 (4,41%)
C	7 (10,29%)	3 (4,41%)	0 (0%)	0 (0%)	5 (7,35%)	5 (7,35%)	0 (0%)	0 (0%)
Total	18 (26,47%)	12 (17,64%)	3 (4,41%)	1 (1,47%)	13 (19,11%)	15 (22,05%)	3 (4,41%)	3 (4,41%)

PI = Parque Ibirapuera, PET= Parque ecológico do Tietê

As Tabelas 4 e 5 representam a distribuição do número total de animais por pontos, parques e fase de estudo.

Tabela 4 - Distribuição do número de peixes coletados segundo os pontos e parques na fase 2

Ponto/Parque	Fase 1 - Inverno		
	PI	PET	Valor de p
A	10 ^a	0 ^b	0,012
B	10 ^a	4 ^a	0,180
C	10 ^a	0 ^b	0,013
Total	30 ^a	4 ^b	0,005

PI = Parque Ibirapuera, PET= Parque ecológico do Tietê

Tabela 5 - Distribuição do número de peixes coletados segundo os pontos e parques na fase 2

Ponto/Parque	Fase 2 - Verão		
	PI	PET	Valor de p
A	9 ^a	0 ^b	0,013
B	9 ^a	6 ^a	0,290
C	10 ^a	0 ^b	0,015
Total	28 ^a	6 ^b	0,009

PI = Parque Ibirapuera, PET= Parque ecológico do Tietê

Fase 1 foram estudados 30 peixes, 18 machos e 12 fêmeas: seis machos e quatro fêmeas do ponto A, cinco machos e cinco fêmeas, ponto B e, sete machos e três fêmeas, ponto C. Na fase 2, foram estudados 28 tilápias, 13 machos e 15 fêmeas: quatro machos e cinco fêmeas, ponto A, quatro machos e cinco fêmeas, ponto B, e, cinco machos e cinco fêmeas, ponto C.

No PET, fase 1 foram coletados quatro peixes, três machos e uma fêmea do ponto B. Na fase 2, foram coletados seis tilápias, três machos e três fêmeas do ponto B. Não foram coletados animais nos pontos A e C nas fases 1 e 2.

Os gráficos 1 a 4 representam a distribuição na forma de freqüência absoluta (n) dos peixes segundo o gênero, o ponto, a fase de coleta e o parque.

Gráfico 1 - Representação da distribuição dos gêneros feminino e masculino em número absoluto segundo os pontos A, B e C do PI, fase 1

Gráfico 2 - Representação da distribuição dos gêneros feminino e masculino em número absoluto segundo os pontos A, B e C do PET, fase 1

Gráfico 3 - Representação da distribuição dos gêneros feminino e masculino em número absoluto segundo os pontos A, B e C do PI, fase 2

Gráfico 4 - Representação da distribuição dos gêneros feminino e masculino em número absoluto segundo os pontos A, B e C do PET, fase 2

A média e desvio padrão no comprimento total das tilápias do Nilo em centímetros, fase 1 e 2, nos pontos A, B e C do Ple no ponto B do PET estão apresentados na Tabela 6.

Tabela 6 - Distribuição dos valores médios e desvio padrão do comprimento total, em centímetros, das tilápias do Nilo segundo a fase, ponto e parque de coleta

Comprimento total (cm)				
Ponto/Parque	Fase 1 - Inverno		Fase 2 - Verão	
	PI	PET	PI	PET
A	35,87 ± 4,41	dn	33,80 ± 4,04	dn
B	34,80 ± 4,73	27,10 ± 4,20	33,96 ± 4,28	27,5 ± 3,88
C	33,50 ± 2,27	dn	34,10 ± 2,81	dn

PI = Parque Ibirapuera, PET= Parque ecológico do Tietê, cm = centímetros, dn= dado não coletado

No PI, fase 1, a média do comprimento total dos peixes quando comparadas utilizando o teste para distribuição normal e variâncias iguais para comparação entre três grupos (ANOVA) entre os pontos A, B e C foi estatisticamente semelhante com valor de p 0,419. Na fase 2, a média foi estatisticamente semelhantes entre os pontos A, B e C com valor de p 0,984.

No PET a média do comprimento dos animais do ponto B na fase 1 comparada aos animais da fase 2 utilizando-se o teste t de Student foi estatisticamente semelhante, com valor de p igual a 0,440.

O peso médio em gramas dos peixes na fase 1 e 2 nos pontos A, B e C do PI e no ponto B do PET estão mostrados na tabela 7.

Tabela 7 - Distribuição dos valores médios e desvio padrão para o peso em gramas das tilápias do Nilo estudadas segundo a fase, ponto e parque

Peso corporal (gramas)				
Ponto/Parque	Fase 1 - Inverno		Fase 2 - Verão	
	PI	PET	PI	PET
A	763,00 ± 221,50	dn	636,88 ± 200,80	dn
B	902,09 ± 398,42	403,25 ± 200,78	594,16 ± 256,07	512,25 ± 275,47
C	726,55 ± 150,27	dn	643,40 ± 171,35	dn

PI = Parque Ibirapuera, PET= Parque ecológico do Tietê, g = gramas, dn= dado não coletado

Para o PI obteve-se que as médias de peso foram estatisticamente semelhantes entre os pontos A, B e C na fase 1 e na fase 2, com valores respectivos de p 0,302; 0,693 e, 0,607, utilizando o teste t de Student.

No PI, fase 1, a média dos pesos dos peixes quando comparadas utilizando o teste ANOVA entre pontos A, B e C foram estatisticamente semelhantes com valor de p 0,341. Na fase 2, a média foi estatisticamente semelhantes entre os pontos A, B e C com valor de p 0,862.

No PET a média do comprimento dos animais do ponto B na fase 1 comparada aos animais do ponto B da fase 2 utilizando-se o teste t de Student foi estatisticamente semelhante, com valor de p igual a 0,319.

A média para o fator de condição relativa durante a fase 1 e 2 nos pontos A, B e C do PI e no ponto B do PET estão representados na tabela 8 .

Tabela 8 - Distribuição dos valores médios e desvios padrões para o fator de condição relativa das tilápias do Nilo estudadas segundo a fase, ponto e parque

Ponto/Parque	Fator de condição relativa			
	Fase 1 - Inverno		Fase 2 - Verão	
	PI	PET	PI	PET
A	0,901±0,18	dn	0,836±0,12	dn
B	1,102±0,43	0,901±0,06	0,753±0,23	1,06±0,51
C	0,925±0,13	dn	0,812±0,11	dn

PI = Parque Ibirapuera, PET= Parque ecológico do Tietê, dn= dado não coletado

No PI, fase 1, a média do fator de condição relativa dos peixes quando comparadas utilizando o teste ANOVA entre os pontos A, B e C foi estatisticamente semelhante com valor de p 0,245. Na fase 2, a média foi estatisticamente semelhante entre os pontos A, B e C com valor de p 0,422.

No PET a média do fator de condição relativa dos animais do ponto B na fase 1 comparada aos animais da fase 2 foi estatisticamente semelhante, com valor de p igual a 0,477.

No PI, as médias do fator de condição relativa das tilápias foram estatisticamente semelhantes entre os pontos A, B e C na fase 1 e na fase 2, utilizando-se o teste t, com valores respectivos de p igual a 0,211; 0,061 e, 0,265.

O Escore da Condição Corpórea (ECC) durante a fase 1 e 2 nos pontos A, B e C do PI e no ponto B do PET estão representados nas tabelas 9 a 12.

Tabela 9 - Distribuição dos escores de condição corpórea (ECC) das tilápias do Nilo do PI segundo a identificação, e ponto de coleta durante a fase 1

ID	Ponto	ECC
1	A	1
2	A	1
3	A	2
4	A	2
5	A	1
6	A	2
7	A	1
8	A	1
9	A	1
10	A	1
11	B	2
12	B	2
13	B	1
14	B	1
15	B	2
16	B	0
17	B	1
18	B	1
19	B	2
20	B	2
21	C	1
22	C	1
23	C	2
24	C	1
25	C	1
26	C	1
27	C	0
28	C	1
29	C	1
30	C	1

PI = Parque Ibirapuera, ECC com escores de escores 0 a 2

Tabela 10 - Distribuição dos escores de condição corpórea (ECC) das tilápias do Nilo do PET segundo a identificação e ponto de coleta durante a fase 1

ID	Ponto	ECC
31	B	1
32	B	1
33	B	1
34	B	1
35	B	1

PET= Parque ecológico do Tietê, ECC com escores de escores 0 a 2

Tabela 11 – Distribuição dos escores de condição corpórea (ECC) das tilápias do Nilo do Parque Ibirapuera segundo a identificação e ponto de coleta durante a fase 2

ID	Ponto	ECC
35	A	1
36	A	0
37	A	1
38	A	0
39	A	0
40	A	0
41	A	1
42	A	1
43	A	1
44	B	1
45	B	0
46	B	1
47	B	1
48	B	1
49	B	1
50	B	0
51	B	0
52	B	0
53	C	0
54	C	1
55	C	0
56	C	1
57	C	0
58	C	0
59	C	1
60	C	0
61	C	1
62	C	1

PI = Parque Ibirapuera, ECC com escores de escores 0 a 2

Tabela 12 – Distribuição dos escores de condição corpórea (ECC) das tilápias do Nilo do PET segundo a identificação e ponto de coleta durante a fase 2

ID	Ponto	ECC
63	B	1
64	B	0
65	B	1
66	B	1
67	B	1
68	B	1

PET= Parque ecológico do Tietê, ECC com escores de escores 0 a 2

No PI utilizando o teste Kruskal-Wallis a análise quanto aos ECC mostrou que houve semelhança estatística entre os pontos estudados na fase 1 e na fase 2, com valores de p 0,220 e 0,870, respectivamente.

No PET a comparação entre os dados ordinais do ECC entre os animais do ponto B na fase 1 comparada aos animais da fase 2 foi estatisticamente semelhante utilizando-se o teste de Mann-Whitney, com valor de p igual a 0,451.

No PI, a comparação dos ECC foram estatisticamente semelhantes para os pontos A, B e C entre as fase 1 e 2 com valores de p igual a 0,751; 0,071 e, 0,539, respectivamente, utilizando os teste Mann-Whitney.

A distribuição do tempo de vida estimado está representada na Tabela 13 a 16.

Tabela 13 - Distribuição da idade (tempo de vida) estimada das tilápias do Nilo em semanas segundo identificação e ponto do PI na fase 1

ID	Ponto	Idade estimada (semanas)
1	A	45
2	A	45
3	A	45
4	A	45
5	A	32
6	A	41
7	A	38
8	A	50
9	A	45
10	A	41
11	B	38
12	B	45

ID	Ponto	Idade estimada (semanas)
13	B	29
14	B	45
15	B	41
16	B	41
17	B	38
18	B	41
19	B	50
20	B	45
21	C	41
22	C	38
23	C	38
24	C	38
25	C	41
26	C	45
27	C	45
28	C	38
29	C	35
30	C	41

PI = Parque Ibirapuera

Tabela 14 - Distribuição da idade (tempo de vida) estimada em semanas segundo identificação, ponto do PET na fase 1

ID	Ponto	Idade estimada (semanas)
31	B	38
32	B	27
33	B	27
34	B	27

PET= Parque ecológico do Tietê

Tabela 15 - Distribuição da idade (tempo de vida) estimada em semanas segundo identificação, ponto do PI na fase 2

ID	Ponto	Idade estimada (semanas)
35	A	45
36	A	45
37	A	35
38	A	45
39	A	35
40	A	35
41	A	38
42	A	45
43	A	35
44	B	50

ID	Ponto	Idade estimada (semanas)
45	B	38
46	B	38
47	B	38
48	B	41
49	B	45
50	B	41
51	B	35
52	B	38
53	C	35
54	C	41
55	C	45
56	C	45
57	C	38
58	C	38
59	C	45
60	C	38
61	C	38
62	C	38

PI = Parque Ibirapuera

Tabela 16 - Distribuição da idade (tempo de vida) estimada em semanas segundo identificação e ponto do PET na fase 2

ID	Ponto	Idade estimada (semanas)
63	B	41
64	B	29
65	B	24
66	B	32
67	B	29
68	B	32

PET= Parque ecológico do Tietê

A distribuição da média e desvio padrão da idade (tempo de vida) estimada da fase 1 e 2 nos pontos A, B e C do PI e no ponto B do PET estão representadas na tabelas 17 .

Tabela 17 - Distribuição dos valores médios e desvio padrões para a idade (tempo de vida) estimada em semanas das tilápias do Nilo estudadas segundo a fase, ponto e parque

Idade estimada semanas)				
Ponto/Parque	Fase 1		Fase 2	
	PI (sem)	PET (sem)	PI (sem)	PET (sem)
A	42,7±4,96	dn	39,77±5,04	dn
B	41,3±5,67	29,75±5,50	40,44±4,55	31,16±5,63
C	40,00±3,23	dn	40,10±3,66	dn

PI = Parque Ibirapuera, PET= Parque ecológico do Tietê, sem = semanas, dn= dado não coletado

No PI, fase 1, a média da idade (tempo de vida) estimada dos peixes quando comparadas utilizando o teste ANOVA entre os pontos A, B e C foi estatisticamente semelhante com valor de p 0,454. Na fase 2, a média foi estatisticamente semelhante entre os pontos A, B e C com valor de p 0,773.

No PET a média da idade (tempo de vida) estimada dos animais do ponto B na fase 1 comparada aos animais da fase 2 foi estatisticamente semelhante utilizando-se o teste t de Student, com valor de p igual a 0,706.

No PI, as médias da idade (tempo de vida) estimada das tilápias foram estatisticamente semelhantes entre os pontos A, B e C na fase 1 e na fase 2 com valores de p igual a 0,222; 0,721 e, 0,949, respectivamente, utilizando o teste t.

A análise das características dos peixes utilizados na fase 1 e fase 2 no PI, e o mesmo para o PET, mostrou que esses animais apresentaram similaridade e homogeneidade quanto a distribuição por gênero, tamanho, peso, fator de condição relativa, ECC e idade (tempo de vida) estimado.

5.2 Determinação da concentração de mercúrio total por DMA no sangue das tilápias do Nilo

A distribuição das concentrações de mercúrio total em sangue segundo a identificação dos peixes, pontos de coleta e parques estão representadas nas Tabela 18 a 21.

