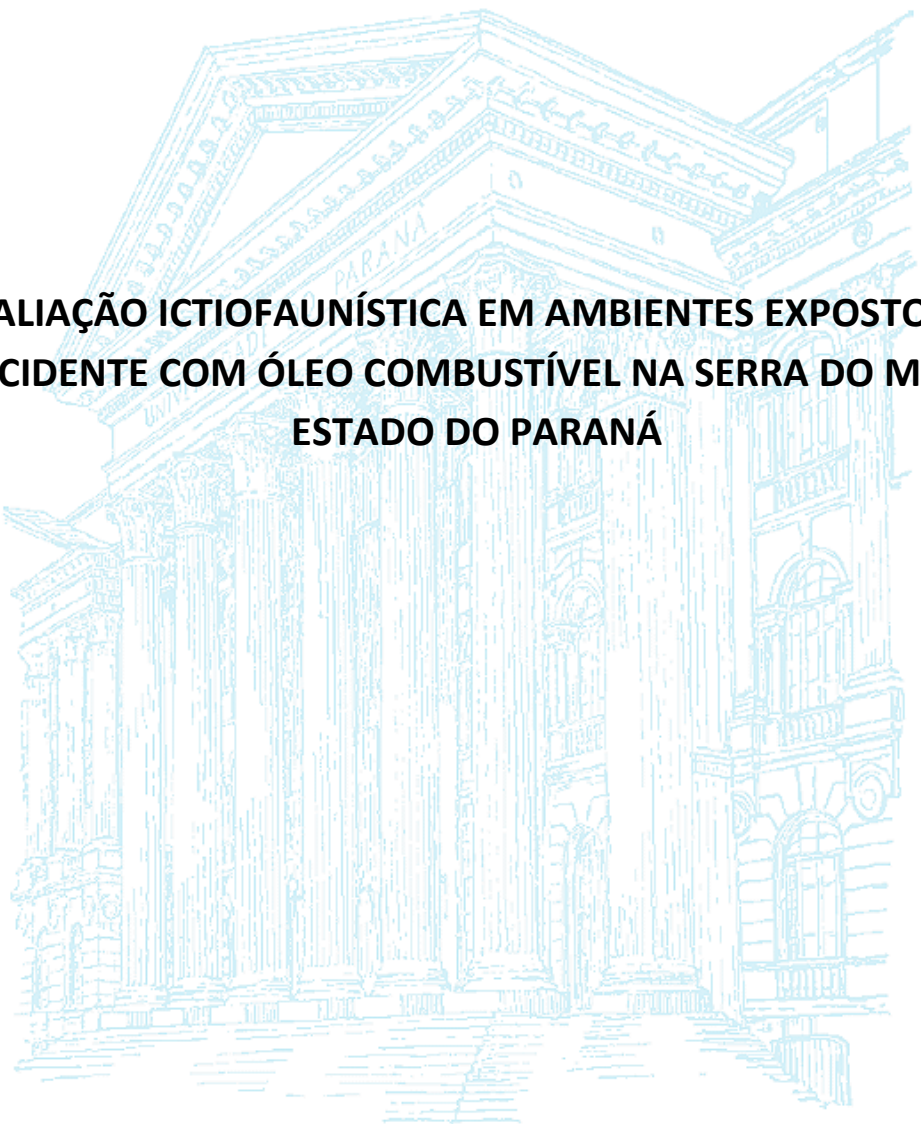


UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

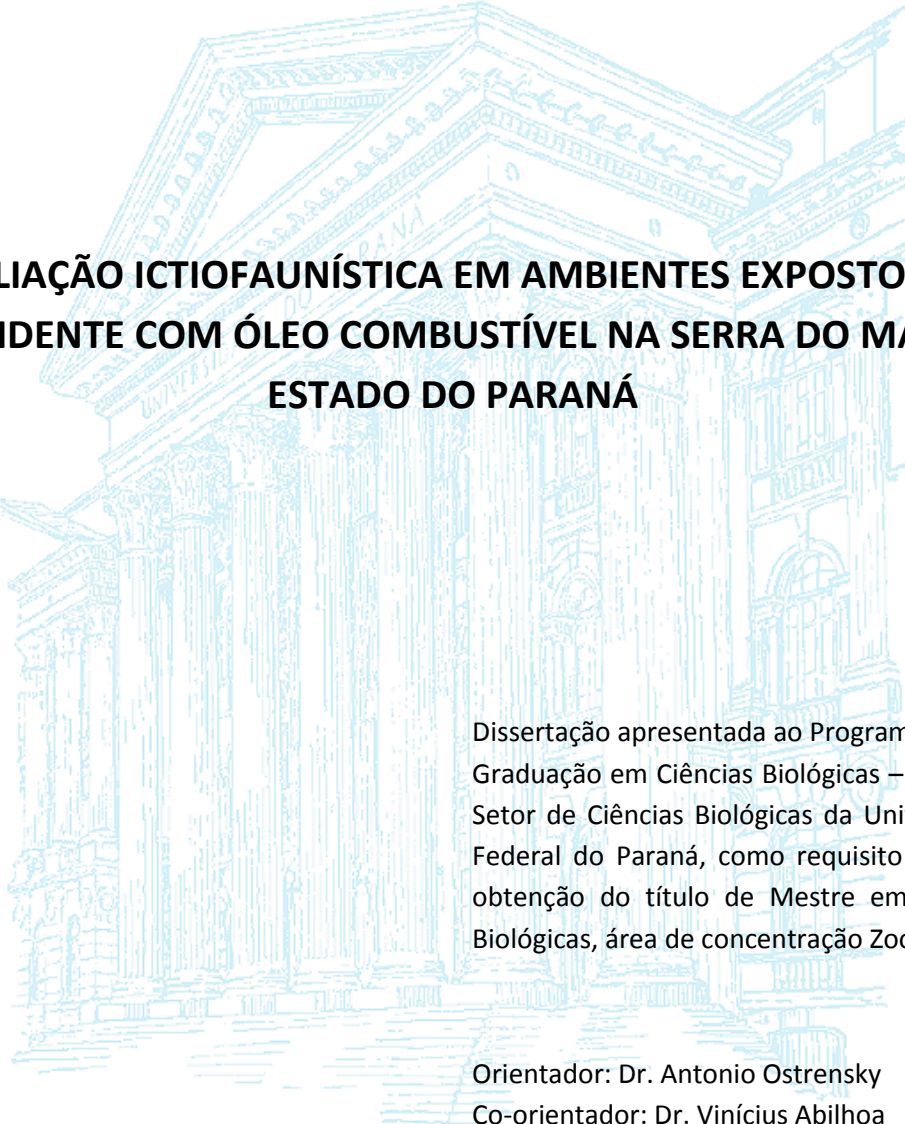
SETOR DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS



**AVALIAÇÃO ICTIOFAUNÍSTICA EM AMBIENTES EXPOSTOS AO
ACIDENTE COM ÓLEO COMBUSTÍVEL NA SERRA DO MAR,
ESTADO DO PARANÁ**

CURITIBA
2012

ALINE HORODESKY



**AVALIAÇÃO ICTIOFAUNÍSTICA EM AMBIENTES EXPOSTOS AO
ACIDENTE COM ÓLEO COMBUSTÍVEL NA SERRA DO MAR,
ESTADO DO PARANÁ**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas – Zoologia, Setor de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas, área de concentração Zoologia.

Orientador: Dr. Antonio Ostrensky
Co-orientador: Dr. Vinícius Abilhoa

CURITIBA
2012

APRESENTAÇÃO

No dia 16 de fevereiro de 2001 ocorreu um acidente na Serra do Mar Paranaense envolvendo o rompimento do poliduto OLAPA (Oleoduto Araucária-Paranaguá), que interliga a Refinaria Presidente Getúlio Vargas (REPAR), localizada no município de Araucária, ao Terminal de Paranaguá, ocasionando o vazamento de aproximadamente 52 mil litros de óleo diesel.

O rompimento do duto teria sido ocasionado pela acomodação de terra após um período de intensas chuvas. O óleo vazado atingiu áreas distantes cerca de 28 quilômetros do local do acidente. Trechos de serra, os rios Carambuí, do Meio, Sagrado, dos Neves e Nhundiaquara, localizados em Morretes assim como a Baía de Antonina (litoral do estado) foram atingidos pelo óleo diesel. No total foram instaladas cinco barreiras de contenção no percurso dos rios atingidos, e realizadas diversas operações de retirada do óleo para tentar minimizar e/ou impedir que o óleo se espalhasse a jusante.

Após o acidente, o Grupo Integrado de Aquicultura e Estudos Ambientais (GIA), da Universidade Federal do Paraná, UFPR, realizou um diagnóstico técnico para avaliar as dimensões do impacto que este acidente causou sobre a comunidade íctica do ambiente atingido. Neste caso, não existiam dados pretéritos que pudessem embasar uma avaliação do tipo antes/depois do acidente, método mais utilizado para indicar respostas sobre o grau de impacto e/ou de recuperação ambiental.

Na ocasião, para diagnosticar e avaliar o grau de alterações sofridas pela ictiofauna dos rios atingidos foi utilizada uma metodologia que consistiu em buscar rios que apresentassem características fisiográficas (regime de vazão, tipo de sedimento do leito, altitude, proximidade dos rios impactados, entre outros), semelhantes aos rios afetados, para uma análise comparativa da ictiofauna presente em rios expostos e não expostos ao óleo. Essa comparação do sistema impactado com três outros rios da mesma região visava minimizar erros de avaliação associados à variabilidade natural existente entre os rios.

Os rios não impactados escolhidos para este estudo foram os rios do Pinto, Passa Sete e Marumbi, todos nas proximidades e com características ambientais muito semelhantes às aquelas observadas no sistema impactado (rio do Meio e Sagrado).

A ictiocenose e suas características bioecológicas foram utilizadas como bioindicadoras multidimensionais da qualidade ambiental e de sua variação temporal e espacial, ao longo dos ambientes impactados.

O objetivo deste trabalho foi realizar um estudo buscando avaliar se, passados mais de dez anos daquele acidente, existem evidências de alterações na comunidade ictíca que

possam ser relacionadas ao óleo derramado. Análises ecológicas e reprodutivas das espécies encontradas nestes locais possibilitaram esta avaliação.

Para isso, a dissertação foi estruturada em três artigos independentes, nos quais serão abordados os seguintes temas:

- Artigo I: Análise ecológica da comunidade íctiofaunística em ambientes afetados por vazamento de óleo diesel na Serra do Mar paranaense: cenário observado dez anos após o acidente;
- Artigo II: Estrutura populacional de peixes da Serra do Mar paranaense: uma abordagem comparativa entre ambientes expostos e não expostos a óleo diesel;
- Artigo III: Estudo reprodutivo de três espécies de peixes indicadores da qualidade ambiental em riachos da Serra do Mar paranaense.

“O diabo mora nos detalhes!”

Dito popular

AGRADECIMENTOS

Ao professor Antonio Ostrensky (orientador) pela oportunidade de fazer parte de sua equipe, por todo o tempo despendido compartilhando seus ensinamentos e suas ideias, pelo exemplo de profissional e de pessoa.

Ao professor Vinícius Abilhoa pela orientação, por compartilhar suas experiências ictiológicas, e pelas várias horas de discussão sobre o trabalho.

À Pós-Graduação em Zoologia pela oportunidade de ser aluna de mestrado do programa. E a Capes pela bolsa cedida dando suporte financeiro.

À Petrobras pelo financiamento do projeto, e ao Grupo Integrado de Aquicultura e Estudos Ambientais (GIA) pela execução do mesmo.

Aos professores Dr. Oscar Akio Shibatta, Dr. Luis Fernando Fávaro e a PhD. Débora Pestana que atenderam ao nosso pedido de compor a banca de defesa, compartilhando seus conhecimentos e experiências para avaliação deste trabalho.

A toda equipe do laboratório do Grupo de Pesquisas Ictiológicas do Museu de História Natural do Capão da Imbuia (GPI-MHNCI) pelas identificações e discussões sobre ictiologia.

A toda equipe do GIA, por terem me acolhido nestes dois anos de mestrado, em especial aos colegas de laboratório (Thayzi, Aline Gumiela, Gisele, Giorgi), às estagiárias Michele e Priscila pelas risadas e horas de processamento do material.

Ao Msc. Roberto Montanhini pelas sugestões de análises estatísticas e por todo tempo despendido.

Em especial, agradeço a equipe de coleta Octopus (Adriano, Diego, Diogo e Lineu), pelas experiências em campo e pelo companheirismo, pelos inúmeros dias de campo cansativos, mas que valeram muito à pena. Podem ter certeza que essa dissertação é de vocês também. Obrigada!

Às pessoas que direta ou indiretamente contribuíram para a conclusão deste trabalho.

MUITO OBRIGADA!!!

SUMÁRIO

APRESENTAÇÃO	II
AGRADECIMENTOS	V
SUMÁRIO	VI
LISTA DE FIGURAS	VIII
LISTA DE TABELAS	IX
RESUMO.....	XI
CAPÍTULO I	1
ANÁLISE ECOLÓGICA DA COMUNIDADE ICTIOFAUNÍSTICA EM AMBIENTES EXPOSTOS E NÃO EXPOSTOS POR VAZAMENTO DE ÓLEO DIESEL NA SERRA DO MAR PARANAENSE: CENÁRIO OBSERVADO DEZ ANOS APÓS O ACIDENTE.....	1
RESUMO.....	2
Introdução	2
Métodos.....	4
<i>Área de estudo</i>	4
<i>Amostragem</i>	6
<i>Processamento</i>	6
<i>Análise dos dados</i>	7
Resultados.....	8
Discussão	16
Referências	20
CAPÍTULO II	25
ESTRUTURA POPULACIONAL DE PEIXES DA SERRA DO MAR PARANAENSE: UMA ABORDAGEM COMPARATIVA ENTRE AMBIENTES EXPOSTOS E NÃO EXPOSTOS A ÓLEO DIESEL	25
RESUMO.....	26
INTRODUÇÃO.....	26
MATERIAL E MÉTODOS.....	28
<i>Área de estudo</i>	28
<i>Amostragem</i>	29
<i>Processamento</i>	30
<i>Análise dos dados</i>	31
RESULTADOS	32
<i>Fatores abióticos</i>	32
<i>Fatores bióticos</i>	34
DISCUSSÃO.....	39
REFERÊNCIAS	42
CAPÍTULO III	46
ESTUDO REPRODUTIVO DE TRÊS ESPÉCIES DE PEIXES UTILIZADAS COMO INDICADORAS DA QUALIDADE AMBIENTAL EM RIACHOS DA SERRA DO MAR PARANAENSE	46
Resumo	47
Introdução	47
Material e métodos	49
<i>Área de estudo</i>	49

Amostragem	50
Processamento	51
Análise dos dados	51
Resultados.....	55
Discussão	65
Referências	68

LISTA DE FIGURAS

Fig. 1 Localização dos rios monitorados na Serra do Mar paranaense e as respectivas bases amostrais utilizadas. Destaque para o oleoduto e a indicação (*) do local onde aconteceu o acidente.....	6
Fig. 2 Análise de cluster pelo método de ligações completas (distância euclidiana) agrupando as bases amostrais de acordo com suas características abióticas.....	10
Fig. 3 Análise não-paramétrica de escalonamento multidimensional (MDS), realizada agrupando todos os rios, suas respectivas bases amostrais em cada campanha amostral.....	13
Fig. 4 Análise não-paramétrica de escalonamento multidimensional (MDS), realizada agrupando os rios controle e tratamento, em cada campanha amostral.....	14
Fig. 5. Localização dos rios monitorados na Serra do Mar paranaense e as respectivas bases amostrais utilizadas. Destaque para o oleoduto e a indicação (*) do local onde aconteceu o acidente.....	29
Fig. 6. Análise de cluster pelo método de ligações completas (distância euclidiana) agrupando as bases amostrais nos diferentes rios de acordo com suas características abióticas.....	34
Fig.7 Localização dos rios monitorados na Serra do Mar paranaense e as respectivas bases amostrais utilizadas. Destaque para o oleoduto e a indicação (*) do local onde aconteceu o acidente.....	50
Fig.8 Análise de cluster pelo método de ligações completas (distância euclidiana) agrupando as bases amostrais de acordo com suas características abióticas.....	57
Fig.9 Fotomicrografias dos estádios de maturação gonadal encontrados nas fêmeas. Coloração em hematoxilina de Harris e eosina. a) Gônada em estágio imaturo; b) Gônada em estágio de maturação inicial; c) Gônada em estágio de maturação final; d) Gônada em estágio maturo; e) Gônada de uma fêmea de <i>M. microlepis</i> inseminada, evidenciando a presença de ovócitos (o) e espermatozóides (e).	60
Fig.10 Fotomicrografias dos estádios de maturação gonadal encontrados nos machos. Coloração em hematoxilina de Harris e eosina. a) Gônada em estágio imaturo; b) Gônada em estágio de maturação c) Gônada em estágio maturo; d) Gônada espermiada.	61

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 Descrição das características fisiográficas das bases amostrais (coordenadas geográficas, elevação, largura e profundidade). UTM (Universal Transversa de Mercator), zona: 22 J.	4
Tabela 2 Parâmetros físicos e químicos analisados na água dos rios analisados.	6
Tabela 3 Valores médios dos parâmetros abióticos mensurados nas bases amostrais para cada rio. T (temperatura), OD (oxigênio dissolvido), C (condutividade elétrica). Letras diferentes indicam diferença estatística ($p < 0,05$) entre os rios.	9
Tabela 4 Distribuição e abundância das espécies capturadas nos rios avaliados.	11
Tabela 5 Formação de pares entre os rios avaliados para comparações, mostrando os valores de R e o nível de significância estatística. $p < 0,05$ significa diferença estatística significativa determinada pelo teste de ANOSIM.....	14
Tabela 6 Contribuição percentual das espécies para a similaridade obtidas a partir da análise de SIMPER, discriminados conforme o rio estudado. Valores expressos em %.	15
Tabela 7 Contribuição percentual das espécies para a dissimilaridade entre os rios. Valores obtidos a partir da análise de SIMPER, discriminados conforme o rio estudado – Meio (M), Sagrado (S), Pinto (P), Passa Sete (PS) e Marumbi (Ma). Valores expressos em %.	16
Tabela 8. Descrição das características fisiográficas das bases amostrais (coordenadas geográficas, elevação, largura e profundidade). UTM (Universal Transversa de Mercator), zona: 22 J.	28
Tabela 9. Parâmetros físicos e químicos analisados na água dos rios analisados.	30
Tabela 10. Valores médios dos parâmetros abióticos mensurados nas bases amostrais para cada rio. T (temperatura), OD (oxigênio dissolvido), C (condutividade elétrica).....	33
Tabela 11. Distribuição e abundância de indivíduos nas diferentes famílias coletadas nos cinco rios avaliados.....	35
Tabela 12. Frequência de ocorrência das espécies capturadas nos cinco rios estudados.	35
Tabela 13. Valores médios e intervalo de confiança das variáveis biométricas das espécies capturadas nos cinco rios avaliados.	36
Tabela 14. Teste de Proporção envolvendo o número de diferenças estatísticas significativas obtidas através do teste estatístico de Kolmogorov Smirnov, aplicado às variáveis biométricas analisadas em peixes dos rios Tratamento (Meio e Sagrado) e Controle (Pinto, Passa Sete e Marumbi).	39
Tabela 15. Descrição das características fisiográficas das bases amostrais (coordenadas geográficas, elevação, largura e profundidade). UTM (Universal Transversa de Mercator), zona: 22 J.	49
Tabela 16. Parâmetros físicos e químicos analisados na água dos rios analisados.	51
Tabela 3. Fases do desenvolvimento ovocitário.....	52
Tabela 4. Estádios de maturidade sexual observado em fêmeas.	53

Tabela 17. Fases do desenvolvimento testicular.....	54
Tabela 17 Valores médios dos parâmetros abióticos mensurados nas bases amostrais para cada rio. T (temperatura), OD (oxigênio dissolvido), C (condutividade elétrica).....	56
Tabela 18 Número de fêmeas, machos e de indivíduos de sexo indeterminado coletados de cada espécie indicadora estudada.....	58
Tabela 19 Número de peixes submetidos ao teste de proporção sexual para as três espécies em estudo. Letras diferentes indicam diferença significativa pelo teste de Qui-Quadrado ($p < 0,05$) em relação a animais coletados em uma mesma base amostral.	58
Tabela 20 Número de peixes submetidos ao teste de proporção sexual para as três espécies em estudo nas diferentes estações do ano. Letras diferentes indicam diferença significativa pelo teste de Qui-Quadrado ($p < 0,05$) em relação a animais coletados em uma mesma base amostral.....	59
Tabela 21 Predominância e variação dos estádios de maturação gonadal para machos (M) e fêmeas (F) nas três espécies estudadas no grupo Controle e Tratamento. Em machos: I (imaturo), IV (maturo), V (em maturação), VI (espermiado); Em fêmeas: I (imaturo), II (maturação inicial), III (maturação final), IV (maturo).	61
Tabela 22 Predominância e variação dos estádios de maturação para machos (M) e fêmeas (F) nas três espécies estudadas nos diferentes rios. Em machos: I (imaturo), IV (maturo), V (em maturação), VI (espermiado); Em fêmeas: I (imaturo), II (maturação inicial), III (maturação final), IV (maturo).	62
Tabela 23 Número total de espécimes coletados de <i>Mimagoniates microlepis</i> nos diferentes estádios de maturação gonadal nos cinco rios avaliados. Machos: I (imaturo), IV (maturo), V (em maturação), VI (espermiado); Fêmeas: I (imaturo), II (maturação inicial), III (maturação final), IV (maturo).	63
Tabela 24 Número total de espécimes coletados de <i>Rineloricaria</i> sp. nos diferentes estádios de maturação gonadal nos cinco rios avaliados. Machos: I (imaturo), IV (maturo), V (em maturação), VI (espermiado); Fêmeas: I (imaturo), II (maturação inicial), III (maturação final), IV (maturo).	63
Tabela 25 Número total de espécimes coletados de <i>Scleromystax barbatus</i> nos diferentes estádios de maturação gonadal nos cinco rios avaliados. Machos: I (imaturo), IV (maturo), V (em maturação), VI (espermiado); Fêmeas: I (imaturo), II (maturação inicial), III (maturação final), IV (maturo).	64

RESUMO

Em 16 de fevereiro de 2001 ocorreu um incidente envolvendo vazamento de óleo diesel do poliduto OLAPA, na Serra do Mar, no estado do Paraná. Logo após o rompimento de uma tubulação, parte do óleo vazado atingiu diversos rios da região expondo-os aos contaminantes encontrados neste derivado de petróleo. Dez anos após este acidente o presente trabalho objetivou avaliar em termos de comunidade, população e indivíduo se há indícios de alterações na ictiocenose encontrada nestes ambientes. Para isso, foram escolhidos os rios do Meio e Sagrado (Tratamento) por terem sido expostos ao óleo, assim como três outros rios (Pinto, Passa Sete e Marumbi) não expostos ao óleo, entretanto, com características ambientais semelhantes às aquelas apresentadas pelos rios expostos. Apesar de apresentarem semelhanças para a altitude, regime de vazão e proximidade, os parâmetros físicos e químicos ao serem avaliados demonstraram que os cinco rios estudados possuem maior similaridade entre as bases de um mesmo rio que propriamente entre bases supostamente semelhantes, mas localizadas em rios diferentes. A composição de espécies da comunidade ictíica encontrada nos rios estudados, assim como os parâmetros biométricos mensurados nas espécies coletadas, diferiram entre os grupos Tratamento e Controle e conseqüentemente entre os rios. Ao realizar testes de proporção para as variáveis biométricas que apresentaram diferenças significativas não foi constatado diferenças expressivas entre elas. Os parâmetros reprodutivos representados pela proporção sexual e desenvolvimento gonadal demonstraram que as três espécies escolhidas como indicadoras da qualidade ambiental (*Mimagoniates microlepis*, *Scleromystax barbatus* e *Rineloricaria* sp.) apresentaram uma dinâmica reprodutiva estabilizada e que as diferenças encontradas entre os estádios de maturação gonadal está relacionado ao baixo número de espécimes coletados no grupo Tratamento. A partir dos resultados encontrados foi possível concluir que a comunidade ictíica, a estrutura da população e os aspectos reprodutivos estão sendo fortemente influenciadas pelas características ambientais encontradas nos diferentes rios, não demonstrando evidências expressivas de alterações causadas pelo vazamento de óleo dez anos antes.

CAPÍTULO I¹

ANÁLISE ECOLÓGICA DA COMUNIDADE ICTIOFAUNÍSTICA EM AMBIENTES EXPOSTOS E NÃO EXPOSTOS POR VAZAMENTO DE ÓLEO DIESEL NA SERRA DO MAR PARANAENSE: CENÁRIO OBSERVADO DEZ ANOS APÓS O ACIDENTE

¹ Submissão à revista *Freshwater Biology*

RESUMO

Um acidente, ocorrido em fevereiro de 2001 e ocasionado pelo rompimento do Oleoduto Araucária-Paranaguá (OLAPA), causou o vazamento de aproximadamente 52 mil litros de óleo diesel, sendo que parte desse volume atingiu rios da Serra do Mar paranaense, Brasil. O objetivo deste trabalho foi avaliar se, passados dez anos do acidente, as comunidades ictíicas que habitam os ambientes expostos ao vazamento de óleo apresentam evidências de alterações que possam ser correlacionadas ao acidente. O monitoramento da comunidade ictiofaunística foi realizado em cinco rios da região afetada pelo acidente, sendo dois considerados como Tratamento por terem sido expostos ao óleo na época do acidente (rio do Meio e rio Sagrado), e três escolhidos como Controle, por apresentarem características ambientais compatíveis àquelas dos rios expostos ao óleo (Pinto, Passa Sete e Marumbi). No entanto, análises de qualidade da água (temperatura, concentração (mg/L) e saturação (%) de oxigênio dissolvido, pH e condutividade elétrica) indicaram haver maior similaridade entre as bases de um mesmo rio que propriamente entre bases localizadas em rios diferentes. A composição e a diversidade das comunidades ictíicas também foram distintas entre os grupos estudados (Controle e Tratamento), assim como entre os diferentes rios avaliados. Os resultados obtidos não possibilitam a rejeição da hipótese desses resultados estarem relacionados ao acidente ocorrido há dez anos. Porém, há evidências consistentes de que a distribuição e a composição das comunidades ictiofaunísticas dos rios estudados estejam relacionadas às características ambientais intrínsecas de cada rio estudado e não à contaminação ambiental pelo óleo derramado.

