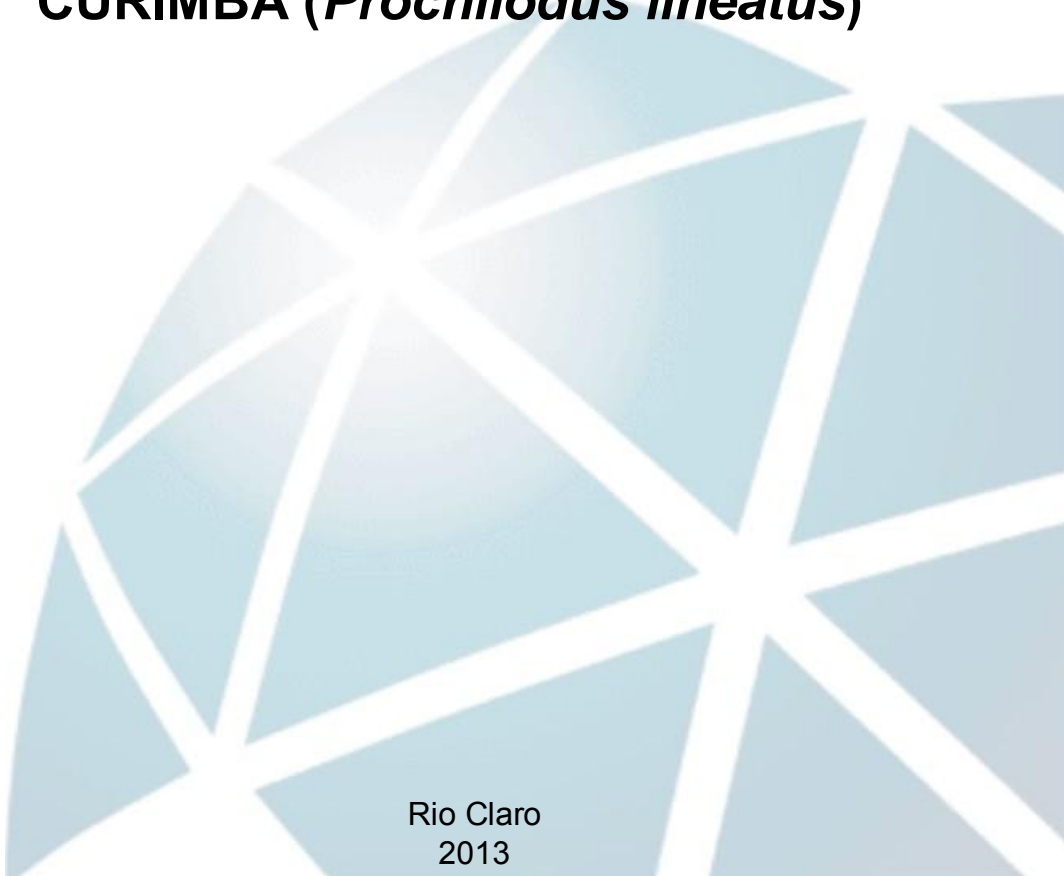

ECOLOGIA

STÉFANI CARVALHO FERREIRA SILVA

**SENSIBILIDADE AMBIENTAL AO DERRAME DE
BIOCOMBUSTÍVEL E ÓLEO: UMA ANÁLISE DA
ESTRUTURA GENÉTICA POPULACIONAL DO
CURIMBA (*Prochilodus lineatus*)**



Rio Claro
2013

STÉFANI CARVALHO FERREIRA SILVA

SENSIBILIDADE AMBIENTAL AO DERRAME DE BIOCOMBUSTÍVEL
E ÓLEO: UMA ANÁLISE DA ESTRUTURA GENÉTICA
POPULACIONAL DO CURIMBA (*Prochilodus lineatus*)

Orientador: Prof. Dr. Milton Cezar Ribeiro

Co-orientador: Dra. Alexandra Sanches

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado
ao Instituto de Biociências da Universidade
Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” -
Câmpus de Rio Claro, para obtenção do grau
de Ecóloga.

Rio Claro
2013

597 Silva, Stéfani Carvalho Ferreira
S586s Sensibilidade ambiental ao derrame de biocombustível e
 óleo: uma análise da estrutura genética populacional do
 curimba (*Prochilodus lineatus*) / Stéfani Carvalho Ferreira
 Silva. - Rio Claro, 2013
 112 f. : il., figs., gráfs., tabs.

Trabalho de conclusão de curso (Ecologia) - Universidade
Estadual Paulista, Instituto de Biociências de Rio Claro
Orientador: Milton Cezar Ribeiro
Coorientador: Alexandra Sanches

1. Peixe. 2. Ictiofauna. 3. Rio Tietê. 4. Ecologia molecular.
5. Estruturação populacional. I. Título.

Agradecimentos

Ao meu anjo Camus por me ensinar a viver um dia de cada vez e me manter sempre no equilíbrio. Você é meu maior tesouro!

Aos meus pais por sempre apoiarem minhas escolhas e me darem força para sempre seguir em frente.

Ao meu namorado, por estar sempre ao meu lado e me ajudar em todos os momentos.

Aos pescadores que coletaram os peixes para este estudo sem pedir nada em troca, sem eles meu trabalho teria sido em dobro.

Ao técnico do laboratório de Ecologia, Carlinhos, por me ajudar nas coletas e tornar as viagens de campo muito mais descontraídas, pelos conselhos dados e pela memória incrível, lembrando de todos os pontos de coleta. Muito obrigada por tudo!

A Carol (Coró) e a Carla por toda a ajuda no laboratório, por me ensinar todos os procedimentos e por sempre estarem dispostas a me ajudar. Não sei o que teria feito sem vocês!

Ao Prof. Milton pela orientação, por sempre olhar o trabalho de forma crítica melhorando a exposição das informações e pela ajuda dada em todos os momentos.

A Alexandra Sanches por todo auxílio dado nas análises dos dados, sempre arrumando tempo para se deslocar até Rio Claro para me ajudar. Muito obrigada por todo ensinamento dado.

Ao Sérgio do CEIS, pelo serviço de genotipagem e pela ajuda nas análises.

Aos pareceristas, pelo olhar crítico, melhorando a qualidade do trabalho aqui exposto.

Ao Programa de Formação de Recursos Humanos em Geociências e Ciências Ambientais Aplicadas ao Petróleo – PRH 05/UNESP, ao PFRH/Petrobrás e ao PRH/ANP – FINEP/MCT, pelo apoio acadêmico e financeiro, indispensáveis à realização deste trabalho de conclusão de curso.

O ontem é história, o amanhã é um mistério, mas o hoje é uma dádiva. É por isso que se chama presente.

(mestre Oogway)

RESUMO

As atividades humanas vêm causando grandes pressões nos ecossistemas aquáticos continentais e nos organismos que aí vivem, sendo os peixes o grupo mais afetado. Para compreender o grau de impacto sofrido por uma comunidade é necessário conhecer como esta se encontra estruturada. Este estudo foi organizado em dois capítulos: 1) dedicado a compreender aspectos relacionados à comunidade de peixes da represa de Barra Bonita; 2) análise sobre a estrutura genética do curimba (*P. lineatus*) no rio Tietê, em diversos segmentos antes e depois das barragens. A estrutura da comunidade de peixes reflete a integridade ecológica do ecossistema, uma vez que diversos comportamentos dependem de determinadas condições ambientais. Por se tratar de um ambiente modificado e exposto a diversos agentes impactantes, estudos sobre a comunidade de peixes na represa de Barra Bonita (rio Tietê) se tornam essenciais para verificar as condições ambientais, auxiliando na gestão deste ecossistema. Para uma análise mais profunda das condições ambientais deste ecossistema, foi realizada também uma análise genética da população do curimba (*Prochilodus lineatus*), uma vez que o conhecimento da estrutura populacional é fundamental para auxiliar no manejo e conservação das populações de peixes nativos. Os resultados das análises populacionais mostraram que a comunidade de peixes encontrada é típica de ambientes represados, sendo formada por uma maioria de espécies de pequeno e médio porte, do tipo r-estrategistas, com desova parcelada, sedentárias e que apresentam uma alta plasticidade trófica. No entanto, a presença de espécies com algum grau de ameaça mostra que a região ainda mantém espécies sensíveis mantidas provavelmente pelos tributários que deságuam no rio Tietê. Mesmo a comunidade sendo formada por uma maioria de espécies autóctones, a presença de espécies não nativas nos faz pensar sobre a falta de valorização e conhecimento da nossa rica ictiofauna, uma vez que muitas espécies carecem de informações biológicas e ecológicas. Já as análises genéticas mostraram a presença de uma única população, podendo ser reflexo da alta mobilidade descrita para a espécie ou apenas um reflexo do programa de repovoamento realizado no rio, sendo necessário a realização de estudos voltados à reprodução desta espécie, a fim de descobrir se a mesma consegue se manter sem o programa, revelando o real impacto das barragens sobre as espécies migradoras. As informações aqui expostas poderão auxiliar na elaboração de uma Carta de Sensibilidade Ambiental a Derrame de Óleo e Biocombustível (Cartas SAO), facilitando as ações de mitigação e contenção dos impactos ocasionados, além auxiliar nos programas de conservação e recuperação da fauna local.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO GERAL.....	10
1.1 Ação do petróleo nos ambientes aquáticos.....	10
1.2 Impactos à biodiversidade.....	14
1.3 Sensibilidade ambiental ao derramamento de óleo.....	15
2 OBJETIVO GERAL.....	19
CAPÍTULO 1: Caracterização da comunidade de peixes da represa de Barra Bonita: subsídios para a elaboração de cartas SAO.	
1 INTRODUÇÃO.....	21
2 OBJETIVO.....	24
2.1 Objetivos específicos.....	24
3 MATERIAL E MÉTODOS.....	25
3.1 Área de estudo.....	25
3.2 Coleta dos dados.....	26
3.2.1 Estrutura trófica.....	27
3.2.2 Estrutura reprodutiva.....	28
3.2.3 Porte das espécies.....	29
3.2.4 Origem das espécies.....	29
3.2.5 Status de conservação.....	30
3.3 Distribuição espacial das espécies.....	30
4 RESULTADOS.....	32
4.1 Levantamento das espécies.....	32
4.2 Estrutura trófica.....	36
4.3 Estrutura reprodutiva.....	39
4.4 Porte das espécies.....	45
4.5 Status de conservação.....	46
4.6 Distribuição espacial das espécies.....	47

5 DISCUSSÃO.....	50
5.1 Ictiofauna.....	50
5.2 Estrutura trófica.....	53
5.3 Estrutura reprodutiva.....	55
5.4 Porte das espécies.....	59
5.5 Conservação das espécies.....	60
5.6 Distribuição espacial das espécies.....	64
6 CONCLUSÃO.....	66
CAPÍTULO 2: Análise genética da estrutura populacional do curimba (<i>Prochilodus lineatus</i>) na porção media e baixa do rio Tietê.	
1 INTRODUÇÃO.....	68
1.1 Caracterização da espécie.....	68
1.2 Estudos da estrutura populacional de peixes.....	70
1.3 Marcadores microssatélites.....	72
2 OBJETIVO.....	76
3 MATERIAL E MÉTODOS.....	77
3.1 Caracterização da área de estudo.....	77
3.2 Coleta do material.....	80
3.3 Extração do DNA e amplificação.....	82
3.4 Análise dos dados.....	83
4 RESULTADOS.....	85
4.1 Variabilidade genética.....	85
4.2 Estrutura populacional.....	89
5 DISCUSSÃO.....	92
5.1 Variabilidade genética.....	92
5.2 Estrutura populacional.....	93
6 CONCLUSÃO.....	95
7 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	96
8 REFERÊNCIAS.....	97

9 ANEXOS.....	112
9.1 Anexo A: Extração de DNA genômico de amostras de tecidos sólidos.....	112

1. INTRODUÇÃO GERAL

1.1. Ação do petróleo nos ambientes aquáticos

O petróleo, assim como os biocombustíveis, são fontes energéticas que se encontram em grande ascensão, tendo um nível de exploração cada vez mais elevado e impulsionando cada vez mais a economia. Em decorrência, as indústrias voltadas para esse setor devem lidar cada vez mais com os problemas ambientais (Corseuil & Marins, 1997). Sendo atualmente considerada uma atividade de grande risco para o meio ambiente, tais indústrias promovem impactos desde o processo de extração do produto até o refino do mesmo, tendo a CETESB registrado acidentes causados por vazamentos de dutos e navios desde 1980 (Leme & Marin-Morales, 2007).

Estima-se que aproximadamente 1,7 a 8,8 milhões de toneladas de óleo são liberados a cada ano nos ambientes aquáticos em todo mundo, sendo que 30% entram em contato com os sistemas de água doce (Zhu et al., 2001). No entanto, pode-se ver uma redução no número de derrames de petróleo ocasionados por embarcações (navios, transportadores combinados, e barcaças) nas décadas mais recentes (Figura 1).

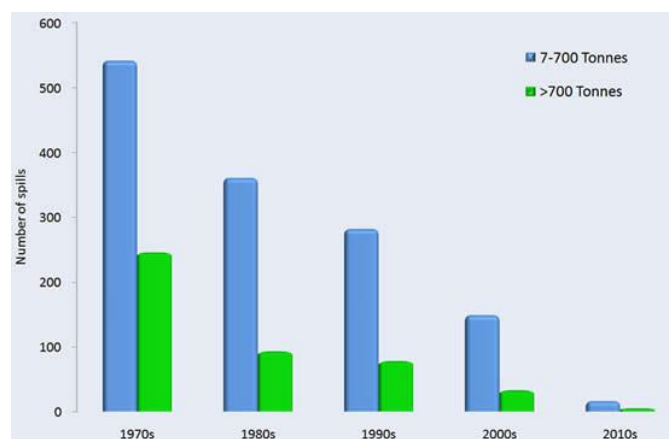


Figura 1: Número de derrames de petróleo de médio (7-700 toneladas) e grande porte (> 700 toneladas) por década (Retirado de ITOPF, 2012).

Das várias fontes de vazamento de óleo, as embarcações são as principais fontes de derrame tanto em ambientes marinhos quanto de água doce (Stalcup et al., 1997; USEPA, 1999). No entanto, quando analisados separadamente, as instalações *offshore* (termo em inglês cujo significado literal é “afastado da costa”), como plataformas de petróleo, são responsáveis por um valor bastante elevado de acidentes ocasionados nos ambientes costeiros (Stalcup et al., 1997; USEPA, 1999). Já nos ambientes de água doce, as instalações fixas, como postos de gasolina e tanques de petróleo são os responsáveis pela maior porcentagem dos derrames (Stalcup et al., 1997; USEPA, 1999). Sendo a maioria das contaminações decorrentes de produtos petrolíferos refinados, em relação ao óleo bruto (Stalcup et al., 1997).