Tabela 18 - Distribuição das concentrações de mercúrio total em sangue de tilápias do Nilo segundo identificação e ponto de coleta no PI, fase 1

ID	Ponto	Concentração Hg ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) em sangue
1	A	1,380
2	A	1,560
3	A	1,750
4	A	dn
5	A	13,100
6	A	dn
7	A	2,810
8	A	2,110
9	A	1,010
10	A	1,930
11	B	dn
12	B	2,550
13	B	dn
14	B	1,380
15	B	1,200
16	B	1,750
17	B	2,900
18	B	2,380
19	B	1,200
20	B	1,100
21	C	3,970
22	C	dn
23	C	4,210
24	C	1,930
25	C	1,570
26	C	1,010
27	C	1,200
28	C	2,980
29	C	1,930
30	C	3,320

PI = Parque Ibirapuera, dn= dado não coletado

Tabela 19 - Distribuição das concentrações de mercúrio total em sangue das tilápias do Nilo segundo identificação e ponto de coleta no PET, fase 1

ID	Ponto	Concentração Hg ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)
31	B	dn
32	B	dn
33	B	3,590
34	B	dn

PET= Parque ecológico do Tietê, dn= dado não coletado

Tabela 20 - Distribuição das concentrações de mercúrio total em sangue de tilápias do Nilo segundo identificação e ponto de coleta no PI, fase 2

ID	Ponto	Concentração Hg ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) em sangue
35	A	2,000
36	A	3,000
37	A	4,000
38	A	2,000
39	A	2,000
40	A	2,000
41	A	dn
42	A	2,000
43	A	dn
44	B	2,000
45	B	2,000
46	B	2,000
47	B	4,000
48	B	dn
49	B	2,000
50	B	4,000
51	B	dn
52	B	dn
53	C	2,000
54	C	4,000
55	C	2,000
56	C	2,000
57	C	2,000
58	C	2,000
59	C	3,000
60	C	dn
61	C	dn
62	C	dn

PI = Parque Ibirapuera, dn= dado não coletado

Tabela 21 - Distribuição das concentrações de mercúrio total em sangue de tilápias do Nilo segundo identificação e ponto de coleta no PET, fase 2

ID	Ponto	Concentração Hg ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) em sangue
63	B	5,000
64	B	dn
65	B	4,000
66	B	6,000
67	B	dn
68	B	5,000

PET= Parque ecológico do Tietê, dn= dado não coletado

A média e desvio padrão das concentrações de mercúrio total em sangue das tilápias do Nilo em $\mu\text{g/L}$, fase 1 e 2, nos pontos A, B e C do PI e no ponto B do PET estão apresentados na Tabela 22.

Tabela 22 - Distribuição dos valores médios para a concentração de mercúrio no sangue nos respectivos pontos e parques de estudo

Ponto/Parque	Concentração de mercúrio no sangue			
	Fase 1 - Inverno		Fase 2 - Verão	
	PI ($\mu\text{g/L}$)	PET ($\mu\text{g/L}$)	PI ($\mu\text{g/L}$)	PET ($\mu\text{g/L}$)
A	$2,72 \pm 4,20$	dn	$2,50 \pm 0,84$	dn
B	$2,45 \pm 1,90$	3,59	$2,67 \pm 1,03$	$2,00 \pm 1,00$
C	$1,19 \pm 0,05$	dn	$2,43 \pm 0,79$	dn

PI = Parque Ibirapuera, PET= Parque ecológico do Tietê, dn= dado não coletado

No PI, fase 1, a média das concentrações de mercúrio no sangue quando comparadas utilizando o teste ANOVA entre os pontos A, B e C foi estatisticamente semelhante com valor de $p = 0,824$. Na fase 2, a média foi estatisticamente semelhante entre os pontos A, B e C com valor de $p = 0,409$.

Não foi possível realizar comparações entre as médias dos pontos A, B e C do PET nas duas fases de estudo e entre as médias do ponto B para as duas fases de estudo.

As concentrações de mercúrio no sangue comparando-se as fases 1 e 2, utilizando-se o teste t de Student, não apresentaram diferença significativa estatística para os pontos A ($p=0,418$), B ($p=0,720$), C ($p=0,478$) do PI e para o ponto B do PET ($p=0,085$).

As análises estatísticas da concentração do mercúrio total no sangue dos peixes utilizados na fase 1 e 2 no PI, e o mesmo para o PET, mostraram que esses animais não diferem estatisticamente entre os pontos e fases de estudo. Na fase 1, o ponto A do PI apresentou maior concentração média ($2,72 \pm 4,20 \mu\text{g/L}$) e na fase 2, o ponto B ($2,670 \pm 1,030 \mu\text{g/L}$).

5.3 Determinação da concentração de mercúrio total por DMA no hepatopâncreas de tilápias do Nilo

As tabelas 23 a 26 mostram os valores de concentração de mercúrio total determinados em hepatopâncreas de Tilápias do Nilo dos parques PI e PET nas fases 1 e 2.

Tabela 23 - Distribuição das concentrações de mercúrio total em hepatopâncreas de tilápias do Nilo segundo identificação e ponto de coleta no PI, fase 1

ID	Ponto	Concentração Hg ($\mu\text{gHg/g}$) em hepatopâncreas
1	A	0,102
2	A	0,102
3	A	0,102
4	A	0,098
5	A	0,098
6	A	0,098
7	A	0,122
8	A	0,089
9	A	0,064
10	A	0,064
11	B	dn
12	B	dn
13	B	dn
14	B	0,161
15	B	0,161
16	B	0,161
17	B	0,064
18	B	0,064
19	B	0,064
20	B	0,075
21	C	0,098
22	C	0,098
23	C	0,098
24	C	0,144
25	C	0,144
26	C	0,144
27	C	0,109
28	C	0,078
29	C	0,229
30	C	0,229

PI = Parque Ibirapuera, dn= dado não coletado

Tabela 24 - Distribuição das concentrações de mercúrio total em hepatopâncreas de tilápias do Nilo segundo identificação e ponto de coleta no PET, fase 1

ID	Ponto	Concentração Hg ($\mu\text{gHg/g}$) em hepatopâncreas
31	B	0,075
32	B	0,075
33	B	0,075
34	B	0,104

PET= Parque ecológico do Tietê, dn= dado não coletado

Tabela 25 - Distribuição das concentrações de mercúrio total em hepatopâncreas de tilápias do Nilo segundo identificação e ponto de coleta no PI, fase 2

ID	Ponto	Concentração Hg ($\mu\text{gHg/g}$) em hepatopâncreas
35	A	0,080
36	A	0,128
37	A	dn
38	A	dn
39	A	0,099
40	A	0,002
41	A	0,052
42	A	0,089
43	A	dn
44	B	0,095
45	B	dn
46	B	dn
47	B	0,004
48	B	0,172
49	B	0,339
50	B	0,189
51	B	0,190
52	B	0,163
53	C	dn
54	C	0,041
55	C	0,036
56	C	0,079
57	C	0,123
58	C	0,125
59	C	0,130
60	C	dn
61	C	0,088
62	C	0,085

PI = Parque Ibirapuera, dn= dado não coletado

Tabela 26 - Distribuição das concentrações de mercúrio total em hepatopâncreas de tilápias do Nilo segundo identificação e ponto de coleta no PET, fase 2

ID	Ponto	Concentração Hg ($\mu\text{gHg/g}$) hepatopâncreas
63	B	0,104
64	B	0,104
65	B	dn
66	B	dn
67	B	dn
68	B	dn

PET= Parque ecológico do Tietê, dn= dado não coletado

Os valores médios e desvio padrão para as concentrações de mercúrio total no hepatopâncreas de tilápias do Nilo estão representadas na tabela 27 segundo parque e fase.

Tabela 27 - Distribuição dos valores médios e desvio padrão para a concentração de mercúrio total por grama de hepatopâncreas de tilápias do Nilo nos respectivos pontos e parques

Concentração de mercúrio total por grama de hepatopâncreas				
Ponto/Parque	Fase 1 - Inverno		Fase 2 - Verão	
	PI($\mu\text{gHg/g}$)	PET($\mu\text{gHg/g}$)	PI($\mu\text{gHg/g}$)	PET($\mu\text{gHg/g}$)
A	0,07 $\pm$ 0,02	dn	0,08 $\pm$ 0,03	dn
B	0,06 $\pm$ 0,005	0,08 $\pm$ 0,01	0,16 $\pm$ 0,10	0,10 $\pm$ 0,0
C	0,16 $\pm$ 0,07	dn	0,09 $\pm$ 0,03	dn

PI = Parque Ibirapuera, PET= Parque ecológico do Tietê, dn= dado não coletado

No PI, fase 1, a média das concentrações de mercúrio no hepatopâncreas entre os pontos quando comparadas utilizando o teste ANOVA foi estatisticamente semelhante ($p=0,077$). Na fase 2, a média foi estatisticamente diferente entre os pontos ($p=0,034$). Realizando-se o teste pos-hoc (teste t) observou-se que a comparação entre as médias das concentrações de mercúrio em hepatopâncreas entre os pontos A e C e, B e C na fase 2 no PI revelaram ser amostras estatisticamente semelhantes com valores de p respectivos a 0,597 e 0,107. A concentração de mercúrio no hepatopâncreas foi estatisticamente diferente entre os pontos A e B na fase 2 do PI com valor de $p=0,048$.

Não foi possível realizar as análises comparativas no PET entre as fases de estudo no ponto B.

As análises estatísticas da concentração do mercúrio total no hepatopâncreas dos peixes utilizados na fase 1 e 2 no PI, e o mesmo para o PET, mostraram que esses animais não diferem estatisticamente entre as de fases de estudo e, diferem apenas entre os pontos A e B do PI da fase 2 com um valor de p próximo ao erro de 0,05. Na fase 1 do PI o ponto C apresentou maior concentração média ($0,16 \pm 0,07 \mu\text{gHg/g}$) e, na fase 2, o ponto B foi o local com maior concentração média ($0,16 \pm 0,10 \mu\text{gHg/g}$).

5.4 Determinação da qualidade da água

Os parâmetros avaliados para caracterizar a qualidade da água dos parques estão distribuídos nas Tabelas 28 e 29.

Tabela 28 - Distribuição dos parâmetros de qualidade de água da superfície nos dias de coletas no Parque Ibirapuera

Fase	Ponto	Concentração do mercúrio (µg/L)	Transparência (m)	Condutividade (µS/cm)	pH	Oxigênio dissolvido (mg/L)	Temperatura água	Temperatura ar	Chuvas em 24 horas	Coloração	Profundidade
1	A	0,0003	total	152,8	7,2	4,65	19,2	18,7	não	amarela	0,5
1	B	<0,0002	total	100,0	6,9	3,44	19,1	25,3	não	incolor	0,5
1	C	<0,0002	total	151,0	7,2	6,26	21,2	21,8	não	amarela	0,5
2	A	<0,0002	total	143,3	7,6	7,46	26,0	25,9	não	verde	superfície
2	B	<0,0002	0,5	102,0	7,2	8,60	25,6	23,6	não	verde	superfície
2	C	<0,0002	total	142,7	7,2	6,70	25,9	25,5	não	verde	superfície

Tabela 29 - Distribuição dos parâmetros de qualidade de água da superfície nos dias de coletas no Parque Ecológico do Tietê

Fase	Ponto	Concentração do mercúrio (µg/L)	Transparência (m)	Condutividade (µS/cm)	pH	Oxigênio dissolvido (mg/L)	Temperatura água	Temperatura ar	Chuvas em 24 horas?	Coloração	Profundidade
1	A	<0,0002	>1,7	252,0	6,9	6,80	17,6	17,4	não	incolor	superfície
1	B	<0,0002	total	218,0	7,1	5,60	16,6	15,7	não	verde	superfície
1	C	<0,0002	total	213,0	8,7	10,00	17,4	17,7	não	incolor	superfície
2	A	<0,0002	total	266,0	7,0	na	23,5	22,6	não	verde	superfície
2	B	<0,0002	total	173,0	9,2	na	28,6	22,6	não	verde	superfície
2	C	0,0002	total	130,1	9,7	na	29,2	24,1	não	verde	superfície

na: Não avaliado

As concentrações de mercúrio na água sete dias antes e depois da coleta dos peixes foram inferior a 0,0002 µg/L.

Não houve diferença entre os valores de concentrações de mercúrio durante o período estudado impossibilitando análise estatística comparativa. Conforme a resolução CONAMA 357 a água do PI nos pontos de coleta foram classificadas como água doce classe 4 durante o período do inverno (fase 1) e, durante o verão (fase 2) do PI e, nas duas fases do PET, a água foi classificada como água doce classe 3.

As estações TAMT 04500 localizada no Rio Tamanduateí, na ponte da Avenida do Estado próximo à divisa de São Caetano do Sul – SP e a estação TIET 04170 localizada no Rio Tietê, próximo à Ponte Aricanduva em São Paulo, são os pontos de amostragem da CETESB mais próximos aos Parque Ibirapuera e Parque Ecológico do Tietê, respectivamente.

Não há resultado para o IVA para as estações TAMT 04500 e TIET 04170 devido há décadas não haver ictiofauna nesses trechos.

Nas últimas 24 horas e sete dias anteriores (5 e 26 de julho de 2011) a coleta dos dados da fase 1, durante o inverno, no PI e no PET não houve precipitação pluviométrica. Quanto a fase 2, no verão, no PI nas 24 horas anteriores ao dia da coleta (29 de janeiro de 2012) não houve precipitação, mas no período de sete dias antes da coleta houve precipitação média de $10,85 \pm 14,76$ mm.

Para o PET nas 24 horas antes ao dia da coleta na fase 2 (16 de janeiro de 2012) houve precipitação de 8 mm e, nos sete dias anteriores a precipitação foi $4,28 \pm 5,46$ mm.

O gráfico 5 apresenta a distribuição da ocorrência de chuvas e precipitação durante o período de maio de 2011 a fevereiro de 2012 segundo o site www.inmet.gov.br (consulta em 10 de setembro de 2012).

Gráfico 5 - Distribuição da ocorrência de chuvas durante o período de maio de 2011 a fevereiro de 2012

Fonte dos dados brutos: www.inmet.gov.br. Acessado em 10 de setembro de 2012

5.5 Resultados macroscópicos

A tabela 30 no Apêndice 3 representa um resumo das alterações macroscópicas encontradas nas escamas, olhos, cavidade celomática, hepatopâncreas e brânquias quanto ao número total e frequência de ocorrência.