Introdução

Um acidente ocasionado pelo rompimento do poliduto OLAPA (Oleoduto Araucária-Paranaguá), na Serra do Mar, estado do Paraná, Brasil, em fevereiro de 2001, causou o vazamento e a dispersão de cerca de 52 mil litros de óleo diesel por diversos rios localizados nesta região. Dentre os trechos afetados encontraram-se os rios Carambuí, do Meio, Sagrado, Neves e Nhundiaquara, localizados no município de Morretes.

No total foram instaladas cinco barreiras de contenção no percurso dos rios atingidos para tentar minimizar e/ou impedir que o óleo se espalhasse a jusante. Ainda assim, o óleo se dispersou por uma distância de cerca de 28 quilômetros do local do acidente.

Segundo a American Petroleum Institut (1994) a dimensão da área afetada por derramamentos de óleo é o que determina seu efeito sobre o meio ambiente, sendo que o grau de impacto causado no local depende de uma variedade de fatores, incluindo as características do próprio petróleo.

De acordo com Ullrich & Millemann (1983) o óleo diesel é uma mistura complexa de alcanos (normais, ramificados e cíclicos, formando de 60-90% do volume), compostos aromáticos, especialmente alquilbenzenos (5-40% do volume) e pequenas quantidades de

alquenos (0-10% do volume). Sua solubilidade em água é baixa e a densidade na faixa de 0,82-0,85 Kg/l faz com que quando derramados em riachos o óleo flutue e a exposição seja menor.

Os elementos mais tóxicos encontrados em seus compostos são reduzidos com o intemperismo, através da exposição ao ar, a luz solar, a dinâmica da água, e de microorganismos que realizam a biodegradação (American Petroleum Institut, 1994). Entretanto, essas taxas de redução dependem de fatores físicos e químicos encontrados na área do derramamento (Pritchard & Karlson, 2002).

Os peixes podem ser afetados diretamente pelo óleo através da respiração ou ingestão do composto petrolífero e/ou da contaminação de seus alimentos; por meio de alterações da sua capacidade reprodutiva, ou por redução das suas chances de sobrevivência (Parrott et al, 1999). Algumas espécies podem apresentar crescimento reduzido, alterações no fígado, nos batimentos cardíacos e na respiração (French-McCay, 2009).

A integração de estudos em nível dos indivíduos, populações e comunidades é essencial para a compreensão dos efeitos da poluição causada por óleo sobre a ictiofauna. Variações nas respostas individuais à exposição aos hidrocarbonetos podem ter efeitos negativos sobre a dinâmica e sobre a estabilidade das comunidades (Bowyer *et al.*, 2003). Contudo, os trabalhos realizados com organismos aquáticos continentais que buscam compreender os efeitos do óleo sobre as comunidades aquáticas estão focados principalmente em temas como macroinvertebrados (Crunkilton & Duchrow, 1990; Smith *et al.*, 2010), microinvertebrados (Lytle & Peckarsky, 2001), em métodos moleculares de detecção dos efeitos do óleo (Lee *et al.*, 2011), no uso de peixes como bioindicadores (Zhang *et al.*, 2003; Damásio *et al.*, 2007; Silva *et al.*, 2009; Wang *et al.*, 2010), nos efeitos toxicológicos (Moles, 1998; Bhattacharyya *et al.*, 2003; Akaishi *et al.*, 2004), histopatológicos (Boeger *et al.*, 2003; Giari *et al.*, 2011; Troncoso *et al.*, 2011) e reprodutivos (Blazer, 2002; Ferreira *et al.*, 2011). Poucos, porém, são os estudos que abordam especificamente os impactos causados por hidrocarbonetos sobre sistemas aquáticos continentais e, principalmente, sobre a dinâmica das comunidades de peixes (com destaque para Hampton *et al.*, 2002; Damásio *et al.*, 2007; Kubach *et al.*, 2011; Liess & Beketov, 2011).

O estudo das comunidades biológicas de peixes reflete a integridade ecológica total dos ecossistemas, integrando os efeitos dos agentes impactantes e fornecendo uma medida agregada dos impactos (Barbour et al., 1999). As comunidades biológicas de ecossistemas aquáticos são formadas por organismos que apresentam adaptações evolutivas a determinadas condições ambientais e apresentam limites de tolerância a diferentes alterações das mesmas (Alba-Tercedor, 1996). Desta forma, o monitoramento biológico constitui-se como

uma ferramenta na avaliação das respostas destas comunidades biológicas a modificações nas condições ambientais originais.

Segundo Mosbech (2004), cada habitat aquático apresenta diferentes graus de sensibilidades à derramamentos de petróleo. Além de afetar vários dos parâmetros abióticos, os hidrocarbonetos também podem afetar os sistemas biológicos, alterando sua variabilidade natural ao longo do tempo dependendo do tipo de composto que foi derramado (Mosbech, 2004).

Este trabalho tem como objetivo avaliar se, passados dez anos do acidente com o poliduto Olapa, as comunidades ictíicas que habitam os ambientes expostos ao vazamento de óleo apresentam evidências de alterações que possam ser correlacionadas ao acidente.

Métodos

Área de estudo

Para o monitoramento ictiofaunístico foram escolhidos cinco rios, dos quais dois (rios do Meio e Sagrado), aqui chamados de Tratamento, foram atingidos pelo óleo derramado do poliduto Olapa e três (rios Pinto, Passa Sete e Marumbi), aqui chamados de Controle, foram selecionados por apresentarem características ambientais semelhantes àquelas dos rios afetados, embora não tenham sido expostos ao óleo (Tabela 1). O uso de rios da mesma região em caráter comparativo foi necessário por não haver registros anteriores ao vazamento relacionados à distribuição e diversidade das comunidades de peixes nos ambientes afetados.

Tabela 1 Descrição das características fisiográficas das bases amostrais (coordenadas geográficas, elevação, largura e profundidade). UTM (Universal Transversa de Mercator), zona: 22 J.

Característica	Rio	Base	Coordenadas (UTM)	Elevação (m)	Largura (m)	Profundidade (m)
Tratamento	Meio	1	719479.56 E 7171331.38 S	59	5 a 7	0,3 a 0,5
		1	720961.38 E 7171784.04 S	42	20	0,5 a 2
	Sagrado	2	722294.32 E 7172679.24 S	20	40	0,5 a 1,6
		3	726003.18 E 7174836.45 S	3	7 a 9	0,5 a 1,5
Controle	Passa Sete	1	717562.59 E 7173123.54 S	30	5	0,2 a 0,3
		2	720442.21 E 7175009.44 S	24	2 a 3	0,6
		3	721370.01 E	6	7	0,15 a 0,6

Característica	Rio	Base	Coordenadas (UTM)	Elevação (m)	Largura (m)	Profundidade (m)
			7175545.11 S			
	Pinto	1	714538.18 E 7172772.34 S	63	7 a 15	0,5 a 1
		2	716802.82 E 7176380.33 S	18	5 a 12	0,3 a 1
		3	717171.41 E 7174998.39 S	5	5 a 10	0,5 a 2
	Marumbi	1	713679.08 E 7177197.11 S	60	10 a 20	0,3 a 1
		2	715685.34 E 7178100.65 S	22	8 a 12	0,3 a 0,7
		3	718372.39 E 7179272.93 S	16	10 a 15	0,3 a 1

No total, três bases amostrais foram estabelecidas em cada rio. Entretanto, no rio do Meio, o mais próximo do ponto de vazamento, apenas uma base amostral pode ser determinada, devido a sua maior declividade, pequenas dimensões e baixa vazão.

Os cinco rios monitorados neste estudo estão localizados na Bacia Litorânea do estado do Paraná (Fig. 1). Estes se encontram recuados a uma extensão de aproximadamente 50 km da costa litorânea, formando uma planície costeira. A região que a compreende é considerada a mais preservada em todo o estado do Paraná (Lautert, 2010; Parolin, 2010), integrando um complexo mosaico de unidades de conservação e áreas protegidas (Menezes, 1996).

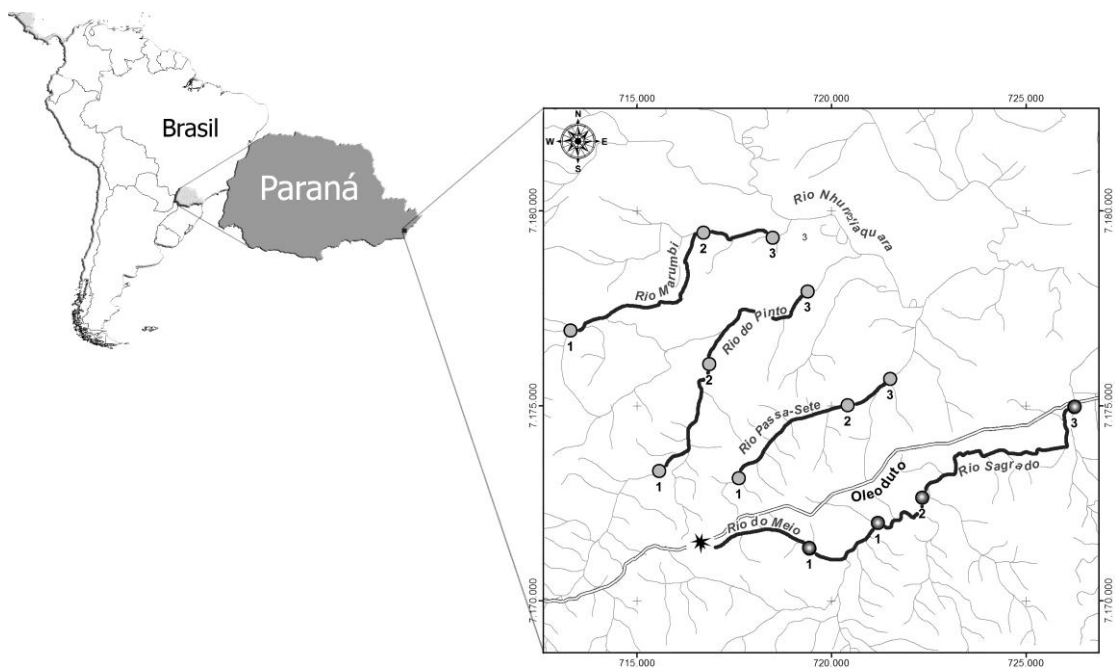


Fig. 1 Localização dos rios monitorados na Serra do Mar paranaense e as respectivas bases amostrais utilizadas. Destaque para o oleoduto e a indicação (*) do local onde aconteceu o acidente.

As amostragens ictiológicas foram realizadas entre os meses de abril/10 e janeiro/11, totalizando cinco campanhas amostrais.

Amostragem

As amostragens para a caracterização da ictiocenose dos ambientes fluviais estudados foram realizadas com equipamento de eletroneurose (pesca elétrica). Este é composto por dois puçás que, ligados a um gerador de energia (Honda EB 1000), emitem descargas elétricas na água. As descargas possuem tensão de aproximadamente 120 Volts e são emitidas no sentido jusante-montante, com os puçás sendo movimentados paralelamente um ao outro pela área pré-determinada.

Cada base foi amostrada em uma área padronizada de 250 m² de lâmina d'água, compreendendo remansos e corredeiras, durante uma hora em cada período amostral. Os animais coletados foram então capturados e mantidos vivos em um recipiente com água do próprio rio, até o fim da coleta e início da triagem, quando foram submetidos à insensibilização através da secção medular.

Em cada ponto foram mensurados parâmetros físicos e químicos da água (temperatura, concentração (mg/L) e saturação (%) de oxigênio dissolvido, pH e condutividade) (Tabela 2).

Tabela 2 Parâmetros físicos e químicos analisados na água dos rios analisados.

Parâmetros	Unidade	Equipamento
Temperatura	°C	Oxímetro
Oxigênio dissolvido	mg/L e %	Oxímetro
pH	-	Medidor de pH portátil
Condutividade	µS	Condutivímetro

Processamento

Os peixes capturados foram fixados em formol 10%, tamponado, por meio da injeção deste fixador na cavidade celomática seguida da imersão do peixe na mesma solução. O

material fixado foi então encaminhado ao laboratório do Grupo de Pesquisas Ictiológicas do Museu de História Natural do Capão da Imbuia (GPI-MHNCI) para a identificação das espécies. As referências bibliográficas utilizadas na identificação foram: Lucena & Lucena, 2002; Reis & Schaefer, 1998; Pereira & Reis, 2002; Kullander & Lucena, 2006; Menezes *et al.*, 2007 e Lucinda, 2008. A nomenclatura utilizada seguiu Buckup *et al.*, 2007. Após sua identificação, os espécimes foram encaminhados ao Laboratório de Histologia e Microbiologia (LHM), pertencente ao Grupo Integrado de Aquicultura e Estudos Ambientais (GIA-UFPR). Neste laboratório, os exemplares foram separados com relação à espécie, rio, base amostral e período, sendo posteriormente quantificados.

Análise dos dados

Para avaliar as diferenças entre os rios com relação aos parâmetros abióticos, foi adotada a análise de comparação entre múltiplas variáveis independentes pelo método de Kruskal-Wallis.

A relação entre as bases amostrais, segundo os fatores abióticos mensurados, foi avaliada a partir do agrupamento dos dados por meio de análise multivariada de clusters, utilizando para isto, o método da distância euclidiana simples.

Variações na composição e abundância das espécies de peixes nos rios estudados foram avaliadas a partir de análises de escalonamento multidimensional não métrico (MDS), análises de similaridade (ANOSIM) e análises de quebra de percentagem da similaridade (SIMPER). As matrizes de similaridade foram construídas com os dados espaciais (rios e bases amostrais) e temporais (coletas) por meio do coeficiente de Bray-Curtis. Antes das análises, os dados foram apropriadamente transformados ($\log x+1$) com o intuito de diminuir a discrepância entre as amostras.

A análise de ordenamento (MDS) foi utilizada para a representação da dispersão das amostras em uma figura bidimensional, indicando o grau de “stress” (adequação da configuração das amostras no ordenamento) de sua representação espacial.

A ANOSIM foi utilizada para testar a hipótese de diferenças entre as comunidades de peixes em cada rio considerado. Este teste compara os níveis médios de similaridade dentro de grupos de amostras pré-definidas com a similaridade média existente entre os grupos. Valores próximos a +1 indicam diferenças entre os grupos.

A análise de SIMPER foi empregada para detectar o percentual de contribuição das espécies entre os rios avaliados. As análises estatísticas foram realizadas utilizando-se o software PRIMER 6.0 (Clarke & Warwick, 2001).

Resultados

Durante as cinco coletas foram realizadas análises dos principais parâmetros abióticos de cada ponto amostral, permitindo assim a caracterização desses ambientes. Uma síntese dos valores quantificados dos parâmetros analisados está apresentada na Tabela 3.

Por meio das análises de comparações múltiplas, verificou-se que apenas a condutividade elétrica apresentou diferença estatística significativa entre os rios e suas respectivas bases amostrais. As bases 2 e 3 do rio do Pinto e a base 1 do rio Sagrado foram as únicas que não diferiram em termos de condutividade das demais bases. O rio do Meio foi o que apresentou maiores diferenças, principalmente diferindo das bases 1 dos rios Pinto e Marumbi, e das bases 2 e 3 dos rios Sagrado e Marumbi.

Tabela 3 Valores médios dos parâmetros abióticos mensurados nas bases amostrais para cada rio. T (temperatura), OD (oxigênio dissolvido), C (condutividade elétrica). Letras diferentes indicam diferença estatística ($p < 0,05$) entre os rios.

Fator	RIO													
	Meio			Sagrado			Passa Sete			Pinto			Marumbi	
	BASE													
	1	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	
T (°C)	20,7 (19-22,2)	21,2 (19-23,2)	22 (19,6-24,2)	21,4 (19,1-23,7)	21 (20-22)	21,6 (19,6-23,5)	22 (20,1-23,7)	20,7 (19-22,3)	21,5 (19,5-23,3)	22,5 (20-24,8)	20,2 (18,2-22,1)	20,7 (18,5-22,7)	21,6 (19,4-23,6)	
OD (%)	88,3 (82,4-94,2)	83,1 (74,5-91,5)	80,8 (68,8-92,7)	88,1 (83,7-92,3)	87,6 (82-93,2)	82,8 (74,7-90,7)	78,6 (73,4-83,7)	88,1 (79,3-96,8)	84,2 (76,8-91,5)	87,5 (79,8-85)	88,7 (82,1-95,2)	87,6 (82,7-92,4)	90,2 (82-98,2)	
OD (mg/L)	8,1 (7,2-9)	7,7 (6,8-8,4)	7,2 (6,2-8)	7,7 (7,2-8,2)	7,8 (7,3-8,2)	7,2 (6,2-8,1)	6,7 (6,0-7,3)	7,8 (7-8,6)	7,8 (7,2-8,3)	7,2 (6,2-8,1)	7,8 (7,3-8,2)	7,8 (7,3-8,2)	7,9 (7,2-8,5)	
pH	7,7 (7,4-8)	7,5 (6,7-8,3)	7,5 (7,1-7,9)	7,4 (6,9-7,9)	7,6 (7,4-7,8)	7,4 (7,1-7,6)	7,2 (6,8-7,5)	7,6 (7,2-7,9)	7,7 (7,2-8,1)	7,4 (7,1-7,8)	7,7 (7,4-8,1)	7,6 (7-8,1)	7,6 (7,2-7,9)	
C (μ s)	90,2 ^a (72-108,3)	69,5 ^{ab} (41,5-97,4)	49,8 ^{bcd} (46-56,4)	49,4 ^{bd} (44,5-54,3)	79,6 ^{ac} (73-86,1)	70,8 ^{ad} (66,2-75,3)	72,4 ^{ad} (63-81,8)	51,4 ^{bcd} (46,5-56,2)	54,1 ^{ab} (51-57,5)	56,2 ^{ab} (52,7-60)	35,3 ^b (30,3-40,2)	36,1 ^b (30,5-41,6)	38,5 ^b (33,5-43,4)	

Foram realizadas análises multivariadas, a partir do método de cluster, agrupando-se as bases amostrais segundo os fatores abióticos monitorados. O resultado final mostra que, apesar da tentativa inicial de se identificarem conjuntos de bases amostrais o mais semelhante possível entre si nos diferentes rios estudados, as distâncias de ligação calculadas geralmente foram menores entre as bases de um mesmo rio que propriamente entre bases supostamente semelhantes, mas localizadas em diferentes rios (Fig. 2).

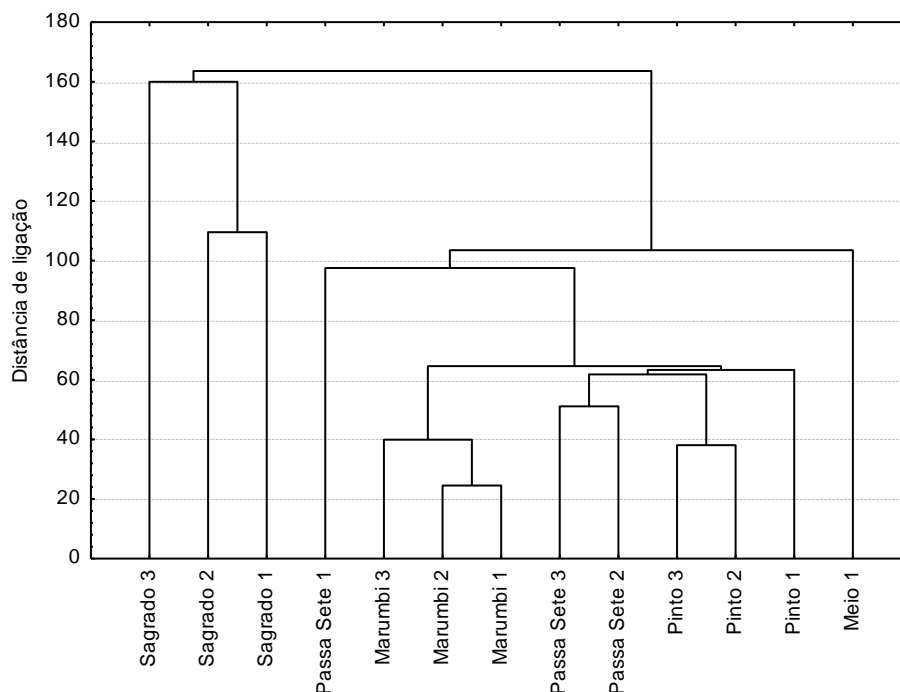


Fig. 2 Análise de cluster pelo método de ligações completas (distância euclidiana) agrupando as bases amostrais de acordo com suas características abióticas.

Em relação à ictiofauna, foram identificadas no conjunto dos rios estudados 49 espécies, pertencentes a seis ordens, 14 famílias, perfazendo um total de 4.831 exemplares (Tabela 4). As ordens Characiformes e Siluriformes representaram mais de 91% das espécies capturadas.

As famílias mais abundantes foram Crenuchidae, com 1.214 indivíduos, seguida por Characidae, com 1.185 espécimes e Loricariidae, com 1.171 indivíduos capturados. As espécies mais abundantes em número foram *Characidium lanei* (694), *Deuterodon langei* (624), *Hisonotus leucofrenatus* (518), *Rineloricaria sp.* (517) e *Characidium pterostictum* (513).

A abundância de indivíduos foi de 1.669 peixes no rio do Pinto; 1.369 no rio Marumbi; 974 no rio Passa Sete; 684 no rio Sagrado e 135 no rio do Meio (onde havia somente uma base amostral).

As bases 1 de todos os rios foram as que apresentaram o menor número de espécimes coletados (1.031 no total), seguidas pelas bases 3 (1.888 indivíduos). Nas bases 2 foram coletados 1.912 espécimes. Quando analisadas individualmente observou-se que a base 2 do rio do Pinto foi representada pela maior abundância (845 peixes), enquanto a base 1 do rio Passa Sete pela menor (129 peixes).

As maiores riquezas de espécies foram constatadas nas bases 3, 1 e 2 do rio Marumbi, com 32, 29 e 26 espécies, respectivamente. Por outro lado, a menor riqueza foi registrada na base 1 do rio Passa Sete, com apenas 10 espécies coletadas.

Tabela 4 Distribuição e abundância das espécies capturadas nos rios avaliados.

ESPÉCIE	RIO												Total Geral			
	Meio			Sagrado			Passa Sete			Pinto				Marumbi		
	BASE															
	1	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3			
Callichthyidae																
<i>Callichthys callichthys</i>	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3		
<i>Corydoras nattereri</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	1	2	6		
<i>Scleromystax barbatus</i>	3	10	52	1	0	29	11	39	220	63	8	17	38	491		
Characidae																
<i>Astyanax altiparanae</i>	0	2	3	0	0	0	1	0	0	1	0	0	2	9		
<i>Astyanax cf. ribeirae</i>	0	14	31	10	0	12	4	0	5	0	3	3	4	86		
<i>Astyanax janeiroensis</i>	0	0	0	0	17	4	3	13	8	1	1	5	3	55		
<i>Astyanax sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1		
<i>Bryconamericus microcephalus</i>	0	0	3	0	0	0	0	4	9	0	8	0	0	24		
<i>Deuterodon langei</i>	0	1	10	32	60	254	140	12	54	11	2	9	39	624		
<i>Hollandichthys multifasciatus</i>	24	1	0	0	10	0	1	1	0	0	1	2	0	40		
<i>Hyphessobrycon bifasciatus</i>	0	9	1	2	0	1	1	0	0	0	0	0	1	15		
<i>Hyphessobrycon reticulatus</i>	0	2	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	3	7		
<i>Mimagoniates microlepis</i>	34	7	13	39	0	18	104	3	25	24	11	17	18	313		
<i>Oligosarcus hepsetus</i>	0	3	1	1	0	0	0	0	0	2	0	0	4	11		
Crenuchidae																
<i>Characidium lanei</i>	0	0	10	4	7	10	27	44	220	44	24	85	219	694		
<i>Characidium pterostictum</i>	0	18	5	7	11	16	20	119	63	25	69	61	99	513		
<i>Characidium sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	4	1	0	7		
Cichlidae																
<i>Cichlasoma facetum</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	6	8		
<i>Crenicichla tingui</i>	0	0	0	0	0	1	1	2	0	0	0	1	3	8		
<i>Geophagus brasiliensis</i>	7	10	25	3	0	8	4	1	2	4	2	1	7	74		
Curimatidae																
<i>Cyphocharax sanctacatarinae</i>	0	0	0	0	0	2	2	0	0	0	0	0	0	4		
Erythrinidae																
<i>Hoplias malabaricus</i>	0	1	1	0	0	6	3	0	2	0	3	0	9	25		

ESPÉCIE	RIO													Total Geral
	Meio	Sagrado			Passa Sete			Pinto			Marumbi			
	BASE													
	1	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3	
Gymnotidae														
<i>Gymnotus carapo</i>	1	2	2	2	0	2	6	1	2	0	0	0	10	28
<i>Gymnotus pantherinus</i>	7	0	0	0	2	1	0	2	0	1	0	1	0	14
Gobiidae														
<i>Awaous tajasica</i>	0	2	3	9	0	0	0	0	2	3	0	0	2	21
<i>Batigobius saporator</i>	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0	4	13
<i>Gobionellus cf. oceanicus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Gobionellus sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
Loricariidae														
<i>Ancistrus multispinis</i>	0	0	0	0	0	0	0	9	0	0	27	3	0	39
<i>Hisonotus leucofrenatus</i>	0	15	48	38	0	8	14	0	149	63	4	16	163	518
<i>Hypostomus sp.</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Kronichthys lacerta</i>	0	0	7	0	0	0	0	4	5	7	1	11	7	42
<i>Kronichthys sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0	1	0	0	4
<i>Pareiorhaphis cf. azygolechis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	3
<i>Pareiorhaphis splendens</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	32	8	0	40
<i>Pareiorhaphis steindachneri</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
<i>Pseudotothyris obtusa</i>	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	2	0	5
<i>Rineloricaria sp.</i>	0	20	59	54	0	50	19	2	35	198	5	29	46	517
<i>Schizolecis guntheri</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
Pimelodidae														
<i>Acentronichthys leptos</i>	4	0	1	0	3	0	3	29	3	1	7	5	6	62
<i>Pimelodella pappenheimi</i>	0	0	1	1	0	2	6	0	3	0	5	0	1	19
<i>Rhamdia quelen</i>	1	3	4	0	4	15	9	5	8	6	8	5	4	72
<i>Rhamdioglanis transfasciatus</i>	2	4	0	0	11	0	2	25	2	1	43	13	0	103
Poeciliidae														
<i>Phalloceros alessandrae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	1	6
<i>Phalloceros harpagos</i>	43	13	24	6	4	4	12	1	8	32	1	6	58	212
Synbranchidae														
<i>Symbranchus marmoratus</i>	8	16	4	1	0	2	2	7	17	1	9	8	8	83
Pseudopimelodidae														
<i>Microglanis sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	2
Trichomycteridae														
<i>Homodiaetus graciosa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Trichomycterus sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	1	1	0	4
TOTAL GERAL	135	155	308	221	129	447	398	326	845	498	286	312	771	4831

Houve diferenças significativas na composição da comunidade ictiofaunística entre os rios avaliados. Isto ficou caracterizado a partir da ordenação resultante da análise

multidimensional não-métrica (MDS) e pelo teste de similaridade (ANOSIM), que resultaram em um R global de 0,36 com nível de significância de $p < 0,01$ (Fig. 3).