Apesar das ocorrências desses acidentes não serem tão constantes, quando comparadas a outros tipos, os derramamentos de óleo e seus derivados podem gerar impactos ambientais e sócio-econômicos, que devem ser mensurados quando a sensibilidade ecológica e sócio-econômica da região afetada, e não apenas pelo volume derramado (Pincinato, 2007). Cabe ressaltar, que os vazamentos, mesmo que pequenos, podem gerar severos danos às áreas atingidas e aos organismos ali presentes (Leme & Marin-Morales, 2007). A intensidade do impacto, a resposta a ele e o tempo de recuperação iram depender de vários fatores, como características do óleo (físicas e químicas) e do ambiente afetado, tais como relevo, tipo de substrato, fauna e flora (USEPA, 1999; Pincinato, 2007). Deste modo, diferentes tipos de habitats demonstram diferentes níveis de sensibilidade ao derrame de óleo (Stalcup et al., 1997; USEPA, 1999). Tendo as condições climáticas forte influência sobre o comportamento do óleo no ambiente (USEPA, 1999).

O termo óleo é constituído por uma gama de substâncias à base de compostos químicos formados principalmente por elementos de hidrogênio e carbono, os chamados hidrocarbonetos (USEPA, 1999). Esta ampla variedade de substâncias que constitui o óleo, propriamente dito, inclui o petróleo bruto e os produtos oriundos de seu refino, mas também inclui as gorduras animais, óleos vegetais e outros óleos não petrolíferos (USEPA, 1999). No entanto, cada tipo de óleo tem propriedades físicas e químicas distintas, o que influencia na forma como o mesmo vai se espalhar no ambiente e o dano que irá causar nos recursos naturais e antrópicos (USEPA, 1999).

A taxa com que o óleo se espalha vai determinar o seu efeito sobre o meio ambiente (USEPA, 1999). No entanto, fatores como a tensão superficial, a gravidade específica e a viscosidade interferem na capacidade do óleo de se espelhar pelo ambiente (USEPA, 1999). Por exemplo, quanto maior for a tensão superficial do óleo menor será sua dissipação, fazendo o óleo permanecer no mesmo lugar. Ao contrário, se a tensão superficial do óleo for baixa, este tenderá a se espalhar, mesmo sem a presença do vento e da correnteza da água (USEPA, 1999). O mesmo ocorre com a viscosidade, quanto maior a viscosidade de um óleo maior será a tendência de permanência no mesmo lugar (USEPA, 1999), sendo um importante índice para verificar a taxa de difusão de um óleo derramado (Zhu et al., 2001). Já a gravidade específica se refere a densidade da substância comparada com a densidade da água (USEPA, 1999). Sendo assim, como a maioria dos óleos são mais leves que a água, eles flutuam (USEPA, 1999). No entanto, se houver a evaporação das substâncias mais leves presentes no óleo, este terá sua densidade aumentada formando *tar balls* (densas esferas pretas que podem permanecer no ambiente após o derrame) que irão afundar e interagir com rochas e sedimentos presentes no fundo do corpo d'água (USEPA, 1999).

Diante de um derrame de óleo, o próprio ambiente aquático auxilia na minimização dos impactos e recuperação do local afetado por meio de ações naturais. Em algumas situações é mais rentável e ecológicamente mais adequado deixar com que o ambiente se recupere naturalmente ao invés de intervir, como caso de locais inacessíveis que apresentem altas taxas de remoção natural ou locais sensíveis onde as ações de limpeza podem causar mais danos do que benefícios, sendo aplicado um programa de controle para avaliar a eficiência deste tipo de remoção (Zhu et al., 2001). Dentre os principais processos naturais para remoção do óleo se encontram o intemperismo, a evaporação, a oxidação, a biodegradação e a emulsificação (USEPA, 1999). No intemperismo, ocorre uma série de alterações físicas e químicas que modificam a composição do óleo, podendo afetar as estratégias de combate ao mesmo (Zhu et al., 2001). Já a evaporação atua na retirada das substâncias mais leves e voláteis da superfície da água, deixando apenas os componentes mais pesado do óleo (USEPA, 1999). Esse é o processo mais importante durante as fases iniciais de um derramamento de petróleo, uma vez que sua ação pode incluir a remoção de componentes mais tóxicos de baixo peso molecular (Zhu et al., 2001). Os produtos que contêm uma elevada taxa de

componentes mais leves, como a gasolina e o querosene, se evaporam em algumas horas, causando menores danos ao ambiente aquático (USEPA, 1999). Ao contrário, os óleos mais pesados são menos susceptíveis a evaporação, deixando resíduos mais viscosos (USEPA, 1999). Fatores como velocidade do vento, ação das ondas, temperatura da água e as características físicas e químicas do óleo podem influenciar na taxa de evaporação (Zhu et al., 2001).

A oxidação afeta principalmente as bordas das manchas de óleo, formando compostos solúveis em água, assim como a formação das chamadas *tar balls* (USEPA, 1999). A biodegradação se baseia na ação de microorganismos, tais como bactérias, que se alimentam dos hidrocarbonetos presentes no petróleo, sendo mais efetiva em águas quentes (USEPA, 1999). No entanto é um processo lento que necessita de uma grande quantidade de microorganismos para ocorrer uma redução significativa da mancha de óleo (USEPA, 1999).

O processo de emulsificação ocorre com a ação das ondas, formando pequenas gotículas de óleo e água chamadas emulsões (USEPA, 1999). É possível ocorrer dois tipos de emulsões: óleo em água ou água em óleo (USEPA, 1999). A emulsão do tipo água em óleo é formada pela ação das ondas fortes, que faz com que a água fique presa dentro do óleo viscoso (USEPA, 1999). Tal emulsão pode permanecer no ambiente por meses ou até anos (USEPA, 1999). Já as emulsões óleo em água fazem o petróleo afundar, dando a impressão visual de que a ameaça ao meio ambiente foi embora (USEPA, 1999).

Embora os métodos convencionais, como a remoção física, sejam a primeira opção na resposta a um derrame de óleo, geralmente não se recupera mais do que 10 a 15% do óleo (Zhu et al., 2001). Com isso, a biorremediação foi proposta como um tratamento secundário para remoção do óleo no ambiente aquático, uma vez que se acredita que grande parte do óleo se constitui de componentes biodegradáveis (Zhu et al., 2001). A biorremediação é a adição de materiais no ambiente afetado a fim de acelerar os processos naturais de biodegradação (Zhu et al., 2001). As vantagens desse método estão em seu baixo custo e menor perturbação ao ambiente, sendo mais aceito pelo público de uma forma geral (Zhu et al., 2001). No entanto, este também apresenta limitações e complexidades, uma vez que depende dos microorganismos apropriados sob condições ambientais adequadas, não sendo recomendado para locais que necessitem de limpeza imediata (Zhu et al., 2001).

Outro ponto são os efeitos que a adição de agentes biorremediadores podem causar no ambiente e os possíveis efeitos da eutrofização ocasionada pelo enriquecimento de nutrientes (Zhu et al., 2001). A falta de orientação sobre quando e como utilizar este método se constitui em um dos principais desafios atuais de sua aplicação na remoção do petróleo (Zhu et al., 2001).

1.2. Impactos à biodiversidade

O derramamento de óleo, seja ele ocasionado nos oceanos, estuários, rios, lagos, lagoas ou em terra, causa grandes riscos ao ambiente, afetando desde espécies até comunidade da fauna e flora (USEPA, 1999). O episódio do Exxon Valdez, ocorrido em 1989, é um exemplo de impacto gerado por um derrame de grande escala, sendo despejado 37 mil toneladas (11 milhões de litros) de petróleo bruto nas águas do Alasca (Peterson, 2001). Tal acidente causou à morte de milhares de aves e mamíferos marinhos, além de uma redução significativa na população de organismos aquáticos, remetendo a impactos ambientais de longo prazo (Peterson, 2001). Com isso, conhecer as espécies que podem ser afetadas por um derrame e sua suscetibilidades à contaminação do óleo é de suma importância para auxiliar no planejamento de contingência e melhorar as opções de resposta (USEPA, 1999).

A maioria das comunidades biológicas é suscetível aos efeitos do derrame de óleo, tendo como principais efeitos a perda da capacidade isolante de penas e pele, levando a hipotermia; desidratação resultante da falta de água potável; perturbações intestinais e destruição das células vermelhas do sangue resultantes da ingestão de óleo; pneumonia resultante da inalação de vapores do óleo; irritação nos olhos e pele devido o contato direto com o óleo; reprodução prejudicada (USEPA, 1999). Os ovos e juvenis são particularmente susceptíveis à contaminação por óleo, podendo pequenas quantidades causar a morte de embriões (USEPA, 1999).

Os crustáceos aquáticos, tais como camarões, pitus e caranguejos, se mostraram bastantes sensíveis ao contato com o petróleo, havendo a mortalidade de centenas de indivíduos no Rio Guacá após um derramamento de petróleo ocasionado pela ruptura de um duto (Cetesb, 2005). Esse acidente também causou impactos nas populações de organismos importantes da cadeia trófica local, como

insetos e outros artrópodes aquáticos, que servem de alimento para muitas espécies de peixes, camarões e anfíbios (Cetesb, 2005). A população de anfíbios também sofreu com o contato direto com o óleo, por possuírem respiração cutânea e mucosa cutânea altamente permeável, tais espécies sofreram impactos severos, como a cegueira de muitos indivíduos (Cetesb, 2005).

Os peixes constitui um grupo dos mais impactos ao derrame de óleo, sofrendo contato direto com o composto, seja na fase adulta pela contaminação das brânquias, pela absorção dos componentes tóxicos e voláteis pelos ovos, além do consumo de alimentos contaminados por larvas e juvenis (USEPA, 1999). Os peixes contaminados sofrem com alterações nas frequências cardíaca e respiratória, aumento do fígado, diminuição da taxa de crescimento, erosão da nadadeira, várias mudanças bioquímicas e celulares, além de alteração nas respostas comportamentais (USEPA, 1999). Além disso, os produtos químicos presentes nos agentes dispersantes utilizados nas ações de resposta ao derrame também podem causar impactos a ictiofauna e outros organismos aquáticos, afetando conseqüentemente a saúde humana pela pesca comercial e recreativa (Walker et al., 1995; USEPA, 1999).

Os acidentes com petróleo, especialmente os de grande escala como o Exxon Valdez, têm contribuído para o aumento da consciência pública a respeito dos riscos envolvidos no armazenamento e transporte de petróleo e seus derivados, e acarretarem a formulação de regulamentações mais severas para o setor (Zhu et al., 2001). Entretanto, apesar de todas as precauções, os acidentes continuarão a ocorrer, devido ao amplo uso do petróleo (Zhu et al., 2001). Assim, a elaboração de medidas mitigatórias e o conhecimento dos seus efeitos sobre os ambientes aquáticos se tornam indispensáveis para lidar de forma mais eficaz com os impactos.

1.3. Sensibilidade ambiental ao derramamento de óleo

Os primeiros métodos para avaliar a sensibilidade de um ambiente natural ao derrame de óleo foram elaborados pela National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), uma organização que esta inserida no Departamento de Comércio dos Estado Unidos. Um de seus principais objetivos é a proteção dos

oceanos e de seus recursos, assim como melhorar a compreensão do meio ambiente com base em pesquisas científicas (Ferreira & Beaumord, 2008).

No Brasil, tal tarefa ficou a cargo do Ministério do Meio Ambiente (MMA), que com base na Lei N° 9.966, de 28 de abril de 2000, denominada “Lei do Óleo”, ficou responsável pela identificação, localização e definição das áreas ecologicamente sensíveis a poluição ocasionada pelo derramamento de óleo ou lançamento de outras substâncias que gerem risco às águas nacionais (MMA, 2004). A partir das normas internacionais sobre o assunto, especialmente as preconizadas pela Organização Marítima Internacional (IMO) e pela NOAA, o MMA criou em 2002 as “Especificações e Normas Técnicas para a Elaboração de Cartas de Sensibilidade Ambiental para Derramamentos de Óleo”, com uma abordagem voltada exclusivamente à zona costeira e marinha (Ferreira & Beaumord, 2008). O documento também contou com o auxílio do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), responsável pelo controle ambiental e licenciamento das atividades da indústria do petróleo, da Agência Nacional do Petróleo (ANP), órgão regulador do setor petrolífero e do Centro de Pesquisa e Desenvolvimento (CENPES) da Petrobras (MMA, 2004).

As Cartas de Sensibilidade Ambiental para Derramamento de Óleo (SAO) constitui uma ferramenta fundamental para as ações de contenção e remoção do óleo, atuando como uma fonte de informação primária para o planejamento das ações de resposta frente a um derrame de óleo, uma vez que identifica ambientes prioritários para preservação antes que ocorra o vazamento, permitindo o direcionamento dos recursos disponíveis e a mobilização mais eficiente das equipes de proteção e limpeza (MMA, 2002). O objetivo final é proteger a vida humana e reduzir ao máximo os danos causados aos recursos ambientais (MMA, 2002).

Além disso, as Cartas SAO também podem ser utilizadas para dar suporte a outras atividades sócio-econômicas e de gestão ambiental, estando relacionada tanto aos eventos catastróficos (poluição aguda), quanto os pequenos derrames oriundos da operação diária (poluição crônica) (MMA, 2002).

Nas Cartas SAO devem conter a relação das plantas e animais sensíveis ao óleo, com informação no nível de espécie, dando maior atenção às áreas de alimentação, reprodução, berçários e rotas de migração (MMA, 2002). As

informações a respeito dos recursos biológicos levam em conta a sazonalidade, devido sua relação direta com as espécies da fauna e flora (MMA, 2002). Há também a identificação dos usos sócio-econômicos que possam ser prejudicados em um evento de derramamento de óleo, incluindo áreas de recreação e lazer, pesca e unidade de conservação (MMA, 2002).

A identificação dos recursos biológicos sensíveis ao óleo é de suma importância, sendo necessário a identificação das áreas de maior concentração de espécies, as fases ou atividades mais sensíveis do ciclo de vida e presença de espécies protegidas, a fim de auxiliar o planejamento e resposta ao acidente determinando as áreas de maior prioridade (MMA, 2002). As áreas mais sensíveis serão aquelas que apresentarem uma grande concentração de indivíduos; locais utilizados durante estágios especiais do ciclo de vida (migração, berçário; reprodução); e presença de alguma espécie ameaçada (MMA, 2002). No caso de peixes deve constar na carta de sensibilidade: os períodos de desova e de presença de larvas e juvenis; os locais de berçários; áreas de crescimento e recrutamento e as rotas migratórias (MMA, 2002). Devendo-se ressaltar as espécies de importância comercial e recreacional, assim como aquelas que possuem importante função na cadeia trófica (MMA, 2002).

Os estudos voltados à análise da vulnerabilidade dos ambientes ao derrame de óleo eram anteriormente direcionados apenas para os ambientes costeiros (Lima et al., 2008; Romero et al., 2010; Rocha et al., 2011), havendo poucas iniciativas para evitar ou mitigar os danos do derramamento de óleo e biocombustível nas regiões situadas dentro do continente.

Se comparados aos ambientes marinhos, os cursos de rios, riachos e áreas alagáveis se constituem ambientes tão estreitos que mesmo pequenos derrames podem contaminar todo o sistema (Hayes et al., 1997). Como é, de elevada importância entender como tais ambientes podem ser afetados pela presença dos oleodutos, assim como pelo transporte fluvial de óleo e biocombustível (Minatti-Ferreira & Beaumord, 2006; Mendoza-Candú et al., 2011). Embora os acidentes com oleodutos ocorram com menor frequência, quando comparadas aos acidentes com transporte rodoviário de cargas perigosas, é importante considerar a gravidade de um acidente potencial, uma vez que o óleo pode ficar retido próximo a tubulação e como consequência acabar atingindo os cursos d'água (Ferreira & Beaumord, 2008).