5.5.1 *Pele e anexos*

As alterações na pele e anexos foram observadas em 24 casos (35,29%) dos 68 casos estudados.

No PI, fase 1, em 13 peixes (19,11%) foram observadas alterações cutâneas e de anexos dos quais quatro casos no ponto A (peixes 3, 4, 6 e 9), seis casos no ponto B (peixes 12, 14, 15, 16, 17 e 20) e três casos no ponto C (peixes 22, 26 e

28). Não houve alterações macroscópicas cutâneas nos peixes provenientes do PET na fase 1.

No PI, fase 2, 17 peixes (22,05%) apresentaram lesões cutâneas e de anexos sendo sete casos provenientes do ponto A (peixes 35, 36, 37, 38, 39, 40 e 42), cinco do ponto B (peixes 44, 45, 46, 49 e 50) e três do ponto C (peixes 57, 58 e 59). Somente dois peixes (casos 67 e 68) do PET apresentaram alterações cutâneas na fase 2.

5.5.1.1 Caracterização das alterações macroscópicas em pele e anexos

Quanto a pele e anexos somente foram observadas alterações crônicas caracterizadas por lesões erodoulcerativas e presença de crostas.

Lesões erodoulcerativas apresentaram tamanhos entre 0,1 cm de diâmetro (peixe 17) a 1,5 x 0,8 cm (peixe 44). O formato variou de circular a linear cuja coloração variou de centros enegrecidos ou amarelados e bordos vermelho a verde. A distribuição também, foi variada quanto as regiões do corpo. No PI, fase 1, os peixes apresentaram lesões erodoulcerativas disseminadas pela cabeça e corpo (6/9, sendo um peixe por ponto). Lesões localizadas na nadadeira lateral em dois peixes do ponto A e um, do ponto B. O gráfico 6 representa a distribuição das lesões erodoulcerativas conforme a localização no corpo do peixe.

Gráfico 6 - Representação da distribuição das localizações das lesões erodoulcerativas segundo região do corpo do peixe e ponto do parque PI na fase 1

No PI, fase 2, a distribuição das lesões erodoulcerativas foi na cabeça de um animal do ponto A e C e, em dois do ponto B. No corpo foram observadas lesões em quatro animais do ponto A e dois animais do ponto B e C. Na cauda e na nadadeira foram observadas lesões erodoulcerativas em um animal do ponto A.

O gráfico 7 exibe a distribuição das lesões erodoulcerativas segundo região do corpo do peixe e ponto do PI na fase 2.

Gráfico 7 - Representação da distribuição das lesões erodoulcerativas segundo região do peixe e ponto do parque PI na fase 2

No PI, em dois animais da fase 1 e em três da fase 2 não foram descritas a localização das lesões erodoulcerativas.

A presença de **crostas** não foram associadas as lesões erodoulcerativas e facilmente se destacaram sob pressão digital. A coloração das crostas variou de amarela (peixe 45) a verde (peixe 48). Quanto à localização das crostas em um peixe foram observadas no corpo e outro na cauda ambos provenientes do ponto B fase 1 do PI. Na fase 2, PI, apenas um peixe exibiu crosta na cabeça proveniente do ponto B. A localização da crosta no outro peixe não foi descrita.

As figuras 10 e 11 ilustram, respectivamente, as lesões erodoulcerativas e crostosas descritas nas tilápias do Nilo.

Figura 10 - Fotografia à esquerda apresenta peixe 6 com lesão erodoulcerativa

Figura 11 - Fotografia à direita apresenta peixe 48 com lesão crostosa

5.5.2 Olho

As alterações oculares, uni ou bilateral, ocorreram em 27 casos dos 68 peixes (39,7%).

No PI, fase 1, em seis (peixes 1, 2, 3, 4, 8 e 9) no ponto A, quatro (peixes 14, 15, 16 e 20) no ponto B e, quatro (peixes 22, 24, 26, 28 e 29) no ponto C.

No PI, fase 2, quatro peixes no ponto A (35, 36, 40 e 42), cinco no ponto B (peixes 44, 46, 47, 49 e 50) e quatro no ponto C (peixes 54, 55, 57 e 58).

Nenhum peixe do PET em ambas fases exibiu lesões oculares.

5.5.2.1 Caracterização macroscópica das alterações oculares

As alterações oculares foram tanto agudas como crônicas, sendo essas mais frequentes e caracterizadas por lesão ocular em estágio irreversível e exoftalmia, enquanto aquelas se caracterizaram por edema de córnea.

A lesão **ocular em estágio irreversível** foi considerada quando o globo ocular estava colapsado, nem sempre retraído, mas com opacidade de córnea, ausência de visibilização da íris e do cristalino. A lesão ocular em estágio final foi unilateral em 11,76% (8/68) dos peixes (2, 8, 14, 16, 20, 24, 26 e 57) e bilateral 1,47% (1/68) (peixe 15).

Na fase 1, PI, dois peixes (2 e 8) foram provenientes do ponto A, quatro, do ponto B (14, 15, 16 e 20) e dois, do C (24 e 26). Na fase 2, apenas um peixe proveniente do ponto C (peixe 57).

A **exoftalmia** foi caracterizada por protusão do globo ocular, o qual ultrapassou pelo menos a linha média do globo em relação aos ossos temporal e frontal. A exoftalmia ocorreu em 5,88% dos casos (4/68) (peixes 9, 42, 47 e 49).

Na fase 1, em um, peixe 9, proveniente do ponto A. Na fase 2, em três animais provenientes um do ponto A e dois do ponto B.

A lesão aguda ocular foi considerada quando havia **edema** ocular caracterizado por opacificação da córnea associado a discreto aumento do diâmetro do globo ocular. Essa alteração ocorreu de forma unilateral em 12 casos equivalentes a 17,64% (peixes 1, 4, 20, 28, 29, 35, 36, 40, 42, 46, 47 e 55) e bilateral, em 7,35% (peixes 44, 50, 54, 57 e 58).

Na fase 1, dois peixes foram oriundos do ponto A (1 e 4), um (caso 20) do ponto B e dois (28 e 29) do ponto C.

Na fase 2, quatro peixes (35, 36, 40 e 42) do ponto A, três, (46, 47 e 50) do ponto B e quatro, (54, 55, 57 e 58) provenientes do ponto C.

A **úlcera** na córnea foi caracterizada pela irregularidade da córnea com área central opacificada com bordos definidos e brilhantes. A úlcera da córnea foi diagnosticada unilateralmente em três casos (4,41%, nos peixes 3, 22 e 24), sendo o animal 3 do ponto A e, os 22 e 24 do ponto C, na fase 1.

A distribuição das alterações macroscópicas oculares dos peixes no PI segundo a fase e os pontos de coleta está apresentada no gráfico 8 e 9.

Gráfico 8 - Distribuição do número de peixes com alterações macroscópicas oculares segundo o ponto de coleta na fase 1 do PI

Gráfico 9 - Distribuição do número de peixes com alterações macroscópicas oculares segundo o ponto do PI, fase 2

As figuras 12 a 15 ilustram as alterações macroscópicas oculares descritas nas tilápias do Nilo.

Figura 12 - Fotografia à esquerda com único olho com lesão irreversível na tilápia 18

Figura 13 - Fotografia à direita apresenta o peixe 45 com lesão irreversível no olho esquerdo

Figura 14 – Fotografia à esquerda representa o peixe 51 com edema ocular esquerda. Observe que há uma discreta opacidade branca no olho

Figura 15 - Fotografia à direita representa o peixe 64 com exoftalmia em olho esquerdo

5.5.3 Brânquias

Foram 30 peixes com alteração macroscópica localizada nas brânquias (30/68; 44,11%).

As lesões branquiais puderam ser descritas por irregularidade bilateral das extremidades, encurtamento e fusão, com bordos amarelos e bases esbranquiçadas. Esta alteração caracteriza **branquite crônica** (Figura 16).

A branquite crônica foi observada nos casos 2, 3, 5, 9, 12, 13, 14, 17, 21, 23, 24, 25, 26, 27, 36, 37, 39, 40, 41, 42, 45, 46, 47, 49, 53, 55, 57, 58, 64 e 65 de ambos os parques.

Quanto a origem por ponto, no PI, fase 1, em quatro casos (2, 3, 5 e 9) oriundos do ponto A, quatro, (peixes 12, 13, 14 e 17) do ponto B e seis, (peixes 21, 23, 24, 25, 26 e 27) do ponto C. Na fase 2, em seis peixes (36, 37, 39, 40, 41 e 42) do ponto A, quatro, (45, 46, 47 e 49) do ponto B e, quatro, (53, 55, 57 e 58) do ponto C.

No PET, fase 2, em dois peixes (64 e 65) do ponto B.

Os gráficos 10 e 11 representam a distribuição do número de peixes diagnosticados com branquite crônica segundo pontos, fase e parque.

Gráfico 10 - Distribuição do número de peixes diagnosticados com branquite crônica no PI segundo os pontos de coleta na fase 1

Gráfico 11 - Distribuição do número de peixes com branquite crônica no PI segundo os pontos de coleta na fase 2

A **fusão de filamentos** consiste em lesão crônica em que há impossibilidade em distinguir as unidades filamentosas que compõem as brânquias (Figura 17). Em três peixes (4,41%) do PI foram diagnosticados com fusão de filamentos branquiais, sendo dois casos (peixes 1 e 4) do ponto A e um, do ponto B (peixe 16) na fase 1.

O gráfico 12 apresenta a distribuição dos peixes do PI na fase 1 com fusão dos filamentos segundo o ponto de coleta.

Gráfico 12 - Distribuição do número de casos com fusão de filamentos no PI segundo os pontos estudados durante a fase 1

Figura 16 – Fotografia à esquerda representa o caso do peixe 2 com branquite crônica

Figura 17 – Fotografia à direita representa o caso do peixe 4 com fusão dos filamentos das brânquias

5.5.4 Hepatopancreas

A hepatomegalia, aumento do tamanho, ocorreu em 39,71% dos casos (27/68) especificamente os peixes: 4, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 17, 18, 20, 21, 26, 27, 35, 37, 39, 40, 42, 44, 46, 47, 50, 54, 57, 58, 59 e 67 (Figura 18)

Quanto ao ponto de coleta, no PI, fase 1, seis peixes vieram do ponto A (4, 6, 7, 8, 9 e 10), quatro, do ponto B (11, 17, 18 e 20) e três, do ponto C (21, 26 e 27).

Não houve alteração macroscópica no hepatopâncrea dos peixes coletados no PET, fase 1.

No PI, fase 2, em quatro peixes procedentes do ponto A (35, 38, 39 e 42), um, do ponto B (50) e três, do ponto C (peixes 57, 58 e 59) apresentaram hepatomegalia.

No PET, fase 2, o peixe 67 apresentou hepatomegalia.

As alterações de coloração variaram entre vermelho escura, enegrecida e amarelo-esbranquiçada. No PI, fase 1, um peixe com coloração vermelho escura e, um, enegrecida e, um, amarelo no ponto C; quatro e três, enegrecida no ponto A e no ponto B, respectivamente. O hepatopâncreas amarelo foi observado em três peixes no ponto A.

O gráfico 13 mostra a distribuição do número de peixes com alteração de coloração do hepatopâncreas segundo os pontos no PI e fase 1.

Gráfico 13 - Distribuição do número de peixes com alteração na coloração do hepatopâncreas nos pontos A, B e C do PI, fase 1

No PET, fase 1, não foram observadas alterações na coloração do hepatopâncreas.

No PI, fase 2, em um peixe para cada ponto de coleta exibiram alteração de coloração do hepatopâncreas. A cor amarela foi evidenciado em um peixe do ponto C; enegrecido em seis do ponto A, três do ponto B e C. A distribuição das alterações de coloração no hepatopâncreas durante a fase 2 no PI estão representadas no gráfico 14.

Gráfico 14 - Distribuição do número de tilápias do Nilo com alteração na coloração do hepatopâncreas nos pontos A, B e C do PI, fase 2

No PET, fase 2, em três o hepatopâncreas estava vermelho escuro e em um enegrecido. A distribuição do número de peixes com alteração de coloração no hepatopâncreas do PET, fase 2, está representado no gráfico 15.

Gráfico 15 - Distribuição do número de peixes com alteração na coloração do hepatopâncreas no PET, fase 2

Dentre as alterações de crescimento e de desenvolvimento celular foram diagnosticados **nódulos** e **cistos** em oito peixes (11,76%).

Os **nódulos** em hepatopâncreas foram únicos ou múltiplos com tamanhos variando entre 0,3 a 2,7 cm de diâmetro e coloração ou similar ao parênquima adjacente ou rósea. As figuras 19 e 20 exemplificam as alterações nodulares. Seis peixes (8, 10, 13 37, 43 e 50) equivalentes a 8,82 % (6/68) da casuística foram diagnosticados com nódulos no hepatopâncreas.

No PI, fase 1, dois peixes do ponto A (peixes 8 e 10) e três, do ponto B (peixes 11, 13 e 14) apresentaram nódulo. Na fase 2, foram dois, no ponto A (peixe 37 e 43) e um, no ponto B (peixe 50).

Os **cistos, dois casos (2/68)**, foram lesão única ou múltiplas e estavam preenchidos por líquido viscoso translúcido esverdeado ou transparente incolor. Localizado na face ventrocaudal (peixe 11) e na face cranial em contato com as alças intestinais (peixe 14). Os tamanhos dos cistos variaram de 0,4 cm (peixe 11) de diâmetro até 2,5 x 2,6 x 1,7 cm (peixe 14).

No PET não foram observadas alterações de crescimento e de desenvolvimento nos peixes.

As alterações de crescimento nodulares e císticas estão representadas no gráfico 16 para a fase 1 e no Gráfico 17 para a fase 2 do Parque Ibirapuera.

Gráfico 16 - Distribuição do número de peixes quanto às alterações de crescimento e desenvolvimento segundo os pontos do PI durante a fase 1

Gráfico 17 - Distribuição do número de peixes quanto às alterações de crescimento segundo os pontos do PI durante a fase 2

As figuras de 18 a 20 ilustram as alterações macroscópicas do hepatopâncreas quanto ao tamanho, coloração e alterações de crescimento e desenvolvimento.

Figura 18 – Fotografia à esquerda apresenta o caso da tilápia 30 com hepatomegalia.