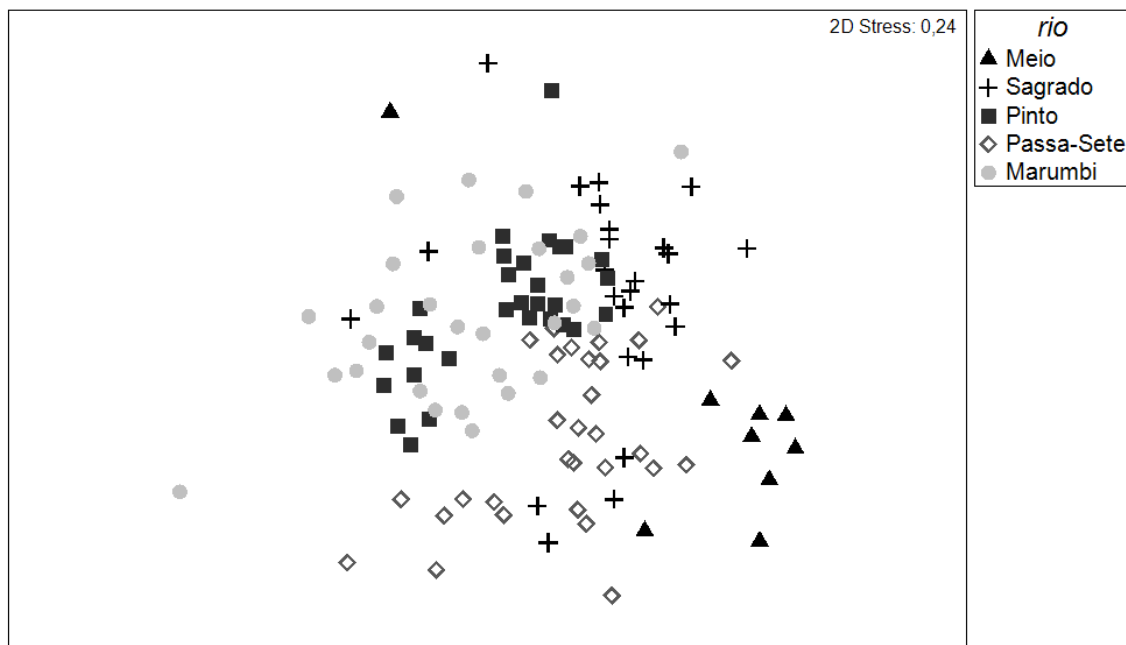


Fig. 3 Análise não-paramétrica de escalonamento multidimensional (MDS), realizada agrupando todos os rios, suas respectivas bases amostrais em cada campanha amostral.

Ao avaliar os rios de forma agrupada em Tratamento e Controle, constataram-se diferenças significativas entre esses grupos. A ANOSIM resultou em um R global de 0,27 ($p < 0,01$) (Fig. 4).

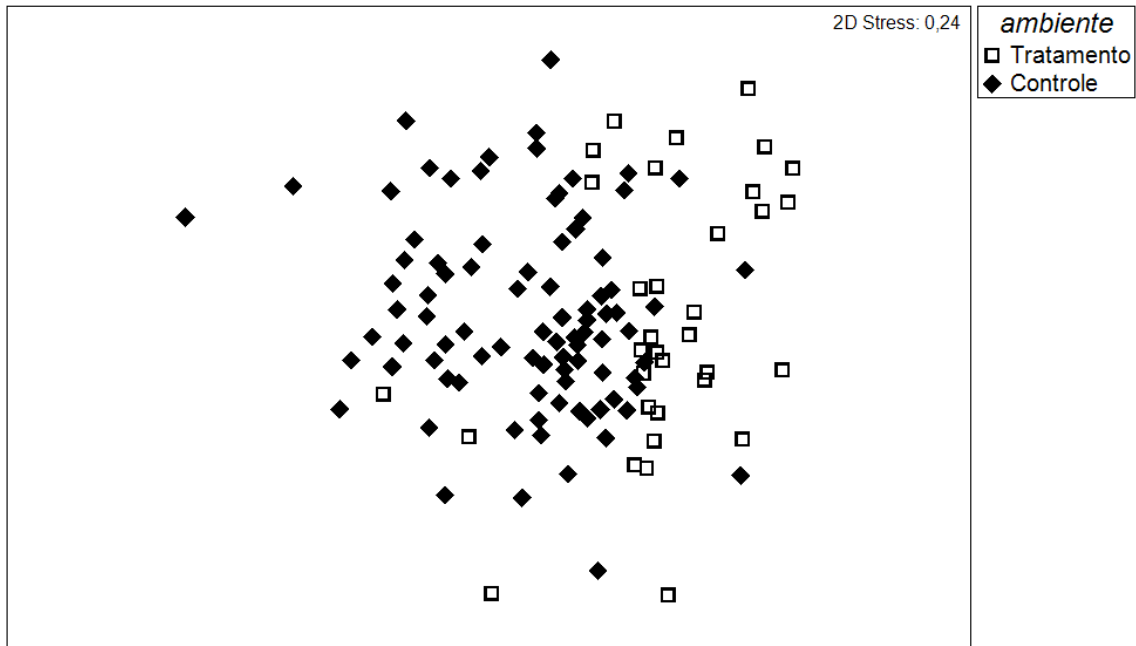


Fig. 4 Análise não-paramétrica de escalonamento multidimensional (MDS), realizada agrupando os rios controle e tratamento, em cada campanha amostral.

O R global e o p indicaram que as comunidades, tanto nos rios avaliados individualmente, como nos rios avaliados de forma agrupada (Controle e Tratamento), eram diferentes. Por outro lado, as comunidades dentro de um mesmo rio se mostraram semelhantes entre si.

Ao realizarem testes pareados comparando os rios estudados, obtiveram-se diferenças estatísticas significativas entre todas as comparações, exceto para o par formado entre o rio do Pinto e o rio Marumbi ($p = 0,16$) (Tabela 5).

Tabela 5 Formação de pares entre os rios avaliados para comparações, mostrando os valores de R e o nível de significância estatística. $p < 0,05$ significa diferença estatística significativa determinada pelo teste de ANOSIM.

Grupos	R Global	p
Meio, Sagrado	0,521	0,01
Meio, Pinto	0,871	0,01
Meio, Passa-Sete	0,716	0,01
Meio, Marumbi	0,673	0,01
Sagrado, Pinto	0,282	0,01
Sagrado, Passa-Sete	0,349	0,01
Sagrado, Marumbi	0,256	0,01
Pinto, Passa-Sete	0,392	0,01
Pinto, Marumbi	0,058	0,16
Passa-Sete, Marumbi	0,39	0,01

A análise de SIMPER indicou quais foram as espécies encontradas com maior frequência em cada ambiente avaliado e quais destas espécies foram determinantes para a contribuição das diferenças estatísticas encontradas através dos testes de similaridade.

O rio do Meio apresentou o maior grau de similaridade (46,3%), sendo que *M. microlepis* e *H. multifasciatus* contribuíram com quase 60% da captura de todos os indivíduos coletados. O rio do Pinto foi o segundo com maior grau de similaridade entre as amostras, representado por 42,3%. Neste, as espécies com maior prevalência foram *S. barbatus* e *C. lanei*, com 21,5 e 18,1% de contribuição, respectivamente. No rio Passa Sete, 37,1% das amostras foram similares. A espécie *D. langei* contribui com mais da metade, ou seja, 51,8% das espécies coletadas, as demais que apresentaram maior contribuição foram *C. pterostictum*, com 9,3%, e *M. microlepis*, com 7,6%. Para o rio Sagrado, as espécies *H. leucofrenatus* (22,2%) e *Rineloricaria* sp. (18,7%) proporcionaram uma maior contribuição para a obtenção do valor encontrado de similaridade da amostra (33,2%). A similaridade entre as amostras do rio Marumbi foi de 32,3%, na qual as espécies *C. lanei* (20,5) e *C. pterostictum* (19,1) contribuíram em um maior grau. Na Tabela 6 são apresentados os valores percentuais das contribuições das demais espécies para a similaridade dentro de cada amostra.

Tabela 6 Contribuição percentual das espécies para a similaridade obtidas a partir da análise de SIMPER, discriminados conforme o rio estudado. Valores expressos em %.

Espécie	Rio (% de similaridade)				
	Meio (46,3)	Sagrado (33,22)	Pinto (42,35)	Passa Sete (37,06)	Marumbi (32,33)
<i>M. microlepis</i>	32,45			7,58	
<i>H. multifasciatus</i>	27,22				
<i>P. harpagos</i>	21,78				
<i>G. pantherinus</i>	10,01				
<i>H. leucofrenatus</i>		22,16	11,62		10,53
<i>Rineloricaria</i> sp.		18,68	10,66		8,12
<i>S. barbatus</i>			21,49		
<i>C. lanei</i>			18,14		20,49
<i>C. pterostictum</i>			15,78	9,35	19,15
<i>D. langei</i>			6,90	51,85	
<i>R. transfasciatus</i>					9,25

A análise de SIMPER, além de indicar similaridades entre os rios também apresentou valores de dissimilaridades. Na Tabela 7 estão descritos os valores percentuais gerais para cada par analisado e as principais espécies que contribuíram para a dissimilaridade entre os rios.

Tabela 7 Contribuição percentual das espécies para a dissimilaridade entre os rios. Valores obtidos a partir da análise de SIMPER, discriminados conforme o rio estudado – Meio (M), Sagrado (S), Pinto (P), Passa Sete (PS) e Marumbi (Ma). Valores expressos em %.

Espécie	Rio									
	(% de dissimilaridade)									
	M/S	M/P	S/P	M/PS	S/PS	P/PS	M/Ma	S/Ma	P/Ma	PS/Ma
	(81,78)	(87,51)	(69,82)	(84,83)	(75,12)	(71,79)	(87,09)	(74,64)	(64,48)	(76,53)
<i>Rineloricaria</i> sp.	10,04	8,49	9,14		9	8,82				
<i>H. leucofrenatus</i>	9,9				8,24				8,61	
<i>C. lanei</i>		10,54	9,94			9,91	10,26	9,34	9,29	9,46
<i>S. barbatus</i>		10,28	9,98			10,47			9,03	
<i>D. langei</i>				19,46	13,99	11,36				12,9
<i>P. harpagos</i>	9,45			10,26			8,05			
<i>M. microlepis</i>				10,12						
<i>C. pterostictum</i>		9,75	8,85				9,24	8,19	8,53	8,09

Discussão

Vários estudos ambientais foram realizados para analisar os efeitos das alterações das condições naturais dos ecossistemas sobre suas comunidades biológicas (Araújo, 1998; Cunico *et al.*, 2006; Ferreira e Casatti, 2006). A interpretação desses trabalhos possibilita supor que as comunidades ictícas presentes nos ecossistemas respondem aos impactos externos através de modificações das suas características estruturais e funcionais (Ferreira e Casatti, 2006). De acordo com Winemiller *et al.* (2008), a abundância da comunidade ictíca está associada ao tipo e à região do habitat das espécies, o que proporciona aos animais a adequação de estratégias ecológicas como respostas às variações temporais e espaciais de cada habitat.

De acordo com a USEPA (1999), em rios e riachos de pequena vazão, os compostos derivados do petróleo tendem a permanecer no ambiente por um longo período, interagindo com gramíneas das margens ou sedimento do fundo dos rios e afetando as relações tróficas dos organismos que interagem com esses microambientes. Então, ao menos em teoria, os efeitos de um vazamento de óleo poderiam se fazer presentes em ambientes de água doce mesmo anos após o evento.

Em termos de qualidade da água, a principal diferença estatística aqui encontrada em relação aos parâmetros analisados se deu em relação à condutividade elétrica. Segundo Johnson & Romanenko (1989), o aporte de hidrocarbonetos leva a um aumento das taxas de respiração das comunidades autotróficas, aumentando o CO₂, diminuindo o pH, e consequentemente aumentando a alcalinidade e a condutividade da água. No entanto, esses

processos envolvendo petróleo e seus derivados tendem a ser limitados temporalmente, especialmente em ambientes turbulentos (Levy, 1971; Page *et al.*, 2002).

Por outro lado, flutuações diurnas e sazonais, não apenas de condutividade, como também de outras variáveis físicas e químicas são típicas de rios. A interação entre a fotossíntese, respiração e transferência de gases resulta em variações diurnas de oxigênio (Odum, 1956) e de dióxido de carbono (Wright & Mills, 1967), cujas concentrações são também afetadas pelas variações diárias de temperatura (Drysdale *et al.*, 2003). As variações de dióxido de carbono dissolvido, por sua vez, alteram continuamente o equilíbrio das espécies de carbono inorgânico presentes no ambiente, resultando em flutuações nas concentrações de sólidos totais dissolvidos e, conseqüentemente, da condutividade. Flutuações sazonais dessa variável refletem a própria sazonalidade dos ciclos biogeoquímicos e dos regimes hidrológicos locais (Vogt *et al.*, 2010).

Além disso, a condutividade da água é fortemente influenciada pelos íons encontrados naturalmente no sedimento presente no leito dos rios, principalmente por Na^+ , K^+ , Ca^{++} , Mg^{++} , Cl^- , SO_4^- , HCO_3^- e CO_3^- (Zinabu *et al.*, 2002). Com isso, não há evidências para se afirmar que a maior condutividade encontrada no rio do Meio tenha relação com o acidente ocorrido dez anos antes. Provavelmente elas tenham relações com as características próprias desse rio.

Por outro lado, várias pesquisas realizadas em riachos de água doce demonstraram que elevados valores de condutividade elétrica da água podem influenciar diretamente na dinâmica da ictiocenose (Braga & Andrade, 2005; Fialho *et al.*, 2008; Araújo & Tejerina-Garro, 2009). Esse fato foi evidente para o rio do Meio, que apresentou maiores valores de condutividade e baixo número de indivíduos coletados.

Contudo, também é esperado que rios de dimensões reduzidas apresentem naturalmente índices de diversidade menores e taxas de recuperação mais lentas após a ocorrência de eventos ambientais estressores. Kubach *et al.*, (2011), avaliou o impacto do derramamento de óleo diesel em um rio de pequeno porte localizado na Carolina do Sul, USA, e constatou que as comunidades ictíicas locais levaram entre 16 e 52 meses para se recuperar, em comparação aos rios de maior porte que levaram de 52 a 112 meses para a sua recuperação.

No estudo realizado por Winkelmann *et al.* (2003), foi constatado que ambientes aquáticos, principalmente córregos, quando comparados, dificilmente apresentam elevados índices de similaridade abiótica. Assim, esse baixo número de peixes capturados no rio do Meio também pode estar relacionado com outras características ambientais intrínsecas deste rio, que apresenta reduzidas dimensões e baixa vazão de água.

De acordo com Damásio *et al.* (2007), os resíduos de derramamentos de petróleo têm efeitos duradouros sobre os ambientes e sobre os indivíduos que habitam os locais expostos ao óleo. No estudo realizado por Silva *et al.* (2009), no arroio Saldanha, localizado no estado do Paraná, Brasil, foi constatado que mesmo cinco anos após o vazamento de petróleo ainda havia indícios da presença deste composto na água.

As análises de similaridade das comunidades ictiofaunísticas indicaram diferenças entre os rios, tanto na análise individual, como quando os resultados foram agrupados em Tratamento e Controle. Essa dissimilaridade entre as comunidades em ambientes expostos e não expostos ao óleo também foi encontrada em um estudo realizado por Kubach *et al.* (2011) no rio Reedy, Carolina do Sul, EUA. Os autores identificaram uma menor riqueza de espécies nos ambientes onde ocorreu o derramamento de óleo diesel, e uma abundância mais elevada nos ambientes considerados referência 52 meses após o derramamento. Após este período, a comunidade se tornou similar em ambos os ambientes.

Em um estudo realizado por Hampton *et al.* (2002), no rio Easter Walker, Califórnia, EUA, foram feitas comparações entre as comunidades de peixes antes e depois de um derramamento de óleo combustível. Neste estudo, os autores constataram que o número de peixes havia diminuído significativamente nos ambientes mesmo um ano após a exposição ao óleo e concluíram que isso ocorreu devido à falta de alimento. Naquele caso, a taxa de mortalidade de macroinvertebrados, que serviam de alimentos para os peixes, também havia sido elevada. No córrego Cayuga Inlet, localizado em Nova Iorque, EUA, a densidade de macroinvertebrados era inferior nos ambientes expostos ao óleo diesel três meses após o derramamento. Mas, após um ano, as comunidades mostraram-se recuperadas, com índices de similaridade entre os ambientes impactados e os pontos referência (Lytle & Peckarsky, 2001). Esses resultados indicam que as comunidades de macroinvertebrados tendem a se recuperar em uma escala temporal relativamente curta.

Em um estudo realizado por Lana *et al.* (2011), na mesma região abrangida pelo presente estudo, e que teve como intuito caracterizar e monitorar as associações de macroinvertebrados nos rios Nhundiaquara, Sagrado e Meio (onde ocorreu o vazamento de óleo combustível), os pesquisadores concluíram que os índices de qualidade ambiental não indicaram quaisquer variações significativas da fauna que pudessem ser correlacionadas com o vazamento de óleo ocorrido dez anos antes. Quando encontradas, as diferenças estiveram relacionadas primariamente à variabilidade temporal (correlacionando-se com distintos regimes de vazão), dos subambientes amostrados ou da variabilidade espacial. Ou seja, não havia mais evidências de impactos sobre a cadeia trófica dos ambientes estudados.

Ao realizar um estudo no rio das Pedras, Paraná, Brasil, Wolff (2007), constatou que a comunidade ictíica difere espacialmente em termos de composição de espécies, devido às condições ambientais encontradas em cada trecho, bem como da preferência das espécies por habitats específicos.

Segundo Martin-Smith (1998), comunidades ictíicas podem apresentar distintas preferências por diferentes habitats, dando origem a diferentes assembleias de peixes (Walters *et al.*, 2003, Fialho *et al.*, 2007; Valério *et al.*, 2007). Lemes e Garutti (2002) descrevem que riachos apresentam características plásticas, tanto espacial como temporalmente, o que resulta em uma composição ictíica adaptada para explorar o meio de acordo com as suas habilidades e exigências biológicas.

Nas bases amostrais utilizadas neste estudo, mesmo naquelas localizadas em uma mesma região geográfica, em altitudes semelhantes, e apresentando conformações morfológicas comuns entre si, foram observadas características ambientais distintas, que foram além dos parâmetros de qualidade da água quantificados.

Dentre os rios estudados, o Meio diferiu dos demais principalmente por apresentar características ambientais muito peculiares (vazão de água reduzida, pequena dimensão e área totalmente coberta por vegetação), dificilmente encontradas nos demais rios estudados. Apenas alguns pontos (base 1 e 3) do rio Passa Sete se aproximaram das características ambientais apresentadas pelo rio do Meio. Mas, ainda assim, eram evidentes as diferenças estruturais entre eles.

As três bases amostrais do rio Passa Sete apresentaram as maiores dissimilaridades entre elas, em termos de características ambientais e bióticas, pois estas proporcionam diversos tipos de habitats para as diferentes espécies ali encontradas.

Apesar do rio Sagrado apresentar um elevado grau de semelhança ambiental com os rios Pinto e Marumbi, um baixo número de espécimes foi coletado neste rio quando comparado com os outros dois. O rio do Pinto e o rio Marumbi foram os únicos que não diferiram significativamente, apresentando também dimensões, vegetação marginal e substrato visualmente muito similares entre si.

Os resultados aqui obtidos, por si só, não excluem a possibilidade de que as diferenças encontradas entre as comunidades de peixes dos diferentes rios - expostos e não expostos ao óleo - possam ainda estar relacionadas ao acidente ambiental ocorrido dez anos antes. Porém, há evidências consistentes de que os resultados obtidos em termos de comunidades ictiofaunísticas estejam relacionados às características ambientais intrínsecas de cada rio estudado.

Referências

- Akaishi F. M., Assis H. C. S., Jakobi S. C. G., Eiras-Stofella D. R., St-Jean S. D., Courtenay S. C., Lima E. F., Wagener A. L. R., Scofield A. L. & Oliveira Ribeiro C. A. (2004) Morphological and neurotoxicological findings in tropical freshwater fish (*Astyanax* sp.) after waterborne and acute exposure to water soluble fraction (WSF) of crude oil. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 46, 244–253.
- Alba-Tercedor J. (1996) Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los rios. Almeria, vol. II: 203-213.
- American Petroleum Institute (1994) Options for minimizing environmental impacts of freshwater spill response. Hazardous materials response & Assessment division, 23-119.
- Araújo, F.G. (1998) Adaptação do índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o Rio Paraíba do Sul. *Revista Brasileira de Zoologia*, 58, 547-558.
- Araújo N. B. & Tejerina-Garro F. L. (2009) Influence of environmental variables and anthropogenic perturbations on stream fish assemblages, Upper Paraná River, Central Brazil *Neotrop. ichthyol.* vol.7.
- Barbour M. T., Gerritsen J., Snyder B. D. & Stribling J. B. (1999) Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish, 2ª ed. EPA 841-B-99-002.
- Bhattacharyya S., Klerks P. L. & Nyman J. A. (2003) Toxicity to freshwater organisms from oils and oil spill chemical treatments in laboratory microcosms. *Environmental Pollution* 122, 205-215.
- Blazer V. S. (2002) Histopathological assessment of gonadal tissue in wild fishes. *Fish Physiology and Biochemistry* 26: 85-101.
- Boeger W. A., Guimarães A. T. B., Romão S., Ostrensky A., Zamberlan E. & Falkiewicz E. Z. (2003) Histopathology as an approach to evaluate the effect of an oil spill on fishes of the Arroio Saldanha and rio Iguaçu (Brazil). *International Oil Spill Conference*, 1-7.
- Bowyer R. T., Blundell G. M. Ben-David M., Jewett S. C., Dean T. A. & Duffy L. K. (2003) Effects of the Exxon Valdez oil spill on river otters: Injury and Recovery of a Sentinel Species. *The Journal of Wildlife Management*. Vol.67, 2-53.
- Braga, F. M. S. & Andrade P. M. (2005) Distribuição de peixes na microbacia do Ribeirão Grande, Serra da Mantiqueira Oriental, São Paulo, Brasil. *Iheringia. Série Zoologia*, 95(2): 121-126.
- Buckup P. A., Menezes N. A. & Ghazzi M. S. (2007) Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil. Rio de Janeiro, Museu Nacional, 195p.

- Clarke K. R. & Warwick R. M. (2001) Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Plymouth, PRIMER-E, UK, 2nd ed., 172p.
- Crunkilton R. L. & Duchrow R. M. (1990) Impact of a massive crude oil spill on the invertebrate fauna of a Missouri ozark stream. *Environmental Pollution* 63, 13-31.
- Cunico A. M., Agostinho A. A. & Latini J. D. (2006). Influência da urbanização sobre as assembleias de peixes em três córregos de Maringá, Paraná. *Revista Brasileira de Zoologia*. 23, 1101-1110.
- Damásio J. B., Barata C., Munné A., Ginebreda A., Guasch H., Sabater S., Caixach J. & Porte C. (2007) Comparing the response of biochemical indicators (biomarkers) and biological indices to diagnose the ecological impact of an oil spillage in a Mediterranean river (NE Catalunya, Spain). *Chemosphere* 66, 1206-1216.
- Drysdale R., Lucas S. & Carthew K. (2003) The influence of diurnal temperatures on the hydrochemistry of a tufa-depositing stream. *Hydrol Process*, 17: 3421-3441.
- Ferreira C. P. & Casatti L. (2006) Integridade biótica de um córrego na bacia do Alto Rio Paraná avaliada por meio da comunidade de peixes. *Biota Neotropica*. 6(3).
- Ferreira F., Santos M. M., Reis-Henriques M. A., Vieira M. N. & Monteiro N. M. (2011) The annual cycle of spermatogenesis in *Lipophrys pholis* (Blenniidae), a recently proposed sentinel species for pollution monitoring. *Ichthyol Res*, 58:360-365.
- Fialho A. P., Oliveira L. G., Tejerina-Garro F. L. & Gomes L. C. (2007) Fish assemblage structure in tributaries of the Meia Ponte River, Goiás, Brazil. *Neotropical Ichthyology*, 5, 53-60.
- Fialho A. P., Oliveira L. G., Tejerina-Garro F. L. & Mérona B. (2008) Fish-habitat relationship in a tropical river under anthropogenic influences. *Hydrobiologia*, 598: 315-324
- French-McCay D., Beegle-Krause C. J., Rowe J., Rodriguez W. & Etkin D. S. (2009) Oil spill risk assessment – Relative impact indices by oil type and location. AMOP Technical Seminar on Environmental Contamination and Response, Emergencies Science Division, Environment Canada, 655-681.
- Giari L., Dezfuli B. S., Lanzoni M. & Castaldelli G. (2011) The impact of an oil spill on organs of bream *Abramis brama* in the Po River. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 77, 18-27.
- Hampton S., Montalvo A., Higgins D. & Sollberger P. (2002) Assessment of natural resource damages as a result of the East Walker River Oil Spill on December 30, 2000. East Walker River Trustee Council. 21 p.
- Johnson B. T. & Romanenko V. I. (1989) A multiple testing approach for hazard evaluation of complex mixtures in the aquatic environment: the use of diesel oil as a model. *Environmental Pollution* 58, 221-235.