Os derrames ocasionados no interior das áreas continentais remetem um maior impacto negativo devido a proximidade com áreas urbanas e possível contaminação das fontes de água potável, hidrovias recreativas e instalações industriais (Stalcup et al., 1997; USEPA, 1999). Diante disso, foram realizadas adaptações nos índices de sensibilidade utilizados em ambientes costeiros para aplicação em ambientes de água doce, com base nos graus de dificuldade previsto para a contenção e recuperação do ambiente, assim como a sensibilidade e vulnerabilidade das áreas associadas (Hayes et al., 1997; Ferreira & Beaumord, 2008).

Um exemplo disso pode ser observado em um estudo sobre análise da sensibilidade ambiental do rio Canhanduba realizado por Ferreira e Beaumord (2008), que adaptou o Índice de Sensibilidade do Litoral proposto pelo MMA (2002), levando em consideração os aspectos mais relevantes ao ambiente em questão, como: correntes fluviais, profundidade, altura e largura média, presença de bancos de areia, substrato presente no fundo, declividade da margem, tipo de vegetação e fauna associada, uso e ocupação. Ao final, o ambiente apresentou um índice de sensibilidade alto, demonstrando a sensibilidade de tal ecossistema frente aos impactos do óleo (Ferreira & Beaumord, 2008).

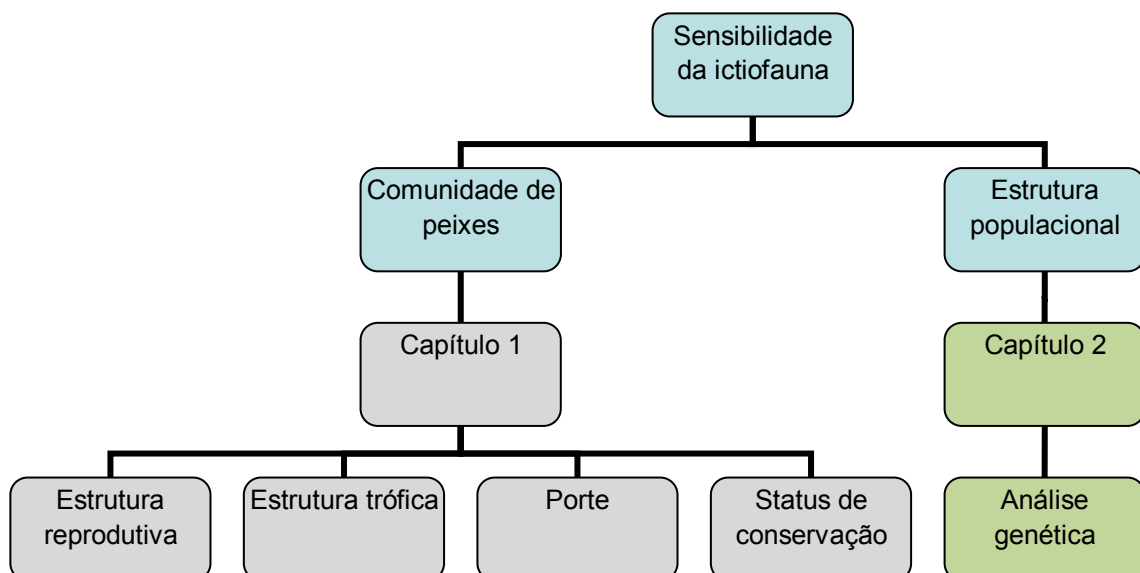
2. OBJETIVO GERAL

Diante da necessidade de caracterizar melhor os corpos d'água quanto sua sensibilidade e vulnerabilidade ao derrame de óleo e biocombustível, o presente trabalho visa auxiliar na elaboração de uma Carta de Sensibilidade ao Derrame de Óleo e Biocombustível para a região da represa de Barra Bonita, oferecendo informação sobre a ictiofauna local. Para isso, o estudo foi organizado em dois capítulos:

O capítulo 1 é dedicado ao estudo dos aspectos relacionados à comunidade de peixes da represa de Barra Bonita, visando compreender como essa se encontra organizada.

O capítulo 2 traz uma análise sobre a estrutura genética do curimba (*Prochilodus lineatus*) presente na porção média e baixa do rio Tietê, a fim de compreender como tal população se encontra organizada diante de um ambiente tão fragmentado.

Uma síntese do trabalho é apresentada abaixo:



CAPÍTULO 1

Caracterização da comunidade de peixes da represa de Barra Bonita: subsídios para a elaboração de cartas SAO

1. INTRODUÇÃO

Lagos de água doce e rios representam apenas 0,01% do total de água doce no mundo, sendo menos do que a quantidade de água retida na atmosfera, geleiras e nos reservatórios subterrâneos (Rebouças, 2002). No entanto, mesmo representando uma porção muito pequena, os ambientes de água doce são excepcionalmente ricos biologicamente, mantendo cerca de 40% dos peixes ósseos (Nelson, 2006). Nas regiões neotropicais os peixes de água doce somam 4.475 espécies, podendo representar um número ainda maior se incluídas as espécies que ainda faltam ser descritas, as quais são estimadas em 1.550 espécies, além daquelas já descritas que carecem de estudos ecológicos, levando a um desconhecimento quanto a sua conservação (Oyakawa & Menezes, 2011). O Brasil possui 21% das espécies de peixes de água doce do mundo, tendo algumas bacias hidrográficas um alto grau de endemismo (Oyakawa & Menezes, 2011). Deste montante 391 espécies estão presentes no Estado de São Paulo, das quais 236 estão presentes na porção da bacia do Alto Paraná, apresentando uma tendência exponencial ascendente à novas descobertas (Langeani et al., 2007).

O grupo de peixe mais representativo nas águas neotropicais são os Otophysi, onde estão inseridas as ordens Characiformes, que compreende os peixes de escama como o lambari, agrupando cerca de 1.200 espécies; os Siluriformes, representado pelos peixes de couro ou placas como o bagre, possuindo cerca de 1.300 espécies; e Gymnotiforme, com 80 espécies, dentre estas a tucunaré (Agostinho et al., 2005). Nas bacias sul-americanas há um predomínio de espécies da ordem Characiformes e Siluriformes, apresentando uma considerável variação na composição e número de espécies entre as bacias, sendo a diversidade de habitats presente no ambiente fator determinante para a diversidade de peixes (Agostinho et al., 2005).

Essa alta diversidade de espécies de peixes traz consigo uma alta diversidade de formas e comportamentos (Agostinho et al., 2005), sendo possível observar em um mesmo ambiente padrões reprodutivos e alimentares distintos, assim como uma grande variação de tamanhos entre os membros de uma comunidade íctica (Azevedo, 2004). Tal diversidade nos padrões de vida das

espécies tem forte influência no sucesso de colonização de diferentes ambientes, sendo possível encontrar espécies de tamanhos similares, porém com diferentes hábitos alimentares e estratégias reprodutivas (Azevedo, 2004; Araujo, 2009). Além disso, muitas espécies ainda apresentam uma alta plasticidade em seu comportamento, principalmente no que diz respeito à alimentação, tanto entre populações quanto dentro de uma mesma população, podendo mudar sua estratégia de acordo com as condições ambientais ou sociais (Lowe-McConnel, 1999; Abelha et al., 2001).

Os diferentes estilos de vida e habitats apresentados pelos peixes durante seu ciclo de vida os tornam ótimos indicadores das condições ambientais, refletindo os distúrbios em diversas escalas (Freitas & Siqueira-Souza, 2009). Esses indicadores biológicos são muito eficientes, uma vez que dão uma visão integrada das reais condições na qual o ecossistema se encontra, além de fornecer informações sobre impactos em longo prazo (Karr et al., 1986). Diversas características dos peixes podem ser utilizadas para avaliar o grau dos impactos ocasionados nos ecossistemas aquáticos (Karr et al., 1986), sendo a estrutura trófica um exemplo de atributo para avaliar a integridade biótica de um ecossistema (Pinto & Araújo, 2007).

Devido ao crescimento populacional, somado com o aumento na produção e do consumo pouco sustentável, os ecossistemas aquáticos acabam sendo expostos freqüentemente à ações impactantes que muitas vezes passam despercebidos, mas que acabam afetando negativamente a fauna de peixes, modificando as interações ecológicas presentes (Rosa & Menezes, 1996; Soares, 2012). No Brasil, as principais ameaças à biodiversidade em ecossistemas aquáticos são a poluição e a eutrofização, assoreamento, desmatamento da vegetação ripária, fragmentação artificial pela construção de barragens, sobrepesca e a introdução de espécies (Rosa & Menezes, 1996). Dentre esses impactos, o desmatamento tem influência direta na dinâmica alimentar das espécies, sendo uma importante fonte de material vegetal alóctone usada como alimento por diversas espécies de peixes, assim como os insetos, que podem ser afetados pela modificação do uso do solo, também são uma importante fonte de alimento (Lowe-McConnel, 1999).

O período de cheia do rio compreende a época mais sensível, onde os impactos podem afetar de forma mais intensa a comunidade de peixes, uma vez que

diversas espécies estão se reproduzindo e acumulando reserva de gordura, sendo o principal período de alimentação e crescimento devido o maior aporte de nutrientes e abrigos oferecidos pelas áreas inundadas (Lowe-McConnel, 1999).

O rio Tietê se apresenta como um ecossistema fortemente modificado pelas diversas pressões antrópicas que sofre, sendo a presença de sucessivas barragens o impacto mais marcante. A presença das eclusas torna o rio navegável, permitindo o transporte de diversos produtos como grãos, combustíveis, cana-de-açúcar, fertilizantes, entre outros (AES, 2012), aumentando ainda mais os impactos na região. Por também receber fortes influências do rio Piracicaba, a área do reservatório de Barra Bonita se diferencia das demais áreas do rio Tietê, apresentando uma considerável diversidade de habitats e espécies de peixes (Barrella & Petreire, 2003). No entanto, devido ao contínuo descarte de efluentes a montante e ação de outros impactos a qualidade deste ambiente tende a diminuir, havendo pouco conhecimento sobre o nível de resiliência do mesmo (Barrella & Petreire, 2003).

Por serem organismos muito móveis e fonte de alimento para muitas outras espécies animais, o impacto sobre a fauna de peixes pode resultar em dados indiretos que vão além da área diretamente afetada. Desse modo, o conhecimento das estratégias de vida utilizadas pelas espécies é essencial para o melhor conhecimento dos padrões ecológicos, tornando as medidas de preservação e conservação mais efetivas (Agostinho et al., 2007). Mesmo não sendo possível avaliar a dimensão da alteração da comunidade de peixes do rio Tietê, devido a ausência de dados anteriores as perturbações, um estudo sobre o atual estado dessa comunidade se faz importante para se definir estratégias que evitem maiores danos e promover programas de recuperação. Diante disso, o presente estudo visa analisar as características da fauna íctica presente no reservatório de Barra Bonita, afim de melhor conhecer a estrutura da comunidade, auxiliando na mitigação de futuros impactos.

2. OBJETIVO

A estrutura da comunidade de peixes reflete a integridade ecológica do ecossistema, uma vez que dependem de determinadas condições ambientais. Por se tratar de um ambiente modificado e exposto a diversos agentes impactantes, estudos sobre a comunidade de peixes na represa de Barra Bonita se tornam essenciais para verificar as condições ambientais, auxiliando na gestão deste ecossistema. Diante disso, o presente trabalho visa compilar os dados já existentes sobre o assunto a fim de realizar uma análise mais completa da comunidade de peixes local.

2.1. Objetivos específicos

- Gerar informação para a elaboração de uma carta de sensibilidade a derrame de óleo na região da represa de Barra Bonita;
- Analisar a estrutura da comunidade de peixes considerando suas características tróficas e reprodutivas, assim como o porte, status de conservação e origem de cada espécie;
- Identificar as áreas de maior ocorrência das espécies;
- Definir diretrizes que contribuam com a conservação da comunidade de peixes local.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Área de estudo

A represa de Barra Bonita está localizada no Estado de São Paulo, mas especificamente, na bacia hidrográfica do rio Tietê, sendo considerado neste estudo apenas os registros realizados no trecho da represa de Barra Bonita até o município de Piracicaba (rio Piracicaba) e o distrito de Lavras (rio Tietê) (Figura 2).

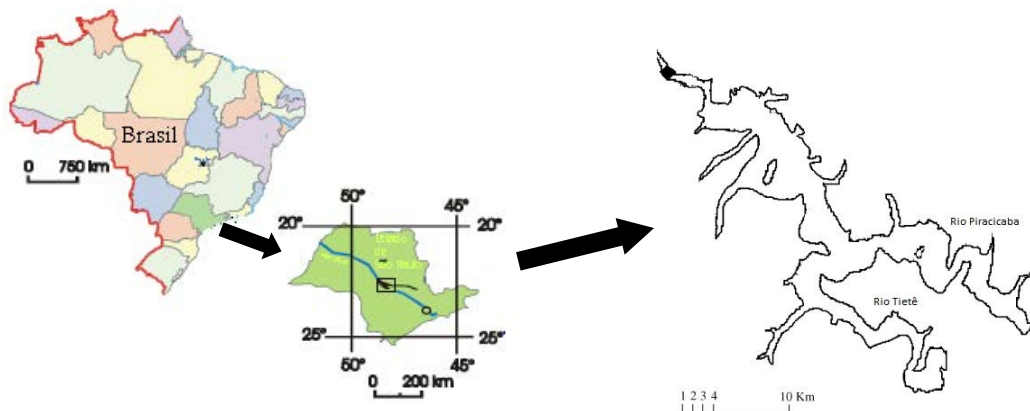


Figura 2: Região da represa de Barra Bonita, onde foi realizado estudo para caracterização da ictiofauna com subsídios para a elaboração de Cartas SAO.

A região possui um clima de transição entre os climas tropical e subtropical, sendo segundo a classificação de Köpen do tipo CWA (clima mesotérmico), apresentando estações anuais bem definidas, com inverno seco e verão quente (Monteiro, 1973). Por ser o primeiro da seqüência de reservatórios, compreende um ambiente rico em materiais orgânicos e minerais, sendo caracterizado como um ambiente eutrófico devido aos dejetos de cidades e descargas industriais oriundas dos rios Tietê e Piracicaba, seus principais tributários, que drenam áreas extremamente urbanizadas (Cavenaghi, 2003).

Criado com o objetivo principal de gerar energia elétrica, hoje esse reservatório possui múltiplos usos, como via para o transporte fluvial (Hidrovia Tietê-Paraná), área de pesca, lazer, turismo, além do uso de suas águas para irrigação, abastecimento público e industrial. Seu entorno é caracterizado pelo predomínio da

cultura de cana-de-açúcar, havendo poucas áreas de vegetação nativa. Entre os setores industriais que geram maior impacto na área estão as indústrias têxteis, alimentícias, de papel e papelão e as usinas de açúcar e álcool (Petesse et al., 2007).