Figura 19 – Fotografia à direita apresenta o caso da tilápia 11 com múltiplos cistos em hepatopâncreas

Figura 20 - Fotografia com o caso da tilápia 50 observe a presença dos múltiplos nódulo no parênquima próximo à vesícula biliar

5.5.5 Cavidade celomática

A alteração da cavidade celomática mais frequente foi ascite diagnosticada em 14 peixes (20,58%).

As características do líquido acumulado variou quanto ao grau de transparência e de coloração. Assim, líquido transparente (peixe 56), translúcido amarelo (peixes 48 e 50) e avermelhado em 11 animais (peixes 2, 3, 5, 9, 14, 27, 29, 35, 37, 41 e 49). O volume de líquido livre variou de 0,5 mL (peixe 5) até casos de repleção e distensão da cavidade celomática com aproximadamente 10 mL de conteúdo líquido (peixes 2 e 14).

Na fase 1, no PI, foram diagnosticados com ascite quatro peixes do ponto A (peixes 2, 3, 5 e 9), um do ponto B (peixe 14) e dois do ponto C (peixe 27 e 29). Na fase 2, no PI, foram diagnosticados com ascite três peixes do ponto A (35, 37 e 41), três peixes do ponto B (48, 49 e 50) e um peixe do ponto C (peixe 56).

No PET não foram diagnosticados animais com ascite em nenhuma das as fases.

A distribuição do número de peixes com ascite por ponto e parque em cada fase estão nos gráficos 18.

Gráfico 18 - Distribuição do número de peixes com ascite segundo os pontos de coleta no PI e as fases 1 e 2

Foram observados parasitas nematóides livres em cavidade celomática em 5,88% dos peixes (casos 3, 6, 30 e 35). A figura DDD ilustra o parasitismo por nematóide intracelomático.

O escore de condição corpóreo (ECC) em nove foi considerado magro (13,23%), peixes 16, 27, 30, 36, 39, 40, 53, 55 e 64 uma vez que não apresentavam depósitos de tecido adiposo intracelomático

A figuras 21 ilustra uma das alterações da cavidade celomática quanto a, presença de parasitos.

Figura 21 - Fotografia com o caso do peixe 3 em que há nematóide livre na cavidade celomática

5.5.6 Baço

As alterações esplênicas foram quanto a coloração, tamanho e crescimento e desenvolvimento. Consideradas em conjunto as alterações esplênicas foram descritas em nove animais (13,23%).

As alterações de coloração variaram entre branca e enegrecida, sendo que a cor branca foi evidenciada em um peixe (17) do ponto B do PI na fase 1. A coloração enegrecida foi observada em três: um (peixe 2) do ponto A, dois (peixes 26 e 27), do ponto B, no PI fase 1.

Esplenomegalia foi diagnosticada em oito peixes no PI, fase 1, sendo um, no ponto A (peixe 9), três, no ponto B (peixes 17, 19 e 20) e quatro, no ponto C (peixe 21, 25, 26, 27 e 30). Na fase 2, quatro peixes no ponto A (35, 38, 39 e 42) e um, no ponto B (peixe 50). Nenhum peixe do PET apresentou esplenomegalia.

As alterações de crescimento e de desenvolvimento foram diagnosticadas como nódulos parenquimatosos únicos ou múltiplos variando de 0,3 a 0,6 cm de diâmetro, cuja coloração variou de vermelho acastanhada (mesma coloração que o parênquima normal) à branca. No PI, fase 1, dois peixes oriundos do ponto A (peixes 1 e 4), um do ponto B (peixe 19) e três, do C (peixes 27, 29 e 30). Na fase 2, três peixes provenientes do ponto A (peixes 39, 40 e 41). Não foram observadas alterações de crescimento e de desenvolvimento nos peixes do PET.

5.5.7 Coração

No coração foi observado área focalmente extensa, recobrindo até um terço do tamanho do coração medindo aproximadamente 0,8 x 1,3 cm com coloração verde metálica sobre saco pericárdico.

No PI, fase 1, alteração da coloração do pericárdio foi diagnosticada em dois peixes do ponto A (casos 3 e 6) e em dois, do ponto B (peixes 22 e 23). Não houve alterações macroscópicas nos peixes do PI durante a fase 2.

Na fase 1, no PET, não foram observadas alterações macroscópicas nos peixes quanto ao coração. Na fase 2, dois peixes (casos 63 e 65) exibiram similar alteração do pericárdio (Figura 22).

Figura 22 - Fotografia do peixe 63 com alteração em pericárdio caracterizado por área extensa verde metálica

5.5.8 Rim

Não houve alterações macroscópicas nos rins dos peixes coletados durante as fases 1 e 2 do PI e do PET.

5.5.9 Gônadas

As alterações macroscópicas das gônadas foram de tamanho, coloração, e de crescimento e desenvolvimento descritas em seis casos (8,82%).

O aumento do tamanho da gônada, quando essa ocupava mais da metade da cavidade celomática, foi detectada no PI, fase 1, nos peixes 7 do ponto A, 16 do ponto B e no 24 do ponto C.

As alterações na coloração nos peixes do PI, fase 1, foram caracterizadas por lesões em placa esbranquiçada na serosa, medindo 1,5 x 0,5 cm, observada no

peixe 10, ponto A ; coloração avermelhada no peixe 12, ponto B, e em placas amareladas com 0,4 cm de diâmetro na superfície no peixe 24, do ponto C.

As alterações de crescimento e de desenvolvimento foram caracterizadas por duas lesões nodulares de 0,2 cm de diâmetro no parênquima da gônada do peixe 21 do ponto B do PI, fase 1.

5.5.10 Vesícula natatória

Não houve alterações macroscópicas na vesícula natatória dos peixes coletados durante as fases 1 e 2 do PI e do PET.

5.5.11 Estômago

Foram observadas alterações quanto a presença de gastrite em 2 peixes (2,94%). No PI, fase 1, gastrite foi caracterizada por mucosa irregular e edemaciada evidenciada no peixe 5 no ponto A e no peixe 21 do ponto C.

5.5.12 Intestinos

Foram observadas alterações quanto a presença de enterite em onze peixes (16,17%).

No PI, fase 1, foi diagnosticado enterite em quatro peixes, um do ponto A (peixe 12), dois do ponto B (animal 17 e 19) e um do ponto C (peixe 29). Na fase 2, nos peixes 35, 39, 40 e 42 do ponto A, nos peixe 46 e 49 do ponto B e no peixe 59 do ponto C.

5.6 A análise da tilápia do Nilo como bioindicador da poluição por mercúrio nos lagos do Parque Ibirapuera e Parque Ecológico do Tietê

As tilápias do Nilo preenchem oito de dez critérios (80%) propostos para definir um bom bioindicador ambiental. A tabela 31 apresenta a distribuição dos critérios que estão presentes e indicam o uso de tilápias do Nilo como bioindicadores de ambientes poluídos por mercúrio.

Tabela 31 - Distribuição dos critérios presentes ou não nas tilápias do Nilo como bioindicadoras de ambientes poluídos por mercúrio

Critérios desejáveis como bioindicador	Sim	Não
Informações sobre a biologia da tilápia do Nilo	X	
Diversidade alimentar: terrestre		X
Diversidade alimentar: aquática	X	
Topo da cadeia alimentar do ecossistema aquático		X
Facilidade na identificação da espécie	X	
É possível avaliar efeitos estressores agudos	X	
É possível avaliar efeitos estressores crônico	X	
Facilmente encontrados em ambientes poluídos	X	
Facilmente encontrados em fluxos com pouca água	X	
Bioacumulação de mercúrio	X	

5.7 Estudo das correlações

A análise da associação entre a concentração de mercúrio no hepatopâncreas e o peso do peixe foi realizada utilizando a regressão linear simples de Pearson segundo os pontos de coleta e o parque.

No PI, fase 1, a análise da associação entre peso e a concentração de mercúrio total no hepatopâncreas foi positiva, baixa e sem significância estatística para o ponto A ($r = 0,419$, $r^2 = 0,176$ e $p = 0,231$) e foi negativa, baixa e sem

significância estatística no ponto B ($r = -0,741$, $r^2 = 0,550$ e $p = 0,639$.) e no ponto C ($r = -0,759$, $r^2 = 0,578$ e $p = 0,586$).

No PI, fase 2, a análise da associação entre peso e a concentração de mercúrio total no hepatopâncreas foi positiva, baixa e sem significância estatística para o ponto A ($r = 0,442$, $r^2 = 0,634$ e $p = 0,786$) e foi negativa, baixa e sem significância estatística no ponto B ($r = -0,158$, $r^2 = 0,752$ e $p = 0,548$.) e no ponto C ($r = -0,369$, $r^2 = 0,578$ e $p = 0,367$).

A análise da associação entre a concentração de mercúrio no sangue e o peso do peixe foi realizada utilizando a regressão linear simples de Pearson segundo os pontos de coleta e o parque. Os gráficos DDD ilustram as regressões com significância estatística.

No PI, fase 1, a análise da associação entre peso e a concentração de mercúrio total sanguínea foi negativa, baixa e com significância estatística para o ponto A ($r = -0,662$, $r^2 = 0,439$ e $p = 0,039$), e foram negativa, baixa e sem significância estatística no ponto B ($r = -0,257$, $r^2 = 0,067$ e $p = 0,540$) e no ponto C ($r = -0,521$, $r^2 = 0,272$ e $p = 0,394$). O gráfico 19 representa a análise no ponto A.

Gráfico 19 - Análise de associação entre o peso das tilápias do Nilo e a concentração de mercúrio total no sangue no ponto A do PI fase 1

No PI, fase 2, a análise da associação entre peso e a concentração de mercúrio total no hepatopâncreas foi negativa, baixa e sem significância estatística

para o ponto A ($r = -0,113$, $r^2 = 0,024$ e $p = 0,709$), ponto B ($r = -0,238$, $r^2 = 0,352$ e $p = 0,448$.) e no ponto C ($r = -0,339$, $r^2 = 0,648$ e $p = 0,365$).

No PET, fase 1 e 2, no ponto B não foi possível realizar a regressão linear de Pearson.

A análise da associação entre a concentração de mercúrio no hepatopâncreas e a idade estimada das tilápias do Nilo foi realizada utilizando a regressão linear simples de Pearson segundo os pontos de coleta e o parque.

No PI, fase 1, a análise da associação entre a idade estimada e a concentração de mercúrio total no hepatopâncreas foi negativa, baixa e com significância estatística para o ponto A ($r = -0,145$, $r^2 = 0,021$ e $p = 0,038$), e foram negativa, baixa e sem significância estatística no ponto B ($r = -0,586$, $r^2 = 0,345$ e $p = 0,618$) e no ponto C ($r = -0,669$, $r^2 = 0,118$ e $p = 0,518$). O gráfico 20 representa a análise no ponto A.

Gráfico 20 - Análise de associação entre a idade estimada das tilápias do Nilo e a concentração de mercúrio total no hepatopâncreas no ponto A do PI fase 1

No PI, fase 2, a análise da associação entre idade estimada e a concentração de mercúrio total no hepatopâncreas foi positiva, baixa e sem significância estatística para o ponto A ($r = 0,572$, $r^2 = 0,754$ e $p = 0,686$), e, foi negativa, baixa e sem

significância estatística ponto B ($r = -0,222$, $r^2 = 0,322$ e $p = 0,548$.) e no ponto C ($r = -0,369$, $r^2 = 0,328$ e $p = 0,457$).

No PET, fase 1 e 2, no ponto B não foi possível realizar a regressão linear de Pearson quanto a idade estimada e o concentra;ao de merc[urio no hepatopâncreas.

A análise da associação entre a concentração de mercúrio no sangue e a idade estimada das tilápias do Nilo foi realizada utilizando a regressão linear simples de Pearson segundo os pontos de coleta e o parque.

No PI, fase 1, a análise da associação entre a idade estimada e a concentração de mercúrio total no sangue foi negativa, alta e com significância estatística para o ponto A ($r = -0,808$, $r^2 = 0,654$ e $p = 0,005$), e foram negativa, baixa e sem significância estatística no ponto B ($r = -0,558$, $r^2 = 0,312$ e $p = 0,710$) e no ponto C ($r = -0,403$, $r^2 = 0,163$ e $p = 0,325$).

O gráfico 21 representa a análise realizada para o ponto A.

Gráfico 21- Análise de associação entre a idade estimada das tilápias do Nilo e a concentração de mercúrio total no sangue no ponto A do PI fase 1

No PI, fase 2, a análise da associação entre a idade estimada e a concentração de mercúrio total no sangue foi positiva, baixa e sem significância estatística para o ponto A ($r = 0,283$, $r^2 = 0,008$ e $p = 0,661$) e ponto C ($r = 0,205$, $r^2 = 0,042$ e $p = 0,764$), e, foi negativa, baixa e sem significância estatística ponto B ($r = -0,340$, $r^2 = 0,116$ e $p = 0,576$).

No PET, fase 1 e 2, no ponto B não foi possível realizar a regressão linear de Pearson quanto a idade e a concentração de mercúrio no sangue.

Quanto a associação entre as concentrações de mercúrio no sangue e no hepatopâncreas das tilápias do Nilo que exibem os dois dados obteve-se que a correlação de Pearson é negativa, baixa e sem significância estatística ($r = -0,104$, $r^2 = 0,011$ e $p = 0,664$).

Assim, as análises estatísticas das regressões lineares entre as características peso e idade estimada das tilápias do Nilo e suas concentração do mercúrio total no hepatopâncreas e no sangue foram estatisticamente significantes apenas no ponto A do PI, fase 1.

Houve associação com significância estatística entre o peso e a idade estimada com a concentração do mercúrio no sangue e, a idade estimada com a concentração do mercúrio no hepatopâncreas, porém somente foi com correlação alta apenas entre a idade estimada e a concentração do mercúrio no sangue.

6 DISCUSSÃO

Quais são as características das tilápias do Nilo que habitam os lagos do Parque Ibirapuera e do Parque Ecológico do Tietê?

Este estudo representa a primeira avaliação de *O. niloticus* como bioindicadores da poluição por mercúrio em dois importantes parques da cidade de São Paulo.

Na literatura há estudos de biomonitoramento com o uso concomitante de diversas espécies com amostragem por espécie menor que cinco peixes (MOHAN, 2011; COULIBALY et al.; WATANABE et al.; ENDO et al., 2012). No presente estudo definiu-se criteriosamente o número de amostras e locais de amostragem segundo delineamento estatístico estabelecido para estudos de xenobióticos em lagos (ASANTE-DUAH, 1998) que não foi observado em outros estudos de biomonitoramento (BOURGOIN et al., 2001; COULIBALY et al.; WATANABE et al., 2012).