- kubach K. M., Scott M. C. & Bulak J. S. (2011) Recovery of a temperate riverine fish assemblage from a major diesel oil spill. *Freshwater Biology*, 56, 503-518.
- Kullander S. O. & Lucena C. A. S. (2006) A review of the species of *Crenicichla* (Teleostei: Cichlidae) from the Atlantic coastal rivers of southeastern Brazil from Bahia to Rio Grande do Sul States, with descriptions of three new species. *Neotropical Ichthyology*, 4, 127-146.
- Lana P. C., Ferreira J. A. & Neto L. S. (2011) Caracterização e monitoramento das associações de macroinvertebrados de áreas fluviais e estuarinas afetadas pelo acidente do duto OLAPA (Paraná, Brasil) em fevereiro de 2001. Relatório técnico. Universidade Federal do Paraná.
- Lautert, L. F. C. (2010) Análise morfodinâmica e das águas nas bacias costeiras dos rios Nhundiaquara e Marumbi, no litoral do Paraná. Universidade de São Paulo, SP. Tese de doutorado.
- Lee H. J., Shim W. J., Lee J. & Kim G. B. (2011) Temporal and geographical trends in the genotoxic effects of marine sediments after accidental oil spill on the blood cells of striped beakperch (*Oplegnathus fasciatus*). *Marine Pollution Bulletin* 62, 2264-2268.
- Lemes E. M. & Garutti V. (2002) Ecologia da ictiofauna de um córrego de cabeceira da bacia do Alto Rio Paraná, Brasil. *Iheringia* 92, 69-78.
- Levy E. M. (1971) The presence of petroleum residues off the east coast of Nova Scotia, in the gulf of St. Lawrence, and the St. Lawrence River. *Water Research* 5, 723-733.
- Liess M. & Beketov M. (2011) Traits and stress: keys to identify community effects of low levels of toxicants in test systems. *Ecotoxicology* 20, 1328-1340.
- Lucena Z. M. S. & Lucena C. A. S. (1992) Redefinição do gênero "*Deuterodon*" Eigenmann (Ostariophysi: Characiformes: Characidae). *Comun. Mus. Ciênc. PUCRS*, 15, 113-135.
- Lucinda P. H. F. (2008) Systematics and biogeography of the genus *Phalloceros* Eigenmann, 1907 (Cyprinodontiformes: Poeciliidae: Poeciliinae), with the description of twenty-one new species. *Neotropical Ichthyology*, 6, 113-158.
- Lytle D. A. & Peckarsky B. L. (2001) Spatial and temporal impacts of a diesel fuel spill on stream invertebrates. *Freshwater Biology*, 46, 693-704.
- Martin-Smith K. M. (1998) Relationships between fishes and habitat in rainforest streams in Sabah, Malaysia. *Journal of Fish Biology*. v. 52, p. 458-482.
- Menezes N. A. (1996) Methods for assessing freshwater fish diversity. In: Bicudo C. E. M. & Menezes N. A. (eds.) *Biodiversity in Brazil: a first approach*, 289-295.
- Menezes N. A., Weitzman S. H., Oyakawa O. T., Lima F. C. T., Castro R. M. C. & Weitzman M. J. (2007) *Peixes de água doce da Mata Atlântica*, Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, São Paulo, Brazil.

- Moles A. (1998) Sensitivity of ten aquatic species to long-term crude oil exposure. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 61, 102-107.
- Mosbech A., Boertmann D., Olsen B., Olsvig S., Platen F. V., Buch E., Hansen K. Q., Rasch M., Nielsen N., Moller H. S., Potter S., Andreasen C., Berglund J. & Myrup M. (2004) Environmental oil spill sensitivity atlas for the West Greenland (68°-72°) coastal zone. National Environmental Research Institute, Technical Report n°. 494, 442.
- Odum H. T. (1956) Primary production in flowing waters. *Limnol Oceanogr*, 1, 102–117
- Page C. A., Bonner J. S., McDonald T. J. & Autenrieth R. L. (2002) Behavior of a chemically dispersed oil in a wetland environment. *Water Research* 36, 3821-3833.
- Parolin M., Volkmer-Ribeiro C. & Leandrini J. A. (2010) Abordagem ambiental interdisciplinar em bacias hidrográficas no estado do Paraná. Editora Facilcam, Campo Mourão, PR, p. 59-104.
- Parrott J., Portt C., Baker M. & Colavecchia M. (1999) The use of SPMDs and small sentinel fish species to assess naturally-occurring oil sands compounds in tributaries of the Athabasca River. *Proceedings, 26th Annual Aquatic Toxicity Workshop, Edmonton, Canada, 4–6. Can Tech Report Fish Aquat Sci 2293*, 88.
- Pereira E. H. L. & Reis R. E. (2002) Revision of the Loricariidae genera *Hemipsilichthys* and *Isbrueckerichthys* (Teleostei: Siluriformes) with description of five new species of *Hemipsilichthys*. *Ichthyol. Explor. Freshwaters*, 13, 97-146.
- Pritchard, P. & Karlson, U. (2002) Fate and degradation of oil. In: Mosbech, A. Potential environmental impacts of oil spills in Greenland. An Assessment of Information Status and Research Needs. National Environmental Research Institute. - NERI Technical Report 415, 31-48.
- Reis R. E. & Schaefer S. A. (1998) New cascudinhos from southeastern Brazil: Systematics, edemism and relationships (Siluriformes, Loricariidae, Hypoptopomatinae). *Amer. Mus. Novitates*, 3254, 1-25.
- Silva C. A., Ribeiro C. A. O., Katsumiti A., Araújo M. L. P., Zandoná E. M., Silva G. P. C., Maschio J., Roche H. & Assis H. C. S. (2009) Evaluation of waterborne exposure to oil spill 5 years after an accident in Southern Brazil. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 72, 400-409.
- Smith P., Snook D., Muscutt A. & Smith A. (2010) Effects of a diesel spill on freshwater macroinvertebrates in two urban watercourses, Wiltshire, UK. *Water and Environment Journal*, 24, 249-260.
- Troncoso I. C., Cazenave J., Bacchetta C. & Bistoni M. L. (2011) Histopathological changes in the gills and liver of *Prochilodus lineatus* from the Salado River basin (Santa Fe, Argentina). *Fish Physiology Biochemical*, Published online, 1-10.

- Ullrich S. O. & Millemann R. (1983) Survival, respiration and food assimilation of *Daphnia magna* exposed to petroleum- and coal derived oils at three temperatures. *Can J Fish Aquat Sci*, 40, 17-22.
- USEPA – United States Environmental Protection Agency/United States Office of Emergency (1999) Environmental protection and remedial. Oil Program Center. Understanding oil spills and oil spill response in freshwater environments. Washington. American Fisheries Society Symposium 48. American Fisheries Society, Bethesda, MD. 199-219.
- Valério S. B., Suárez Y. R., Felipe T. R. A., Tondato K. K. & Ximenes L. Q. L. (2007) Organization patterns of headwater-stream fish communities in the Upper Paraguay-Paraná basins. *Hydrobiologia*, 583, 241-250.
- Vogt T., Hoehn E., Schneider P., Freund A., Schirmer M. & Cirpka O. A. (2010) Fluctuations of electrical conductivity as a natural tracer for bank filtration in a losing stream. *Advances in Water Resources* 33, 1296-1308.
- Walters D. M., Leight D. S., Freeman D. S. & Pringle C. M. (2003) Geomorphology and fish assemblages in a Piedmont river basin, U.S.A. *Freshwater Biology*, 48, 1950-1970.
- Wang C., Lu G. H., Song W. T., Xu S. & Wang P. F. (2010) Integrated biomarker response index for the assessment of environmental stress of the Yangtze River (Nanjing section). *Fish Physiol Biochem*, 36, 1069-1078.
- Winemiller K. O., Agostinho A. A. & Caramaschi E. P. (2008) Fish ecology in tropical streams. *Tropical Stream Ecology*. 107 p.
- Winkelmann C., Koop J. H. E. & Benndorf J. (2003) Abiotic features and macroinvertebrate colonization of the hyporheic zones of two tributaries of the river Elbe (Germany). *Limnologica* 33, 112-121.
- Wolff L. L. (2007) Estrutura populacional, reprodução e dinâmica alimentar do lambari *Astyanax* sp. b (Characidae: Tetragonopterinae) em dois trechos do Rio das Pedras, Guarapuava – Paraná. Dissertação em ecologia e conservação. Universidade Federal do Paraná.
- Wright J. C. & Mills L. K. (1967) Productivity studies on the Madison River, Yellowstone National Park, *Limnol Oceanogr*, 12, 568–577.
- Zhang J. F., Shen H., Xu T. L., Wang X. R., Li W. M. & Gu Y. F. (2003) Effects of long-term exposure of low-level diesel oil on the antioxidant defense system of fish. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 71, 234-239.
- Zinabu G. M., Chapman L. J. & Chapman C. A. (2002) Conductivity as a predictor of a total cations and salinity in Ethiopian lakes and rivers: revisiting earlier models. *Limnologica* (2002) 32, 21-26.

CAPÍTULO II²

ESTRUTURA POPULACIONAL DE PEIXES DA SERRA DO MAR PARANAENSE: UMA ABORDAGEM COMPARATIVA ENTRE AMBIENTES EXPOSTOS E NÃO EXPOSTOS A ÓLEO DIESEL

² Submissão à revista Environmental Toxicology and Chemistry

RESUMO

Um acidente ocasionado pelo rompimento do poliduto OLAPA (Oleoduto Araucária-Paranaguá), na Serra do Mar, estado do Paraná, Brasil, em fevereiro de 2001, causou o vazamento de cerca de 52 mil litros de óleo diesel, que atingiram rios da Serra do Mar Paranaense. O objetivo deste trabalho foi verificar se as populações de peixes encontradas nos locais expostos ao vazamento apresentam alterações na sua estrutura dez anos após o acidente. Para a avaliação ictiofaunística foram escolhidos cinco rios, dos quais os rios do Meio e Sagrado (Tratamento), havia sido expostos ao óleo após o acidente e os rios Pinto, Passa Sete e Marumbi (Controle), foram selecionados por apresentarem características ambientais próximas àquelas dos rios expostos. Os resultados obtidos para as características ambientais monitoradas demonstraram que as similaridades entre as bases de um mesmo rio foram maiores que propriamente entre bases que supostamente apresentariam características semelhantes, porém localizadas em rios diferentes. Ao comparar as variáveis biométricas entre os grupos Tratamento e Controle, foram constatados valores médios mais elevados para o comprimento total e padrão, peso total e fator de condição dos peixes capturados no grupo Tratamento. As análises realizadas demonstraram que não houve diferença entre os grupos Controle e Tratamento em relação ao número de diferenças significativas quantificadas previamente para as variáveis biométricas de cada espécie analisada. Esses resultados indicam uma similaridade biométrica entre as populações de peixes que habitam os rios expostos ao vazamento de óleo e peixes de rios não expostos.

INTRODUÇÃO

Em 16 de fevereiro de 2001 ocorreu o rompimento de um poliduto (Oleoduto Araucária-Paranaguá-OLAPA), na Serra do Mar, estado do Paraná, Brasil. Este acidente causou o vazamento de 52 mil litros de óleo diesel, e parte desse óleo atingiu riachos e rios da região. Dentre os trechos afetados encontraram-se os rios do Meio, Sagrado, Carambuí, Neves e Nhundiaquara.

No total, cinco barreiras de contenção foram instaladas no percurso dos rios atingidos com o intuito de minimizar a passagem e dispersão do óleo. As áreas atingidas pelo óleo chegaram à aproximadamente 28 quilômetros de distância do oleoduto, que chegou até a Baía de Paranaguá.

O óleo diesel é um derivado da destilação do petróleo bruto. É considerado um composto de toxicidade moderada a alta para a biota aquática, por ser formado de átomos de carbono, hidrogênio, e em baixas concentrações por enxofre, nitrogênio e oxigênio (Alvez, 2008).

Uma vez presente no ambiente, os hidrocarbonetos derivados de um acidente passam por diversos processos que envolvem desde a volatilização, hidrólise, fotólise, biodegradação, biotransformação, degradação física e dissolução (Pedrozo et al., 2002). A dimensão do

impacto gerado e a velocidade de cada um desses processos variam de acordo com as condições intrínsecas de cada ambiente, tornando-se muito difícil prever a dissociação do petróleo e a composição dos subprodutos de degradação, bem como inferir o potencial ecotoxicológico dos mesmos (French-MaCay et al., 2009).

Os peixes entram em contato com as frações de óleo por diferentes vias. As principais são por meio de trocas gasosas e iônicas com a consequente contaminação via brânquias, além da via trófica, que também constitui uma importante rota de exposição (Filho, 2006). Essa contaminação, de certa forma, acaba influenciando temporalmente todos os níveis de organização biológica, partindo dos indivíduos aos níveis mais elevados (ecossistemas) (Cajaraville et al., 2003).

Segundo Lawrence & Elliott (2003), as alterações causadas nos peixes pela exposição ao contaminante dependem principalmente da fase de desenvolvimento em que o organismo se encontra, assim como de sua interação com o ambiente.

No entanto, essas respostas nem sempre são específicas. Além dos contaminantes, os peixes também tendem a responder a mudanças ambientais provocadas pelas condições físicas e químicas da água. Muitas vezes, as variações desses fatores naturais podem induzir respostas subcelulares e fisiológicas em peixes, semelhantes às causadas pela exposição a contaminantes (Hewitt & Thrush, 2007).

Quando comunidades de peixes são expostas ao estresse pode haver o aumento de espécies tolerantes, de espécies capazes de desintoxicar ou sequestrar poluentes, que os tornam aptos a sobreviver no local impactado. Em ecossistemas aquáticos onde o stress é reduzido, os organismos tendem a se recuperar através do recrutamento, da recolonização e da imigração, de forma que o ambiente tende a recuperar seu nível de estabilidade (Lawrence & Hemingway, 2003).

Homeostase ambiental é a capacidade de um sistema suportar e tolerar mudanças ambientais. Os efeitos de estresse nos peixes podem se manifestar em vários níveis de organização biológica. A velocidade de respostas em cada nível, no entanto, diminui à medida em que o nível de organização torna-se mais complexo (célula até ecossistema) (Hylland et al., 2003).

Este trabalho objetivou avaliar se dez anos após o acidente a estrutura populacional de espécies de peixes encontradas nos rios expostos ao vazamento de óleo do poliduto OLAPA é semelhante à estrutura encontrada em rios com características ambientais semelhantes, entretanto não expostos ao óleo.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O monitoramento ictiofaunístico foi realizado em cinco rios da região afetada pelo acidente. O desenho amostral utilizado foi definido em função da ausência de dados sobre a estrutura do sistema biológico em períodos anteriores ao acidente, optando-se por realizar o estudo a partir de uma abordagem comparativa entre ambientes expostos e não expostos pelo óleo do vazamento.

Além do sistema atingido pelo óleo (rio do Meio e rio Sagrado), foram identificados outros três rios (Pinto, Passa Sete e Marumbi) (Fig. 5), que apresentam características ambientais semelhantes aos rios afetados pelo acidente. Essa determinação possibilitou uma análise comparativa da estrutura populacional da ictiofauna desses ambientes. Os rios não impactados escolhidos para este estudo estão localizados na mesma região geográfica e apresentam características fisiográficas, físicas e químicas muito semelhantes às aquelas observadas no sistema exposto ao óleo (Tabela 8).

Tabela 8. Descrição das características fisiográficas das bases amostrais (coordenadas geográficas, elevação, largura e profundidade). UTM (Universal Transversa de Mercator), zona: 22 J.

Característica	Rio	Base	Coordenadas (UTM)	Elevação (m)	Largura (m)	Profundidade (m)
Tratamento	Meio	1	719479.56 E 7171331.38 S	59	5 a 7	0,3 a 0,5
		1	720961.38 E 7171784.04 S	42	20	0,5 a 2
	Sagrado	2	722294.32 E 7172679.24 S	20	40	0,5 a 1,6
		3	726003.18 E 7174836.45 S	3	7 a 9	0,5 a 1,5
		1	717562.59 E 7173123.54 S	30	5	0,2 a 0,3
	Passa Sete	2	720442.21 E 7175009.44 S	24	2 a 3	0,6
3		721370.01 E 7175545.11 S	6	7	0,15 a 0,6	
Controle		Pinto	1	714538.18 E 7172772.34 S	63	7 a 15
	2		716802.82 E 7176380.33 S	18	5 a 12	0,3 a 1
	3		717171.41 E 7174998.39 S	5	5 a 10	0,5 a 2
	Marumbi	1	713679.08 E 7177197.11 S	60	10 a 20	0,3 a 1
		2	715685.34 E 7178100.65 S	22	8 a 12	0,3 a 0,7
		3	718372.39 E	16	10 a 15	0,3 a 1

Característica	Rio	Base	Coordenadas (UTM)	Elevação (m)	Largura (m)	Profundidade (m)
			7179272.93 S			

Para isso, foi realizada uma divisão de ambientes, considerando os rios expostos como Tratamento e os rios não expostos como Controle.

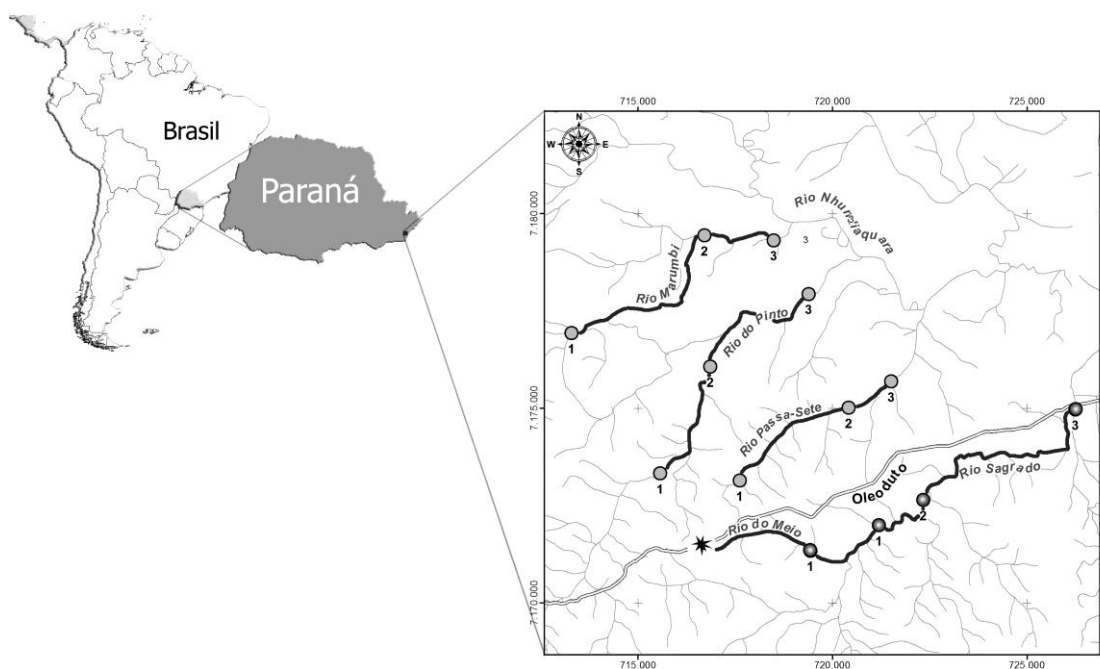


Fig. 5. Localização dos rios monitorados na Serra do Mar paranaense e as respectivas bases amostrais utilizadas. Destaque para o oleoduto e a indicação (*) do local onde aconteceu o acidente.

Para uma análise comparativa mais acurada, em cada um dos rios monitorados foram estabelecidas três bases amostrais. No rio do Meio, entretanto, foi determinada apenas uma base amostral devido às características que este rio apresenta (maior declividade, reduzidas dimensões, homogeneidade de habitats e baixa vazão).

Amostragem

As amostragens ictiológicas foram realizadas nas datas: 12-17/04/2010; 05-11/07/2010; 27/09-14/10/2010; 21-29/12/2010 e 11-18/01/2011.

A caracterização da estrutura populacional da ictiofauna foi realizada com o auxílio de um equipamento de eletronarcese (pesca elétrica).

Este aparelho é composto por dois puçás que, ligados a um gerador de energia (Honda EB 1000), emitem descargas elétricas de aproximadamente 120 Volts na água. As descargas

foram realizadas no sentido jusante-montante, com os puçás movimentados paralelamente um em relação ao outro por uma área pré-determinada de 250 m² de lâmina d'água, compreendendo remansos e corredeiras, durante uma hora.

Durante as descargas, os peixes inconscientes eram capturados com o auxílio de um puça e mantidos em um recipiente com água do próprio rio, até o fim da coleta e início da fase de triagem.

Em cada base amostral foram mensuradas características físicas e químicas da água, tais como, temperatura, concentração (mg/L) e saturação (%) de oxigênio dissolvido, pH e condutividade (Tabela 9).

Tabela 9. Parâmetros físicos e químicos analisados na água dos rios analisados.

Parâmetros	Unidade	Equipamento
Temperatura	°C	Oxímetro
Oxigênio dissolvido	mg/L e %	Oxímetro
pH	-	Medidor de pH portátil
Condutividade	µS	Condutivímetro

Processamento

Após a coleta, os peixes capturados foram submetidos à secção medular, fixados em formol 10% tamponado (sendo esse fixador injetado na cavidade celomática, seguido da imersão do peixe na mesma solução) e armazenados em galões para estocagem.

O material foi então encaminhado para o laboratório do Grupo de Pesquisas Ictiológicas do Museu de História Natural do Capão da Imbuia (GPI-MHNCI), onde foi realizada a identificação das espécies utilizando literatura especializada listada nos catálogos de Lucena & Lucena, 2002; Pereira & Reis, 2002; Reis & Schaefer, 1998; Kullander & Lucena, 2006; Menezes *et al.*, 2007; Lucinda, 2008 e Buckup *et al.*, 2007. Os peixes foram, posteriormente, encaminhados ao Laboratório de Histologia e Microbiologia (LHM), pertencente ao Grupo Integrado de Aquicultura e Estudos Ambientais (GIA-UFPR).

Em laboratório, foram realizadas as seguintes análises biométricas nos animais capturados: comprimento total (CT)/cm; comprimento padrão (CP)/cm e peso total (PT)/g. O procedimento envolveu 30 exemplares, selecionados ao acaso, de cada espécie capturada em cada um dos rios. Nos casos em que o número de espécimes capturado foi inferior a 30, todos os indivíduos capturados foram submetidos à biometria.

Análise dos dados

As análises estatísticas foram realizadas através do software Statsoft Statistica™ 8.0. A avaliação comparativa das variáveis abióticas medidas em cada rio foi realizada a partir do teste de comparação entre múltiplas variáveis independentes pelo método de Kruskal-Wallis. Uma análise de agrupamento das bases amostrais foi feita, utilizando análise multivariada de clusters, pelo método da distância euclidiana simples.

Análises de comparação entre as variáveis biométricas obtidas para espécimes agrupados em Tratamento e Controle foram realizadas pelo teste de Kolmogorov-Smirnov. A seguir, foi realizado um teste de proporção, através de Qui-Quadrado, para avaliar o grau de significância do número de diferenças observadas entre peixes dos grupos Tratamento e Controle.

A avaliação do grau de higidez dos peixes nos rios estudados foi determinada a partir das seguintes relações:

Fator de Condição alométrico (Le Cren, 1951)

$$K = \frac{Pt}{Ctb}$$

Sendo Pt é peso total do animal, Ct é o comprimento total e b é o coeficiente angular da regressão entre a relação peso-comprimento do conjunto de todos os indivíduos da mesma espécie coletados (conforme metodologia descrita por Lima-Junior et al., 2002).

A constância de ocorrência (C) das diferentes espécies foi determinada com base no percentual do período de estudo em que cada espécie ocorreu, sendo calculada de acordo com o modelo a seguir para cada rio analisado:

$$C = \frac{pi}{P} X 100$$

No qual, pi é igual ao número de coletas contendo a espécie i e P é o total de coletas realizadas.

Os valores calculados de C permitiram agrupar as espécies em três categorias: (i) constantes (C > 50%), (ii) acessórias (25% < C < 50%) e (iii) acidentais (C < 25%).

RESULTADOS

Fatores abióticos

Em cada coleta foram realizadas medições de variáveis físicas e químicas da água dos cinco rios avaliados. A caracterização abiótica de cada base amostral está descrita na Tabela 10. Através das análises de comparações múltiplas, verificou-se que apenas a condutividade elétrica apresentou diferença estatística significativa entre os rios e suas respectivas bases amostrais. As bases 2 e 3 do rio do Pinto e a base 1 do rio Sagrado foram as únicas que não diferiram em termos de condutividade das demais bases. O rio do Meio foi o que apresentou maiores diferenças, principalmente diferindo das bases 1 dos rios Pinto e Marumbi, bases 2 e 3 dos rios Sagrado e Marumbi.

Tabela 10. Valores médios dos parâmetros abióticos mensurados nas bases amostrais para cada rio. T (temperatura), OD (oxigênio dissolvido), C (condutividade elétrica).

Fator	Meio		Sagrado		Passa Sete			Pinto			Marumbi		
	1	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
T (°C)	20,7 (19-22,2)	21,2 (19-23,2)	22 (19,6-24,2)	21,4 (19,1-23,7)	21 (20-22)	21,6 (19,6-23,5)	22 (20,1-23,7)	20,7 (19-22,3)	21,5 (19,5-23,3)	22,5 (20-24,8)	20,2 (18,2-22,1)	20,7 (18,5-22,7)	21,6 (19,4-23,6)
OD (%)	88,3 (82,4-94,2)	83,1 (74,5-91,5)	80,8 (68,8-92,7)	88,1 (83,7-92,3)	87,6 (82-93,2)	82,8 (74,7-90,7)	78,6 (73,4-83,7)	88,1 (79,3-96,8)	84,2 (76,8-91,5)	87,5 (79,8-85)	88,7 (82,1-95,2)	87,6 (82,7-92,4)	90,2 (82-98,2)
OD (mg/L)	8,1 (7,2-9)	7,7 (6,8-8,4)	7,2 (6,2-8)	7,7 (7,2-8,2)	7,8 (7,3-8,2)	7,2 (6,2-8,1)	6,7 (6,0-7,3)	7,8 (7-8,6)	7,8 (7,2-8,3)	7,2 (6,2-8,1)	7,8 (7,3-8,2)	7,8 (7,3-8,2)	7,9 (7,2-8,5)
pH	7,7 (7,4-8)	7,5 (6,7-8,3)	7,5 (7,1-7,9)	7,4 (6,9-7,9)	7,6 (7,4-7,8)	7,4 (7,1-7,6)	7,2 (6,8-7,5)	7,6 (7,2-7,9)	7,7 (7,2-8,1)	7,4 (7,1-7,8)	7,7 (7,4-8,1)	7,6 (7-8,1)	7,6 (7,2-7,9)
C (µs)	90,2 ^a (72-108,3)	69,5 ^{ab} (41,5-97,4)	49,8 ^{bcd} (46-56,4)	49,4 ^{bd} (44,5-54,3)	79,6 ^{ac} (73-86,1)	70,8 ^{ad} (66,2-75,3)	72,4 ^{ad} (63-81,8)	51,4 ^{bcd} (46,5-56,2)	54,1 ^{ab} (51-57,5)	56,2 ^{ab} (52,7-60)	35,3 ^b (30,3-40,2)	36,1 ^b (30,5-41,6)	38,5 ^b (33,5-43,4)

Letras diferentes indicam diferença estatística ($p < 0,05$) entre os rios

Foram realizadas análises multivariadas, a partir do método de cluster, agrupando-se as bases amostrais segundo os fatores abióticos monitorados. Assim, foi possível constatar que, apesar da tentativa inicial de se identificar e definir conjuntos de bases amostrais o mais semelhantes entre si nos diferentes rios estudados, as distâncias de ligação calculadas através da análise de cluster geralmente foram menores entre as bases de um mesmo rio que propriamente entre bases supostamente semelhantes, mas localizadas em rios diferentes (Fig. 6).