3.2. Coleta dos dados

O levantamento das espécies presentes no reservatório foi realizado a partir da literatura (teses, artigos e relatórios) existente sobre o assunto considerando o período de 1999 até 2013. Foi tomado como base o levantamento realizado pela AES Tietê (2012), utilizando outros estudos para complementar com espécies não relatadas neste. As bibliografias utilizadas para o levantamento da ictiofauna estão expostas na Tabela 1.

Tabela 1: Descrição dos estudos utilizados para o levantamento da ictiofauna presente no reservatório de Barra Bonita.

Autor	Nº de espécies registradas	Período de coleta	Título
AES Tietê, 2012	52	julho 2009 - maio 2012	Programa de manejo e conservação de bacias hidrográficas e reservatórios
Petesse, M. L. et al 2007	35	agosto-setembro 2003 fevereiro 2004	The hydraulic management of the Barra Bonita reservoir (SP, Brazil) as a factor influencing the temporal succession of its fish community.
Maruyama, L.S. 2007	30	maio 2003 - abril 2004	A pesca artesanal no médio e baixo Tietê (São Paulo, Brasil): aspectos estruturais, sócio-econômicos e de produção pesqueira.
Moretto, E.M. 2006	25	novembro 2003	A comunidade de peixes dos reservatórios dos trechos médio e baixo do rio Tietê, com ênfase nas espécies introduzidas <i>Plagioscion squamosissimus</i> e <i>Geophagus surinamensis</i> .
Freitas C.E.C., 1999	23	fevereiro – dezembro 1998	O efeito de recifes artificiais sobre as associações de peixes do rio Tietê, na área de influência do reservatório de Barra Bonita (Estado de São Paulo - Brasil)

A comunidade de peixes foi analisada quanto a sua estrutura trófica e reprodutiva, sendo considerados os seguintes aspectos: hábito alimentar, período reprodutivo, estratégia de reprodução, migrações e cuidado parental. O porte de cada espécie, assim como sua origem (autóctone, alóctone ou exótica) e estado de conservação também foram levantados. Tal caracterização também foi obtida através de levantamento bibliográfico.

3.2.1. Estrutura trófica

Os peixes podem ser considerados importantes indicadores do ambiente quanto à disponibilidade de alimento, uma vez que sua dieta pode ser influenciada tanto por sua biologia como pelas condições ambientais (Abelha et al., 2001), possuindo uma variedade de estratégias de forrageamento, se utilizando até mesmo do entorno do corpo d'água como recurso. No caso de ambientes represados, a alteração no ambiente irá refletir na disponibilidade dos recursos alimentares, podendo alterar a comunidade de peixes (Novakowski, et al., 2007). Baseadas em levantamento bibliográfico (Petesse et al., 2007b; AES Tietê, 2012; Höfling et al., 2000), as espécies foram agrupadas em sete categorias tróficas, descritas na Tabela 2.

Tabela 2: Descrição das categorias alimentares utilizadas no estudo de caracterização da ictiofauna.

Categoria trófica	Descrição
Herbívoro	Espécies cuja dieta é baseada principalmente por partes vegetais superiores, como folhas, sementes e frutos. Esta categoria também inclui espécies que se alimentam de algas.
Ilíófago	Espécies que exploram predominantemente o fundo, onde se alimentam dos detritos e lodo.
Insetívoro	Espécies cuja dieta é predominantemente baseada em insetos aquáticos e terrestres.
Invertívoro	Espécies cuja dieta é constituída por microcrustáceos e gastrópodes associados ao fundo.

cont.

Categoria trófica	Descrição
Onívoro	Espécies que não possuem uma dieta especializada, consumindo desde algas até vegetais superiores e invertebrados até peixes, podendo alguns manifestar determinadas tendências em relação à disponibilidade alimentar.
Piscívoro	Espécies que consomem principalmente peixes (adultos ou jovens) ou itens de origem animal (escamas, pedaços de nadadeira).
Planctívoro	Espécies que se alimentam predominantemente de plâncton.

3.2.2. Estrutura reprodutiva

Por se tratar de um ambiente represado, a análise da estrutura reprodutiva das espécies presentes neste ambiente é um dos aspectos mais importantes, uma vez que as represas podem interferir na intensidade, duração e época das cheias e nas condições térmicas do rio, além de interceptar a rota migratória de diversas espécies e reduzir as áreas alagadas sazonalmente (Agostinho et al., 1993). Como muitas espécies nativas dependem de algumas características físicas e/ou químicas das águas para iniciar a desova, tais interferências do represamento podem afetar negativamente o ciclo reprodutivo destas espécies (Agostinho et al., 1993).

Para avaliar a estrutura reprodutiva foram levantados dados a respeito do período reprodutivo, da estratégia de reprodução utilizada (desova total ou parcelada), se realiza migrações e se exerce cuidado parental da prole. O comportamento reprodutivo das espécies foi classificado de acordo com VAZZOLER & MENEZES (1992), seguindo três categorias:

- Espécies migradoras;
- Espécies não migradoras, que não realizam cuidado parental;
- Espécies não migradoras, que realizam cuidado parental.

Os dados sobre a estrutura reprodutiva foram analisados utilizando o teste qui-quadrado, sendo consideradas significativas as relações com nível de significância menor que 0,05.

3.2.3. Porte das espécies

Os peixes possuem uma grande variação de tamanhos, o que possibilita a colonização de diversos ambientes, desde poças temporárias até grandes rios (Bemvenuti & Fischer, 2010). Desse modo, o conhecimento sobre o porte das espécies que compõem a comunidade se faz um elemento importante para inferir sobre algumas características e estágio de evolução do ambiente. Para a descrição do tamanho das espécies foi utilizado três classes de comprimento máximo, tomando como base Corrêa et al. (2010) (Tabela 3).

Tabela 3: Tamanhos estabelecidos para as espécies de peixes presentes no reservatório de Barra Bonita (SP).

Porte das espécies	Classes de tamanhos
Pequeno	5 a 20 cm
Médio	21 a 40 cm
Grande	Maior que 40 cm

3.2.4. Origem das espécies

A introdução de espécies não nativas nos rios para fins esportivos ou de forma acidental pode alterar a estrutura do habitat, afetando a comunidade residente, além de introduzir novas doenças e aumentar a competição por recursos (Petesse & Petreire, 2012). Por apresentarem uma maior tolerância a condições adversas, alta capacidade de adaptação e oportunismo alimentar, as espécies introduzidas dominam rapidamente o ambiente, podendo causar a extinção local de espécies nativas mais especialistas (Agostinho et al., 2005).

Mesmo sendo uma prática proibida, muitos rios ainda são afetados pela introdução de espécies não nativas, sendo essencial a verificação de sua representação em uma comunidade nativa. Sendo assim, as espécies presentes na área de estudo foram analisadas quanto a sua origem, sendo classificadas em: autóctones, quanto nativa da bacia hidrográfica do Alto-Paraná; alóctones, quando nativa de outras bacias hidrográficas brasileiras; e exóticas quando oriunda de outros países (Langeani et al., 2007).

3.2.5. Status de conservação

Os estudos relacionados à classificação dos peixes quanto a seu status de conservação no Brasil teve início em 1989, por iniciativa da Sociedade Brasileira de Zoologia, por meio de workshops e reuniões com órgãos ambientais foram incluindo cada vez mais espécies à lista (Rosa & Lima, 2008). Utilizando os critérios da União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN), foi oficializada em 21 de maio de 2004, pela Instrução Normativa 05 do Ministério do Meio Ambiente (MMA), a lista dos peixes ameaçados de extinção, contendo 159 espécies, sendo 135 de água doce (Rosa & Lima, 2008). Para verificar o status das espécies de peixes presentes na área de estudo foram consultadas a lista internacional elaborada pela IUCN, a lista nacional do MMA e a lista das espécies de peixes ameaçadas do Estado de São Paulo.

Além das listas oficiais de espécies ameaçadas já citadas, foi consultada também a lista de espécies alvo para conservação criada pelo Programa de Pesquisas em Caracterização, Conservação, Recuperação e Uso Sustentável da Biodiversidade do Estado de São Paulo (Biota-FAPESP). Nessa iniciativa especialistas de diversas áreas se reuniram com o intuito de melhor caracterizar a biodiversidade do Estado de São Paulo e definir mecanismos de conservação mais efetivos, identificando áreas e componentes prioritários para conservação (Rodrigues & Bononi, 2008). De acordo com o programa, espécies-alvo são aquelas que se encontram com algum grau de ameaça, raridade de registros no banco de dados do Biota, baixa capacidade de deslocamento (ou mobilidade restrita no caso dos peixes), sensibilidade às alterações ambientais e endemismo.

3.3. Distribuição espacial das espécies

Para elaboração de uma carta de sensibilidade ao derrame de óleo e biocombustível é necessário delimitar áreas para conservação e áreas a serem sacrificadas em caso de um possível acidente, sendo importante saber onde cada espécie se faz mais presente.

A partir dos trabalhos utilizados para o levantamento das espécies, buscou-se mapear as áreas de ocorrência das espécies no corpo d'água. Para isso, foram

coletadas as coordenadas de captura de cada espécie. No entanto, nem todos os trabalhos indicavam as coordenadas por espécie, sendo necessário consultar outras fontes, como o projeto Biota/FAPESP e o site *Species link*, para obter um maior número de dados. Porém, mesmo consultando outras fontes, não foi possível o mapeamento de todas as espécies.

O mapeamento de uso e ocupação do solo da região foi realizado pelo Laboratório de Ecologia Espacial e Conservação (LEEC) da UNESP de Rio Claro (SP), a partir de interpretação visual de imagens de alta resolução SPOT 2,5m.

4. RESULTADOS

4.1. Levantamento das espécies

Foram levantadas a partir da bibliografia 71 espécies de peixes pertencentes a 6 ordens e 19 famílias presentes na represa de Barra Bonita (Tabela 4).

Tabela 4: Espécies presentes na represa de Barra Bonita, utilizadas para contribuir com a elaboração de Cartas SAO. * espécies alóctones; ** espécies exóticas; *** origem desconhecida.

Ordem	Família	Espécie	Classificação	Nome popular
Characiformes	Acestrorhynchidae	<i>Acestrorhynchus lacustris</i>	Lütken, 1875	peixe-cachorro-amarelo
	Anostomidae	<i>Leporinus elongatus</i>	Valenciennes, 1850	piapara
	Anostomidae	<i>Leporinus friderici</i>	Bloch, 1794	piáu
	Anostomidae	<i>Leporinus lacustris</i>	Campos, 1945	piáu-de-lagoa
	Anostomidae	<i>Leporinus obtusidens</i>	Valenciennes, 1847	piapara
	Anostomidae	<i>Leporinus striatus</i>	Kner, 1859	canivete riscado
	Anostomidae	<i>Schizodon borelli</i>	Boulenger, 1895	piava-três-pintas
	Anostomidae	<i>Schizodon fasciatus</i> *	Spix & Agassiz, 1829	piava
	Anostomidae	<i>Schizodon intermedius</i>	Garutti & Britski, 1990	piava-catinguda
	Anostomidae	<i>Schizodon nasutus</i>	Kner, 1859	taguara; chimboré
	Characidae	<i>Astyanax altiparanae</i>	Garutti & Britski, 2000	lambari-tambiú
	Characidae	<i>Astyanax fasciatus</i>	Cuvier, 1819	lamabari-do-rabo-vermelho
	Characidae	<i>Astyanax schubarti</i>	Britski, 1964	lambari-prata
	Characidae	<i>Characidium fasciatum</i>	Reinhardt, 1866	lambe-lambe
	Characidae	<i>Hyphessobrycon eques</i>	Steindachner, 1882	mato-grosso
	Characidae	<i>Metynnis maculatus</i> *	Kner, 1858	pacu-prata
	Characidae	<i>Moenkhausia intermedia</i>	Eigenmann, 1908	lambari-corintiano
	Characidae	<i>Oligosarcus pintoii</i>	Campos, 1945	lambari, bocarra
	Characidae	<i>Roeboides prognathus</i>	Boulenger, 1895	lambari-cadela

cont.

Ordem	Família	Espécie	Classificação	Nome popular
Characiformes	Characidae	<i>Salminus brasiliensis</i>	Cuvier, 1816	dourado
	Characidae	<i>Salminus hilarii</i>	Valenciennes, 1850	tabarana
	Characidae	<i>Serrasalmus maculatus</i>	Kner, 1858	pirambeba
	Characidae	<i>Serrasalmus marginatus*</i>	Valenciennes, 1847	piranha
	Characidae	<i>Serrasalmus spilopleura*</i>	Kner, 1860	piranha, pirambeba
	Characidae	<i>Triportheus angulatus*</i>	Spix, 1878	sardinha
	Characidae	<i>Triportheus paranensis*</i>	Günther, 1874	sardinha de água doce
	Curimatidae	<i>Curimata</i> sp.***		
	Curimatidae	<i>Cyphocharax modestus</i>	Fernandez & Yepez, 1948	saguiru-comprido
	Curimatidae	<i>Cyphocharax nagelii</i>	Steindachner, 1881	saguiru-branco
	Curimatidae	<i>Steindachnerina insculpta</i>	Fernandez & Yepez, 1948	saguiru-curto
	Erithrynidae	<i>Hoplias lacerdae*</i>	Miranda Ribeiro, 1908	trairão
	Erithrynidae	<i>Hoplias malabaricus</i>	Bloch, 1794	traíra; lobó
	Parodontidae	<i>Apareiodon affinis</i>	Steindachner, 1879	canivete
	Parodontidae	<i>Apareidon piracicabae</i>	Eigenmann, 1907	canivete
	Perciformes	Prochilodontidae	<i>Prochilodus lineatus</i>	Valenciennes, 1836
Serrasalmidae		<i>Piaractus mesopotamicus</i>	Holmberg, 1887	pacu; pacu
Cypriniformes	Cyprinidae	<i>Cyprinus carpio**</i>	Linnaeus, 1758	carpa
Gymnotiformes	Apteronotidae	<i>Apteronotus albifrons*</i>	Linnaeus, 1766	espada-azul
	Gymnotidae	<i>Gymnotus carapo</i>	Linnaeus, 1758	espada-rajada
	Sternopygidae	<i>Eigenmannia virescens</i>	Valenciennes, 1847	espada-rabo-de-rato
	Sternopygidae	<i>Sternopygus macrurus</i>	Bloch & Schneider, 1801	tuvira
Perciformes	Cichlidae	<i>Astronotus crassipinnis*</i>	Heckel, 1840	apaiari
	Cichlidae	<i>Cichla kelberi*</i>	Kullander & Ferreira, 2006	tucunaré amarelo
	Cichlidae	<i>Cichla</i> sp.*		tucunaré
	Cichlidae	<i>Cichlasoma</i> sp*		acará-azul
	Cichlidae	<i>Crenicichla britskii</i>	Kullander, 1982	patrona
	Cichlidae	<i>Crenicichla haroldoi</i>	Luengo & Britski, 1974	joaninha
	Cichlidae	<i>Geophagus brasiliensis</i>	Quoy & Gaimard, 1824	acará
	Cichlidae	<i>Geophagus proximus*</i>	Castelnau, 1855	acará-porquinho

cont.