Contrário ao exemplos supracitados existem trabalhos na literatura com respaldo estatístico, no entanto por serem realizados em rios ou estuários não apresentam amostragem adequada para lagos (AZEVEDO, 2011; MOHAN, 2011; ENDO et al., 2012)

Quanto às características dos animais estudados não há em literatura dados disponíveis sobre o crescimento da *O. niloticus* em vida livre. Assim, em cativeiro observa-se que uma tilápia do Nilo híbrida bem nutrida, tem crescimento rápido e uniforme, pois chega aos 28 cm de comprimento total e aproximadamente 0,5 Kg aos oito meses de idade (TUCH, 1999). E, aos 10 meses de idade pode pesar 0,8 Kg (TUCH, 1999). Neste estudo devido à tilápias serem procedentes de vida estimou-se o tempo de vida mínimo que apresentam e, assim, somente os animais com tempo estimado de 10 meses apresentam peso semelhante ao descrito por Tuch (1999).

As tilápias do Nilo de vida livre com tempo de vida estimado de oito meses de vida apresentaram peso menor do valor observado em tilápias do Nilo de cativeiro (variando entre 0,368 à 0,537 Kg). Os animais que apresentaram peso de 0,5 Kg possuem idade variando entre 8 à 9 meses de vida estimado. Dessa maneira, pode-se sugerir que os animais de vida livre não estão em um ambiente com abundância de alimento e livre de agentes estressantes (como predação e enfermidades) para que o crescimento das tilápias seja conforme observado em cativeiro.

Os valores de condutividade elétrica em todos os pontos de coleta para ambos os parques e fases estudadas ultrapassaram os limites aceitáveis para cultivo de tilápias ($80\mu\text{S}/\text{cm}$) em que pode ser indicativo de elevada matéria orgânica em decomposição (SIPAÚBA-TAVARES, 1994) fator que limita um ótimo crescimento desses animais (FAO, 2012).

As tilápias do Nilo em cativeiro apresentam uma faixa de temperatura na água para o bom desempenho entre 20°C a 38°C com ótimo aos 30°C (TUCH, 1999). Assim, neste estudo quanto à temperatura somente no período do inverno observamos que as temperaturas mínimas para o PI e PET, respectivamente 19,1°C e 16,6°C, estão abaixo da faixa de temperatura para bom desempenho das tilápias do Nilo. Em nenhum ponto dos parques observamos uma temperatura de água letal para o gênero *Oreochromis* (próxima à 10°C ou 42°C)

Quando aos níveis de oxigênio dissolvido a *O. niloticus* suporta o mínimo de 3 ppm para o bom crescimento (TUCH, 1999) e sobrevive até com 1 ppm de oxigênio

dissolvido (FAO, 2010). Neste caso em nenhum ponto de coleta o oxigênio dissolvido foi inferior à 3,44 ppm (ponto B do PI durante a fase 1).

Quanto à variável do oxigênio dissolvido esperava-se que no ponto C do PI onde encontra-se o chafariz houvesse melhor oxigenação, no entanto o oxigênio dissolvido foi semelhante aos outros pontos de estudo. E, respectivamente no PI e PET, os pontos B e C esperavam-se que o oxigênio dissolvido menores devido à atividade humana e de animais residentes no local. No entanto, apenas para o PI esta suposição foi verdadeira sendo o ponto B menos oxigenado dos três pontos avaliados durante os dois períodos de estudo. No PET o ponto C mais eutrofizado apresentou a melhor oxigenação (10ppm) de todos os pontos estudados durante a fase 1 (inverno).

A concentração do mercúrio é compartimentalizada nos peixes? É semelhante a concentração do mercúrio em peixes em outros ambientes aquáticos?

Neste estudo evidenciou-se que não há semelhança estatística entre as médias de concentrações de mercúrio no sangue e no hepatopâncreas das tilapias do Nilo ($p < 0,000$) nos parques em todos os pontos e fases de estudo. Dessa maneira, reafirma-se que o mercúrio em um organismo aquático atinge diferentes concentrações entre os órgãos (BOURGOIN et al., 2001; MOHAN, 2001; AZEVEDO, 2003; ENDO et al., 2012; WATANABE, 2012).

Nesse contexto são inúmeros os estudos envolvendo comparações entre as concentrações de mercúrio nos órgãos sendo que no homem o mercúrio atinge as concentrações mais altas nos rins e em seguida no fígado (AZEVEDO, 2003). E, nos peixes ainda existem afirmações contraditórias quanto ao órgão que mais deposita mercúrio como, por exemplo, Watanabe (2012) observou que em peixes (*Sillago japonica*, *Parexocoetus brachypterus* e *Hemiramphus brasiliensis*) o acúmulo de mercúrio no fígado é de duas a três vezes maior que no músculo, pois o metilmercúrio absorvido no intestino delgado chega primeiramente ao fígado onde é conjugado a glutatona e somente após a conjugação é excretado ao sangue e ao ducto biliar para alcançar outros órgãos (WATANABE et al., 2012). Assim, pelo fígado ser um órgão crucial para metabolizar o metilmercúrio é esperado que sua

concentração seja maior que no músculo e, também, no sangue (WATANABE et al., 2012). Contrário à afirmação de Oberleas (1976) e Azevedo (2003) que devido ao mercúrio orgânico fixar-se sobretudo à hemoglobina a distribuição dos compostos organomercuriais são imediatamente e preferenciais ao cérebro seguido do fígado e posteriormente aos rins.

Na literatura entre os inúmeros estudos envolvendo as concentrações de mercurio em órgãos diferentes existe na Índia o estuário de Cochin em que há a união de cinco rios com mesmo perfil de qualidade de água que encontrado nos pontos estudados do PI e do PET (MOHAN, 2011). Os autores realizaram o estudo com um pescado de importância para consumo denominado *Etroplus suratensis* que apresenta mesmo hábito alimentar que a *O. niloticus*. Obteram-se para a *E. suratensis* concentração média de mercúrio foi de 1,807 µg/g de fígado umido que é 31 vezes maior que a menor concentração de mercúrio no hepatopâncreas deste estudo ($0,06 \pm 0,005$, no ponto B do PI fase 1 no inverno) e 11 vezes maior que a maior concentração de mercúrio no hepatopâncreas deste estudo ($0,16 \pm 0,10$, no ponto B do PI fase 2, verão).

Um quadro contrário ao observado na Índia está a cidade de Kumamoto no Japão, considerada poluída pelos autores, estudando-se três espécies de peixes (*Sillago japonica*, *Parexocoetus brachypterus* e *Hemiramphus brasiliensis*) que apresentaram as respectivas médias e desvio padrão de concentrações hepáticas $0,059 \pm 0,021$; $0,036 \pm 0,016$ e, $0,043 \pm 0,018$ µg/g de fígado úmido. Comparando-se com os resultados de Watabane (2012) com todas as médias de concentrações de mercúrio total em hepatopâncreas das *O. niloticus*, observou-se que nas *O. niloticus* as concentrações são maiores em todas as amostras, no entanto nunca maior que cinco vezes.

No Brasil o estudo de Boldrini (1983) apud Azevedo (2003) demonstrou a presença de mercúrio nas águas do rio Mogi-Guaçu em musculatura de peixes carnívoros acima dos valores aceitos para consumo humano. Contrário a este estudo em que os valores obtidos nas tilápias do Nilo estudadas estão abaixo dos valores aceitos para consumo humano (0,5 mg/Kg de peso úmido de musculatura) (WHO, 2011).

Em Cubatão no ano de 1998 uma análise do Greenpeace revelaram resultados de 1,8 a 21,4 mg/Kg de peso úmido de musculatura e, um ano após esses resultados a CETESB nos mesmos locais observaram resultados que

variaram em 0,015 a 0,93 mg/Kg de peso úmido de musculatura devido à ação corretiva e dragagens na área (ACPO, 2002).

Nesse contexto, os resultados obtidos neste estudo são inéditos sendo impossível neste momento comparações temporais. No entanto, observamos que os valores médios de mercúrio muscular encontrados em Cubatão são menores que os valores médios de mercúrio no hepatopâncreas. Esta observação é relevante, pois a concentração de mercúrio muscular geralmente é menor que a concentração do mercúrio total em hepatopâncreas sugerindo, então, que ambos os lagos dos parques estudados apresentam peixes com concentrações de mercúrio maiores que as observadas na cidade de Cubatão em 1998.

Quando comparadas as concentrações médias no hepatopâncreas e no sangue evidenciou-se que são diferentes e ao observar os valores nota-se que as concentrações médias no hepatopâncreas são maiores que as concentrações médias no sangue corroborando com o observado por Watanabe (2012). E, acrescentando-se à justificativa desse acúmulo do mercúrio ocorrer no hepatopâncreas por ser um órgão de metabolização (WATANABE, 2012) é relevante, também, considerar a alta meia-vida de eliminação nos tecido de peixes sendo que na literatura os valores variam, basicamente, entre 2 anos (UNEP, 2002) ou aproximadamente 100 dias (CLARKSON, 1993). Em ambos os valores de meia-vida de eliminação, pode-se notar que o metilmercúrio é um poluente que tem a capacidade de acumular-se durante a vida de um peixe desde que não chegue a concentração de mercúrio intolerável à vida aquática que é de 0,1 – 0,5 mg/Kg de músculo úmido (UNEP, 2002).

Considerando-se a importância do consumo de peixes na saúde pública no Canadá existe uma agência de saúde pública denominada *Health Canada* que determinou o valor aceitável de mercúrio no sangue dos peixes menores que 20 µg de Hg/L (HEALTH CANADA, 2001). Nas tilápias do Nilo procedentes dos lagos do PI e do PET nenhuma amostra apresentou concentração acima do aceitável pelo órgão público canadense sendo, portanto, um resultado semelhante ao obtido por Cole (2003) no Canadá. No entanto, é importante ressaltar que a detecção do mercúrio inorgânico por Cole (2003) variou de <1,1 a 3,15 µg/L que são valores menores aos encontrados nas tilápias do Nilo com concentrações variando de 1,010 a 13,1 µg/L.

Quanto ao consumo de músculo de peixe na saúde pública encontrou-se que a Organização Mundial da Saúde (OMS) recomenda o peixe possua em sua

musculatura a concentração de metilmercúrio de 0,5 mg/Kg de peso úmido (WHO, 2011). No mundo a concentração média de mercúrio encontrada na musculatura de diversas espécies de peixe é de 100-200 ng de Hg/g (HSDB, 2000), e as concentrações de Hg não deve exceder 0,5 ppm de Hg em musculatura do pescado para consumo humano segundo a OMS (1978).

Nesse contexto, Endo et al (2012) observaram que a concentração hepática de mercúrio total e metilmercúrio é de 3 a 4 vezes maior que as concentrações de mercúrio nos músculos. Assim, mesmo se reduzirmos em 3 a 4 vezes as concentrações de mercúrio hepáticas para alcançar uma concentração de mercúrio muscular hipotética deste estudo observaria-se que a concentração muscular ainda está mais de mil vezes abaixo dos valores mínimos recomendados pela OMS.

Neste estudo evidenciou-se que não há associação estatisticamente significativa entre as concentrações de mercúrio no sangue e no hepatopâncreas das tilapias do Nilo ($p=0,664$). Corroborando com pesquisa envolvendo 26 enguias realizada Endo (2012) que concluiu ausência de qualquer correlação ou associação entre o aumento em gramas do tamanho do animal com a concentração de mercúrio

Watanabe et al. (2012) conseguiu correlacionar fortemente e positivamente a concentração de mercúrio em fígado com o tamanho corporal para as três espécies estudadas (*Sillago japonica*, *Paraxocoetus brachypterus* e *Hemiramphus brasiliensis*) e, neste estudo a determinação dessa associação não foi realizada.

Quanto aos estudos das correlações no Brasil especificamente no estado do Pará, município de Cachoeira demonstrou-se que a concentração de mercúrio está estatisticamente correlacionada apenas com o peso corpóreo da traíra (*Hoplias malabaricus*) que é um peixe carnívoro com valor de $r^2=0,485$ e $p<0,005$ (LIMA et al., 2005). E, no estudo de Porvari (1995) a comparação com o peso e a concentração de mercúrio muscular em tucunaré (*Cichla temensis*) e pescada (*Plagioscion squamosissimus*) que são peixes carnívoros foi significativa e positiva sem a descrição do coeficiente e valor de p no trabalho.

Interessantemente, Porvari em 1995 concluiu que as tilápias do Nilo, por serem animais herbívoros-omnívoros quando adultos, não apresentam nenhuma correlação entre peso e concentração de mercúrio no hepatopâncreas ou no sangue. Este resultado corrobora com o resultado encontrado no presente estudo para os pontos B e C, fase 1 e 2, em que não há associação estatisticamente significativa entre o peso e a concentração do mercúrio no hepatopâncreas.

São em número reduzido os trabalhos que envolvem as concentrações de mercúrio no sangue concomitante à concentração de mercúrio no hepatopâncreas, por exemplo o estudo de Adams (2010) comparou a concentração de mercúrio de trutas (*Cynoscion nebulosus*) em dois lagos diferentes na mesma época do ano. As trutas provenientes do Sul da Flórida apresentaram concentrações de sangue e hepatopâncreas respectivas a $0,07 \pm 0,01 \mu\text{g/mL}$ e $0,63 \pm 0,26 \mu\text{g/g}$ de fígado úmido e, as trutas proveniente do Lago do Rio Indian foi de $0,02 \pm 0,01 \mu\text{g/mL}$ e $0,34 \pm 0,13 \mu\text{g/g}$ de fígado úmido. As trutas apresentam hábito alimentar carnívoro e, portanto tendem a apresentar maior acúmulo de mercúrio no fígado, no entanto, observou-se que as concentrações de mercúrio são menores quando comparadas às *O. niloticus* deste estudo que apresentam um hábito alimentar herbívoro (a maior concentração deste estudo foi de $0,16 \pm 0,10 \mu\text{g/g}$, no ponto B do PI durante a fase 2).

Ficou claro neste estudo que a concentração de mercúrio no hepatopâncreas e no sangue apresentam concentração maior que a concentração na água e ainda observou-se ausência de sazonalidade nas concentrações mercúrio na água e no peixe.