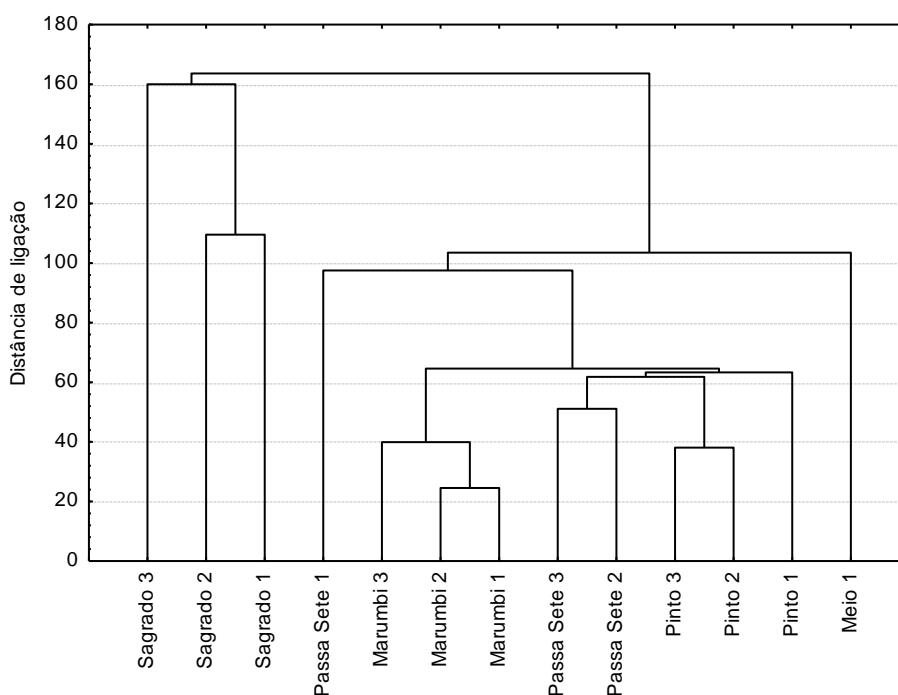


Fig. 6. Análise de cluster pelo método de ligações completas (distância euclidiana) agrupando as bases amostrais nos diferentes rios de acordo com suas características abióticas.

Fatores bióticos

Para análise da estrutura populacional foram capturados 4.831 peixes, distribuídos em seis ordens, 14 famílias e 48 espécies. Por serem submetidos às análises no máximo 30 exemplares de cada espécie em cada uma das bases amostrais, o total de animais processados foi de 4.619 peixes. As ordens Characiformes e Siluriformes foram as mais abundantes em número de espécimes coletados, sendo representadas por 2.428 e 1.970 animais, respectivamente. Dentre as famílias, Characidae foi a mais representativa, com 234 exemplares, seguida pela Loricariidae com 196 exemplares e Crenuchidae com 140 exemplares (Tabela 11).

Tabela 11. Distribuição e abundância de indivíduos nas diferentes famílias coletadas nos cinco rios avaliados.

FAMÍLIA	RIO												
	Meio	Sagrado			Passa Sete			Pinto			Marumbi		
	BASE												
	1	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Callichthyidae	4	12	52	1	0	29	11	39	22	66	8	18	40
Characidae	58	39	62	85	87	290	254	33	101	39	27	36	74
Crenuchidae	0	18	15	11	18	26	47	163	284	70	97	147	318
Cichlidae	7	10	25	3	0	10	5	3	2	4	2	3	16
Curimatidae	0	0	0	0	0	2	2	0	0	0	0	0	0
Erythrinidae	0	1	1	0	0	6	3	0	2	0	3	0	9
Gymnotidae	8	2	2	2	2	3	6	3	2	1	0	1	10
Gobiidae	0	2	3	18	0	0	0	0	2	3	0	0	8
Loricariidae	0	35	114	93	0	58	36	16	191	268	75	69	216
Pimelodidae	7	7	6	1	18	17	20	59	16	8	63	23	11
Poeciliidae	43	13	24	6	4	4	12	1	8	37	1	6	59
Synbranchidae	8	16	4	1	0	2	2	7	17	1	9	8	8
Pseudopimelodidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
Trichomycteridae	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	1	1	1

Com base na frequência de ocorrência das 48 espécies capturadas durante todo o período de estudo, constatou-se que aquelas consideradas como constantes foram as mais representativas (69,3%) no conjunto dos rios monitorados, seguida pelas espécies acidentais (22,4%) e pelas acessórias (8,1%) (Tabela 12).

O grupo Controle foi o que apresentou o maior percentual de espécies constantes, totalizando 41,9% das capturas dentre as cinco campanhas amostrais. Para essa mesma constância, o grupo Tratamento foi representado por 14,7%.

As espécies consideradas acessórias perfizeram um total de 11,8% para o grupo Tratamento e 6,9% para o Controle e a constância das acidentais foi mais representativa no grupo Controle com 18,8% e 5,6% para o grupo Tratamento.

Tabela 12. Frequência de ocorrência das espécies capturadas nos cinco rios estudados.

FREQUÊNCIA	ESPÉCIE
CONSTANTE	<i>A. leptos</i> , <i>A. multispinis</i> , <i>A. altiparanae</i> , <i>A. cf. ribeirae</i> , <i>A. janeiroensis</i> , <i>A. tajasica</i> , <i>B. microcephalus</i> , <i>C. callichthys</i> , <i>C. lanei</i> , <i>C. pterostictum</i> , <i>C. facetum</i> , <i>C. tingui</i> , <i>C. sanctacatarinae</i> , <i>D. langei</i> , <i>G. brasiliensis</i> , <i>G. carapo</i> , <i>G. pantherinus</i> , <i>H. leucofrenatus</i> , <i>H. multifasciatus</i> , <i>H. malabaricus</i> , <i>H. reticulatus</i> , <i>K. lacerta</i> , <i>M. microlepis</i> , <i>O. hepsetus</i> , <i>P. splendens</i> , <i>P. harpagos</i> , <i>P. pappenheimi</i> , <i>P. obtusa</i> , <i>R. quelen</i> , <i>R. transfasciatus</i> , <i>Rineloricaria</i> sp., <i>S. barbatus</i> , <i>S. marmoratus</i> , <i>Trichomycterus</i> sp.
ACESSÓRIA	<i>Characidium</i> sp., <i>C. nattereri</i> , <i>H. bifasciatus</i>

FREQUÊNCIA	ESPÉCIE
ACIDENTAL	<i>Astyanax</i> sp., <i>B. saporator</i> , <i>G. cf. oceanicus</i> , <i>Gobionellus</i> sp., <i>H. graciosa</i> , <i>Hypostomus</i> sp., <i>Microglanis</i> sp., <i>P. cf. azygolechis</i> , <i>P. steindachneri</i> , <i>P. alexandriae</i> , <i>S. guntheri</i>

Ao serem analisados os parâmetros biométricos de cada espécie capturada nos rios avaliados, pode-se estabelecer a estrutura da população a partir dos valores médios de cada parâmetro e de seus respectivos intervalos de confiança (Tabela 13).

Tabela 13. Valores médios e intervalo de confiança das variáveis biométricas das espécies capturadas nos cinco rios avaliados.

Espécie	CT (cm)		CP (cm)		PT (g)		FC	
	C	T	C	T	C	T	C	T
<i>Acentronichthys leptos</i>	8,0 (7,3-8,5)	8,0 (5,2-10,9)	7,0 (6,4-7,4)	7,0 (4,2-9,5)	2,9 (2,4-3,4)	2,9 (0,7-5,2)	1,7 (1,6-1,7)	1,9 (1,0-2,0)
<i>Ancistrus multispinis</i>	7,5 (6,8-8,2)	-	6 (5,4-6,5)	-	8,7 (6,7-10,6)	-	3,2 (3,0-3,4)	-
<i>Astyanax altiparanae</i>	6,3 (6,0-6,6)	5,1 (4,2-5,9)	4,4 (2,4-6,3)	4,0 (3,2-4,7)	3,0 (0,2-5,7)	2,0 (0,9-3,1)	2,2 (1,9-2,5)	2,2 (2,0-2,3)
<i>Astyanax cf. ribeirae</i>	5,1 (4,8-5,4)	5,2 (5,0-5,4)	4 (3,7-4,3)	4,3 (4,0-4,4)	2 (1,6-2,3)	2,1 (1,9-2,4)	2,8 ^a (2,7-2,9)	2,7 ^b (2,6-2,7)
<i>Astyanax janeiroensis</i>	7 (6,3-7,6)	-	5,5 (5,0-6,0)	-	6 (4,6-7,4)	-	2,7 (2,6-2,7)	-
<i>Astyanax</i> sp.	7,8	-	6,5	-	6,2	-	-	-
<i>Awaous tajasica</i>	4,1 (3,5-4,6)	4,2 (3,8-4,6)	3,3 (2,9-3,6)	3,3 (2,9-3,7)	0,6 (0,4-0,8)	0,6 (0,4-0,8)	2,3 (2,1-2,5)	2,3 (2,1-2,4)
<i>Batigobius saporator</i>	4,6 (4,1-5,0)	4,4 (3,8-5,0)	3,6 (2,6-4,4)	3,4 (2,9-3,8)	0,7 (0,6-0,9)	0,7 (0,4-0,9)	-	-
<i>Bryconamericus microcephalus</i>	4,4 (3,8-4,9)	-	3,5 (3,0-4,0)	-	1,3 (0,7-1,8)	-	2,2 (2,0-2,3)	-
<i>Callichthys callichthys</i>	-	13,1 (8,2-18,0)	-	7,6 (-3,5-18,5)	-	33,5 (15,3-51,7)	-	-
<i>Characidium lanei</i>	5,0 ^b (4,9-5,0)	5,9 ^a (5,0-6,7)	3,9 ^b (3,8-4,0)	4,8 ^a (4,0-5,4)	1,4 ^b (1,3-1,5)	2,5 ^a (1,5-3,5)	2,1 (2,0-2,0)	2 (1,0-2,0)
<i>Characidium pterostictum</i>	5,5 (5,3-5,6)	5,7 (5,2-6,0)	4,4 (4,2-4,4)	4,5 (4,2-4,8)	1,9 (1,8-2,0)	1,9 (1,5-2,4)	2,5 (2,2-2,7)	2,3 (2,2-2,4)
<i>Characidium</i> sp.	6,1 (3,7-8,3)	-	4,8 (2,9-6,7)	-	3,3 (0,7-5,8)	-	-	-
<i>Cichlasoma facetum</i>	7 (4,9-9,1)	-	5,4 (3,8-6,9)	-	11,8 (3,5-20,1)	-	-	-
<i>Corydoras nattereri</i>	5,8 (4,6-7,0)	-	4,4 (3,4-5,3)	-	4 (2,2-5,8)	-	-	-
<i>Crenicichla tingui</i>	10,2 (6,9-13,5)	-	8,4 (5,7-11,1)	-	12,8 (1,8-23,8)	-	-	-
<i>Cyphocharax</i>	7,4	-	5,8	-	7,2	-	-	-

Espécie	CT (cm)		CP (cm)		PT (g)		FC	
	C	T	C	T	C	T	C	T
<i>sanctacatarinae</i>	(1,7-13,1)		(1,1-10,4)		(-9,2-23,6)			
<i>Deuterodon langei</i>	7,2 ^a	4,2 ^b	5,6 ^a	2,8 ^b	6,7 ^a	1,7 ^b	3,2 ^b	3,4 ^a
<i>Geophagus brasiliensis</i>	(6,9-7,4)	(3,1-5,2)	(5,4-5,8)	(2,2-3,3)	(6,1-7,2)	(0,04-3,3)	(3,1-3,2)	(3,2-3,5)
<i>Gobionellus cf. oceanicus</i>	6,8	6	5,2	4,6	8,2	5,8	4,7	4,8
<i>Gobionellus sp.</i>	(5,4-8,0)	(5,2-6,8)	(4,1-6,2)	(3,9-5,2)	(4,9-11,5)	(3,7-7,9)	(4,6-4,8)	(4,7-4,9)
<i>Gymnotus carapoo</i>	5,5	-	4,2	-	1,1	-	-	-
<i>Gymnotus pantherinus</i>	5,1	-	4,1	-	1	-	-	-
<i>Hisonotus leucofrenatus</i>	16,2	17,4	-	-	20,1	24,6	-	-
<i>Hollandichthys multifasciatus</i>	(14-18,6)	(12-23)	-	-	(13,4-27)	(8-41,2)	-	-
<i>Homodiaetus graciosa</i>	15,1	16,4	-	-	12,1	12,1	-	-
<i>Hoplias malabaricus</i>	(9,3-21)	(14-19)	-	-	(3,8-20,4)	(5,6-18,6)	-	-
<i>Hypheobrycon bifasciatus</i>	5,3	5,4	4,0 ^b	4,1 ^a	1,3 ^b	1,5 ^a	1,9 ^b	1,9 ^a
<i>Hypheobrycon reticulatus</i>	(5,2-5,3)	(5,2-5,6)	(3,9-4,0)	(3,9-4,2)	(1,3-1,4)	(1,4-1,7)	(1,8-1,8)	(1,8-1,9)
<i>Hypostomus sp.</i>	7,0 ^a	5,2 ^b	5,3 ^a	4,0 ^b	4,5 ^a	2,8 ^b	3,1	3,4
<i>Kronichthys lacerta</i>	(5,8-8,1)	(4,2-6,0)	(4,1-6,4)	(3,2-4,7)	(2,4-6,7)	(1,4-4,2)	(2,8-3,4)	(3,2-3,6)
<i>Microglanis sp.</i>	2,7	-	2,2	-	0,1	-	-	-
<i>Mimagoniates microlepis</i>	13,6	10,6	11,3	8,6	37,4	14,9	2	1,9
<i>Oligosarcus hepsetus</i>	(11,8-15,3)	(-22,4-43,6)	(9,7-12,8)	(-18,6-35,9)	(22,2-52,6)	(-111,2-141,1)	(1,9-2,1)	(0,9-2,8)
<i>Pareiorhaphis azygolechis</i>	3,3	3,7	2,5	2,8	0,5	0,8	3	2,9
<i>Pareiorhaphis splendens</i>	(0,6-5,9)	(3,0-4,3)	(0,6-4,2)	(2,3-3,2)	(-0,6-1,7)	(0,3-1,3)	(1,0-4,0)	(2,0-3,0)
<i>Pareiorhaphis steindachneri</i>	3,3	4,8	2,5	3,7	0,57	1,5	-	-
<i>Phalloceros alessandrae</i>	(-0,05-6,7)	(4,0-5,5)	(1,0-3,9)	(3,2-4,2)	(-0,6-1,8)	(0,6-2,4)	-	-
<i>Phalloceros harpagos</i>	-	5,4	-	4	-	1,5	-	-
<i>Pimelodella pappenheimi</i>	5,7	4,3	4,5	3,3	2,9	1,2	2,6	2,6
<i>Pseudotothyris obtusa</i>	(4,9-6,6)	(2,2-6,3)	(3,8-5,1)	(1,6-4,9)	(1,8-4,0)	(-0,3-2,7)	(2,5-2,6)	(2,0-3,1)
	4,4	-	3,6	-	1,0	-	-	-
	(-2,5-11,4)		(-0,7-8,0)		(-3,4-5,5)			
	3,8 ^b	4,8 ^a	2,8 ^b	3,6 ^a	0,5 ^b	1,2 ^a	1,9	2
	(3,6-3,9)	(4,4-5,1)	(2,7-2,9)	(3,3-3,7)	(0,5-0,6)	(0,9-1,4)	(1,9-1,9)	(1,9-1,9)
	3,7 ^b	7,8 ^a	3,0 ^b	6,3 ^a	0,5 ^b	4,7 ^a	1,9	2
	(2,9-4,6)	(5,0-10,5)	(2,5-3,5)	(3,9-8,5)	(0,3-0,8)	(0,6-9,1)	(1,8-2,0)	(1,7-2,2)
	6,6	-	5,3	-	6,4	-	5,0	-
	(-3,8-17,0)		(-3,2-13,7)		(-15,2-28,0)		(4,1-5,8)	
	4,2	-	3,3	-	1,7	-	5,7	-
	(3,7-4,7)		(2,8-3,6)		(1,0-2,4)		(5,5-5,9)	
	13,8		11		31,7			
	2,3		1,8		0,18			
	(1,1-3,4)		(1,1-2,5)		(-0,07-0,4)			
	3,2	3,5	2,4	2,7	0,4	0,6	2,5	2,5
	(3,0-3,3)	(3,2-3,6)	(2,2-2,5)	(2,5-2,8)	(0,4-0,5)	(0,5-0,7)	(2,4-2,5)	(2,4-2,5)
	10,0	7,9	8,1	6,2	8,9	3,5	1,5	1,6
	(8,6-11,3)	(2,2-13,6)	(7,0-9,2)	(4,9-7,4)	(6,4-11,3)	(-2,6-9,5)	(1,4-1,6)	(-0,2-3,3)
	3,3	-	2,5	-	0,5	-	3,6	-
	(2,4-4,0)		(1,8-3,0)		(0,2-0,8)		(2,6-4,5)	

Espécie	CT (cm)		CP (cm)		PT (g)		FC	
	C	T	C	T	C	T	C	T
<i>Rhamdia quelen</i>	11,2 (10,3-12,1)	11,1 (4,9-17,2)	9,2 (8,4-9,9)	9,1 (3,8-14,3)	15,6 (11,6-19,6)	22,6 (-7,1-52,3)	2,0 (1,8-2,0)	2,2 (1,9-2,4)
<i>Rhamdioglanis transfasciatus</i>	12,4 (11,3-13,3)	12,3 (5,7-18,8)	10,3 (9,4-11,0)	10,2 (4,9-15,5)	15 (12,6-17,4)	15 (-3,0-33,0)	1,6 (1,5-1,6)	1,8 (1,4-2,1)
<i>Rineloricaria</i> sp.	8,1 ^b (7,7-8,3)	8,7 ^a (8,1-9,2)	7,0 ^b (6,7-7,2)	7,5 ^a (7,0-8,0)	3,3 ^b (2,9-3,7)	4,7 ^a (3,7-5,6)	0,6 (0,05-0,06)	0,55 (0,05-0,06)
<i>Schizolecis guntheri</i>	3,9		3,1		0,7			
<i>Scleromystax barbatus</i>	6,1 ^a (5,8-6,2)	5,1 ^b (4,6-5,6)	4,6 ^a (4,4-4,7)	3,8 ^b (3,3-4,1)	3,8 ^a (3,6-4,1)	2,7 ^b (2,0-3,5)	4,1 (4,0-4,1)	4,1 (4,0-4,2)
<i>Trichomycterus</i> sp.	5,1 (3,2-6,9)	-	4,4 (2,7-5,9)	-	1,1 (0,05-2,1)	-	-	-
<i>Symbranchus marmoratus</i>	22,6 (20,8-24,5)	25,5 (22,5-28,4)	-	-	17,0 (13,0-21,0)	22,8 (15,9-29,8)	0,1 (0,01-0,01)	0,1 (0,01-0,01)

CT (comprimento total); CP (comprimento padrão); PT (peso total); FC (fator de condição); C (Controle) e T (Tratamento); Letras diferentes indicam diferenças estatísticas ($p < 0,05$) entre Tratamento e Controle pelo teste de Kolmogorov Smirnov.

Quando foram realizadas análises comparativas das variáveis biométricas estudadas observaram-se diferenças estatísticas significativas para as variáveis (CT, CP, PT, FC) em 9 das 48 espécies capturadas, comparando-se Tratamento e Controle.

Um grande número de espécies apresentou diferenças significativas entre os grupos Tratamento e Controle para o comprimento total ($n=7$), comprimento padrão ($n=8$), peso total ($n=8$) e fator de condição ($n=3$), estes por sua vez com maiores valores médios no grupo Tratamento.

Após as análises de comparação das variáveis biométricas entre os grupos Tratamento e Controle pelo teste de Kolmogorov-Smirnov, foi realizado um teste de proporção entre os parâmetros que apresentaram diferenças estatísticas significativas naquelas análises (Tabela 14). Este teste mostrou que não houve diferença estatística ($p > 0,05$) entre os grupos Controle e Tratamento em relação ao número de diferenças significativas quantificadas previamente nas variáveis biométricas de cada espécie analisada.

Tabela 14. Teste de Proporção envolvendo o número de diferenças estatísticas significativas obtidas através do teste estatístico de Kolmogorov Smirnov, aplicado às variáveis biométricas analisadas em peixes dos rios Tratamento (Meio e Sagrado) e Controle (Pinto, Passa Sete e Marumbi).

Variável biométrica	Número de diferenças significativas		Número total de diferenças analisadas	p
	Controle	Tratamento		
CT	3	4	48	0,71
CP	3	5	45	0,49
PT	3	5	48	0,49
FC	1	2	30	0,56

CT (comprimento total), CP (comprimento padrão), PT (peso total), PF (peso do fígado), PG (peso da gônada), RGS (Relação gonadossomática) e RHS (Relação hepatossomática), FC (fator de condição)

DISCUSSÃO

As populações de peixes são diretamente influenciadas pelas condições fisiográficas, físicas e químicas encontradas nos diversos sistemas aquáticos (McCormick et al., 2000; Herlihy et al., 2000). Por isso, de acordo com Onorato *et al.* (1998), as espécies de peixes não se distribuem aleatoriamente, mas sim ocupam habitats específicos dentro de cada ambientes aquáticos. Desta forma, alterações nas condições ambientais tendem a provocar uma reestruturação das assembleias ictíicas, refletindo as condições vigentes do habitat em que estão inseridas.

De acordo com a American Petroleum Institute (1994), alterações de ambientes aquáticos, como resultado de poluentes derivados de petróleo induzem a um conjunto de respostas individuais, populacionais e de comunidades. Rios de pequenas dimensões e baixa vazão de água têm alta sensibilidade aos impactos de derramamento de óleo, por apresentarem menor fluxo e menores taxas de diluição dos poluentes (French-McCay et al., 2009).

Ao serem avaliadas as diversas características ambientais encontradas nos rios estudados, foi constatada que somente a condutividade elétrica da água apresentou diferenças significativas entre as bases amostrais estabelecidas. Vários autores descrevem que a condutividade influencia diretamente na dinâmica das comunidades de peixes, podendo alterar a estrutura da população, a riqueza, a diversidade e a distribuição das espécies no ambiente (Casatti et al., 2001; Pessano et al., 2005; Felipe & Suárez, 2010). Porém, além da presença de poluentes, a condutividade elétrica pode ser influenciada diretamente, não só pela presença de poluentes, mas, por fatores como a composição química do solo e o tamanho do rio (Kney & Brandes, 2007).

O agrupamento dos rios segundo os fatores abióticos quantificados demonstrou que as bases dentro de um mesmo rio, apesar de apresentarem altitudes distintas e estarem localizadas em diferentes pontos do rio, eram altamente similares entre si, enquanto em rios diferentes as bases, mesmo aquelas de altitude próximas, mostraram-se com um maior grau de dissimilaridade. Segundo Winkelmann *et al.* (2003), ambientes naturais, principalmente córregos, quando comparados, dificilmente apresentam altos índices de similaridade abiótica.

O rio do Meio, por apresentar baixa vazão de água e dimensões reduzidas, mostrou-se similar morfológicamente somente à base 1 do rio Passa Sete, sendo que as demais bases do rio Passa Sete (base 2 e 3) têm dimensões maiores e maior vazão de água, não correlacionando-se com as bases 1.

As três bases amostrais dos rios Sagrado, Pinto e Marumbi se mostraram similares em termos de características morfológicas. As bases 1 de ambos os rios apresentam em seu leito rochas de tamanho grande, elevada vazão de água e extensa largura. As bases 2 e 3 dos três rios são compostas primordialmente por sedimento arenoso e lodoso e estão inseridas em locais considerados mais lênticos, que possibilitam a formação de habitats distintos para as diferentes espécies ali encontradas. Entretanto, apesar de apresentar semelhanças fisiográficas com os rios do Pinto e Marumbi, o rio Sagrado tem sido submetido a constantes interferências antrópicas (construção de pontes, plantações em suas margens e alargamento do seu leito para se evitarem enchentes) em todas as bases amostrais, diferindo-o pelo maior grau de antropização.

Muitas pesquisas são realizadas com o intuito de interpretar as causas das alterações das condições ambientais dos ecossistemas e de suas comunidades biológicas (Araújo, 1998; Cunico *et al.*, 2006; Ferreira e Casatti, 2006). Esses estudos partem do princípio de que as comunidades presentes nos diferentes ambientes respondem aos impactos externos através de alterações das suas características estruturais e funcionais (Ferreira e Casatti, 2006).

No presente caso, foi capturado um número reduzido de peixes no grupo Tratamento, quando comparado ao grupo Controle. Nos dois casos, a predominância das ordens Characiformes e Siluriformes foi evidente, representando cerca de 91% de todos os indivíduos capturados. Segundo Reis *et al.* (2003), em regiões de água doce Neotropical, a ordem Siluriformes é o grupo com maior número de espécies abundantes, seguida pela ordem Characiformes, sendo que estas apresentam alto predomínio na ictiofauna sul-americana, especialmente em águas correntes.

Um estudo que corrobora com o presente trabalho é o de Ferreira (2007), realizado em riachos da Serra do Mar, mas no estado de São Paulo, o qual constatou uma elevada riqueza de espécies distribuídas entre as ordens Siluriformes e Characiformes. Além deste

estudo, vários outros trabalhos constataram predominância dessas duas ordens em riachos localizados nas áreas costeiras da Serra do Mar dos estados do Rio de Janeiro e de São Paulo (Teixeira et al., 2005; Mazzoni et al., 2006; Guimarães et al., 2010).

Segundo Gaston (1994), a importância de uma espécie na população pode ser atribuída à sua frequência de ocorrência nos ambientes aquáticos, à sua representatividade em massa corpórea ou à representatividade em número de indivíduos. A constância de ocorrência de espécies de peixes é um importante fator na caracterização de qualquer ponto em riachos e é considerada uma medida qualitativa que evidencia as espécies migrantes ou residentes de uma comunidade, assim como o efeito das variações sazonais e das alterações ambientais sobre as comunidades (Teixeira e Gurgel, 2005).

Os resultados obtidos no presente estudo demonstraram que as espécies constantes (n=34) foram as mais representativas nos cinco rios avaliados, com um total de 69% de ocorrência. Entre elas, *Characidium lanei*, *Deuterodon langei*, *Hisonotus leucofrenatus*, *Rineloricaria* sp. e *Characidium pterostictum* foram as principais. Estes registros corroboram os resultados encontrados no trabalho de Guimarães et al. (2010) no rio do Pinto, no qual os autores somaram 15 espécies constantes, representando cerca de 45% do total, e as espécies *Characidium pterostictum*, *Characidium lanei* e *Rineloricaria* sp. foram as predominantes.