Ordem	Família	Espécie	Classificação	Nome popular
Perciformes	Cichlidae	<i>Geophagus</i> sp***		acará-bandeira
	Cichlidae	<i>Oreochromis niloticus</i> **	Linnaeus, 1758	tilápia-do-Nilo
	Cichlidae	<i>Satanoperca jurupari</i> *	Heckel, 1840	acarágeo
	Cichlidae	<i>Satanoperca pappaterra</i> *	Heckel, 1840	acará
	Cichlidae	<i>Tilapia rendalli</i> **	Boulenger, 1897	tilápia africana
	Scianidae	<i>Plagioscion squamosissimus</i> *	Heckel, 1840	pescada; corvina
Siluriformes	Callichthyidae	<i>Callichthys callichthys</i>	Linnaeus, 1758	casucu-caborja
	Callichthyidae	<i>Hoplosternum littorale</i> *	Hancock, 1828	caboja, caborja
	Heptapteridae	<i>Pimelodella</i> sp.***		mandi-charão
	Heptapteridae	<i>Rhamdia quelen</i>	Quoy & Gaimard, 1824	bagre
	Loricariidae	<i>Hypostomus ancistroides</i>	Ihering, 1911	casculo-pinta-preta
	Loricariidae	<i>Hypostomus regani</i>	Ihering, 1905	casculo-chita
	Loricariidae	<i>Hypostomus strigaticeps</i>	Regan, 1908	casculo
	Loricariidae	<i>Liposarcus anisitsi</i> *	Eigenmann & Kennedy, 1903	casculo
	Loricariidae	<i>Neoplecostomus</i> sp***		casculo-rajado
	Loricariidae	<i>Rhinelepis aspera</i>	Agassiz, 1829	casculo-preto
	Pimelodidae	<i>Iheringichthys labrosus</i>	Kröeyer, 1874	mandi-boca-de-velha; beijudo
	Pimelodidae	<i>Paulicea luetkeni</i> *	Steindachner, 1876	jaú
	Pimelodidae	<i>Pimelodus maculatus</i>	La Cepède, 1803	mandi-guaçu
	Pimelodidae	<i>Pinirampus pirinampu</i> *	Spix, 1829	barbado
	Pimelodidae	<i>Pseudoplatystoma corruscans</i>	Agassiz, 1829	surubim –pintado; pintado
Synbranchiformes	Synbranchidae	<i>Synbranchus marmoratus</i>	Bloch, 1975	enguia; pirambóia; muçum

Dentre as ordens de peixes presentes, Characiformes é a que compõe o maior número de espécies (50,7%), seguida por Siluriformes (21,2%), Perciformes (19,7%), Gymnotiformes (5,6%), Synbranchiformes (1,4%) e Cypriniformes (1,4%). Tal predominância das ordens Characiformes e Siluriformes já era esperado, sendo comum terem uma maior representatividade na ictiofauna de sistemas fluviais sul-americanos (Agostinho et al., 2005).

Entre as famílias, as mais representadas foram Characidae com 16 espécies e Cichlidae com 13 espécies, tendo 42% das famílias representadas por apenas uma espécie (Figura 3). Uma maior representação dessas duas famílias é justificada por sua características. A família Characidae engloba uma ampla variedade de espécies de peixes, constituindo um grupo heterogêneo presente em uma variedade de habitats e com hábitos alimentares diversos (Weitzman & Fink, 1983). Já a família Cichlidae representa uma das principais famílias de vertebrados, possuindo 1300 espécies descritas, sendo composta na sua maioria por espécies mais especialistas e adaptadas ao ambiente lântico. São indicadores das condições da margem, uma vez que se utilizam deste ambiente para desova (Kullander, 2003; Petesse, 2007).

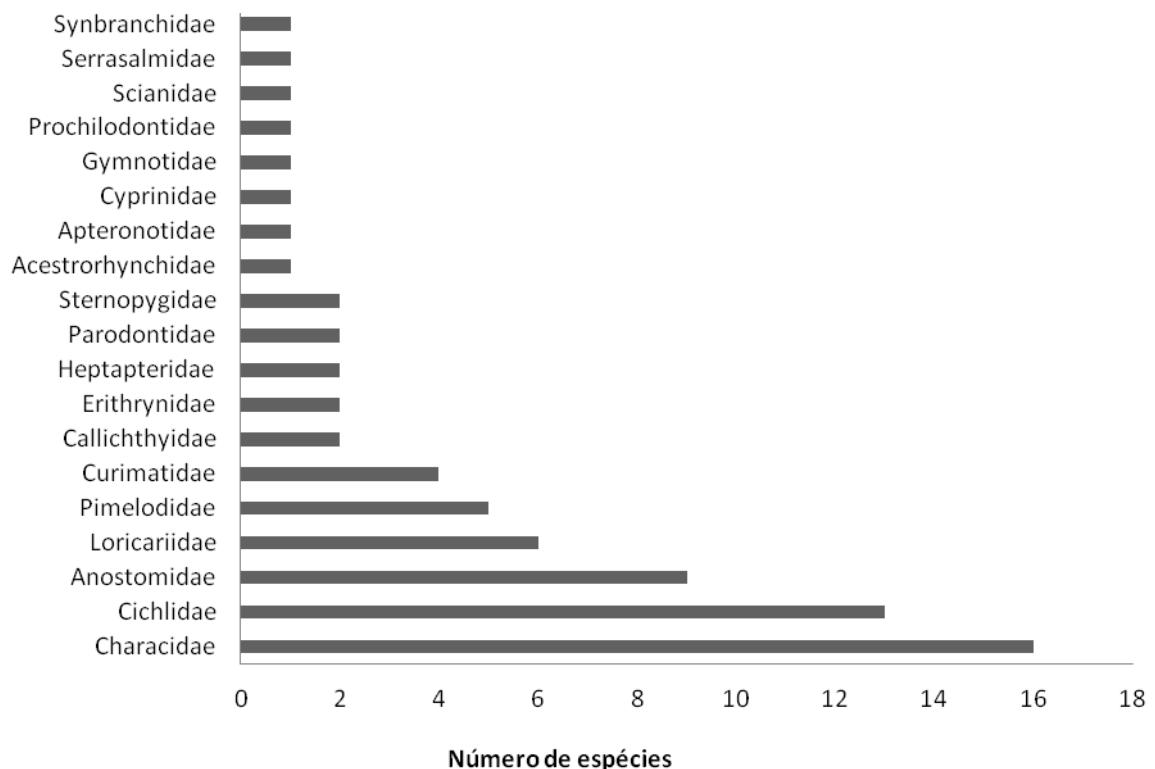


Figura 3: Composição das famílias de ictiofauna presentes no reservatório de Barra Bonita (SP).

Em relação à origem das espécies, a maioria apresenta uma origem autóctone, havendo apenas três espécies exóticas: *Oreochromis niloticus* e *Tilapia rendalli*, ambas da África, introduzidas no rio Tietê em 1952, com o objetivo de povoar as represas, e *Cyprinus carpio* nativo das bacias da Ásia e Europa, introduzida em 1939 (Smith et al., 2005). As espécies de origem alóctone

compreendem 28,2% do total, o que lhe confere maior ocorrência de espécies nativas da bacia.

4.2. Estrutura trófica

Todas as espécies foram classificadas em uma das sete categorias tróficas, como exposto na Tabela 5.

Tabela 5: Classificação das espécies de peixes da represa de Barra Bonita (SP), de acordo com suas categorias tróficas.

Categoria trófica	Espécies
Herbívoro	<i>A. fasciatus</i> (1); <i>A. schubarti</i> (1); <i>M. maculatus</i> (1); <i>S. borelli</i> (1); <i>S. intermedius</i> (1); <i>S. nasutus</i> (1); <i>L. elongatus</i> (3)
Iliófogo	<i>C. fasciatum</i> (1); <i>C. modestus</i> (1); <i>C. nagelii</i> (1); <i>H. ancistroides</i> (1); <i>H. regani</i> (1); <i>Neoplecostomus</i> sp (1); <i>P. lineatus</i> (1); <i>R. aspera</i> (1); <i>S. pappaterra</i> (1); <i>S. insculpta</i> (1); <i>A. piracicabae</i> (2); <i>L. anisitsi</i> (2); <i>Curimata</i> sp. (4); <i>H. strigaticeps</i> (4)
Insetívoro	<i>A. albifrons</i> (1); <i>C. britskii</i> (1); <i>G. carapo</i> (1); <i>R. prognathus</i> (1); <i>S. marmoratus</i> (1); <i>C. haroldoi</i> (2); <i>H. eques</i> (2); <i>Pimelodella</i> sp. (2); <i>T. paranensis</i> (2); <i>A. affinis</i> (4); <i>S. macrurus</i> (4); <i>O. pintoii</i> (4)
Invertívoro	<i>C. callichthys</i> (1); <i>Cichlasoma</i> sp (1); <i>E. virescens</i> (1); <i>G. brasiliensis</i> (1); <i>G. proximus</i> (1); <i>Geophagus</i> sp (1); <i>I. labrosus</i> (1)
Onívoro	<i>A. altiparanae</i> (1); <i>L. lacustris</i> (1); <i>L. obtusidens</i> (1); <i>L. striatus</i> (1); <i>O. niloticus</i> (1); <i>P. mesopotamicus</i> (1); <i>P. maculatus</i> (1); <i>T. angulatus</i> (5); <i>H. littorale</i> (2); <i>R. quelen</i> (2); <i>S. jurupari</i> (2); <i>S. fasciatus</i> (2); <i>C. carpio</i> (3); <i>L. friderici</i> (3); <i>T. rendalli</i> (3)
Piscívoro	<i>A. lacustris</i> (1); <i>A. crassipinnis</i> (1); <i>C. kelberi</i> (1); <i>H. lacerdae</i> (1); <i>H. malabaricus</i> (1); <i>P. luetkeni</i> (1); <i>P. pirinampu</i> (1); <i>P. squamosissimus</i> (1); <i>P. corruscans</i> (1); <i>S. brasiliensis</i> (1); <i>S. hilarii</i> (1); <i>S. maculatus</i> (1); <i>S. spilopleura</i> (2); <i>S. marginatus</i> (3); <i>Cichla</i> sp. (4)
Planctívora	<i>M. intermedia</i> (2)

(1) AES Tietê (2012); (2) Petesse et al. (2007b); (3) Maruyama (2007); (4) Fish Base; (5) Höfling et al. (2000)

As categorias onívoro e piscívoro são as que apresentam um maior número de espécies, sendo compostas por 15 espécies cada, na sua maioria pertencentes às famílias Characidae, Anostomidae e Pimelodidae. Os onívoros representam as espécies sem uma dieta especializada, consumindo os recursos de acordo com sua disponibilidade. Nesse grupo estão incluídas as três espécies exóticas listadas (*O. niloticus*; *C. carpio*; *T. rendalli*), além de outras quatro espécies alóctones (*T. angulatus*; *H. littorale*; *S. jurupari*; *S. fasciatus*). Já os piscívoros, são representados pelas espécies topo de cadeia, que se alimentam de outros peixes (jovens ou adultos) ou apenas de pedaços deles, nesta categoria também foram englobadas as espécies carnívoras. Esta é a categoria que possui o maior número de espécies alóctones (9): *Cichla* sp.; *S. marginatus*; *S. spilopleura*; *P. pirinampu*; *P. squamosissimus*; *P. luetkeni*; *H. lacerdae*; *C. kelberi* e *A. crassipinnis*.

A outra categoria com mais representantes foram os iliófagos com 14 espécies, sendo a maioria pertencente às famílias Loricariidae e Curimatidae. Das espécies alóctones, apenas duas são enquadradas nesta categoria (*S. pappaterra* e *L. anisitsi*). Este grupo representa as espécies que se alimentam de detritos e lodo dispostos no fundo do corpo d'água. De acordo com Hahn et al. (1997), sedimentos e detritos são considerados categorias distintas, sendo a primeira constituída por matéria orgânica e inorgânica finamente particulada, algas unicelulares e microorganismos, as quais são utilizadas por algumas espécies das famílias Prochilodontidae e Curimatidae. Muitos autores consideram os peixes com este tipo de dieta como os mais especializados em ambientes tropicais (Bowen, 1983; Lowe-McConnell, 1999). Já os detritos são constituídos por partículas maiores com exúvias de artrópodes e invertebrados mortos, sendo freqüentemente utilizado como recurso por espécies da família Loricariidae.

A categoria dos insetívoros é representada por 12 espécies distribuídas por diversas famílias, contendo apenas uma espécie alóctone (*A. albifrons*). Estão incluídas neste grupo as espécies que se alimentam de insetos aquáticos e terrestres em diferentes fases de desenvolvimento.

Os herbívoros são constituídos por sete espécies classificadas entre as famílias Anostomidae e Characidae, e contém apenas uma espécie exótica (*M. maculatus*). Esta categoria engloba espécies que se alimentam de vegetais

superiores, como folhas, sementes e frutos, sendo incluídas também as espécies que se alimentam de algas.

A categoria invertívora também contém sete espécies, principalmente pertencentes a família Cichlidae, sendo duas alóctones (*Cichlasoma* sp.; *G. proximus*). Estão nesta categoria espécies que se alimentam de microcrustáceos e gastrópodes associados ao fundo.

Apenas a espécie *M. intermedia* foi enquadrada na categoria planctívora, se alimentando essencialmente de fito de zooplâncton. Segundo Agostinho et al. (1997) muitas espécies se utilizam dos organismos do plâncton como recurso alimentar acessório, principalmente nas fases iniciais do desenvolvimento.

Em termos percentuais, a análise da estrutura trófica da comunidade de peixes no reservatório de Barra Bonita mostra que a maioria das espécies apresenta hábitos onívoros (21,1%) e piscívoros (21,1%), seguidos de iliófagos (19,7%) e insetívoros (16,9%). Sendo as categorias herbívora e invertívora representadas apenas por 7 espécies cada (9,9%). De uma forma geral, a estrutura trófica da comunidade se mostrou bem distribuída entre as categorias, tendo a grande maioria um número representativo de espécies (Figura 4). Destacando as espécies não-nativas da região, a maioria apresenta habito alimentar onívoro ou piscívoro, onde, do total de espécies onívoras 26,7% são alóctones e 20% exóticas. No caso de piscívoros, as espécies alóctones representam 60% do total.

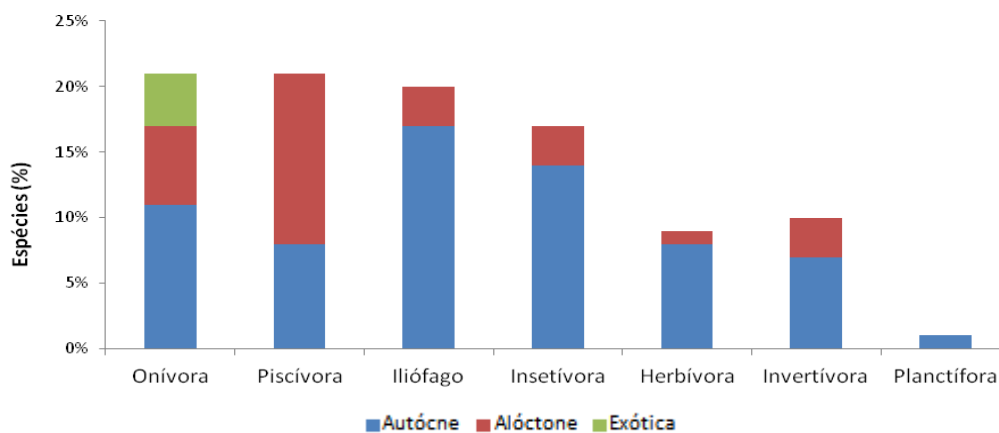


Figura 4: Proporção das espécies autóctones, alóctones e exóticas de acordo com o hábito alimentar.

cont.