Segundo Costa et al (2009) é esperada uma concentração baixa de mercúrio nos peixes durante o período de maior precipitação. Isto pode ser explicado pela diluição do mercúrio em volumes maiores de água e absorção em partículas que serão depositadas no sedimento. Estes fatores diluem o mercúrio e como consequência decrescem a biodisponibilidade resultando em menor concentração do mercúrio na fauna local (KEHRIN et al. 2001 e Costa et al., 2009). Semelhante ao exposto anteriormente concluiu Coulibaly (2012), pois as concentrações de mercúrio foram maiores durante o período da seca com diferença estatística ao ser comparada com as concentrações no hepatopâncreas entre as estações seca e úmida no lago de Ebrié, localizado na Costa Ivory na África. Coulibaly em 2012 obteve concentrações de mercúrio no período da seca de $0,43 \pm 0,39 \text{ mg/Kg}$ de fígado úmido e na época úmida de $0,44 \pm 0,33 \text{ mg/Kg}$ de fígado úmido.

Oposto ao observado por Authman et al (2012) que demonstraram maiores concentrações de mercúrio durante o verão (período de chuvas) e, concentrações menores de mercúrio no inverno ou no outono (período de seca) na província de Al-Minufiya localizada no Egito.

Como o presente estudo envolvendo as tilápias do Nilo não apresentaram diferenças estatísticas de sazonalidade para as concentrações de mercúrio no

hepatopâncreas justificou-se este resultado obtido segundo o tempo de meia-vida de eliminação do mercúrio ser de até 2 anos nos tecidos dos peixes e, portanto, uma redução brusca entre as fases de inverno e verão são fisiologicamente inesperadas. A sazonalidade poderia ter sido observada para as concentrações de mercúrio no sangue, no entanto devido às concentrações de mercúrio sanguíneas serem altas e semelhantes a outros estudos envolvendo áreas poluídas pode-se justificar o observado pela presença ativa do mercúrio no ambiente que as tilápias vivem e, portanto serem constantemente expostas.

A qualidade da água quanto aos parâmetros físico, químicos e concentração de mercúrio estão adequados para a manutenção da vida aquática e atividade rotineira local? É semelhante a concentração do mercúrio na água e em outros ambientes aquáticos?

A água do PI nos pontos de coleta foram classificadas como água doce classe 4 durante o período do inverno (fase 1) e, durante o verão (fase 2) do PI e, nas duas fases do PET, a água foi classificada como água doce classe 3.

Nas águas, em aerobiose, próximo à interface água-ar a concentração de mercúrio elementar (Hg^0) é alta, já a concentração total de mercúrio inorgânico e metilmercúrio é alta próximo ao sedimento (MOREL et al., 1998). Assim quando se enfoca a presença do mercúrio no ecossistema aquático devemos analisar dois subsistemas distintos, mas em interação que são a fase líquida (a água de superfície propriamente dita) e a fase sólida (sedimentos).

Fatores morfológicos e químicos das águas e dos sedimentos colaboram na adsorção e sedimentação do Hg no sistema aquático (AZEVEDO, 2003). Entre os fatores estão o conteúdo de carbono orgânico, argila, ferro, fósforo e enxofre dos sedimentos (AZEVEDO, 2003). Assim as formas de carbono orgânicas como os humatos e fulvatos podem quelar espécies solúveis e insolúveis do mercúrio fazendo que se precipitem no sedimento (AZEVEDO, 2003). Quando o pH está baixo grande quantidade do mercúrio é adsorvida pelo húmus e, o oposto quando o pH está alto.

Nas águas contaminadas, o mercúrio está predominantemente ligado ao material particulado (WHO, 2001) sendo que a matéria em suspensão é o maior

potencial de adsorção na coluna d'água (AZEVEDO, 2003). Este material particulado, que pode ser orgânico ou inorgânico, adsorve os complexos solúveis de mercúrio e, em especial nos casos de corpos hídricos em aerobiose, tal material é depositado pela sedimentação (AZEVEDO, 2003) sendo que com qualquer perturbação no sedimento os complexos de mercúrio ficam disponibilizados novamente no corpo d'água (MOREL et al., 1998). Nos corpos hídricos em anaerobiose, o material particulado com mercúrio ao alcançar o sedimento geralmente é convertido em sulfeto mercúrico (HgS) que devido a sua insolubilidade reduz a possibilidade de retorno à coluna d'água (AZEVEDO, 2003). Nesse contexto, os lagos do rio Mackenzie localizado no Canadá apresentam alta condutividade da água sugerindo matéria particulada em suspensão que pode conter mercúrio, no entanto, os valores totais de mercúrio foram baixos variando de 0,1 a 2,8 ng/L com concentrações de mercúrio total de $1,8 \pm 0,8$ ng/L.. Os valores encontrados por esse autor são extremamente baixos sendo que os resultados obtidos por nosso estudo são de 300 ng/L, um valor que é 300 vezes maior que a média encontrada por Evans (2005).

Quanto a sazonalidade das concentrações de mercúrio na água, no o estudo de Coulibaly (2012) observou-se diferenças estatisticamente significativas entre as concentrações de mercúrio na água e períodos de seca e chuvas no lago de Ebrié, localizado na Costa do Marfim na África. Especificamente, as maiores concentrações de mercúrio na água foram observadas durante o período de seca ($0,30 \pm 0,02$ mg/L), enquanto que as concentrações mínimas foram mensuradas durante o período de chuvas ($0,21 \pm 0,01$ mg/L). Comparando-se aos valores obtidos no presente trabalho observou-se que as concentrações de mercúrio no lago de Elbrié são até 100 vezes maiores que neste estudo. De maneira geral as concentrações de mercúrio em águas doce de rios e lagos variam entre 1 a 3 ng/L (WHO, 1989).

As águas do PI são diariamente utilizadas para proteção de comunidades aquáticas, à dessedentação de animais de vida livre e à harmonia paisagística, sendo classificada como “água doce” classe 3. Essa é a mesma classificação das águas do ponto B do PET, que são diariamente utilizadas para irrigação de viveiro de mudas que não são para consumo humano, destinada para proteção de comunidades aquáticas, à recreação de contato secundário, à dessedentação de animais de vida livre e à harmonia paisagística.

Quanto ao oxigênio dissolvido, o PI não cumpre com o CONAMA 357, pois apresenta uma amostra com valor inferior a 4 mg/L no ponto B durante a fase 1. O PET cumpre com o CONAMA 357 ao apresentar em todas as amostras valor superior a 4 mg/L.

As águas superficiais do PI e PET cumprem com o CONAMA 357 quanto ao pH mínimo das amostras colhidas em todos os pontos, assim o valor mínimo de pH encontrado foi de pH 6,9 sendo o mínimo exigido o pH de 6,0. No entanto, quanto ao valor máximo de pH permitido (9,7) não foi obtido pelos pontos B e C do PET durante a fase 2.

As águas superficiais do ponto C do PET, coletada durante a fase 2, apresentou o mercúrio total com valor de 0,0003 mg de Hg/L, que está acima do nível de tolerância máximo permitido pelo CONAMA 357 (0,0002 mg de Hg/L). Dessa maneira, considerando-se este parâmetro, a água do ponto C do PET não atendeu a qualidade exigida legalmente para o seu uso rotineiro.

Conforme a resolução CONAMA 357 não é permitida que nenhuma amostra do corpo d'água analisado apresente oxigênio dissolvido inferior a 4 mg/L. Assim, o PI, durante a fase 1 (inverno), não recebe para a água doce a classificação de classe 3 e, portanto, durante esse período a água utilizada rotineiramente estava com qualidade inferior ao exigido legalmente. Especialmente, para o Parque Ibirapuera existe um programa da SABESP conhecido por "Programa córrego poluído" em que afirma que o córrego Sapateiro está despoluído, porém não está esclarecido os critérios e padrões utilizados pela SABESP (SABESP, 2012).

Os peixes estudados são saudáveis? As lesões macroscópicas observadas estão correlacionadas às concentrações de mercúrio ou à qualidade da água?

Considerando-se que o peso pode indicar alterações ambientais por xenobióticos (VAN DER OOST, 2003) observamos que as tilápias do Nilo em cativeiro considerada bem nutrida, tem crescimento rápido e uniforme, pois chega aos 28 cm de comprimento total e aproximadamente 0,5 Kg aos oito meses de idade (TUCH, 1999). E, aos 10 meses de idade pode pesar 0,8 Kg (TUCH, 1999). Neste estudo devido à tilápias serem procedentes de vida estimou-se o tempo de vida

mínimo que apresentam e, assim, somente os animais com tempo estimado de 10 meses apresentaram peso semelhante ao descrito por Tuch (1999).

As tilápias do Nilo de vida livre com tempo de vida estimado de oito meses de vida apresentaram peso menor (variando entre 0,368 à 0,537 Kg) do valor observado em tilápias do Nilo de cativeiro (0,5 Kg). Os animais que apresentaram peso médio de 0,5 Kg possuem idade maior) variando entre 8 à 9 meses de vida estimado) que as tilápias de cativeiro. Dessa maneira, pode-se sugerir que os animais de vida livre não estão em um ambiente com abundância de alimento e livre estressores (como predação e enfermidades) para que o crescimento das tilápias seja conforme observado em cativeiro.

Existem estudos que aprofundam a questão do peso dos animais ao elaborarem os índices de condição corpórea. A crítica aos índices de condição corpórea é que estes são generalistas e pouco específicos, no entanto devido ao custo baixo, facilidade e rapidez na sua avaliação ainda são consideradas ferramentas importantes para o biomonitoramento de xenobióticos no ambiente (VAN DER OOST, 2003). Os estudos realizados experimentalmente observou-se que é evidente a redução progressiva do índice de condição corpórea dos animais durante a exposição crônica ao mercúrio (BUCHER E HOFER, 1990).

No entanto, os estudos de observação dos índices de condição corpórea em animais de vida livre demonstram apenas um momento da vida do animal e, assim não é possível observar a evolução da condição corporal durante a exposição aos xenobióticos (AU, 2003).

Apesar da afirmação de Au (2003) observou-se no presente estudo que os animais apresentaram índice de escore corpóreo (ECC) menor durante a fase do verão sendo que nenhum peixe em ambos os parques obteve ECC com valor de 2. Somente durante o inverno observaram-se animais com ECC igual a 2 no PI. Os autores suporam que esta observação pode ocorrer devido ao período de incubação dos ovos ser durante o verão e, assim os animais apesar da abundância de alimento mesmo assim perdem a condição corpórea para manter os ovos seguros. É válido ressaltar que este fato observado em que no verão os animais apresentam com maior frequência a constituição magra ou normal quando comparado ao inverno, não houve diferença estatística e, assim não é possível afirmar que exista uma variação estatisticamente significativa entre as fases estudadas.

Entre outros padrões morfológicos comumente utilizados para verificar se as tilápias do Nilo estão saudáveis é o índice somático hepático que indica um aumento no fígado que pode estar correlacionado à exposição dos xenobióticos (VAN DER OOST, 2003). Roberts (2012) afirma que o índice somático hepático pode ser simplificado pela observação criteriosa do aumento de tamanho do hepatopâncreas, denominado por hepatomegalia. O mesmo autor define a hepatomegalia para os teleosts como o hepatopâncreas atingindo o comprimento do abdômen ou quando está próximo ao aderido a qualquer outro órgão cavitário. Anatomicamente o hepatopâncreas deve ocupar o abdômen anterior do peixe (ROBERTS, 2012).

Baseando-se em observações histológicas e análises bioquímicas Van der Oost (2003) concluiu que a hepatomegalia dos peixes provenientes locais poluídos é devido principalmente ao edema celular. E, tanto estudos experimentais (BUCHER; HOFER, 1990) como os estudos realizados em peixes de vida livre (LEADLY et al., 1998; AU, 2003) demonstraram que a hepatomegalia está presente em áreas poluídas por despejos domésticos, bifenilos policlorados (PCB) e hidrocarbonetos policíclicos aromaticos (PAH). Nesse contexto, os resultados obtidos neste estudo são semelhantes aos estudos anteriores ao observarmos que a hepatomegalia compromete 39,71% (27/68) das tilápias do Nilo com níveis de mercúrio sanguíneos e no hepatopâncreas semelhantes a outras áreas poluídas por mercúrio no mundo.

As alterações de crescimento e desenvolvimento no hepatopâncreas sugestivas de neoplasias estão relacionadas à poluição por PCBs desde a década de 70 (FALKMER et al., 1976) e na atualidade continuam a existir publicações relacionando tais neoplasias à metais pesados como o mercúrio (AU, 2004). Contrário ao exposto por Roberts (2012) em que as condições neoplásicas císticas e nodulares possivelmente apresentam uma etiologia genética ainda não comprovada e, que na maioria dos casos é uma condição frequentemente encontrada em casos de parasitismo atual ou já resolvido. No presente estudo observaram-se oito casos de possíveis neoplasias no hepatopâncreas com concentrações de mercúrio conhecidas e semelhantes às concentrações de mercúrio em outras áreas poluídas no mundo e no Brasil e também encontraram-se parasitas intracelomáticos em outras tilápias que não apresentaram alterações neoplásicas, porém sugeriu-se que existe no ambiente a possibilidade da exposição.

Entre as principais alterações macroscópicas observadas nas tilápias do Nilo estudadas estavam as lesões erodoulcerativas em 27 dos 68 casos (39,71%) e as alterações oculares irreversíveis (9/68, 13,23%). O autor Roberts (2012) conclui que lesões ulceradas e em processo de cicatrização concomitantes com lesões irreversíveis oculares são provenientes de ataques por predadores. Esta afirmação é possível nas tilápias estudadas por serem animais herbívoros e serem predados por outros peixes que habitam os mesmos lagos. Particularmente no PI não foram capturadas espécies carnívoras ou predadoras durante o período de coleta, no entanto, existem inúmeras garças (*Ardea alba*) e outras aves aquáticas que naturalmente guiam sua caça através do brilho dos pescados. Diferente do observado por Authman et al (2012) em que observaram a presença de lesões ulceradas e hemorrágicas na pele associados ao colapso ocular com ou sem opacidade de córnea relacionadas também à presença de mercúrio em músculo, pele, baço e osso de peixes com concentrações musculares ($5,001 \pm 0,003 \text{ mg/Kg}$ de músculo úmido) acima dos valores aceitos pela OMS ($0,5 \text{ mg/Kg}$ de músculo úmido).