Segundo Flores-Lopes et al. (2001), quando existe a predominância de espécies consideradas constantes em riachos contaminados por poluentes, considera-se que o ambiente impactado encontra-se em um estágio de recuperação ictiofaunística. Isso ocorre pois as espécies, após eventos estressores, tendem a se dispersar para locais onde não existam influências expressivas do contaminante. A predominância constatada de espécies constantes, portanto, evidencia que a ictiofauna dos rios expostos e não expostos ao óleo encontram-se estabilizados, mantendo as diversas espécies vivendo nestes ambientes.

De acordo com Lowe-McConnell (1975) as comunidades residentes de um rio podem ser numericamente aumentadas pelo ingresso de peixes imigrantes, que se juntam aos residentes por algum período para se alimentar ou se reproduzir. Entretanto, este fato foi observado em poucas espécies capturadas durante as campanhas amostrais deste estudo, pois a maior porcentagem de espécies apresentou presença constante nos cinco rios avaliados.

Ao comparar as variáveis biométricas entre os grupos Tratamento e Controle, poucas diferenças significativas foram constatadas. Entretanto, foram encontrados valores médios mais elevados para o comprimento total e padrão, peso total e fator de condição dos peixes capturados no grupo Tratamento.

No trabalho realizado por Adams et al. (1993), foi relatado que, dependendo da gravidade do derramamento de óleo em um ambiente, os sistemas fisiológicos de peixes são

alterados, reduzindo o crescimento, as quantidades de gorduras e glicogênio armazenadas no fígado e conseqüentemente afetando a reprodução.

Todavia, os resultados aqui obtidos demonstraram que não houve qualquer evidência de redução no crescimento e no peso dos peixes do grupo de rios expostos ao óleo. Embora as diferenças biométricas encontradas possam estar relacionadas ao número mais reduzido de exemplares coletados nos rios do Meio e Sagrado (Tratamento), ou mesmo estarem relacionadas às características intrínsecas das espécies ou dos ambientes estudados, o teste de proporção realizado e que analisou a significância das diferenças identificadas entre os peixes dos dois grupos (Tratamento e Controle) indicou que elas não eram significativas. Esses resultados indicam uma similaridade biométrica entre as populações de peixes que habitam os rios expostos ao vazamento de óleo e peixes de rios não expostos.

REFERÊNCIAS

1. Adams J K, He Ikamp A J, Hannah R P. 1993. Method for ranking biological resources in oil spill response planning. *Proceedings Oil Spill Conference*, pp. 159-164.
2. Alvez M V. 2008. Estabilidade e filtrabilidade de óleo diesel. Universidade Estadual do Rio de Janeiro, RJ. Dissertação de Mestrado.
3. American Petroleum Institute. 1994. Options for minimizing environmental impacts of freshwater spill response. *Hazardous materials response & Assessment division*, 23-119.
4. Araújo F G. 1998. Adaptação do índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o Rio Paraíba do Sul. *Revista Brasileira de Zoologia*, 58, 547-558.
5. Backup P A, Menezes N A, Ghazzi M S. 2007. Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil. Rio de Janeiro, Museu Nacional, 195p.
6. Cajaraville M P, Hauser L, Carvalho G, Hylland K, Olabarrieta I, Lawrence A J, Lowe D, Goksoyr A. 2003. Genetic damage and the molecular/cellular response to pollution. In: *Effects of pollution on fish molecular effects and population responses*. Blackwell Science Ltda, Blackwell Publishing Company, p. 2-161.
7. Casatti L, Langeani F, Castro R M C. 2001. Peixes de riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, bacia do Alto rio Paraná, SP. *Biota Neotropica*, 1:1-15.
8. Cunico A. M., Agostinho A. A. & Latini J. D. (2006). Influência da urbanização sobre as assembléias de peixes em três córregos de Maringá, Paraná. *Revista Brasileira de Zoologia*. 23, 1101-1110.

9. Felipe T R A, Suárez Y R. 2010. Caracterização e influência dos fatores ambientais nas assembléias de peixes de riachos em duas microbacias urbanas, Alto rio Paraná. *Biota Neotropica*, vol.10, 143-151.
10. Ferreira C P, Casatti L. 2006. Integridade biótica de um córrego na bacia do Alto Rio Paraná avaliada por meio da comunidade de peixes. *Biota Neotropica*, v.6 (n3).
11. Ferreira F C. 2007. Ictiofauna de riachos na planície costeira da bacia do rio Itanhaém, litoral sul de São Paulo, Universidade Estadual Paulista. Dissertação de Mestrado.
12. Filho A K K. 2006. Uso de biomarcadores de contaminação ambiental na avaliação do impacto do vazamento de óleo derivado de petróleo em ecossistemas de água doce. Universidade Federal do Paraná. Dissertação de Mestrado.
13. Flores-Lopes F, Malabarba L R, Pereira E H L, Silva J F P. 2001. Alterações histopatológicas em placas ósseas do peixe cascudo *Rineloricaria strigilata* (Hensel) (Teleostei, Loricariidae) e sua frequência no lago Guaíba, Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*. 18(3): 699-709.
14. French-McCay D, Beegle-Krause C J, Rowe J, Rodriguez W, Etkin D S. 2009. Oil spill risk assessment – Relative impact indices by oil type and location. AMOP Technical Seminar on Environmental Contamination and Response, Emergencies Science Division, Environment Canada, 655-681.
15. Gaston K J. 1994. *Rarity*. London: Chapman & Hall, 205p.
16. Guimarães A T B, Menezes M S, Peret A C. 2010. Composição da ictiofauna em função da fisiografia de um riacho costeiro de Floresta Atlântica – Brasil. *Biota Neotropica*, vol. 10, no. 2, 57-65.
17. Herlihy A T, Hughes R M, Sifneos J C. 2000. Landscape clusters based on fish assemblages in the conterminous USA and their relationship to existing landscape classifications. In: Hughes R M, Wang L, Seelbach P W. (Eds) *Landscape influences on stream habitats and biological assemblages*, pp. 87-112.
18. Hewitt J E, Thrush S F. 2007. Effective long-term ecological monitoring using spatially and temporally nested sampling. *Environ Monit Assess*, 133:295-307.
19. Hylland K, Feist S, Thain J, Forlin L. 2003. Molecula/Cellular processes and the health of the individual. In: *Effects of pollution on fish molecular effects and population responses*. Blackwell Science Ltda, Blackwell Publishing company, p. 2-161.
20. Kney A D, Brandes D. 2007. A graphical screening method for assessing stream water quality using specific conductivity and alkalinity data. *Journal of Environmental Management* 82:519-528.

21. Kullander S O, Lucena C A S. 2006. A review of the species of *Crenicichla* (Teleostei: Cichlidae) from the Atlantic coastal rivers of southeastern Brazil from Bahia to Rio Grande do Sul States, with descriptions of three new species. *Neotropical Ichthyology*, 4, 127-146.
22. Lawrence A J, Elliott M. 2003. Introduction and conceptual model. In: Effects of pollution on fish molecular effects and population responses. Blackwell Science Ltda, Blackwell Publishing company, p. 2-161.
23. Lawrence A J, Hemingway K. 2003. Effects of pollution on fish, Molecular effects and population responses. Blackwell Science Ltda, Blackwell Publishing company, p. 2-161.
24. Le Cren E D. 1951. The length-weight relationship and seasonal cycle in gonadal weight and condition in the perch (*Perca fluviatilis*). *Journal of Animal Ecology*, Oxford, v. 20, p. 201-219.
25. Lima-Junior S E, Cardone I B, Goitein R. 2002. Determination of a method for calculation of allometric condition factor of fish. *Acta Scientiarum*, Maringá, v. 24, p. 397-400.
26. Lowe-McConnell R H. 1975. Fish communities in tropical freshwaters. Their distribution, ecology and evolution. London and New York, *Longman*, 303p.
27. Lucena Z M S, Lucena C A S. 2002. Redefinição do gênero "*Deuterodon*" Eigenmann (Ostariophysi: Characiformes: Characidae). *Comun. Mus. Ciênc. PUCRS*, 15, 113-135.
28. Lucinda P H F. 2008. Systematics and biogeography of the genus *Phalloceros* Eigenmann, 1907 (Cyprinodontiformes: Poeciliidae: Poeciliinae), with the description of twenty-one new species. *Neotropical Ichthyology*, 6, 113-158.
29. Mazzoni R, Fenerich-Verani N, Caramaschi E P, Iglesias-Rios R. 2006. Stream-Dwelling fish communities from an Atlantic Rain Forest drainage. *Brazilian archives of biology and technology*. v.49, n. 2, pp. 249-256.
30. McCormick F H, Peck D V, Larsen D P. 2000. Comparison of geographic classification schemes for Mid Atlantic stream fish assemblages. *Journal of the North American Benthological Society*, 19, 385-40.
31. Menezes N A, Weitzman S H, Oyakawa O T, Lima F C T, Castro R M C, Weitzman M J. 2007. Peixes de água doce da Mata Atlântica, Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, São Paulo, Brazil.
32. Onorato D P, Angus P A, Marion K R. 1998 Comparasion of a small-mesh seine and a backpack eletroshocker for evatuating fish populations in a north-central Alabama stream. *North American Journal of Fisheries Management*, Bethesda, 18, 361-373.
33. Pedrozo M F M, Barbosa E M, Corseuil H X, Scheneider M R, Linhares M M. 2002. Ecotoxicologia e Avaliação de Risco do Petróleo, Centro de Recursos Ambientais, Salvador. P. 13-41.

34. Pereira E H L, Reis R E. 2002. Revision of the Loricariidae genera *Hemipsilichthys* and *Isbrueckerichthys* (Teleostei: Siluriformes) with description of five new species of *Hemipsilichthys*. *Ichthyol. Explor. Freshwaters*, 13, 97-146.
35. Pessano E F C, Azevedo C L O, Querol M V M, Querol E, Brasil L G, Castro L R B, Pinto T B, Corrêa F V. 2005. Ictiofauna do arroio Quarai-Chico, bacia do médio rio Uruguai, no interior do Parque Estadual do Espinilho, Rio Grande do Sul, Brasil. *Biotemas*, 18(2):143-153.
36. Reis R E, Schaefer S A. 1998. New cascudinhos from southeastern Brazil: Systematics, edemism and relationships (Siluriformes, Loricariidae, Hypoptopomatinae). *Amer. Mus. Novitates*, 3254, 1-25.
37. Reis R E, Kullander S O, Ferraris C J. 2003. Check list of the freshwater fishes of South and Central America. Editora da Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Brasil.
38. Teixeira J L A, Gurgel H C B. 2005. Ocorrência e distribuição temporal da ictiofauna do açude riacho da Cruz, no Rio Grande do Norte. *Revista Ceres*, 52(300):317-324.
39. Teixeira T P, Pinto B C T, Terra B F, Estiliano E O, Gracia D, Araújo F G. 2005 Diversidade das assembléias de peixes nas quatro unidades geográficas do rio Paraíba do Sul. *Iheringia, Sér. Zool.*, Porto Alegre, 95(4):347-357.
40. Winkelmann C, Koop J H E, Benndorf J. 2003. Abiotic features and macroinvertebrate colonization of the hyporheic zones of two tributaries of the river Elbe (Germany). *Limnologica*, 33, 112-121.

CAPÍTULO III³

ESTUDO REPRODUTIVO DE TRÊS ESPÉCIES DE PEIXES UTILIZADAS COMO INDICADORAS DA QUALIDADE AMBIENTAL EM RIACHOS DA SERRA DO MAR PARANAENSE

³ Submissão à revista *Environmental Biology of Fishes*

Resumo

No dia 16 de fevereiro de 2001 ocorreu o rompimento de um poliduto (Oleoduto Araucária-Paranaguá-OLAPA), na Serra do Mar, no estado do Paraná, Brasil. Este acidente causou o vazamento de 52 mil litros de óleo diesel, que atingiram rios da região. O objetivo deste trabalho foi analisar se a dinâmica reprodutiva de três espécies indicadoras da qualidade ambiental sofre influência da exposição ao óleo, dez anos após o referido acidente. O monitoramento ictiofaunístico foi realizado em cinco rios da região afetada pelo acidente. Além do sistema exposto pelo óleo (Tratamento: rio do Meio e rio Sagrado), foram analisados outros três rios (Controle: Pinto, Passa Sete e Marumbi), que apresentam características ambientais semelhantes às dos rios afetados. A análise das características físicas e químicas dos rios avaliados indicou que esses ambientes apresentaram maior similaridade entre as bases de um mesmo rio e menor similaridade entre bases supostamente semelhantes fisiograficamente, mas localizadas em rios diferentes. Considerando as três espécies avaliadas (*Mimagoniates microlepis*, *Scleromystax barbatus* e *Rineloricaria* sp.), ao todo foram coletadas 648 fêmeas, 403 machos e 100 indivíduos foram classificados como de sexo indeterminado. A proporção sexual dos peixes diferiu entre as bases amostrais e estações do ano para as espécies *Rineloricaria* sp. e *S. barbatus*, sendo que os grupos Tratamento e Controle não apresentaram diferenças. Diferenças entre os estádios de maturação gonadal dos machos e das fêmeas foram evidentes para as três espécies avaliadas. Essas diferenças ocorreram ao comparar os estádios entre si, entre os grupos Tratamento e Controle e também entre os rios. Em todos os casos em que ocorreram diferenças foi constatado um maior número de indivíduos coletados no grupo Controle. Ao realizarem comparações entre os rios, ficou evidente que estas diferenças encontradas são o resultado do baixo número de indivíduos coletados nos rios do Meio e Sagrado, pois os demais rios (Pinto, Passa Sete e Marumbi) constantemente diferiram desses outros dois rios. Portanto, através desses resultados obtidos ficou evidente que os parâmetros reprodutivos das três espécies avaliadas foram semelhantes entre os ambientes expostos e não expostos ao óleo e que as diferenças encontradas para os estádios de maturação gonadal ocorreu devido o baixo número de peixes coletados no grupo Tratamento.

Introdução

O acidente ocasionado pelo rompimento do Oleoduto Araucária-Paranaguá (OLAPA), em fevereiro de 2001, causou o vazamento de aproximadamente 52 mil litros de óleo diesel em riachos da Serra do Mar paranaense, Brasil. Ao todo, foram instaladas cinco barreiras de contenção no percurso dos rios atingidos pelo óleo para tentar minimizar e/ou impedir seu espalhamento a jusante. Ainda assim, o óleo derramado atingiu trechos dos rios Carambuí, Meio, Sagrado, Neves e Nhundiaquara, chegando até a Baía de Paranaguá, a cerca de 28 quilômetros de distância do local do acidente.

Pelo seu frequente e intenso uso, hidrocarbonetos derivados do petróleo representam um dos principais poluentes que podem afetar os ambientes aquáticos (Nogueira et al. 2011). O óleo diesel que foi o derivado de petróleo derramado pelo acidente com o oleoduto OLAPA é composto principalmente de uma mistura de hidrocarbonetos oleofínicos, parafínicos,

monoaromáticos (benzeno, tolueno e xileno) e aromáticos policíclicos (HPA's), os quais por sua vez, são solúveis em água, voláteis e bastante tóxicos para a vida aquática (Simonato et al. 2008).

O reconhecimento de substâncias, como hidrocarbonetos que podem agir como perturbadores endócrinos e, portanto, influenciar na reprodução de animais aquáticos em ambientes naturais, vem ganhando o interesse de pesquisadores em avaliações da saúde reprodutiva dos peixes (Rolland 2000; Dufech 2009; Giari et al. 2011). Estes estudos têm incluído avaliações das variações morfológicas nas gônadas e modificações em características sexuais secundárias (Bortone e Cody 1999).

A dinâmica reprodutiva varia de acordo com as interações entre fatores bióticos e abióticos, operando diretamente no comportamento fisiológico dos peixes (Dufech 2009). Alterações na reprodução, causadas principalmente por exposição ao óleo, podem, segundo Ali e Wooton (1999), levar os estoques naturais à depleção e até mesmo a extinção.

Importantes informações acerca da reprodução de peixes podem ser obtidas analisando-se as suas gônadas. A partir da classificação do seu grau de desenvolvimento, pode ser estabelecida a época e os locais de reprodução, além de indicar quais são os fatores intrínsecos que atuam diretamente no desenvolvimento gonadal (Gao et al. 2009).

Ao selecionar uma espécie indicadora para avaliar os efeitos biológicos de impactos causados por acidentes, vários fatores devem ser considerados, incluindo a presença e persistência destes organismos em níveis populacionais significativos na área avaliada, a importância ecológica da espécie, a sua sensibilidade aos contaminantes, sua fisiologia e seus habitats específicos (Romeo e Gnassia-Barelli 1995).

As espécies *Mimagoniates microlepis*, *Scleromystax barbatus* e *Rineloricaria* sp. podem ser consideradas espécies indicadoras da qualidade ambiental nos rios que sofreram a exposição ao óleo do acidente OLAPA, pois estas possuem ampla distribuição na região estudada e apresentam padrões regulares de ocorrência espaciais e temporais (Weitzman et al. 1998; Reis 2003).

O objetivo deste trabalho foi verificar se, passados 10 anos do acidente em questão, peixes das três espécies escolhidas como indicadoras de qualidade ambiental, coletados em rios que foram expostos ao óleo derramado, apresentam diferenças em seus parâmetros reprodutivos quando comparados a peixes coletados em rios fisiograficamente semelhantes, da mesma região geográfica, mas que não foram expostos àquele acidente. Além disso, em caso positivo, avaliar se há indícios de que essas diferenças, se constatadas, poderiam ser relacionadas à exposição dos ambientes de origem ao óleo.

Material e métodos

Área de estudo

Para a realização do monitoramento da ictiofauna foram estabelecidos cinco rios (Meio, Sagrado, Pinto, Passa Sete e Marumbi), dentre os quais definiram-se 13 pontos de coleta (Fig.7).

Os rios avaliados foram divididos em dois grupos distintos: Tratamento e Controle. Os rios do Meio e Sagrado foram considerados Tratamento, por terem sido atingidos pelo vazamento de óleo diesel. Enquanto os rios do Pinto, Passa Sete e Marumbi foram considerados Controle, pois os mesmos não foram expostos ao óleo daquele acidente. Estes ambientes foram estabelecidos por apresentarem características fisiográficas (regime de vazão, tipo de sedimento de leito, altitude e a proximidade aos rios impactados), físicas e químicas semelhantes às dos rios impactados (Tabela 15).

Tabela 15. Descrição das características fisiográficas das bases amostrais (coordenadas geográficas, elevação, largura e profundidade). UTM (Universal Transversa de Mercator), zona: 22 J.

Característica	Rio	Base	Coordenadas (UTM)	Elevação (m)	Largura (m)	Profundidade (m)
Tratamento	Meio	1	719479.56 E 7171331.38 S	59	5 a 7	0,3 a 0,5
		1	720961.38 E 7171784.04 S	42	20	0,5 a 2
	Sagrado	2	722294.32 E 7172679.24 S	20	40	0,5 a 1,6
		3	726003.18 E 7174836.45 S	3	7 a 9	0,5 a 1,5
		1	717562.59 E 7173123.54 S	30	5	0,2 a 0,3
	Passa Sete	2	720442.21 E 7175009.44 S	24	2 a 3	0,6
3		721370.01 E 7175545.11 S	6	7	0,15 a 0,6	
Pinto		1	714538.18 E 7172772.34 S	63	7 a 15	0,5 a 1
	2	716802.82 E 7176380.33 S	18	5 a 12	0,3 a 1	
	3	717171.41 E 7174998.39 S	5	5 a 10	0,5 a 2	
Controle	Marumbi	1	713679.08 E 7177197.11 S	60	10 a 20	0,3 a 1
		2	715685.34 E 7178100.65 S	22	8 a 12	0,3 a 0,7
		3	718372.39 E 7179272.93 S	16	10 a 15	0,3 a 1

Cada rio foi dividido em três bases amostrais, com exceção do rio do Meio. Neste rio, devido a suas pequenas dimensões, maior declividade e reduzida vazão, foi estabelecida apenas uma base de coleta.

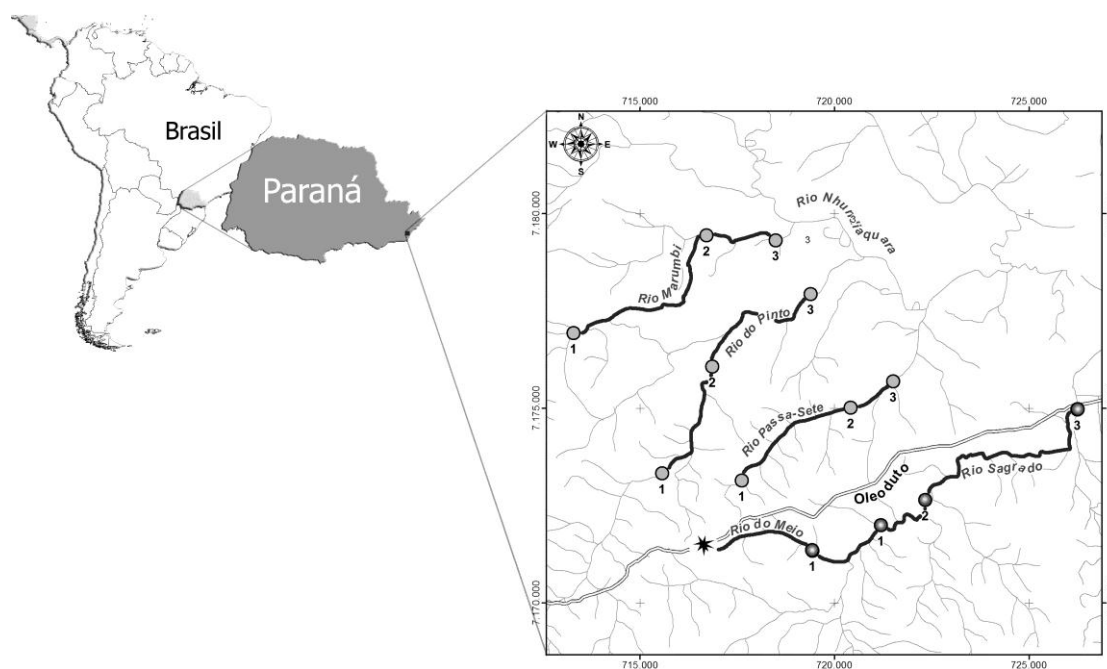


Fig.7 Localização dos rios monitorados na Serra do Mar paranaense e as respectivas bases amostrais utilizadas. Destaque para o oleoduto e a indicação (*) do local onde aconteceu o acidente.

Amostragem

As amostragens ictiológicas foram realizadas nas datas: 12-17/04/2010; 05-11/07/2010; 27/09-14/10/2010; 21-29/12/2010 e 11-18/01/2011.

A captura dos peixes utilizados nas análises reprodutivas foi realizada com as seguintes artes de pesca: tarrafa (malha de 1,5 cm entre nós opostos), rede de arrasto (malha de 0,5 mm entre nós adjacentes), puçá (30 cm de diâmetro), peneira (55 cm de diâmetro) e eletronarcese (pesca elétrica).

Para que se pudesse obter um maior número de dados e uma melhor comparação entre os ambientes monitorados, procurou-se capturar um número mínimo de dez indivíduos de cada espécie, em cada base amostral, durante cada campanha.

Em cada ponto foram mensurados os parâmetros físicos e químicos da água (temperatura, concentração (mg/L) e saturação (%) de oxigênio dissolvido, pH e condutividade) (Tabela 16).

Tabela 16. Parâmetros físicos e químicos analisados na água dos rios analisados.

Parâmetros	Unidade	Equipamento	Modelo
Temperatura	°C	Oxímetro	YSI550
Oxigênio dissolvido	mg/L e %	Oxímetro	YSI550
pH	-	Medidor de pH portátil	HI8424
Condutividade	µS	Condutivímetro	pHtek

Processamento

Após a captura, os animais foram submetidos à secção medular, remoção dos opérculos, abertura da cavidade celomática e fixação em Solução de Davidson - ALFAC (álcool 95º: formaldeído: ácido acético: água) (Beçak e Paulete, 1976). A seguir, os peixes foram encaminhados ao Laboratório de Histologia e Microbiologia do Grupo Integrado de Aquicultura e Estudos Ambientais (GIA-UFPR), para início do processamento histotécnico.

Em laboratório, amostras das gônadas dos peixes foram coletadas, preservadas em álcool 70° GL, desidratadas em uma série crescente de álcoois, diafanizadas em xilol, impregnadas em parafina e seccionadas com 5µm de espessura em um micrótomo rotativo. Lâminas permanentes foram coradas em hematoxilina de Harris e eosina (HE) e analisadas em microscópio óptico, com auxílio do software LeicaQwin Lite V.2.4 (Imaging Solution Inc., 1998).

Análise dos dados

As diferenças dos parâmetros abióticos entre os rios foram avaliadas a partir da análise de comparação entre múltiplas variáveis independentes por Kruskal-Wallis.

A relação entre as bases amostrais segundo seus fatores abióticos mensurados foi avaliada através do agrupamento dos dados, por meio de análise multivariada de clusters, utilizando para isto, o método da distância euclidiana simples.

A predominância de sexo foi testada através de comparações múltiplas pelo método de Kruskal-Wallis, avaliando-se os rios individualmente e os ambientes Tratamento e Controle.

Pra cada espécie estudada foram realizados testes de proporção de Qui-Quadrado entre os estádios de maturação gonadal. Estes testes foram realizados para os machos, fêmeas

e indivíduos de sexo indeterminado para avaliar a ocorrência de diferenças significativas entre os estádios de maturação gonadal, assim como verificar possíveis diferenças entre os cinco rios avaliados e entre os grupos Tratamento e Controle.

A proporção sexual dos indivíduos na população foi analisada em cada campanha amostral, considerando cada rio, base amostral e estação do ano. As análises foram realizadas utilizando-se do teste de hipótese para diferenças entre proporções de vários grupos, com aplicação do Teste de Qui-Quadrado exato de Fisher.