Espécie / Meses	jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez
<i>Crenicichla britskii</i>	x	x	x									x
<i>Crenicichla britskii</i>	x	x	x									x
<i>Crenicichla haroldoi</i>	?											
<i>Curimata</i> sp.	?											
<i>Cyphocharax modestus</i>	x	x	x						x	x	x	x
<i>Cyphocharax nagelii</i>	x	x								x	x	x
<i>Cyprinus carpio</i>	x	x	x	x	x				x	x	x	x
<i>Eigenmannia virescens</i>	x	x									x	x
<i>Geophagus brasiliensis</i>	x	x								x	x	x
<i>Geophagus proximus</i>	?											
<i>Geophagus</i> sp	?											
<i>Gymnotus carapo</i>	x	x								x	x	x
<i>Hoplias lacerdae</i>	x	x	x	x				x	x	x	x	x
<i>Hoplias malabaricus</i>	x	x							x	x	x	x
<i>Hoplosternum littorale</i>	x	x	x	x							x	x
<i>Hyphessobrycon eques</i>	?											
<i>Hypostomus ancistroides</i>									x	x	x	
<i>Hypostomus regani</i>	?											
<i>Hypostomus strigaticeps</i>								x	x	x	x	
<i>Iheringichthys labrosus</i>									x	x	x	x
<i>Leporinus elongatus</i>	x											x
<i>Leporinus friderici</i>	x	x									x	x
<i>Leporinus lacustris</i>	x								x	x	x	x

cont.

Espécie / Meses	jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez
<i>Satanoperca pappaterra</i>	x									x	x	x
<i>Schizodon borelli</i>	x	x										x
<i>Schizodon fasciatus</i>	x	x	x							x	x	x
<i>Schizodon intermedius</i>	x	x										x
<i>Schizodon nasutus</i>	x										x	x
<i>Serrasalmus maculatus</i>										x	x	x
<i>Serrasalmus marginatus</i>	x	x	x	x					x	x	x	x
<i>Serrasalmus spilopleura</i>	x	x	x	x						x	x	x
<i>Steindachnerina insculpta</i>	x	x	x	x	x					x	x	x
<i>Sternopygus macrurus</i>	?											
<i>Synbranchus marmoratus</i>	x	x							x	x	x	x
<i>Tilapia rendalli</i>	x	x						x	x	x	x	x
<i>Triportheus angulatus</i>	x	x	x								x	x
<i>Triportheus paranensis</i>	x	x									x	x

O tipo de desova se refere ao modo como as fêmeas liberam os ovócitos maduros durante o período reprodutivo, estando relacionado com o ambiente no qual a desova ocorre, assim como com a presença ou ausência de cuidados com a prole, tipo de fecundação (interna ou externa), período de maturação, entre outros, podendo ser classificados em total ou parcelada (Araujo, 2009). Na desova total os ovócitos são liberados todos juntos, em um só lote, sendo esta uma estratégia muito comum em espécies de peixes tropicais de grande porte que realizam migração (Araujo, 2009). Tal fato foi observado na área de estudo, onde as espécies de desova total representam 26,8% do total de espécies listadas, sendo em sua maioria representada por espécies migratórias (68,4%), incluindo apenas quatro espécies alóctones (três migratórias e uma sedentária).

Já na desova parcelada os ovócitos são liberados aos poucos durante o período de desova, sendo esta uma estratégia adotada por peixes que vivem em ambientes mais estáveis como reservatórios, lagos e açudes (Hofling et al., 2000). Na área de estudo pode-se observar que a maioria das espécies apresenta desova parcelada (47,9%), são sedentárias (71,8%) e realizam o cuidado da prole (39,4%). Grande parte das espécies introduzidas faz parte deste grupo, representando metade das espécies sedentárias com desova parcelada e cuidado com a prole.

Para as espécies *Curimata* sp e *Oligosarcus pinto* o presente estudo não encontrou nenhum dado sobre suas estruturas reprodutivas, não sendo possível enquadrá-las em nenhuma categoria. Tal resultado pode ser melhor visualizado no esquema abaixo (Figura 5), onde o item “deficiente de dados” engloba as espécies cuja informação sobre o tipo de desova não foi encontrado, representando 22,5% do total de espécies listadas.

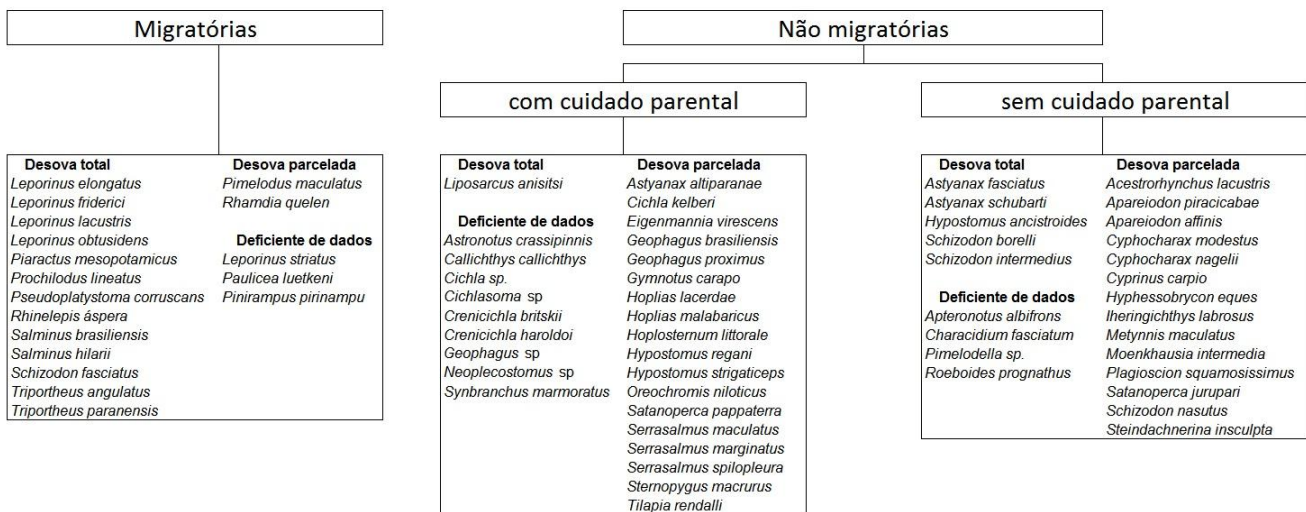


Figura 5: Classificação das espécies de ictiofauna que ocorre na represa de Barra Bonita (SP) de acordo com sua estrutura reprodutiva.

Em relação a análise estatística, a associação entre o tipo de desova e o comportamento migratório das espécies foi significativo pelo teste qui-quadrado ($X^2=20,52$; $p=0,015$), indicando que estas duas variáveis estão associadas. Com exceção das espécies *Pimelodus maculatus* e *Rhamdia quelen*, todas as espécies migradoras apresentam desova total. Entre as espécies sedentárias apenas 11,8% das espécies não apresentam desova parcelada (Figura 6A).

A relação entre o tipo de desova e cuidado com a prole também foi significativa pelo teste qui-quadrado ($X^2=10,07$; $p=0,002$). Entre as espécies de desova total apenas *Liposarcus anisitsi* apresentou cuidado parental. Já as espécies de desova parcelada apresentaram proporções semelhantes entre as que cuidam e aquelas que não cuidam da prole (Figura 6B).

As variáveis migração e cuidado com a prole também apresentaram uma associação significativa ($X^2=14,43$; $p < 0,001$), sendo que nenhuma das espécies migradoras apresentou cuidado parental. Em relação as espécies sedentárias, estas se dividiram de forma semelhante entre as que realizam e as que não realizam o cuidado parental (Figura 6C).

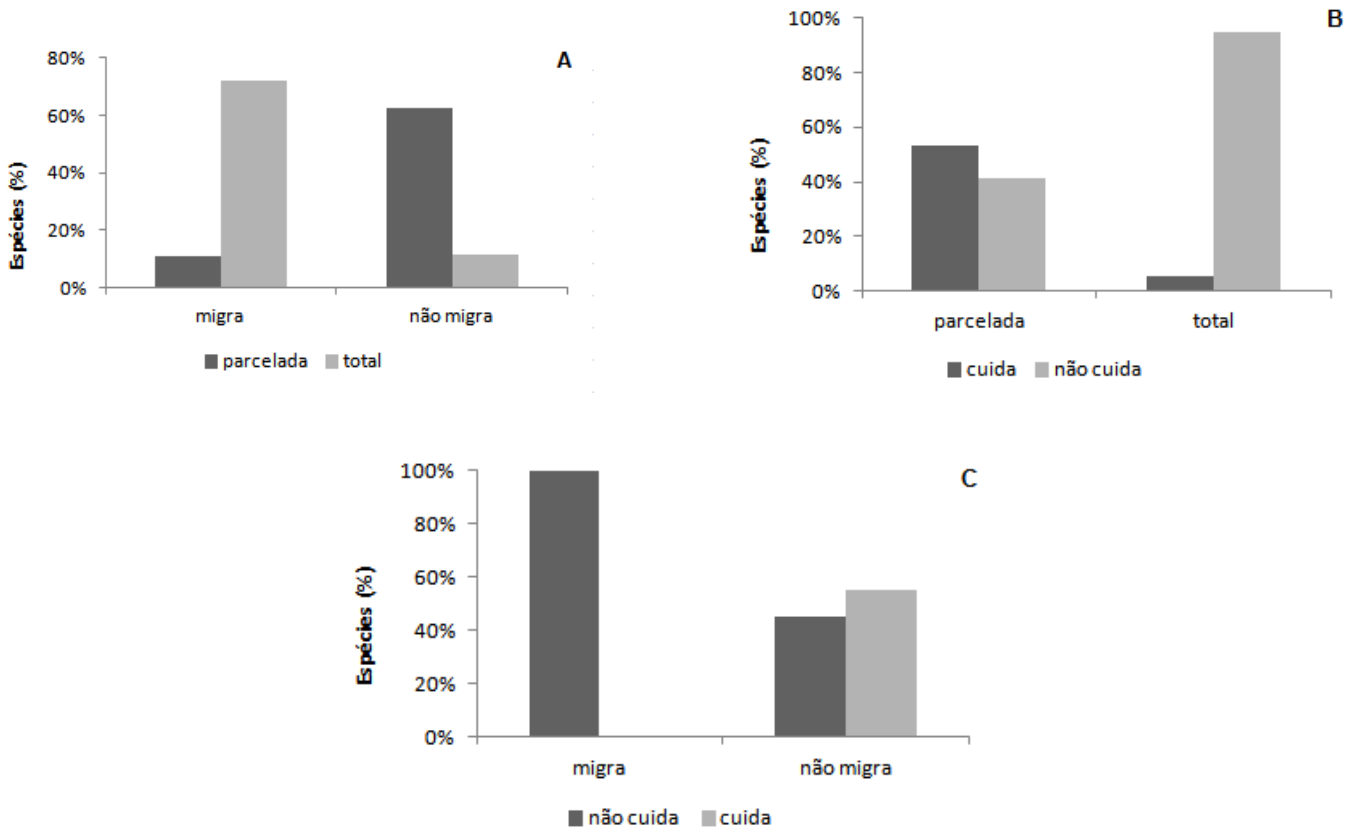


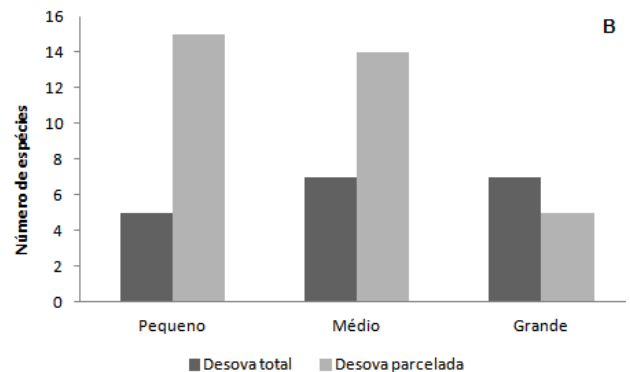
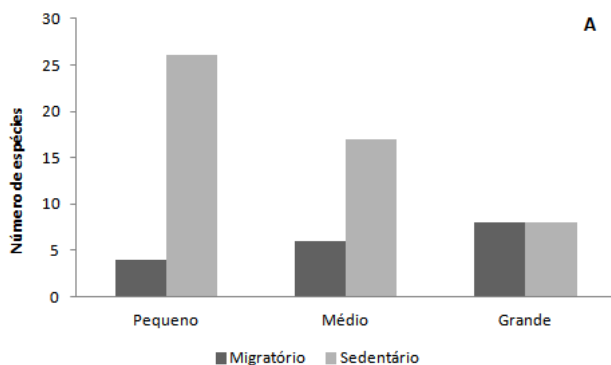
Figura 6: Porcentagem das estruturas reprodutivas das espécies de peixes da represa de Barra Bonita (SP), associando: A - comportamento migratório com tipo de desova; B - tipo de desova com cuidado com a prole; C - comportamento migratório com cuidado com a prole.

4.4. Porte das espécies

A maioria das espécies encontradas é de pequeno porte (43,7%), seguida pelas espécies de médio porte (33,8%) e de grande porte (22,5%). Tais dados condizem com o encontrado na estrutura reprodutiva, onde os peixes migradores, normalmente de maior porte, são minoria na comunidade de peixes residente do reservatório de Barra Bonita.

As espécies de pequeno e médio porte se fazem maioria em muitos ambientes de reservatório devido as suas características reprodutivas e alimentares (Suzuki et al., 2005; Agostinho et al., 2007). As espécies de pequeno porte aqui registradas são em sua maioria sedentárias (80,6%) (Figura 7A), com desova parcelada (48,4%) (Figura 7B) e não realizam cuidado parental (64,5%) (Figura 7C). Já as espécies de médio porte, pouco mais da metade realiza o cuidado com a prole (52,2%) (Figura 7C) e 58,3% realizam a desova parcelada (Figura 7B).

Do total de espécies de grande porte 56,3% constitui-se por espécies invasoras de habito alimentar piscívoro, ressaltando o grande aporte dessas em ambientes alterados. As espécies invasoras piscívoras também se fazem presente entre as espécies de médio porte perfazendo 16,7% do total do grupo.