As lesões erodoulcerativas ocorreram predominantemente na fase 2 (verão) justamente durante o período de maior facilidade do processo de cicatrização (ROBERTS; RODGER, 2012), porém, também concomitante o período de reprodução e competição por fêmeas (EL-SAYED, 2006).

Nos casos da branquite crônica que foi uma alteração macroscópica importante (27/68, 39,71%) considerada crônica ocorreu de maneira idêntica entre as fases de estudo sem associação à parasitas como o *Ichthyobodo necator* (ROBERTS; RODGER, 2012). No estudo de Authman et al (2012) foi observada nas *O. niloticus* a irregularidade dos filamentos das brânquias e muco que caracterizam a branquite crônica deste estudo, porém o autor também relatou a presença de focos enegrecidos sendo esta uma característica não observada no atual estudo.

As tilápias do Nilo são bons biomonitores ambientais para a poluição por mercúrio?

Segundo Karr (1981) são basicamente nove critérios fundamentais para escolha de um bom biomonitor. E, as tilápias do Nilo estudadas apresentaram sete

dos nove critérios. Entre os critérios não alcançados positivamente pelas tilápias estão: a diversidade alimentar terrestre e ser topo da cadeia do ecossistema aquático.

Considerando-se a escolha da tilápia do Nilocomo biomonitora do ambiente aquático espera-se que sua diversidade alimentar terrestre seja negativa. E, quando ao critério de pertencer ao topo da cadeia alimentar a tilápia do Nilo não se alimentar de outros peixes durante a fase adulta sendo que na fase inicial de vida pode se alimentar de outros filhotes de peixes. As tilápias do Nilo ao alimentarem-se de zooplâncton incorporam os poluentes absorvidos por esses organismos filtradores.

Para os pesquisadores Hilty e Merelender (2000) um bom bioindicador deve possuir entre as características citadas por Karr também a distribuição ser cosmopolita, ser um animal de baixa mobilidade, de abundância numérica e disponível para experimentos em laboratório. Dessa forma, observou-se que as tilápias do Nilo são uma espécie que se adequa a todos os itens supracitados.

7 CONCLUSÃO

O presente estudo caracterizou epidemiologicamente e determinou as concentrações de mercúrio no sangue e no hepatopâncreas das tilápias do Nilo de vida livre pertencentes ao Parque Ibirapuera e Parque Ecológico do Tietê com concentração de mercúrio total na água menor que 0,0003 mg/L. Os dados de caracterização das tilápias do Nilo são inéditos quanto aogênero, peso, comprimento total, fator de condição relativa, escore de condição corporal e idade estimada. Em especial, o escore de condição corporal criado durante a execução deste estudo poderá ser utilizado em outros estudos envolvendo a avaliação do estado geral de saúde de tilápias do Nilo.

As concentrações de mercúrio no sangue revelam uma exposição recente que colaboram, juntamente à longa meia-vida de eliminação do mercúrio nos tecidos dos peixes, com o acúmulo crônico do mercúrio no hepatopâncreas. Observou-se apenas uma correlação negativa e alta entre a idade estimada e a concentração do mercúrio no sangue sugerindo que os animais jovens são mais sensíveis.

Os dados compilados quanto as alterações macroscópicas nas tilápias do Nilo podem estar relacionadas à exposição crônica desse metal e/ou outros fatores ambientais não controlados por ser um estudo em vida livre.

As informações epidemiológicas, a determinação das concentrações do mercúrio ea caracterização das alterações macroscópicas em conjunto com a adequação dos critérios para um ótimo bioindicador obtidos neste estudo reafirmam a viabilidade do uso das tilápias do Nilo como bioindicadores dos lagos poluídos dos Parques Ibirapuera e Parque Ecológico do Tietê.

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABDEL-MONEIM, A.M.; AL-KAHTANI, M.A. e ELMENSHAWY, O.M. Histopathological biomarkers in gills and liver of *Oreochromis niloticus* from polluted wetland environments, Saudi Arabia. **Chemosphere**. v. 88, p. 1028-1035. 2012.

ACPO. Workshop avaliação global do mercúrio, 2002, São Paulo. **Anais eletrônicos**. São Paulo. UNEP, 2002. Disponível em <<http://sites.uol.com.br/acpo94/WSM2002.pdf>>. Acesso em 10 out 2012.

AL- BUSAIDI, M.; YEDSUDHASON, P.; AL- MUGHARI, S.; AL- RAHBI, W. A. K.; AL-HARTHY, K. S.; AL-MAZROOEI, N. A. et. al. Toxic metals in commercial marine fish in Oman with reference to national and international standards. **Chemosphere**, v. 85, p. 67-73. 2011.

ARAÚJO, J. C.; MARQUEZ, R. M. G. Modelos de Von Bertalanffy e Gompertz para descrever os parâmetros de tamanho e peso médio de tilápias. **Cadernos do IME – Série Matemática** v. 20, 2008.

ASANTE-DUAH, K. **Risk assessment in environmental management**: a guide for managing chemical contamination problems. Ed. Wiley. 1998. 536p.

AU, D. W. T. The application of histo-cytopathological biomarkres in marine pollution monitoring: a review. **Marine pollution bulletin**. v. 48, p. 817-834, 2004;

AZEVEDO, F. A. Toxicologia do mercúrio. Capítulo 4: contaminação dos ambientes. São Paulo: **InterTox**, 2003. p. 272.

BIRUNGI, Z.; MASOLA, B.; ZARANYIKA, M.F.; NAIGAGA, I. e MARSHALL, B. Active biomonitoring of trace heavy metals using fish (*Oreochromis niloticus*) as bioindicator species. The case of Nakivubo wetland along Lake Victoria. **Physics and Chemistry of the earth**. v. 32. p. 1350-1358. 2007.

BUCHER, F.; HOFER, R. Effects of domestic wastewater on serum enzyme activities of brown trout (*Salmo trutta*). **Comparative biochemistry physiology**. v. 97C, p. 381-385, 1990.

CARVALHO, C.S.; BEMUSSO, V.A.; ARAÚJO, H.S.S.; ESPÍNDOLA, E.L.G. e FERNANDES, M.N. Biomarker responses as indication of contaminant effects in *Oreochromis niloticus*. **Chemosphere**. v. 89. p. 60-69. 2002.

CETESB. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br>>. Acessado em 02 de janeiro de 2012.

CIZDZIEL, J. V.; TOLBERT C.; BROWN G. Direct analysis of environmental and biological samples for total mercury with for comparison of sequential atomic absorption and fluorescence measurements from a single combustion event. **Spectrochimica Acta Part B**. v. 65, p. 176-180, 2010.

COLE, D.C.; KEARNEY, J.; SANIN, L.H.; LEBLANC, A E WEBER, J.P. Blood mercury levels among Ontario anglers and sport-fish eaters. **Environmental research**. v. 95. p. 305-314. 2004.

CLARKSON, T. W. Mercury: major issues in environmental health. **Environmental health perspective**. v. 100, p. 31-38, 1993.

CONAMA. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução 357. 2005.

COSTA, M. F.; BARBOSA, S. C. T.; BARLETTA, M.; DANTAS, D. V.; KEHRING, H. A.; SEIXAS, T. G.; MALM, O. Seasonal differences in mercury accumulation in *Trichiurus lepturus* (Cutlassfish) in relation to length and weigh in a northeast Brazilian estuary. **Environmental Science Pollution**. Res. v. 16, p. 423-430, 2009.

EL-SAYED, A. Chapter 2: Basic Biology. In: EL-SAYED, A. **Tilapia Culture**. Ed Cabi, United Kingdom. p. 25-29, 2006

ENDO, T.; MINOSHIMA, Y.; HISAMICHI, Y.; KIMURA, O.; HAYASAKA, M.; OGASAWARA, H.; HARAGUSHI, K. Levels of mercury and organohalogen compounds in the muscle and liver of kidako moray eels (*Gymnothorax kidako*) caught off the southern region of Japan. **Biological pharmacological bulletin**. v. 35, n. 10, p. 1745-1751, 2012.

FALKMER, S.; EMDIN, S.D.; OSTBERG, Y.; MATTISON, A.; JOHANSSON-SJÖBECK, M.L. Tumor pathology of the hagfish (*Myxine glutinosa*) and the river lamprey (*Lamprolaima fluviatilis*). **Prognostic experimental tumor research**. v. 20, p. 217-250, 1976.

FAO. FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION. Tilapia: Environmental Biology and Nutritional Requirement. **South Dakota Cooperative Extension Service**. 2010. Disponível em: <http://www.fao.org/fishery/culturedspecies/Oreochromis_niloticus/en>. Acesso em: 4 de setembro de 2012

FERNANDES, C.; FONTAÍNHAS-FERNANDES, A.; MONTEIRO, S. M.; SALGADO, M. A. Changes in plasma electrolytes and gill histopathology in wild *Liza saliens* from the Esmoriz-Paramos coastal lagoon. **Bulletim of Environmental Contamination and Toxicology**. v. 79, p. 301–305, 2007.

FLAMMARION, P.; DEVAUX, A.; NEHLS, S.; MIGEON, B.; NOURY, P.; GARRIC, J. Multibiomarker responses in fish from the Moselle River (France). **Ecotoxicology and environmental safety**. v. 51, p. 145-153, 2002.

GAO, Y.; SHI, A.; LONG, Z.; WU, P.; ZHENG, C.; HOU, X. Determination and speciation of mercury in environmental and biological samples by analytical atomic spectrometry. **Microchemical journal**, v. 103, p. 1-14, 2012

GARRY, V. F.; WESTON, J. T. **Environmental pathology**: new directions. Human pathology. v. 10, n.1, 1979.

GODLEE, F. **Air pollution I**: from pea souper to photochemical smog. British Medical Journal. v. 303, p. 1459-1461, 1991.

GOYER, R. A. Efeitos tóxicos dos metais. In: Klaassen, C. D.; Watkins, J. B. **Toxicologia a ciência básica dos tóxicos** ed Casarett e Doull's. 5 ed. Editora McGraw-Hill de Portugal Ltda. 2001. p. 603.

GÜNGÖRDÜ, A.; ERKEMN, B. e KOLANKAYA, D. Evaluation of spacial and temporal changes in biomarker responses in the common carp (*Cyprinus carpio*) for biomonitoring the Meriç Delta, Turkey. **Environmental toxicology and pharmacology**. v. 33, p. 431-439. 2012.

HASWELL, S. J. **Atomic absorption spectrometry** – theory, design and applications. Amsterdam – Elsevier, 1991.

HEALTH CANADA, 2001. **Advisory**: information on mercury levels in fish. Disponível em:<http://www.hc-sc.gc.ca/English/protection/warnings/2001/2001_60e.htm>. Acessado em 15 novembro 2012.

HILTY, J.; MERENLENDER, A. Faunal indicator taxa selection for monitoring ecosystem health. **Biological Conservation**. v. 92, p. 185-187, 2000.

HSDB. HAZARDOUS SUBSTANCES DATA BANK. Mercury. Em: **Tomes CPS system**. Toxicology, occupational medicine and environmental series. Englewood: Micromedex, 2000. CD-ROM

IANNITTI, T. S.; GATTI, A.; CAPITANI, F.; CETTA, F.; PALMIERI, B. Intracellular heavy metal nanoparticle storage: progressive accumulation within lymph nodes with transformation from chronic inflammation to malignancy. **International Journal of nanomedicine**. v. 5, p. 955- 960, 2010.

INMET. INSTITUTO DE METEOROLOGIA. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?R=home/page&page=rede_estacoes_con v_graf>. Acesso em 25 de setembro de 2012.

JOHNSON, L. L.; ARKOOSH, M. R.; BRAVO, C. F.; COLLIER, T. K.; KRAHN, M. M.; MEADOR, J. P.; MYERS, M. S.; REICHERT, W. L.; STEIN, J. E. The effects of polycyclic aromatic hydrocarbons in fish from Puget sound, Washington. In: DI GIULIO, R.T.; HINTON, D.E. (Eds.). **The toxicology of fishes**, CRC Press, Inc., Boca Raton, Florida, p. 877-924, 2008.

KARR, J.R. Assessment of biotic integrity using fish communities. **Fisheries**. v. 6. n. 6. 1981.

KEHRING, H. A.; COSTA, M.; MOREIRA I; MALM O. Methylmercury and total mercury in estuarine organisms from Rio de Janeiro, Brazil. **Environmental Science Pollution Research**. v. 8, p. 275-279, 2001

KELLY, I.; CLANCY, L. Mortality in a general hospital and urban air pollution. **Irish Journal of Medical Science**. v. 77, p. 322-324, 1984.

KOIVULA, M. J.; KANERVA, M.; SALMINEN, J.; NIKINMAA, M.; EEVA, T. Metal pollution indirectly increases oxidative stress in great tit nestlings. **Environmental Research**. 2011.

KULLANDER, E. **Family Cichlidae (Cichlids)**: Check List of the Freshwater Fishes of South and Central America. p. 605-649, 2003.

LAM, P. K. S.; WU, R. S. S. Use of biomarkers in environmental monitoring. **Scientific and technical advisory panel and global environment facility**. 2003, p. 79.

LE CREN, E. D. The length-weight relationship and seasonal cycle in gonadal weight condition in the perch *Perca fluviatilis*. **Journal Annual Ecology**. v. 20(2), p. 201-219, 1951.

LEADLY, T. A.; BALCH, G.; METCALFE, C. D.; LAZAR, R.; MAZAK, E.; HABOWSKY, J.; HAFFNER, D. Chemical accumulation and toxicological stress in three brown bullhead (*Americus nebulosus*) populations of the Detroit river, Michigan USA. **Environmental Toxicology Chemistry**. v. 17, p. 1756-1766, 1998.

LEE, K.; KWEON, H.; YEO, J.; WOO, S.; HAN, S.; KIM J. Characterization of tyrosine-rich *Antheraea pernyi* silk fibroin hydrolysate. **International Journal of Biological Macromolecules**. v. 48, p. 223-226, 2011.

MACEDO, S. S.; SAKATA, F. M. G. Parques urbanos no Brasil. **São Paulo: EDUSP: Imprensa Oficial**, v.1 , 2002, p. 208.

MOHAN, M.; DEEPA, M.; RAMASAMY, E. V.; THOMAS, A. P. Accumulation of mercury and other heavy metals in edible fishes of Cochin backwaters, Southwest India. **Environmental monitoring assessment**. v. 4, p. 1-13, 2011.