Para se avaliar eventuais indícios de atresia nas gônadas, graus de maturação gonadal e confirmar estimativas macroscópicas sobre o sexo dos animais analisados foi realizada a análise histológica das gônadas. Exemplares considerados juvenis foram identificados como imaturos, de acordo com a escala de desenvolvimento gonadal, e os demais indivíduos nos diversos estádios foram considerados adultos. Quando os espécimes apresentaram ausência de células germinativas diferenciadas, denominou-se sexo "indeterminado". Os exemplares foram considerados "em reprodução" quando o diagnóstico morfológico revelou a presença de gônadas em estágio maturo (fêmeas e machos) ou pós-desova (fêmeas)/espermiado (machos). Os estádios de maturação ovariana foram classificados segundo as seguintes categorias: 1- imaturo, 2- em maturação inicial, 3- em maturação final, 4- maturo e 5- pós-desova, conforme descrito por Vazzoler (1996) (Tabela 18). Enquanto que os machos foram classificados em: 1- imaturo, 2- em maturação, 3- maturo e 4- espermiado, segundo Souza (2008) (Tabela 19). As fases de desenvolvimento ovocitário estão descritas na Tabela 17.

Tabela 17. Fases do desenvolvimento ovocitário.

DESENVOLVIMENTO OVOCITÁRIO	
Fases	Descrição
I	As células germinativas se encontram jovens com a presença de cromatina-nuclear. O citoplasma é escasso, núcleo arredondado intensamente basófilo e geralmente com um único nucléolo em posição central.
II	Os ovócitos apresentam estoque de reserva (perinucleolar). Nesta fase, o citoplasma é bem definido e mais basófilo que na fase anterior. O núcleo apresenta, inicialmente 1 ou 2 nucléolos esféricos e intensamente basófilos, que vão se tornando mais numerosos e volumosos, migrando para a periferia nuclear.
III	Os ovócitos se encontram com vitelogênese lipídica, com formação da vesícula vitelínica. Nesta fase, ocorre a vacuolização do citoplasma, que representa a deposição lipídica, que pode chegar a invadir todo o citoplasma, dependendo da espécie de peixe. Observa-se a formação de uma película acidófila contínua, que é a membrana vitelina, acoplada à membrana citoplasmática do ovócito. O conjunto ovócito + membrana vitelínica + camada de células foliculares é chamado de folículo ovocitário, que é a unidade fundamental do ovário.
IV	Pode ser definida como a fase de vitelogênese, onde há o aparecimento de proteína na forma de plaquetas acidófilas, geralmente a partir da periferia do citoplasma. Os grânulos avançam centripetamente, empurrando os vacúolos para o centro da célula. A membrana vitelínica torna-se mais espessa e as células foliculares crescem e tornam-se mais alongadas e evidentes.

DESENVOLVIMENTO OVOCITÁRIO	
Fases	Descrição
V	Esta é chamada de maturo, pois ovócito aumenta rapidamente de tamanho, em função do aumento acelerado do número de grânulos de vitelo acidófilo. Já não mais se percebem as vesículas lipídicas; os grânulos protéicos aumentam de tamanho, mudando totalmente o aspecto do ovoplasma. A membrana vitelina pode tornar-se mais espessa e apresentar estrias de deposição radial, visível sob grande aumento, quando pode ser denominada de “zona radiata”; as células foliculares passam a constituir uma paliçada regular, achatando-se no final desta fase.
VI	Os ovócitos se encontram em hialinização e apresentam-se muito modificados. Sua característica é a hidratação sofrida pelo citoplasma, então, parecem maiores e sem individualidade, dando ao citoplasma um aspecto manchado róseo, com intensidades distintas, ao lado de outras manchas mais basófilas, que evidenciam o local onde originalmente se encontrava o núcleo, na região central do citoplasma. Ocorre também, um marcado aumento em seu volume. Os vacúolos lipídicos condensam-se em uma ou poucas gotas centrais, que migram, depois, para o pólo vegetativo da célula. O núcleo, agora basófilo, aparece com contornos altamente irregulares, sofrendo migração para o pólo animal. Tais ovócitos constituem-se nos mais avançados, estando prontos para serem eliminados.

Durante o desenvolvimento ovariano, as células ovocitárias evoluem de uma fase pré-vitelogênica, constituída pelas células germinativas jovens e ovócitos do estoque de reserva, na qual o citoplasma se mostra basófilo nas preparações histológicas, para uma fase vitelogênica desencadeada pela ação de hormônios hipofisários (Vazoller, 1996).

Apesar de o desenvolvimento ovariano ser um processo contínuo e cíclico, ele é descrito em fases artificiais, os estádios de maturidade, sendo que o número desses estádios varia de acordo com o tipo de desova e o grau de conhecimento sobre o processo reprodutivo de cada espécie.

Tabela 18. Estádios de maturidade sexual observado em fêmeas.

ESTÁDIO DE MATURIDADE SEXUAL	
Estádios	Descrição
Imaturo	Os ovários são muito pequenos, ocupando menos de 1/3 da cavidade celomática; são filamentosos, translúcidos, sem sinais de vascularização; não se observam ovócitos a olho nu. Histologicamente são caracterizadas pela organização, apresentando lamelas ovígeras em disposições quase paralelas, que partem da região da cápsula, próximo aos grandes vasos; estas lamelas são recobertas por células basófilas, os ovócitos do estoque de reserva (fase II). Em algumas regiões do epitélio germinativo, em geral próximas aos pequenos vasos, aparecem, sob maior aumento, ninhos de células germinativas jovens (fase I), às vezes em divisão. Esta fase é classificada como estágio gonadal imaturo ou virgem.
Maturação inicial	Em maturação inicial o qual é caracterizado pela presença marcante de ovócitos nas fases II e III.
Maturação final	Em maturação final onde há ocorrência simultânea de várias fases ovocitárias, tendo, além da presença de ovócitos nas fases II e III também a presença de ovócitos na fase IV e alguns na fase V. Macroscopicamente esta diferenciação é de difícil caracterização.
Maturo	Já maturo, os ovários apresentam-se túrgidos, ocupando praticamente, toda a cavidade celomática, sendo visível um grande número de ovócitos grandes, opacos e/ou translúcidos que podem ocupar inclusive os ovidutos; sua vascularização, inicialmente, é reduzida e, no final, torna-se imperceptível. Histologicamente, a característica

ESTÁDIO DE MATURIDADE SEXUAL	
Estádios	Descrição
	fundamental deste estágio é a alta frequência de ovócitos na fase V, que já ocorriam em baixa frequência no estágio anterior, mas agora são mais desenvolvidos, apresentando um aumento em seu diâmetro (volume). As lamelas ovíferas estão distendidas para fornecer o espaço requerido por estes ovócitos maduros que, a fresco, aparecem opacos. Os ovócitos do estoque de reserva(II) continuam presentes, colados às lamelas, mas estão bem separados entre si em função da distensão destas; ovócitos em fase III são escassos, praticamente não ocorrendo ovócitos na fase IV, o que sugere que a mesma seja rápida.
Pós-desova	Este estágio é conhecido como esvaziado “em recuperação”, pois os ovários apresentam-se flácidos, com membranas distendidas, de tamanho relativamente grande, mas não volumosos, ocupando menos da metade da cavidade celomática. Observam-se poucos ovócitos, em estado de absorção, esbranquiçados; a característica mais marcante é a presença de zonas hemorrágicas. Histologicamente apresentam aspecto desordenado e de esvaziamento; as lamelas ovíferas, distendidas no estágio anterior pelos ovócitos maduros, deixam agora enormes espaços vazios entre si. Ocorrem restos foliculares em grande quantidade e, em alguns casos, folículos atrésicos, em absorção, próximos à inserção dos vasos. Proliferam células macrofágicas e linfócitos, espalhados por todo o parênquima, que irão absorver os restos celulares que permanecem após a desova. Aparecem vasos sanguíneos dilatados, sendo comuns derrames de sangue, que dão o aspecto hemorrágico a estes ovários. Ninhos de células germinativas jovens (fase I) e ovócitos do estoque de reserva (II) aumentam em número, indicando a ocorrência de processos que levarão a uma reorganização dos ovários e ao estágio de repouso, antes do início de um novo ciclo.

As fases de desenvolvimento testicular estão descritas na Tabela 19.

Tabela 19. Fases do desenvolvimento testicular.

DESENVOLVIMENTO TESTICULAR	
Estádios	Descrição
Imaturo	Os testículos são pequenos, em forma de fita e apresentam aspecto translúcido. As análises histológicas evidenciam túbulos seminíferos com paredes espessas e com cistos de espermatogônias aderidas a elas. Espermatócitos são observados em menor quantidade no lúmen dos túbulos. Nessa fase ainda não são observados espermatozoides.
Em maturação	Os testículos apresentam-se bem desenvolvidos, com um aspecto esbranquiçado e opaco. Microscopicamente, observa-se no interior dos túbulos seminíferos espermatogônias e espermatócitos. Nesta fase há o surgimento de espermátides e espermatozoides, as quais se encontram no lúmen dos túbulos.
Maturo	Os testículos tem o volume aumentado, com intensa vascularização. Há grande quantidade de espermatozoides e poucas espermátides. Podem ser observadas espermatogônias em divisão e demais células em processo de espermatogênese nas paredes dos túbulos seminíferos.
Espermiado	Gônadas parcialmente espermiadas são flácidas, ocupando menos da metade da cavidade celomática. São observados espermatócitos dispersos, resultando na redução de espermatozoides produzidos. Testículos completamente espermiados se caracterizam por apresentar avermelhamento, aspecto flácido e hemorrágico e ocupar pequena porção da cavidade celomática. Somente resíduos de espermatozoides são encontrados no lúmen dos túbulos seminíferos.

Resultados

Durante as cinco coletas foram realizadas análises dos principais parâmetros abióticos obtidos em cada ponto amostral, permitindo assim, a caracterização desses ambientes. Verificou-se que somente a condutividade elétrica apresentou diferenças significativas entre os rios e suas respectivas bases amostrais. Uma síntese dos parâmetros está compilada na Tabela 20.

Tabela 20 Valores médios dos parâmetros abióticos mensurados nas bases amostrais para cada rio. T (temperatura), OD (oxigênio dissolvido), C (condutividade elétrica).

Fator	Meio		Sagrado		Passa Sete			Pinto			Marumbi		
	1	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
T (°C)	20,7 (19-22,2)	21,2 (19-23,2)	22 (19,6-24,2)	21,4 (19,1-23,7)	21 (20-22)	21,6 (19,6-23,5)	22 (20,1-23,7)	20,7 (19-22,3)	21,5 (19,5-23,3)	22,5 (20-24,8)	20,2 (18,2-22,1)	20,7 (18,5-22,7)	21,6 (19,4-23,6)
OD (%)	88,3 (82,4-94,2)	83,1 (74,5-91,5)	80,8 (68,8-92,7)	88,1 (83,7-92,3)	87,6 (82-93,2)	82,8 (74,7-90,7)	78,6 (73,4-83,7)	88,1 (79,3-96,8)	84,2 (76,8-91,5)	87,5 (79,8-85)	88,7 (82,1-95,2)	87,6 (82,7-92,4)	90,2 (82-98,2)
OD (mg/L)	8,1 (7,2-9)	7,7 (6,8-8,4)	7,2 (6,2-8)	7,7 (7,2-8,2)	7,8 (7,3-8,2)	7,2 (6,2-8,1)	6,7 (6,0-7,3)	7,8 (7-8,6)	7,8 (7,2-8,3)	7,2 (6,2-8,1)	7,8 (7,3-8,2)	7,8 (7,3-8,2)	7,9 (7,2-8,5)
pH	7,7 (7,4-8)	7,5 (6,7-8,3)	7,5 (7,1-7,9)	7,4 (6,9-7,9)	7,6 (7,4-7,8)	7,4 (7,1-7,6)	7,2 (6,8-7,5)	7,6 (7,2-7,9)	7,7 (7,2-8,1)	7,4 (7,1-7,8)	7,7 (7,4-8,1)	7,6 (7-8,1)	7,6 (7,2-7,9)
C (µs)	90,2 ^a (72-108,3)	69,5 ^{ab} (41,5-97,4)	49,8 ^{bcd} (46-56,4)	49,4 ^{bd} (44,5-54,3)	79,6 ^{ac} (73-86,1)	70,8 ^{ad} (66,2-75,3)	72,4 ^{ad} (63-81,8)	51,4 ^{bcd} (46,5-56,2)	54,1 ^{ab} (51-57,5)	56,2 ^{ab} (52,7-60)	35,3 ^b (30,3-40,2)	36,1 ^b (30,5-41,6)	38,5 ^b (33,5-43,4)

Letras diferentes indicam diferença estatística ($p < 0,05$) entre os rios.

Foram realizadas análises multivariadas, a partir do método de cluster, agrupando-se as bases amostrais segundo os fatores abióticos monitorados. Observou-se que, apesar da tentativa inicial, realizada quando do planejamento amostral, de se identificarem conjuntos de bases amostrais o mais semelhantes entre si nos diferentes rios estudados, as distâncias de ligação calculadas na análise de cluster geralmente foram menores entre as bases de um mesmo rio que propriamente entre bases que supostamente apresentariam características semelhantes, porém localizadas em rios diferentes (Fig.8).

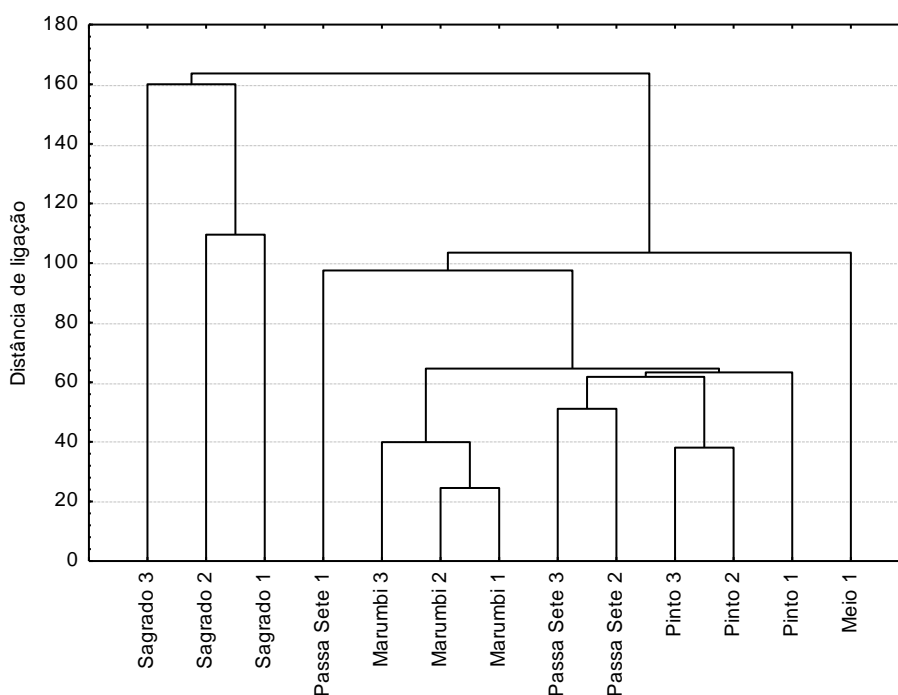


Fig.8 Análise de cluster pelo método de ligações completas (distância euclidiana) agrupando as bases amostrais de acordo com suas características abióticas.

Para a realização das análises reprodutivas das três espécies indicadoras fora previsto coletar 1.950 peixes, considerando-se todas as bases amostrais, durante as cinco campanhas realizadas. Entretanto, somente 1.303 exemplares foram coletados. Dentre os rios monitorados, somente no rio Marumbi (base 3) capturaram-se os 150 peixes esperados em todas as campanhas amostrais, seguido pelo rio do Pinto (bases 2 e 3), no qual capturaram-se 145 e 140 peixes, respectivamente. Um fator em destaque foi o fato de que no rio Passa Sete (base 1), somente um exemplar de *M. microlepis* foi capturado durante todo o período de estudo, enquanto as demais espécies indicadoras não foram observadas nessa base. No rio do Meio (base 1) não foi possível coletar exemplares da espécie *Rineloricaria* sp.

Quanto à determinação do sexo dos peixes, ao todo foram analisados 1.151 indivíduos. O restante (152) não pode ser analisado devido ao tamanho reduzido das suas gônadas. Do total de indivíduos coletados (1.303), já considerando as três espécies indicadoras, 648 eram fêmeas, 403 machos e 100 classificados como de sexo indeterminado. O número de fêmeas, machos e de sexo indeterminado para cada espécie estudada está descrito na Tabela 21.

Tabela 21 Número de fêmeas, machos e de indivíduos de sexo indeterminado coletados de cada espécie indicadora estudada.

Espécie	Fêmeas	Machos	Indeterminados	Total analisado	Total coletado
<i>M. microlepis</i>	187	156	40	383	446
<i>Rineloricaria</i> sp.	218	113	48	379	424
<i>S. barbatus</i>	243	134	12	389	433

A proporção sexual dos peixes diferiu entre as bases amostrais para as espécies *Rineloricaria* sp. e *S. barbatus* (Tabela 22). Estatisticamente, foi constatado que dentre os espécimes coletados de *Rineloricaria* sp. ocorreu uma maior prevalência de machos em relação a fêmeas na base 2 do rio do Pinto ($p < 0,002$). Enquanto, para a espécie *S. barbatus* foram observadas diferenças significativas na proporção para as bases 2 dos rios Sagrado ($p < 0,01$), Pinto ($p < 0,005$), Passa Sete ($p < 0,006$) e na base 3 do rio do Pinto ($p < 0,02$).

Tabela 22 Número de peixes submetidos ao teste de proporção sexual para as três espécies em estudo. Letras diferentes indicam diferença significativa pelo teste de Qui-Quadrado ($p < 0,05$) em relação a animais coletados em uma mesma base amostral.

RIO	BASE	<i>M. microlepis</i>		<i>Rineloricaria</i> sp.		<i>S. barbatus</i>	
		Macho	Fêmea	Macho	Fêmea	Macho	Fêmea
Meio	1	19	27	0	0	20	12
	1	4	12	13	12	14	11
Sagrado	2	11	6	17	10	23 ^a	7 ^b
	3	7	13	18	10	3	1
Pinto	1	8	2	7	3	20	9
	2	16	20	29 ^a	7 ^b	35 ^a	12 ^b
	3	15	16	23	10	27 ^a	10 ^b
Passa Sete	1	1	0	0	0	0	0
	2	13	19	28	13	22 ^a	5 ^b
	3	15	19	19	11	22	14
Marumbi	1	16	15	18	10	12	12
	2	17	15	18	12	20	18
	3	14	24	28	15	25	23

Quando analisada a proporção sexual existente no conjunto dos rios de forma agrupada (Controle e Tratamento) verificou-se que para a espécie *M. microlepis* a proporção de machos e fêmeas foi de 1:1,1 no grupo Controle e 1:1,4 no Tratamento, não apresentando diferenças significativas entre eles. Para *Rineloricaria* sp. a proporção sexual foi de 1:2,1 no Controle e 1:1,5 no Tratamento, e para *S. barbatus* houve prevalência de fêmeas nos dois grupos, sendo representadas pela proporção de 1:1,7 no Controle e 1:1,8 no Tratamento. Para ambas as espécies analisadas não foram constatadas diferenças estatísticas significativas nas proporções sexuais identificadas.

Sazonalmente, foi possível observar que houve predominância significativa de fêmeas nas estações da primavera (1:1,7), verão (1:1,5) e inverno (1:2,6) para a espécie *S. barbatus*. Para *Rineloricaria* sp., entretanto, a maior captura de fêmeas ocorreu durante o verão (1:2,2), outono (1:2,1) e inverno (1:2,0). Não foram constatadas diferenças estatísticas durante as estações do ano na proporção sexual de *M. microlepis* (Tabela 23).

Tabela 23 Número de peixes submetidos ao teste de proporção sexual para as três espécies em estudo nas diferentes estações do ano. Letras diferentes indicam diferença significativa pelo teste de Qui-Quadrado ($p < 0,05$) em relação a animais coletados em uma mesma base amostral.

ESTAÇÃO	<i>M. microlepis</i>		<i>S. barbatus</i>		<i>Rineloricaria</i> sp.	
	M	F	M	F	M	F
Primavera	41	43	36 ^b	62 ^a	33	50
Verão	72	68	51 ^b	79 ^a	33 ^b	72 ^a
Outono	11	24	19	29	15 ^b	32 ^a
Inverno	32	53	28 ^b	73 ^a	32 ^b	64 ^a

A partir das análises histológicas das gônadas, foram classificados os seguintes estádios de maturação das fêmeas: imaturo, em maturação inicial e final e maturo (Fig.9); e para os machos: imaturo, em maturação, maturo e espermiado (Fig.10).

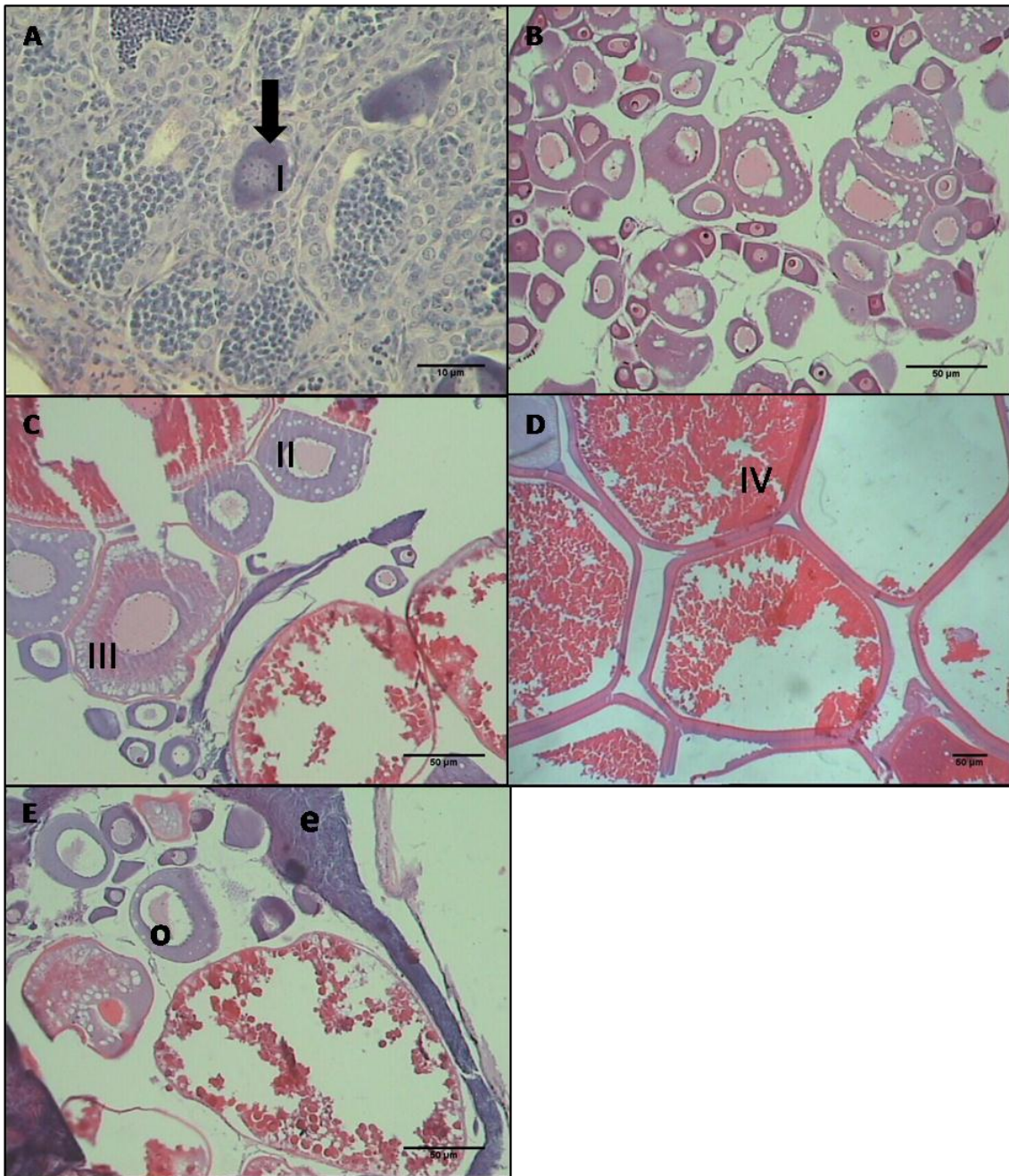


Fig.9 Fotomicrografias dos estádios de maturação gonadal encontrados nas fêmeas. Coloração em hematoxilina de Harris e eosina. a) Gônada em estágio imaturo; b) Gônada em estágio de maturação inicial; c) Gônada em estágio de maturação final; d) Gônada em estágio maturo; e) Gônada de uma fêmea de *M. microlepis* inseminada, evidenciando a presença de ovócitos (o) e espermatozóides (e).

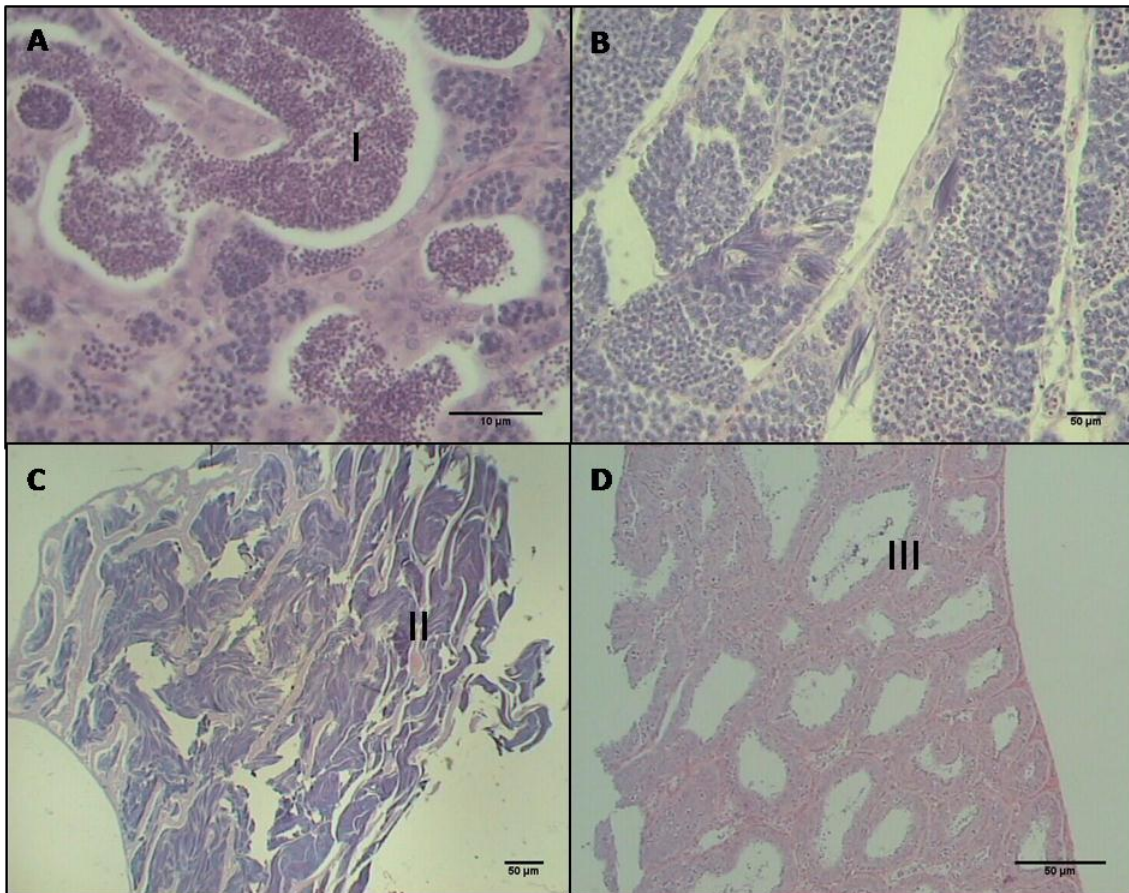


Fig.10 Fotomicrografias dos estádios de maturação gonadal encontrados nos machos. Coloração em hematoxilina de Harris e eosina. a) Gônada em estágio imaturo; b) Gônada em estágio de maturação c) Gônada em estágio maturo; d) Gônada espermiada.