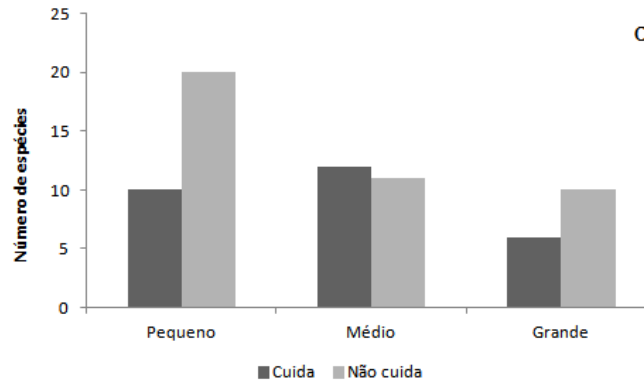


Figura 7: Número de espécies de ictiofauna da região da represa de Barra Bonita (SP) em função de seu porte e das características reprodutivas das espécies: A - comportamento migratório; B - tipo de desova; C - cuidado com a prole.

4.5. Status de conservação

A partir da Lista de Espécies Ameaçadas de Extinção do Estado de São Paulo foi possível diagnosticar cinco espécies com algum grau de ameaça e uma categorizada como “Deficiente em Dados” (DD) (Figura 8). Na lista nacional elaborada pelo Ministério do Meio Ambiente, não consta o nome de nenhuma das espécies aqui estudada. Na lista vermelha internacional organizada pela IUCN, apenas *Cyprinus carpio* apresenta algum grau de ameaça, sendo considerada vulnerável. No entanto, por se tratar de uma espécie exótica, *C. carpio* não foi considerada como de interesse conservacionista neste estudo. Outras espécies citadas pela IUCN foram: *Tilapia rendalli*, *Leporinus obtusidens* e *Leporinus striatus*, sendo categorizadas como “Pouco Preocupantes” (LC). As demais espécies encontradas neste estudo aparecem como “Não Avaliadas” (NE). Dentre as espécies-alvo listadas pelo Biota-FAPESP, duas ocorrem na região (*Hoplias lacerdae* e *Apteronotus albifrons*).

Criticamente em perigo (CR)	<i>Piaractus mesopotamicus</i>
Vulnerável (VU)	<i>Hoplias lacerdae</i> <i>Pseudoplatystoma corruscans</i>
Quase ameaçada (NT)	<i>Salminus brasiliensis</i> <i>Salminus hilarii</i>
Deficiente em dados (DD)	<i>Schizodon intermedius</i>

Figura 8: Espécies de peixes presentes na represa de Barra Bonita (SP) que constam com algum grau de ameaça segundo a Lista de Espécies Ameaçadas de Extinção do Estado de São Paulo (2009).

Com exceção do trairão (*H. lacerdae*) que é sedentária e realiza cuidado com a prole, todas as espécies ameaçadas são migratórias e realizam desova total no período das cheias. Dessa forma, umas das grandes ameaças à estas espécies é a construção de barragens que ocasiona a fragmentação do rio, impedindo o fluxo da piracema.

4.6. Distribuição especial das espécies

Das 71 espécies levantadas, foi possível encontrar as coordenadas de 33 espécies (Figura 9).

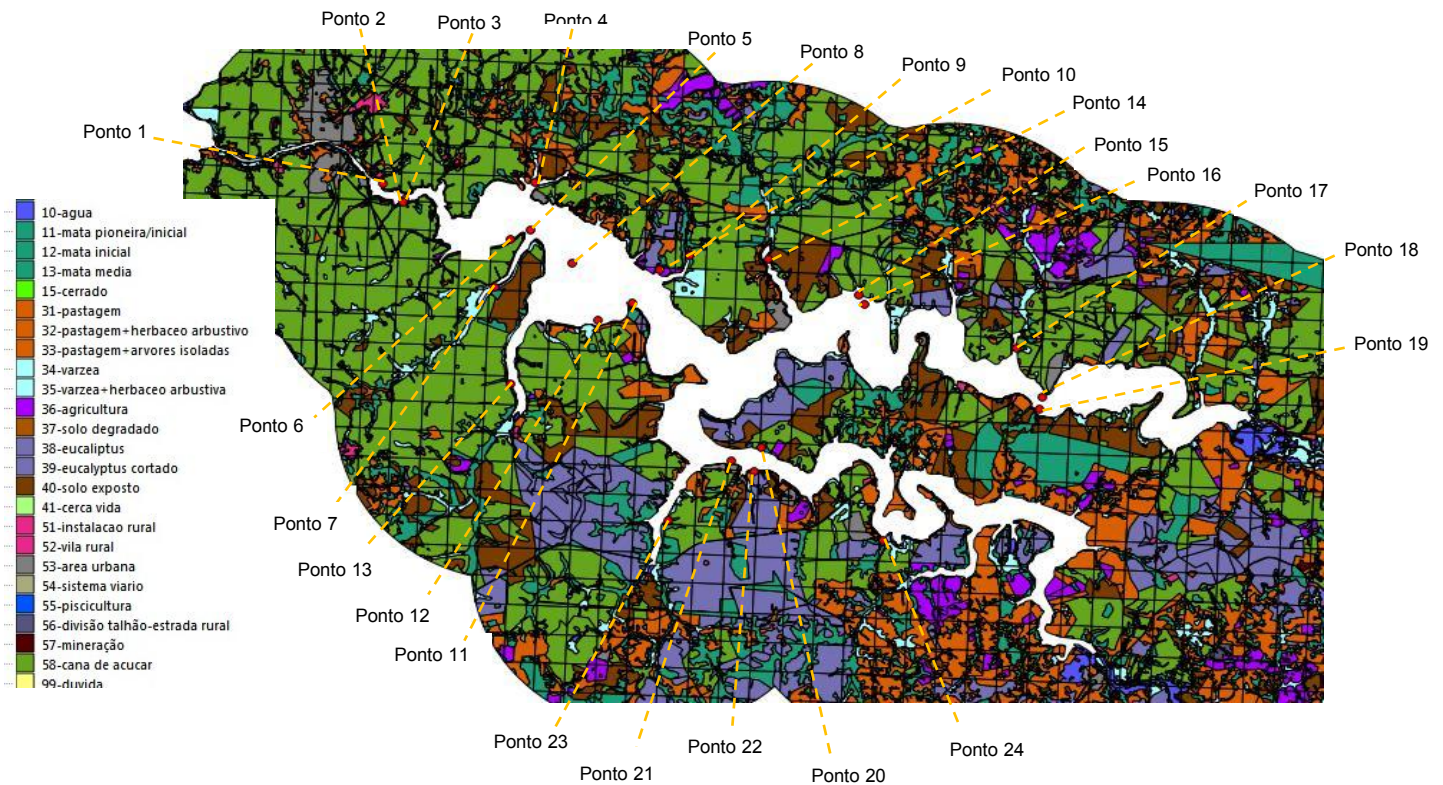


Figura 9: Mapa da cobertura vegetal e uso do solo da região da represa de Barra Bonita (SP) com os locais de coleta das espécies de ictiofauna.

A maioria dos pontos se encontra a menos de 450m da margem, tendo apenas um ponto na região mais central do rio (Ponto 8). De forma geral, todos os pontos apresentaram um número relativamente alto de espécies, tendo apenas nove pontos com registro menor que 30,3% das espécies (Figura 10). As espécies registradas em sua maioria são de pequeno e médio porte, tendo apenas cinco

espécies de grande porte. A relação das espécies que foram mapeadas está apresentada na Tabela 7, assim como sua presença ou ausência em cada ponto.

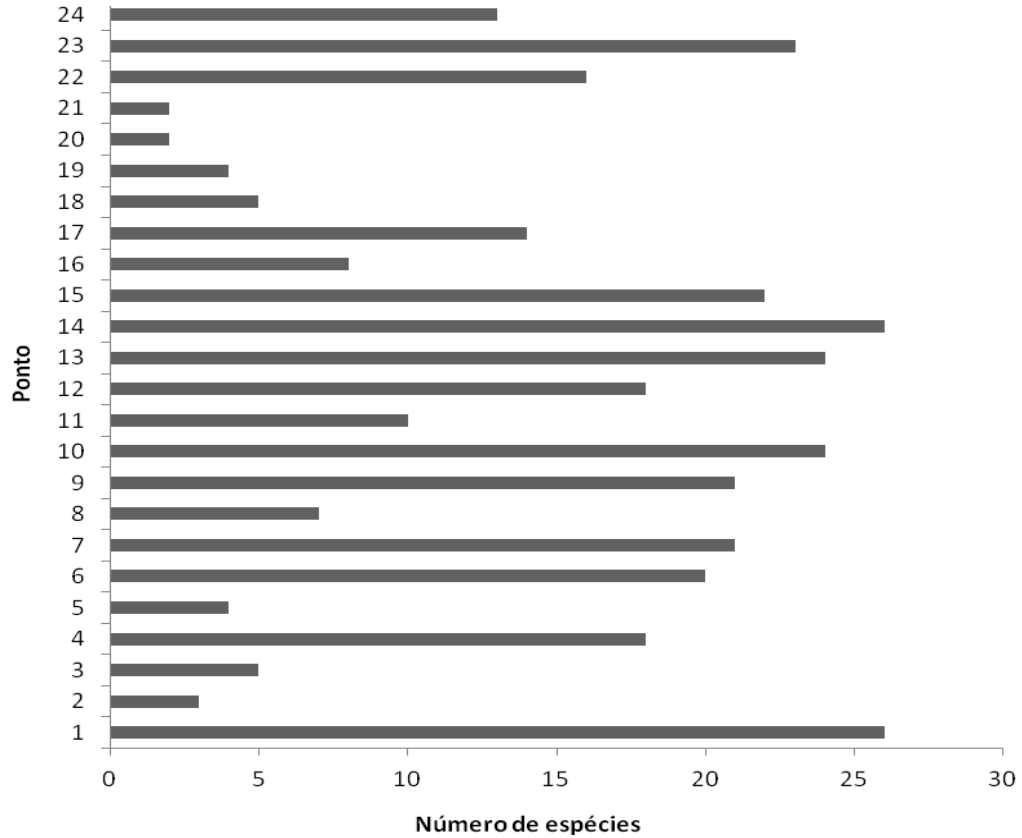


Figura 10: Número de espécies de peixes registradas em cada ponto de amostragem da represa de Barra Bonita (SP).

Tabela 7: Informações dos locais amostrados. A – coordenadas de cada ponto; B – relação das espécies encontradas em cada ponto.

A

Pontos	Coordenadas UTM	
Ponto 1	754163	7507308
Ponto 2	755408	7506292
Ponto 3	755278	7506142
Ponto 4	762809	7507407
Ponto 5	762530	7504444
Ponto 6	761529	7503718
Ponto 7	760497	7500967
Ponto 8	764924	7502382
Ponto 9	771560	7502882
Ponto 10	769874	7501997
Ponto 11	768362	7499999
Ponto 12	766380	7498476

Pontos	Coordenadas UTM	
Ponto 13	761443	7495028
Ponto 14	776017	7502681
Ponto 15	781209	7500442
Ponto 16	781486	7499879
Ponto 17	790135	7497248
Ponto 18	791554	7494225
Ponto 19	791468	7493461
Ponto 20	775652	7491076
Ponto 21	773930	7490309
Ponto 22	775232	7489614
Ponto 23	770327	7486595
Ponto 24	782576	7485281

Espécies / Pontos	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	
<i>A. altiparanae</i>	x		x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x					x	x	x	
<i>A. fasciatus</i>														x	x				x						
<i>A. lacustris</i>	x						x		x	x			x		x	x								x	
<i>A. piracicabae</i>	x			x		x					x	x		x	x										
<i>A. schubarti</i>																x									
<i>C. haroldoi</i>	x			x		x			x	x			x	x	x										
<i>C. modestus</i>	x		x	x		x	x		x	x		x	x	x	x		x		x				x	x	x
<i>C. nagelii</i>	x			x		x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x		x				x	x	x
<i>E. virescens</i>																			x						
<i>G. brasiliensis</i>	x			x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x								x	x	x
<i>G. carapo</i>	x		x			x	x		x	x			x	x			x						x	x	x
<i>H. ancistroides</i>	x											x	x	x									x	x	
<i>H. littorale</i>	x			x		x	x		x	x		x	x	x	x		x						x	x	x
<i>H. malabaricus</i>	x			x		x	x		x	x		x	x	x	x		x							x	
<i>L. anisitsi</i>	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x
<i>L. lacustris</i>	x			x		x	x		x	x		x	x	x	x										x
<i>L. obtusidens</i>	x					x	x		x	x	x	x	x	x	x		x	x					x	x	x
<i>M. intermedia</i>	x			x		x			x	x		x	x	x	x								x	x	x
<i>O. niloticus</i>	x			x			x	x	x	x	x	x	x	x			x	x					x	x	x
<i>O. pintoii</i>			x																						
<i>P. lineatus</i>	x			x		x	x			x				x	x	x		x					x	x	x
<i>P. maculatus</i>	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x					x	x	
<i>P. squamosissimus</i>	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x					x	x	
<i>R. quelen</i>				x			x			x			x	x										x	
<i>S. fasciatus</i>									x																
<i>S. hilari</i>	x														x										
<i>S. insculpta</i>	x			x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x			x			x	x	x
<i>S. intermedius</i>										x			x		x		x							x	
<i>S. jurupari</i>	x						x		x	x			x	x	x										
<i>S. maculatus</i>	x						x			x				x										x	
<i>S. nasutus</i>	x			x	x	x	x		x	x		x	x	x	x	x								x	
<i>S. spilopleura</i>	x								x	x		x		x										x	
<i>T. paranensis</i>	x		x			x	x						x	x			x				x	x	x		

5. DISCUSSÃO

5.1. Ictiofauna

A partir da união dos dados de diversos estudos, foi possível listar 71 espécies presentes no reservatório de Barra Bonita, um número bem acima do encontrado por Agostinho et al. (2007) que analisando dados de 77 reservatórios brasileiros, observaram que 85% apresentavam uma riqueza total inferior a 40 espécies de peixes. Sendo o reservatório de Barra Bonita um dos locais considerados por estes autores, o número analisado de 35 espécies se enquadrava com os demais resultados obtidos nos reservatórios. No entanto, ao analisar diversos levantamentos vemos que a riqueza local pode ser maior que a coletada por um único estudo, uma vez que soma o esforço amostral e variedade de técnicas de captura, dando uma visão talvez mais real da diversidade local, fato este levantado por estes autores.

A composição da ictiofauna se caracterizou pela maior riqueza registrada em Characiformes e Siluriformes, que juntas respondem por 71,9% das espécies, e pela presença de Cyprinodontiformes, Gymnotiformes e Perciformes seguindo o padrão geral observado para ambientes de água doce neotropicais (Lowe-McConnell, 1999). Segundo Langeani et al. (2007), os Characiformes e Siluriformes são dominantes na maior parte dos ambientes lóticos do Alto Paraná, assim como em ambientes de dinâmica alterada (reservatório artificial). Isso se dá pelo fato destas ordens apresentarem uma grande diversidade de peixes de variadas formas e comportamentos adaptativos, o que lhes confere especializações tróficas e de uso espacial (Vazzoler & Menezes, 1992; Kirchheim & Goulart, 2010). Dentre as espécies introduzidas na área (alóctone e exótica) grande parte pertence a ordem Perciforme, representando 71,4% deste grupo, sendo todas as espécies da família Cichlidae (69,2%). De acordo com Lowe-McConnell (1999) houve um aumento considerável de espécies introduzidas pertencente ao grupo Perciforme nas áreas represadas do Alto Paraná, o que explica a grande quantidade de espécies não-nativas pertencentes a este grupo.