MOREL, F. M. M.; KRAEPIEL, M.; ANNE, M. L. **The chemical cycle and bioaccumulation of mercury**. Disponível em <<http://www.civil.nwu.edu/ehe/Courses/D68/543.pdf>>. Acesso em: 20 de setembro de 2012.

OBASOHAN, E. E. Heavy metals concentrations in the offal, gill, muscle and liver of a freshwater mudfish (*Parachanna obscura*) from Ogba River, Benin city, Nigeria. **African Journal of Biotechnology**. v. 6 (22), p. 2620–2627, 2007.

OMS. ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE. **Mercúrio**. Genebra, OMS, 1978. 148 p.

PERKIN ELMER. Guide to inorganic analysis. **Perkin Elmer Life and Analytical sciences**. Shelton, USA, 2004.

PINHEIRO, C. H. R. **Análise de diferentes fatores na disposição de metais pesados em sedimentos lacustres no Parque Ecológico do Tietê**. Tese (mestrado). 2001, p. 134.

PRASAD, A. S.; OBERLEAS, D. Trace elements in human health disease. **New York: Academic press**, v. 2, p. 453-475, 1976.

QUINÁGLIA, G. A. Caracterização dos níveis basais de contração de metais nos sedimentos do sistema estuarino da baixada santista. Dissertação (doutorado). 2006. p. 269.

RAJESHKUMAR, S.; MUNUSWAMY, N. Impact of metals on histopathology and expression of HSP 70 in different tissues of Milk fish (*Chanos chanos*) of Kaattuppalli Island, South East Coast, India. **Chemosphere**. v. 7, p. 37-53, 2011.

ROBERTS, R. J.; RODGER, H. D. Chapter 3: The pathophysiology and systematic pathology of teleosts. In: ROBERTS, R. J. **Fish pathology**. 4 ed. Wiley-blackwell. 2012, p. 571.

ROCHA, M. L. C. F. **Indicadores ecológicos e biomarcadores de contaminação ambiental na ictiofauna da baía de Santos e do canal de Bertioga, São Paulo, Brasil**. Tese (doutorado) Faculdade de Oceanografia da universidade de São Paulo. Departamento de oceanografia biológica. 2009, 225 p.

RUSSELL, V. S. Pollution: concept and definition. **Biological conservation**. v. 6, n.3, p.157-161, 1974.

SABESP. Disponível em
<http://www.corregolimpo.com.br/corregolimpo/areas_despoluidas/areas_despoluidas.asp>. Acesso em 12 de setembro de 2012.

SCHLENK, D.; HANDY, R.; STEINERT, S.; DEPLEDGE, M.H.; BENSON, W. Biomarkers. In: DI GIULIO, R.T.; HINTON, D.E. The toxicology of fishes, **CRC Press**. Boca Raton, Florida, p. 683-732, 2008.

SECRETARIA DE ENERGIA, RECURSOS HÍDRICOS E SANEAMENTO. DEPARTAMENTO DE ÁGUAS E ENERGIA ELÉTRICA (DAEE). **Parque Ecológico do Tietê: uma idéia a ser aprimorada**. Ver. Águas Energia.1989; 16: 7-13.

SIPAÚBA-TAVARES, L. H. Limnologia aplicada à aquicultura. **São Paulo: FUNEP**. p. 72, 1994.

STEHR, C. M.; MYERS, M. S. JOHSON, L. L.; SPENCER, S.; STEIN, J. E. Toxicopathic liver lesions in English sole and chemical contaminant exposure in Vancouver harbor, Canada. **Marine Environmental Research**. v. 57, p. 55-74, 2003.

SUTER. G. W.; EFROYMSON, R. A.; SAMPLE, B. E.; JONES, D. S. Ecological risk assessment for contaminated sites. **Lewis publishers, boca raton, FL**, 2000, p. 438.

TUCH, D. L. Planejamento orçamentário: SEBRAE/SP. Série piscicultura. **Vitório**. 1999, p. 32.

U.S. EPA – United States Environmental Protection Agency. Disponível em <<http://www.epa.gov/osw/hazard/testmethods/sw846/pdfs/7473.pdf>>. Acesso em: 5 março 2011.

UN. **United Nations Framework Convention on Climate Change**: FCCC/INFORMAL/ 84, 1992.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME (UNEP). **Environmental pollution and impacts on public health**: implications of the Dandora Minicipal dumping site in Nairobi, Kenya. 2007. Disponível em : <http://www.unep.org/urban_environment/pdfs/dandorawastedump-reportsunary.pdf>. Acesso em 22 de maio de 2012.

VALKO, M. ; MORRIS, H.; CRONIN, M. T. D. Metals, toxicity and oxidative stress. **Current medicinal chemistry**, v. 12, p. 1161 e 1208, 2005.

VAN DER OOST, R.; BEYER, J.; VERMEULEN, N. P. E. Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. **Environmental toxicology and pharmacology**, v. 13, p. 57-149, 2003.

WALKER, D.; BAUMGARTNER, D.; FITZSIMMONS, K.; GERBA, C. P. Chapter 18: Surface water pollution. In: PEPPER, I. L.; GERBA, C. P.; BRUSSEAU, M. L. **Environmental and pollution science**. 2nd ed. p. 532, 2001.

WATANABE, N.; TAYAMA, M.; INOUE, M.; YASUTAKE, A. Distribution and chemical form of mercury in commercial fish tissues. **The journal of toxicological sciences**. v. 37, n. 4, p. 853-861, 2012.

WHO. WORLD HEALTH ORGANIZATION. Mercury – environmental aspects. Geneva. **Environmental health criteria**, v. 86, 1989, p.115.

WOLTERBEEK, B. Biomonitoring of trace element air pollution principles: possibilities and perspectives. **Environment pollution**. v. 120, p. 11-21, 2002

YAMAMOTO, M. E. Comportamento social de primatas do gênero *Callithrix* em cativeiro. In: RYLANDS, A. B.; VALE, C.(Org.). A primatologia no Brasil. **Belo horizonte: Littera maciel/biodiversitas**, v. 3, p. 63-81, 1991.

YANCEY, D. R. Manual de criação de peixes. 2 ed. **Campinas-SP: Fundação Cargill**, 1985, p. 110.

ZOOK, B. C.; SAUER, R. M. Leucoencephalomyelosis in nonhuman primates associated with lead poisoning. **Journal of wildlife diseases**. v 9, p. 61-64, 1973.

APÊNDICE 1

Necropsia Tilápia do Nilo Hora início:

Identificação: _____ **Data:** / / **Sexo:**()M ()F **Peso:** _____ kg

Idade estimada: _____ semanas **Sangue:** _____ mL **Procedência:** ()PI ()PET

Ponto: ()A ()B ()C **Comprimento Total:** _____ cm **Comprimento Padrão:** _____ cm

Exame externo - (brilho dos olhos, integridade das escamas, escamas):

Macroscopia – Tamanho Formato Cor Consistência Conteúdo

Órgãos/ Quantidade	Téc.	Material	Alterações macroscópicas e Observações
Hepatopâncreas/ 1 frag	B	01 Placa de petri	
Hepatopâncreas/16 frag – (4frag/alumínio)	D	04 Alumínio	
Baço/ 16 frag	D	04 Alumínio	
Gônada/ 16 frag	D	04	

		Alumínio	
Brânquias/ 16 frag	D	04 Alumínio	
Brânquias/ 1 frag (02 espátulas de plástico)	I	Eppendorf e espátulas	
Brânquias/1 frag	E	Saco pipoca	
Osso brânquia/ 1 frag	I	Eppendorf	Hora ICP-MS:
Hepatopâncreas	V	Sp pequeno	
TGI/ 3 frag (ID, IG e estomago)	V	Sp pequeno	
Brânquias	V	Sp pequeno	
Hepatopâncreas	H M	Formol/ sp	
TGI/ 3 frag (ID, IG e estomago)	H	Formol/ sp	
Brânquias	H M	Formol/ sp	
Baço	H M	Formol/ sp	
Gônadas	H	Formol/ sp	
Rim	H M	Formol/ sp	
Coração	H	Formol/ sp	
Músculo	H	Formol	
Osso	H	Formol	
Pele e escamas com alteração	H	Formol	
Escamas	M	sp	
Músculo	M	sp	
Osso	M	sp	

Olho com alteração	H	Formol	
Encéfalo	H	Formol	

B- cultura bacteriana; H- Histopatológico; V- virologia; D- aduto de DNA e cometa; M- metais pesados; E- EDX; I-ICP-MS

APÊNDICE 2

Tabela 2 - Distribuição da caracterização dos animais segundo identificação, gênero, tamanho (cm), peso (grama), idade estimada (semanas), condição corpórea, fator de condição relativa, fase, ponto de coleta e procedência

ID	Gênero	Tamanho (cm)	Peso (g)	Idade estimada (semanas)	Condição corpórea	Fator de condição relativa	Fase	Ponto de coleta	Procedência
1	M	36	770	45	1	0,836	1	A	PI
2	M	38	719,5	45	1	0,782	1	A	PI
3	M	42	1142	45	2	1,241	1	A	PI
4	F	36	910,5	45	2	0,989	1	A	PI
5	F	27,7	368	32	1	0,751	1	A	PI
6	M	35	874	41	2	1,053	1	A	PI
7	F	31	555	38	1	0,765	1	A	PI
8	F	42	560	50	1	0,608	1	A	PI
9	M	37	880	45	1	0,956	1	A	PI
10	M	34	851	41	1	1,025	1	A	PI
11	F	32	1430	38	2	1,972	1	B	PI
12	M	36	1350	45	2	1,467	1	B	PI
13	F	27	311	29	1	0,706	1	B	PI
14	M	36	726	45	1	0,789	1	B	PI
15	M	35	941,4	41	2	1,134	1	B	PI
16	F	34	626	41	0	0,754	1	B	PI
17	M	31	554	38	1	0,764	1	B	PI
18	F	34	712,5	41	1	0,858	1	B	PI
19	M	45	1480	50	2	1,608	1	B	PI

ID	Gênero	Tamanho (cm)	Peso (g)	Idade estimada (semanas)	Condição corpórea	Fator de condição relaiva	Fase	Ponto de coleta	Procedência
20	F	38	890	45	2	0,967	1	B	PI
21	M	35	848	41	1	1,021	1	C	PI
22	M	32	739,5	38	1	1,02	1	C	PI
23	M	33	781	38	2	1,077	1	C	PI
24	F	32	531,5	38	1	0,733	1	C	PI
25	M	34	642	41	1	0,773	1	C	PI
26	M	36	799	45	1	0,868	1	C	PI
27	M	37	854	45	0	0,928	1	C	PI
28	F	31	672,5	38	1	0,927	1	C	PI
29	F	30	460	35	1	0,779	1	C	PI
30	M	35	938	41	1	1,13	1	C	PI
31	M	33,4	703,5	38	1	0,97	1	B	PET
32	F	25	324	27	1	0,939	1	B	PET
33	M	25	299,5	27	1	0,868	1	B	PET
34	M	25	286	27	1	0,828	1	B	PET
35	M	39	965	45	1	1,048	2	A	PI
36	M	36,5	725	45	0	0,788	2	A	PI
37	F	30	579,5	35	1	0,982	2	A	PI
38	M	39	853	45	0	0,927	2	A	PI
39	F	30	414	35	0	0,701	2	A	PI
40	F	30	424	35	0	0,718	2	A	PI
41	F	32,7	513,5	38	1	0,708	2	A	PI
42	M	37	782	45	1	0,85	2	A	PI

ID	Gênero	Tamanho (cm)	Peso (g)	Idade estimada (semanas)	Condição corpórea	Fator de condição relaiva	Fase	Ponto de coleta	Procedência
43	F	30	476	35	1	0,806	2	A	PI
44	M	44	1230	50	1	1,336	2	B	PI
45	F	32	517	38	0	0,713	2	B	PI
46	F	33	578	38	1	0,797	2	B	PI
47	F	31	509	38	1	0,702	2	B	PI
48	M	34	610,5	41	1	0,452	2	B	PI
49	M	36	662,5	45	1	0,682	2	B	PI
50	F	35	375,5	41	0	0,708	2	B	PI
51	M	29,5	402,5	35	0	0,637	2	B	PI
52	F	31,2	462,5	38	0	0,702	2	B	PI
53	F	30	414,5	35	0	0,984	2	C	PI
54	M	35	817	41	1	0,916	2	C	PI
55	M	37	843	45	0	0,916	2	C	PI
56	M	37	803	45	1	0,872	2	C	PI
57	F	32	485	38	0	0,668	2	C	PI
58	F	33,5	537	38	0	0,74	2	C	PI
59	M	39	866,5	45	1	0,941	2	C	PI
60	F	32	489	38	0	0,674	2	C	PI
61	M	32,5	572,5	38	1	0,789	2	C	PI
62	F	33	606,5	38	1	0,898	2	C	PI
63	F	34	745,5	41	1	0,836	2	B	PET
64	M	27	915	29	0	2,079	2	B	PET
65	F	22	187	24	1	0,831	2	B	PET

ID	Gênero	Tamanho (cm)	Peso (g)	Idade estimada (semanas)	Condição corpórea	Fator de condição relaiva	Fase	Ponto de coleta	Procedência
66	M	28	353	32	1	0,72	2	B	PET
67	F	26	336	29	1	0,763	2	B	PET
68	M	28	537	32	1	1,095	2	B	PET

APÊNDICE 3

Tabela 30 - Distribuição das principais alterações macroscópicas observadas na pele e anexos, olhos, cavidade celomática, hepatopâncreas e brânquias das tilápias do Nilo estudadas

Órgão	Alteração macroscópica	Número de casos	Frequência (%)
Pele e anexos	Lesão erodoulcerativas	27	39,71
	Lesão crostosa	3	4,41
Olho	Lesão ocular em estágio final irreversível unilateral	8	11,76
	Lesão ocular em estágio final irreversível bilateral	1	1,45
	Exoftalmia	4	5,88
	Edema unilateral	12	17,64
	Edema bilateral	5	7,35
	Úlcera	3	4,41
Branquias	Branquite crônica	27	39,71
	Fusão de filamentos	3	4,41
Hepatopâncreas	Hepatomegalia	27	39,71
	Nódulos	6	8,82
	Cistos	2	2,94
Cavidade celomática	Ascite	14	20,58
	Ausência de tecido adiposo	9	13,23
Baço	Esplenomegalia	8	11,76
	Nódulos	9	13,23