Os estádios de maturação que predominaram nos machos e nas fêmeas, nas três espécies estudadas, assim como sua variação estão apresentados na Tabela 24.

Tabela 24 Predominância e variação dos estádios de maturação gonadal para machos (M) e fêmeas (F) nas três espécies estudadas no grupo Controle e Tratamento. Em machos: I (imaturo), IV (maturo), V (em maturação), VI (espermiado); Em fêmeas: I (imaturo), II (maturação inicial), III (maturação final), IV (maturo).

Espécie	Controle		Tratamento	
	M	F	M	F
<i>M. microlepis</i>	IV (I-VI)	II ^b (I-IV)	IV (I-V)	III ^a (I-IV)
<i>Rineloricaria</i> sp.	I (I-VI)	II (I-IV)	I (I-VI)	I (I-III)
<i>S. barbatus</i>	VI (I-VI)	II (I-IV)	VI (I-VI)	II (I-IV)

Letras diferentes indicam diferença estatística significativa ($p < 0,05$) para uma mesma espécie.

Entre o grupo Controle e o grupo Tratamento, os estádios de maturação diferiram significativamente somente nas fêmeas da espécie *M. microlepis*. A maior parte das fêmeas

dessa espécie coletada nos rios agrupados como Tratamento encontrava-se no estágio de maturação final, enquanto que no grupo Controle, o estágio de maturação inicial foi o de maior predominância. Ao avaliarem os rios separadamente foi possível confirmar esta evidência. Apesar disso, apenas os resultados obtidos no rio do Meio diferiram-se significativamente dos rios Pinto e Passa Sete (Tabela 25).

Tabela 25 Predominância e variação dos estádios de maturação para machos (M) e fêmeas (F) nas três espécies estudadas nos diferentes rios. Em machos: I (imaturo), IV (maturo), V (em maturação), VI (espermiado); Em fêmeas: I (imaturo), II (maturação inicial), III (maturação final), IV (maturo).

Espécie	Meio		Sagrado		Pinto		Passa Sete		Marumbi	
	M	F	M	F	M	F	M	F	M	F
<i>M. microlepis</i>	IV (I-V)	III ^a (I-VI)	IV (I-V)	III ^{ab} (I-IV)	IV (I-VI)	II ^b (I-IV)	I (I-VI)	II ^b (I-IV)	IV (I-V)	II ^{ab} (I-IV)
<i>Rineloricariasp.</i>	-	-	VI (I-VI)	I (I-III)	VI (I-VI)	II (I-IV)	VI (I-VI)	II (I-IV)	VI (I-VI)	II (I-III)
<i>S. barbatus</i>	VI (I-VI)	I (I-III)	VI (I-VI)	II (I-IV)	VI (I-VI)	II (I-III)	VI (I-VI)	II (I-III)	VI (I-VI)	II (I-IV)

Letras diferentes indicam diferenças estatísticas significativas ($p < 0,05$) identificadas em uma mesma espécie, porém em diferentes rios.

A Tabela 26, Tabela 27 e Tabela 28 mostra os testes de proporção realizados entre os estádios de maturação gonadal das três espécies utilizadas neste estudo. Estes testes foram realizados para os machos, fêmeas e indivíduos de sexo indeterminado para avaliar a ocorrência de diferenças significativas entre os estádios de maturação gonadal, assim como verificar possíveis diferenças entre os cinco rios avaliados e entre os grupos Tratamento e Controle.

Tabela 26 Número total de espécimes coletados de *Mimagoniates microlepis* nos diferentes estádios de maturação gonadal nos cinco rios avaliados. Machos: I (imaturo), IV (maturo), V (em maturação), VI (espermiado); Fêmeas: I (imaturo), II (maturação inicial), III (maturação final), IV (maturo).

Rio	Machos					Fêmeas					Indeterminado	Total
	I	EM	M	E	n	I	MI	MF	M	n	I	
Tratamento	10 ^{xy}	12 ^{xy}	19 ^{xx}	0 ^{yy}	41	10 ^{yy}	11 ^{yy}	27 ^{xx}	10 ^{yx}	58	4 ^y	103 ^y
Controle	52 ^{xx}	32 ^{xyx}	25 ^{yx}	6 ^{zx}	115	46 ^{xx}	40 ^{xyx}	27 ^{yzx}	17 ^{zx}	130	34 ^x	279 ^x
Meio	4 ^{ac}	5 ^{aA}	10 ^{aAB}	0 ^{bA}	19	5 ^{abB}	1 ^{bB}	13 ^{aAB}	8 ^{aA}	27	0 ^A	46 ^C
Sagrado	6 ^{abc}	7 ^{aA}	9 ^{aAB}	0 ^{bA}	22	5 ^{abB}	10 ^{aA}	14 ^{aAB}	2 ^{bA}	31	4 ^{BC}	57 ^{BC}
Pinto	16 ^{aA}	14 ^{aA}	7 ^{abAB}	2 ^{bA}	39	14 ^{aAB}	12 ^{aA}	6 ^{aAB}	6 ^{aA}	38	18 ^A	96 ^{AB}
Passa Sete	15 ^{aAB}	7 ^{abA}	3 ^{bB}	4 ^{bA}	29	17 ^{aA}	13 ^{abA}	5 ^{bcB}	3 ^{cA}	38	9 ^{AB}	76 ^{BC}
Marumbi	21 ^{aA}	11 ^{aA}	15 ^{aA}	0 ^{bA}	47	15 ^{aA}	15 ^{aA}	16 ^{aA}	8 ^{aA}	54	9 ^{AB}	110 ^A
Total	62 ^a	44 ^a	44 ^a	6 ^b	156	56 ^a	51 ^a	54 ^a	27 ^b	188	38	382

Letras minúsculas indicam diferença estatística significativa entre os estádios de maturação gonadal (nas linhas) e letras maiúsculas indicam diferenças entre os rios, tratamento e controle (nas colunas) pelo teste Qui-Quadrado ($p < 0,05$).

Tabela 27 Número total de espécimes coletados de *Rineloricaria* sp. nos diferentes estádios de maturação gonadal nos cinco rios avaliados. Machos: I (imaturo), IV (maturo), V (em maturação), VI (espermiado); Fêmeas: I (imaturo), II (maturação inicial), III (maturação final), IV (maturo).

Rio	Machos					Fêmeas					Indeterminado	Total
	I	EM	M	E	n	I	MI	MF	M	n	I	
Tratamento	20 ^{xy}	1 ^{yx}	0 ^{yx}	11 ^{xy}	32	25 ^{xy}	15 ^{xyy}	8 ^{yy}	0 ^{zy}	48	12 ^y	92 ^y
Controle	56 ^{xx}	0 ^{zx}	0 ^{zx}	25 ^{yx}	81	64 ^{xx}	54 ^{xx}	48 ^{xx}	4 ^{yx}	170	36 ^x	287 ^x
Meio	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0 ^B	0
Sagrado	20 ^{aA}	1 ^{bA}	0 ^{bA}	11 ^{aA}	32	25 ^{aAB}	15 ^{abA}	8 ^{bB}	0 ^{cA}	48	12 ^A	92 ^{AB}
Pinto	15 ^{aA}	0 ^{bA}	0 ^{bA}	5 ^{aA}	20	28 ^{aA}	14 ^{aA}	16 ^{aAB}	1 ^{bA}	59	14 ^A	93 ^{AB}
Passa Sete	17 ^{aA}	0 ^{bA}	0 ^{bA}	7 ^{aA}	24	13 ^{ab}	21 ^{aA}	10 ^{abAB}	3 ^{bA}	47	11 ^A	82 ^B
Marumbi	24 ^{aA}	0 ^{bA}	0 ^{bA}	13 ^{aA}	37	23 ^{aAB}	19 ^{aA}	22 ^{aA}	0 ^{bA}	64	11 ^A	112 ^A

Rio	Machos					Fêmeas					Indeterminado	Total
	I	EM	M	E	n	I	MI	MF	M	n	I	
Total	76 ^a	1 ^c	0 ^c	36 ^b	113	89 ^a	69 ^{ab}	56 ^b	4 ^c	218	48	379

Letras minúsculas indicam diferença estatística significativa entre os estádios de maturação gonadal (nas linhas) e letras maiúsculas indicam diferenças entre os rios, tratamento e controle (nas colunas) pelo teste Qui-Quadrado ($p < 0,05$).

Tabela 28 Número total de espécimes coletados de *Scleromystax barbatus* nos diferentes estádios de maturação gonadal nos cinco rios avaliados. Machos: I (imaturo), IV (maturo), V (em maturação), VI (espermiado); Fêmeas: I (imaturo), II (maturação inicial), III (maturação final), IV (maturo).

Rio	Machos					Fêmeas					Indeterminado	Total
	I	EM	M	E	n	I	MI	MF	M	n	I	
Tratamento	11 ^{xy}	0 ^{yx}	0 ^{yx}	20 ^{xy}	31	27 ^{xy}	17 ^{xy}	15 ^{xy}	1 ^{yx}	60	8 ^x	99 ^y
Controle	24 ^{yx}	1 ^{zx}	0 ^{zx}	78 ^{xx}	103	65 ^{xx}	54 ^{xx}	59 ^{xx}	5 ^{yx}	187	4 ^x	294 ^x
Meio	3 ^{abBC}	0 ^{bA}	0 ^{bA}	9 ^{aC}	12	10 ^{aB}	6 ^{aC}	4 ^{abC}	0 ^{bA}	20	3 ^{AB}	35 ^C
Sagrado	8 ^{aAB}	0 ^{bA}	0 ^{bA}	11 ^{aBC}	19	17 ^{aAB}	11 ^{aBC}	11 ^{aBC}	1 ^{bA}	40	5 ^A	64 ^B
Pinto	10 ^{aAB}	0 ^{bA}	0 ^{bA}	21 ^{aB}	31	30 ^{aA}	25 ^{aA}	27 ^{aA}	0 ^{bA}	82	4 ^{AB}	117 ^A
Passa Sete	1 ^{bc}	1 ^{bA}	0 ^{bA}	17 ^{aBC}	19	14 ^{aB}	13 ^{aABC}	17 ^{bAB}	0 ^{bA}	44	0 ^B	63 ^B
Marumbi	13 ^{bA}	0 ^{cA}	0 ^{cA}	40 ^{aA}	53	21 ^{aAB}	16 ^{aAB}	15 ^{aAB}	5 ^{bA}	57	0 ^B	110 ^A
Total	35 ^b	1 ^c	0 ^c	98 ^a	134	92 ^a	71 ^a	74 ^a	6 ^b	247	12	393

Letras minúsculas indicam diferença estatística significativa entre os estádios de maturação gonadal (nas linhas) e letras maiúsculas indicam diferenças entre os rios, tratamento e controle (nas colunas) pelo teste Qui-Quadrado ($p < 0,05$).

Para a espécie *M. microlepis* foram verificadas diferenças significativas quando comparados os estádios de maturação gonadal, tanto para os machos como para as fêmeas. O grupo Controle apresentou maior número de indivíduos machos nos estádios imaturo, em maturação e espermiado e de fêmeas imaturas e em maturação inicial, fazendo com que estes diferissem significativamente do grupo Tratamento. A origem destas diferenças tanto para machos como para fêmeas ficaram evidentes ao comparar os rios, nos quais o baixo número e/ou a não ocorrência de peixes coletados nos rios do Meio e Sagrado determinaram foram determinantes para os resultados encontrados.

Para *S. barbatus* e *Rineloricaria* sp., também foram encontradas diferenças entre os grupos Tratamento e Controle para os machos com estádios gonadais imaturo e espermiado, os quais obtiveram um maior número de indivíduos coletados no grupo Controle. O mesmo caso ocorreu nos estádios gonadais das fêmeas, nas quais foram constatadas diferenças significativas entre os grupos Tratamento e Controle. Foi encontrado um número mais elevado de indivíduos no grupo Controle, mas, por sua vez, quando avaliados os rios separadamente foram observadas poucas diferenças nestas comparações. Essas diferenças foram constatadas principalmente entre os rios Pinto, Passa Sete e Marumbi diferindo estatisticamente dos rios do Meio e Sagrado.

Discussão

Estudos ambientais relacionados a derramamentos de petróleo geralmente partem do princípio que a ictiofauna presente nos ecossistemas responde aos impactos externos através de modificações das suas características estruturais e funcionais (Berkman e Rabeni 1987).

Estudos recentes têm demonstrado que a avaliação dos parâmetros reprodutivos de espécies expostas a hidrocarbonetos podem indicar o grau de impacto que este contaminante provoca na dinâmica reprodutiva de peixes (Linderoth et al. 2006; Marchand et al. 2002; Louiz et al. 2009).

Segundo Agulleiro et al. (2006), a reprodução de peixes é modulada por fatores ambientais, como por exemplo, a temperatura, as concentrações de oxigênio dissolvido e o fotoperíodo, nas espécies de clima temperado, e possivelmente às chuvas, nas espécies de clima tropical.

Através das análises realizadas com os fatores abióticos mensurados neste estudo foi constatado que somente a condutividade elétrica da água apresentou diferenças significativas entre as bases amostrais. A condutividade elétrica é uma relação direta da presença de íons,

na água e é usualmente influenciada por vários fatores intrínsecos dos rios (Hedges et al., 2000; Rheinheimer 2000), como, por exemplo, o intemperismo e a dissolução dos materiais encontrados no solo (Peters, 1984), embora em alguns casos também seja uma medida indireta da presença de poluentes dissolvidos na água (Hedges et al., 2000).

Ao se agruparem todos os parâmetros abióticos mensurados para cada rio avaliado, foi constatado que as bases amostrais dentro de um mesmo rio eram mais semelhantes em termos de características ambientais que entre as bases dos diferentes rios. Por isso, apesar de apresentarem características que os agrupam, como altitude e proximidade geográfica, as diferenças entre os mesmos acabaram ficando evidenciadas durante o estudo. O rio do Meio, por exemplo, apresentou características muito peculiares, sendo em menor grau, similar apenas à base 1 do rio Passa Sete, pois nestes pontos a vazão de água é muito baixa e a largura dos mesmos é reduzida.

O rio Sagrado apresentou maior dissimilaridade com os demais rios estudados, e entre suas bases amostrais foram constatadas diferenças morfológicas importantes. Na base 1 desse rio o leito é predominantemente rochoso e há uma elevada correnteza. Já as bases 2 e 3 são compostas por sedimentos arenosos e lodosos, sendo considerado comparativamente um ambiente lótico com baixa vazão de água.

Os rios do Pinto e Marumbi apresentaram alto grau de similaridade morfológica, pois suas respectivas bases amostrais se mostraram muito semelhantes em termos de tipo de substrato, vazão de água e vegetação de entorno.

Langeani et al. (2005), relatam que a estrutura complexa dos ecossistemas de riachos permite a formação de diferentes ambientes de poções e corredeiras, criando microhabitats que se diferenciam principalmente pelo tipo de fundo e pela velocidade da corrente.

Possivelmente essas diferenças estruturais, especialmente as verificadas na base 1 do rio Passa Sete, expliquem grande parte dos resultados bióticos encontrados, como o fato de não terem sido capturados exemplares de nenhuma das três espécies estudadas na base 1 do rio Passa Sete, e da espécie *Rineloricaria* sp. no rio do Meio. Neste segundo caso, a não ocorrência de *Rineloricaria* sp. no rio do Meio pode ser justificada pelo fato deste rio apresentar fundo lodoso e argiloso, sendo que esta espécie tem preferência por substratos arenosos (Ingenito 2008).

Ao avaliar a proporção sexual dentro de populações de peixes é normalmente esperado um número semelhante de indivíduos machos e fêmeas, determinando uma proporção sexual próxima de 1:1 (Vazzoler 1996). Em um estudo realizado por Giari et al. (2011) no rio Po, Itália, onde ocorreu o derramamento de 1.800 t de óleo diesel e 800 t de óleo

cru, os autores relataram que os peixes coletados nos locais expostos e nos pontos referência apresentaram proporção sexual de 1:1, não ocorrendo diferenças durante o período de coleta.

Entretanto, a proporção entre machos e fêmeas identificada em peixes dos rios aqui estudados e de suas respectivas bases amostrais foi diferente de 1:1, com uma maior predominância de fêmeas nas espécies *Rineloricaria* sp. e *S. barbatus*. Foi notada uma prevalência de machos de *Rineloricaria* sp. na base 2 do rio do Pinto e de *S. barbatus* nas bases 2 dos rios Sagrado, Pinto, Passa Sete e na base 3 do rio do Pinto. Ainda assim, os testes de proporção realizados não indicaram a ocorrência de diferenças significativas entre os grupos Tratamento e Controle. Azevedo et al. (2010) em seu trabalho realizado no rio Ibicuí, Rio Grande do Sul, encontrou um maior número de machos e relatou que essa predominância era influenciada por fatores como taxa de natalidade, mortalidade, crescimento e aspectos comportamentais.

Para Baltz et al. (1998), a predominância de machos pode estar relacionada à seletividade dos aparelhos de captura, à estratificação natural da população e ao crescimento distinto entre os sexos. Indivíduos de maiores tamanhos teriam, nesse caso, capacidade de explorar e se distribuir pelos seus habitats de forma mais eficaz, o que diminuiria o risco de predação ou de sua captura pelos aparelhos de pesca.

Dentre as estações do ano, houve um maior número de fêmeas de *Rineloricaria* sp. no verão, outono e inverno e de fêmeas de *S. barbatus* na primavera, verão e inverno. Em um estudo realizado por Gomiero e Braga (2007) em riachos do estado de São Paulo, foram encontradas para a espécie *Rineloricaria* sp. gônadas maduras na primavera e no verão, e concluíram que o gênero *Rineloricaria*, além de possuir dimorfismo sexual, tem cuidado parental, baixa fecundidade e a reprodução pode ocorrer antes do período chuvoso.

Neste trabalho ficaram evidentes as diferenças entre os estádios de maturação gonadal para os machos e fêmeas das três espécies avaliadas quando comparados os estádios entre si, peixes dos grupos Tratamento e Controle e, conseqüentemente, entre os rios estudados. As diferenças, entretanto, podem ter sido influenciadas pelo menor número de peixes capturado no grupo Tratamento, em comparação ao grupo Controle.

Para Gomiero e Braga (2007), vários são os fatores que podem afetar a maturação gonadal dos peixes. Dentre eles são destacadas a precipitação volumétrica, a temperatura e qualidade da água, o fluxo de água e a disponibilidade de alimento. Segundo estes autores, a proporção sexual, assim como o estágio de maturação podem variar de espécie para espécie e em uma mesma população de um ano para o outro.

Reibele e Percy (1990), descreveram que em ambientes expostos a hidrocarbonetos dissolvidos na água pode haver alterações eventuais nos períodos reprodutivos dos peixes

expostos ao contaminante. Porém, segundo os autores, essas alterações tendem não persistir por longos períodos.

A não ocorrência de diferenças na proporção sexual entre peixes de ambientes expostos e não expostos ao óleo; a elevada presença de peixes em estágio de maturação gonadal nos rios expostos ao óleo; a dissimilaridade abiótica entre os rios estudados e os diferentes microhabitats identificados nesses rios permitem afirmar que os resultados obtidos refletem hoje muito mais as condições ambientais intrínsecas e as interações biológicas desses ambientes que propriamente os efeitos do acidente ocorrido 10 anos antes do presente estudo.

Referências

- Agulleiro B, Hernandez G, Ayala G (2006) Teleost adenohipophys: morphofunctional and developmental aspects. Pp. 287-323. In: Reinecke, M.; Zaccone G. & Kappor, B.G (eds.). Fish endocrinology. Science publisher, 440p
- Ali M, Wootton R J (1999) Effect of variable food on reproductive performance breeding female tree-spined Sticklebacks. *Journal of Fish Biology*, 55(5): 1040-1053
- Azevedo M A, Malabarba L R, Burns, J R (2010) Reproductive biology and development of gill glands in the inseminating characid, *Macropsobrycon uruguayanae* Eigenmann, 1915 (Cheirodontinae: Compsurini). *Neotropical Ichthyology* 8(1):87-96.
- Baltz D M, Fleeger J W, Rakocinski C F, MacCall J N (1998) Food, density, and microhabitat: factors affecting growth and recruitment potencial of juvenile salt marsh fishes. *Environmental Biology of fishes*, Dordrecht, 53: 89-103
- Beçak W, Paulete J (1976) Técnicas de citologia e histologia. Vol. 1 e 2. Livros Técnicos e Científicos. Editora S.A, 574 p
- Berkman H E, Rabeni C F (1987) Effect of siltation on stream fish communities. *Environmental Biology of Fishes*, Dordrecht, 18(4): 285-294
- Bortone S A, Cody R F (1999) Morphological masculinization in poeciliid females from a paper mill effluent receiving tributary of the St. Johns River, Florida, USA. *Bulletin Environmental Contamination Toxicology*, 63:150-156
- Dufech A P S (2009) Uso de assembleias de peixes como indicadores de degradação ambiental nos ecossistemas aquáticos do Delta do rio Jacuí, RS. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, RS. Tese de Doutorado.

- Dufech A P S, FIALHO C B (2009) Estudo comparado da taxocenose de peixes em dois ambientes aquáticos do parque estadual de Itapuã, sul do Brasil. *Iheringia, Série Zoologia*, 99(2): 177-188
- Gao Z, Wang H, Rapp D, O'Bryant P, Wallat G, Wang W, Yao H, Tiu L, MacDonald R (2009) Gonadal sex differentiation in the bluegill sunfish *Lepomis macrochirus* and its relation to fish size and age. *Aquaculture* 294, 138–146
- Giari L, Dezfuli B S, Lanzoni M, Castaldelli G (2011) The impact of an oil spill on organs of bream *Abramis brama* in the Po River. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 77, 18-27
- Gomiero L M, Braga F M S (2007) Reproduction of a fish assemblage in the state of São Paulo, southeastern Brazil. *Braz. J. Biol.*, 67(2): 283-292
- Hedges J I, Mayorga E, Tsamakis E, McClain M E, Aufdenkampe A K, Quay P D, Richey J E, Benner R, Opsahl S (2000) Organic matter in Bolivian tributaries of the Amazon River: a comparison to the lower mainstem. *Limnology and Oceanography*, v. 45, n. 7, 1449-1466
- Ingenito L F S, Ghazzi M S, Duboc L F, Abilhoa V (2008) Two new species of *Rineloricaria* (Siluriformes: Loricariidae) from the rio Iguazu basin, southern Brazil. *Neotrop. Ichthyol*, 6(3):355-366
- Langeani F, Casatti L, Gameiro H S, Carmo A B, Rossa-Feres D C (2005) Riffle and pool fish communities in a large stream of southeastern Brazil. *Neotropical Ichthyology*. v. 3, n.2, p. 305-311
- Linderoth M, Ledesma M, Balk L (2006) Sex steroids in the female zebrafish effects of cyproterone acetate and leachate-contaminated sediment extract. *Aquat. Toxicol.*, 79: 192-200
- Louiz I, Ben-Attia M, Ben-Hassinea O K (2009) Gonadosomatic index and gonad histopathology of *Gobius niger* (Gobiidea, Teleost) from Bizerta lagoon (Tunisia): Evidence of reproduction disturbance *Fisheries Research* 100, 266–273.
- Marchand J, Codling I, Drake P, Elliot, M, Pihl L, Rebelo J (2002) Environmental quality of estuaries. In: Elliott M & Hemingway K (ed.) *Fishes in estuaries*. Blackwell Science, Oxford, 322-409.
- Nogueira L, Rodrigues A C F, Trídico C P, Fossa C E, Almeida E A (2011) Oxidative stress in Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) and armored catfish (*Pterygoplichthys anisitsi*) exposed to diesel oil *Environ Monit Assess*, 180:243–255
- Peters N E (1984) Evaluation of environmental factors affecting yields of major dissolved ions of streams in the United States. USGS Water-Supply Paper 2228p
- Reibel P N, Percy J A (1990) Acute toxicity of petroleum hydrocarbons to the Arctic shallow-water mysid, *Mysis oculata* (Fabricius). *Sarsia* 75:223–232

- Reis R E, Kullander S O, Ferraris C J (2003) Check list of the freshwater fishes of South and Central America. Edipucrs, Porto Alegre. 729p
- Rheinheimer D S, Souza R O (2000) Condutividade elétrica e acidificação de águas usadas na aplicação de herbicidas no Rio Grande do Sul. *Ciência Rural*, 97-104
- Rolland R M (2000) Ecoepidemiology of the effects of pollution on reproduction and survival of early life stages in teleosts. *Fish Fish.*, 1:41-72
- Roméo M, Gnassia-Barelli M (1995) Metal distribution in different tissues and in subcellular fractions of the Mediterranean clam *Ruditapes decussatus* treated with cadmium, copper, or zinc. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C*, 111, 457–463
- Simonato J D, Guedes C L B, b, Martinez C B R (2008) Biochemical, physiological, and histological changes in the neotropical fish *Prochilodus lineatus* exposed to diesel oil. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 69, 112–120.
- Souza L M (2008) Avaliação da atividade reprodutiva dos teleósteos capturados por rede de arrasto na comunidade de Enseada, São Francisco do Sul, litoral norte de Santa Catarina. Universidade Federal do Paraná, PR, 86p. Dissertação de mestrado.
- Vazzoler A E A M (1996) Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática. Maringá: EDUEM, 196p
- Weitzman S H, Menezes N A, Weitzman M J (1998) Phylogenetic biogeography of the Glandulocaudini (Teleostei, Characiformes, Characidae) with comments on the distribution of freshwater fishes in Eastern and Southeastern Brazil. In: Workshop on neotropical distribution patterns. Acad. Brasileira de Ciências, Rio de Janeiro, p. 379-427