Apesar das perturbações sofridas, a comunidade de peixes da área de estudo ainda mantém uma diversidade biológica, indicada pela maior presença de espécies nativas (63,4%). Isso pode se dar pelo fato da assembléia de peixes estar bem adaptada as condições de stress do reservatório (Petesse et al., 2007a). Estudos realizados nos trechos médio e baixo do rio Tietê mostram que as espécies não-nativas (alóctone e exótica) representam de 10 a 48% do número total de espécies (Smith, 2004; Marciano, 2006; Moretto, 2006), condizendo com o encontrado pelo presente estudo. No entanto, um número superior a 40% de espécies não-nativas foi relatado nos reservatórios do rio Tietê (Agostinho et al., 2005). Ao longo dos anos, foram introduzidas no rio Tietê aproximadamente 19 espécies de peixes, sendo a maioria destas espécies de origem alóctone, oriundas principalmente das bacias Amazônicas e cinco espécies exóticas oriundas da África e Ásia (Smith et al., 2002). Somente na represa de Barra Bonita foi possível constatar a presença de 20 espécies alóctones e 3 exóticas, indicando um incremento de espécies não-nativas na região. As introduções no rio Tietê ocorreram principalmente nos reservatórios do trecho médio e baixo do rio pelas empresas do setor elétrico com objetivo de aumentar o rendimento da piscicultura e incrementar a pesca esportiva, já que muitas espécies nativas como o dourado, pintado e o jaú tiveram seus estoques reduzidos devido as mudanças e fragmentação do ambiente (Smith et al., 2005a). Como parte do programa de repovoamento dos reservatórios concedido pela CESP, diversas espécies como corvina (*Plagioscion squamosissimus*), tilápia (*Oreochromis niloticus*), tucunaré (*Cichla* sp), sardinha (*Triportheus angulatus*), entre outras foram introduzidos nos reservatórios do Estado de São Paulo, entre eles o de Barra Bonita, sendo a maioria destas introduções ocorridas a partir da década de 60 (Smith et al., 2005a). De acordo com Langeani et al. (2007) a construção da hidrelétrica de Itaipu deu condições para a dispersão de diversas espécies no Alto Rio Paraná, como é o caso do *Pinirampus pinirampus* nativo do baixo rio Paraná, que passou a ocorrer no rio Tietê após a construção do reservatório de Itaipu. Espécies provenientes da bacia do Paraguai como *Metynnis maculatus* e *Liposarcus anisitsi* também colonizaram as regiões média e baixa do rio Tietê, não se conhecendo ao certo o período de ocorrência destas introduções. No entanto, a introdução de espécies de peixes não se deu somente pela construção de barragens, o desmatamento da mata ciliar e a poluição também contribuíram para a redução dos estoques de espécies nativas, sendo a piscicultura e os pesqueiros, juntamente com a soltura de espécies

por pessoas sem conhecimento técnico, as formas mais comuns de introdução de espécies nos ambientes aquáticos (Smith et al., 2005b).

Além das variáveis ambientais, as estratégias de vida utilizadas pelas espécies invasoras também são importantes para seu estabelecimento no ambiente, principalmente no que se refere à reprodução e alimentação. No rio Tietê um ponto importante da permanência de muitas espécies invasoras é a utilização de elementos da paisagem como macrófitas, troncos e gramíneas para reprodução, sendo estes elementos abundantes na área (Smith et al., 2005a). Apesar da distribuição desigual do número de espécies em um ambiente ser um fator natural, a dominância da assembléia por um baixo número de espécies é fenômeno recorrente em reservatórios, onde espécies de comportamento oportunista se adaptam melhor as novas condições ambientais, tornando-se mais abundante (Agostinho et al., 2007). De uma forma geral, o grupo dominante em reservatórios é composto por espécies sedentárias de pequeno e médio porte, que apresentam grande plasticidade trófica e tem a capacidade de realizar todo ciclo reprodutivo dentro do reservatório (Agostinho et al., 2007). Para os reservatório do rio Tietê podemos citar como espécies dominantes, os lambaris (*Astyanax altiparanae* e *Astyanax fasciatus*), o sagüiru (*Cyphocharax modestus*), o acará (*Geophagus brasiliensis*), a corvina (*Plagioscion squamosissimus*) e a piranha (*Serrassalmus maculatus*) (Agostinho et al., 2007).

Entretanto, muitas variáveis podem determinar o número de espécies em reservatórios, sendo o tamanho da área alagada, a idade do reservatórios e as ações antrópicas do entorno fatores determinantes da diversidade (Agostinho et al., 2007). Levando em consideração a idade do reservatório, foi observado por Agostinho et al. (2007) que a riqueza de espécies tende a diminuir conforme o reservatório envelhece, estabilizando em 20 espécies aproximadamente. Segundo Petesse et al. (2007b) o reservatório de Barra Bonita esta em uma fase de selinidade, entre a colonização e a velhice, além de enfrentar problemas de eutrofização da água, concluindo que as espécies se adaptaram a tais condições de stress. No entanto, é difícil obter uma melhor conclusão sobre as alterações sofridas pela comunidade de peixes do reservatório de Barra Bonita devido a falta de dados mais antigos na área (Petesse et al., 2007a).

5.2. Estrutura trófica

As categorias onívoro e piscívoro foram as mais representativas no número total de espécies, representando juntas 41,4% da assembléia de peixes do reservatório. Seguidos de iliófagos (19,7%) e insetívoros (16,9%). A dominância em reservatórios por espécies onívoras, piscívoras e iliófagas é um padrão evidenciado em vários reservatórios, onde se consome uma maioria de itens autóctones (Agostinho et al., 2007). Segundos dados compilados de diversos ambientes aquáticos, Araújo-Lima (1995) mostra o aumento de onívoros, piscívoro e detritívoros nos ambientes represados, e uma redução dos herbívoros. A mesma hierarquia trófica também foi encontrada por Petesse et al. (2007b) para o reservatório de Barra Bonita, descrevendo 40% das espécies como onívoras, seguida por carnívoros (17%), iliófagos (14%) e insetívoros (14%). Segundo Agostinho & Júlio Jr. (1999) a ictiofauna do Alto Paraná é dominada por espécies detritívoras e piscívoras, tanto em riqueza quanto em abundância, condizendo com os dados aqui encontrados.

Os detritívoros normalmente são bem sucedidos em ambientes represados, uma vez que o alagamento gerado pelo barramento do rio incorpora a fitomassa terrestre ao ambiente aquático, além da variação do nível d'água introduzir as gramíneas e outras plantas que crescem na margem nos períodos de enchimento do reservatório, aumentando a produção de detritos (Agostinho et al., 2007; Hahn & Fugi, 2007). Entretanto tal dieta exige uma série de adaptações morfológicas, como presença de um intestino longo e enovelado, impondo limites a mudanças de dieta (Agostinho et al., 2007). O consumo de detritos é considerado uma tática alimentar fundamental para a manutenção do ambiente, tendo as espécies que se alimentam deste item importante papel na ciclagem de nutrientes e no aumento da eficiência energética e produtividade da comunidade local (Agostinho et al., 1997; Lowe-McConnell, 1999). Espécies das famílias Prochilodontidae, Curimatidae e Loricariidae são altamente especializadas no consumo de detritos (Bowen, 1984).

Os insetos representam uma importante fonte de alimento para diversas espécies de peixes em vários reservatórios, contribuindo para a elevada diversidade e abundância deste grupo (Hahn et al., 1997). Diversos grupos de insetos aquáticos são abundantes em reservatórios neotropicais, como chironomídeos, efemerópteros

e odonatos (Lowe-McConnell, 1999; Hahn & Fugi, 2007), sendo as formas jovens dos dois primeiros as fontes de alimento mais exploradas (Hahn et al., 1997). Os onívoros, por consumir uma ampla gama de itens alimentares, são capazes de sobreviver em ambientes alterados e se tornarem abundantes, uma vez que não são tão dependentes das variações temporais e espaciais do ambiente para a busca de alimento (Agostinho et al., 2007; Pinto & Araújo, 2007). A alta densidade e diversidade de piscívoros em águas tropicais é algo recorrente, sendo, no caso de ambientes represados, favorecidos pela proliferação de espécies de pequeno porte que ocorre nestes ambientes, exercendo um efeito *top down* sobre a riqueza total de espécies (Agostinho et al., 2007).

No entanto, a introdução de espécies piscívoras e onívoras no ambiente pode ocasionar o declínio de algumas espécies nativas, a partir do consumo de seus ovos e larvas pelas espécies invasoras (Agostinho & Gomes, 2011). Na região do reservatório de Barra Bonita, a maioria das espécies invasoras é piscívora (39,1%), seguidas pelas de hábito onívoro (30,4%), tendo as demais espécies distribuídas nas demais categorias. Mesmo quando observamos a comunidade de peixes como um todo, vemos que as espécies invasoras ainda se fazem maioria entre os piscívoros (60%), indicando uma possível pressão sobre as populações nativas. Diferente das espécies invasoras, grande parte das espécies nativas encontradas na área de estudo (45,8%) possuem hábitos iliófagos ou insetívoros, representando 85,7% do total de espécies de hábito iliófago e 83,3% do total de espécies insetívoras.

Contudo, peixes que vivem em ambientes sujeitos a alterações sazonais associadas à temperatura, nível de água e regime de chuvas, tendem a modificar suas dietas de acordo com a disponibilidade do alimento, tirando proveito da fonte alimentar mais vantajosa em um dado período (Gerking, 1994). Em ambientes tropicais, essa plasticidade trófica é uma característica marcante em grande parte das espécies de peixes, estando relacionada principalmente com a disponibilidade do alimento frente as alterações espaço-temporais do ambiente (Abelha et al., 2001). Deste modo, algumas espécies carnívoras podem se tornar onívoras tornando difícil definir a estrutura trófica em determinados ambientes alterados (Pinto & Araújo, 2007). Cassemiro et al. (2005), ao comparar os períodos pré e pós represamento do rio Iguaçu (PR) verificaram que algumas espécies passaram a

consumir outro tipo de alimento após o represamento devido a falta de seu alimento preferencial. No entanto, a plasticidade trófica em peixes não está relacionada apenas com as mudanças sazonais e espaciais, outros aspectos como preferências alimentares individuais e ontogênicas, além do amplo repertório de táticas alimentares, são exemplos da alta flexibilidade alimentar existente neste grupo, o que dificulta o estabelecimento de padrões para comparações fidedignas entre ecossistemas e classificações da ictiofauna em categorias tróficas mais consistentes (Abelha et al., 2001).

Entretanto, as mudanças causadas por um reservatório são abruptas e imprevisíveis, de forma que nem todas as espécies têm a capacidade de se adaptarem as novas condições ambientais de oferta de alimento, sendo tais espécies fortemente dependentes das características ambientais (Hahn & Fugi, 2007). Um exemplo é o efeito da redução da vegetação ripária nativa sobre a abundância das espécies de peixe que dependem desta para alimentação como o pacu (*Piaractus mesopotamicus*), podendo ter sua população reduzida ou até mesmo extinta em alguns trechos do rio, ocasionando problemas ambientais e sociais (Torloni et al., 1993). Em alguns trechos do rio Tietê algumas espécies praticamente já desapareceram, sendo este o caso das espécies *Brycon orbygnianus* e *Myleus tiete* (Espíndola et al., 2003) que não são mais relatadas para a região do reservatório de Barra Bonita.

5.3. Estrutura reprodutiva

O período reprodutivo das espécies ocorre predominantemente entre os meses de setembro a abril, coincidindo com o período chuvoso descrito para a região (outubro a abril). Em um estudo realizado no reservatório de Barra Bonita (SP), Petesse et al. (2007b) comparam os dados sobre o ciclo reprodutivo das espécies com as fases de enchente e esvaziamento da represa, observando que o ciclo reprodutivo da maioria das espécies se sobrepõem as fases de enchente e esvaziamento da represa, tomando o período de setembro a abril como crítico para o sucesso reprodutivo. Agostinho et al. (2005) também relatam a simultaneidade entre os eventos de cheias e os eventos reprodutivos (migração, desova, desenvolvimento de larvas e alevinos) das espécies, inferindo que as principais

forças seletivas que atuam no desenvolvimento de estratégias reprodutivas estão associadas ao regime de cheias. O alagamento das áreas ribeirinhas traz um aumento no aporte de alimento, espaço e oxigênio dissolvido, fornecendo condições mais propícias para reprodução (Lamas, 1993).

Estratégia reprodutiva se refere ao padrão reprodutivo típico de cada espécie, de natureza mais conservadora, tendo poucos atributos flexíveis, são moldadas evolutivamente pelas forças seletivas atuantes, estando intimamente ligada ao ambiente (Suzuki et al., 2005; Agostinho et al., 2007). Desta forma, a reprodução se caracteriza como dos aspectos mais importantes da biologia de uma espécie, uma vez que o recrutamento e manutenção das populações dependem do seu sucesso (Suzuki et al., 2005).

Todas as espécies cujos dados sobre sua reprodução foram encontrados, apresentaram fecundação externa, não havendo relatos de nenhuma espécie de fecundação interna. A fecundação externa se faz presente na maioria dos peixes neotropicais de água doce, e é caracterizada pela união dos gametas ocorrer no meio aquático (Azevedo, 2004). Em relação às estratégias reprodutivas utilizadas pelas espécies, pode-se observar que das espécies de desova total (26,8%), 68,4% realizam migração e das demais espécies não migratórias (31,6%) uma minoria exerce o cuidado com a prole (16,7%). Dentre as espécies que apresentam desova parcelada, a maioria é sedentária (94,1%) e com cuidado parental (56,3%), tendo as espécies migratórias uma menor participação (5,9%). Tais dados condizem com o encontrado por Vazzoler (1996) que estudando as estratégias reprodutivas de 68 espécies de teleósteos do Alto rio Paraná, verificou que das espécies com desova total (26,8%), 63,6% era constituída pelas espécies migratórias, sendo que das restantes não migratórias (27,3%), uma minoria realizava cuidado parental (91%). Já as espécies que apresentam desova parcelada, a grande maioria foi constituída por espécies sedentárias (42,8%) que realizam o cuidado da prole (39,3%), seguido pelas espécies com fecundação interna (10,7%) e migratórias (7,2%). Suzuki et al. (2005), analisando as estratégias reprodutivas da ictiofauna de 31 reservatórios no Estado do Paraná, também encontrou uma maioria de espécies sedentárias (89,3%), diferindo apenas no montante de espécies que não realizam cuidado parental, que se fez maioria (54,4%), diferente do presente estudo.

A partir da análise estatística foi possível encontrar associações significativas entre as estruturas reprodutivas, sendo possível associar com o comportamento migratório com a presença de desova total e ausência de cuidado parental. Para as espécies sedentárias, estas associações não são tão restritas, uma vez que possuem proporções similares de espécies que cuidam e não cuidam da prole, no entanto, a maioria das espécies apresenta desova parcelada. Lamas (1993), analisando 155 espécies de peixe de água doce, também encontrou relações significativas entre o tipo de desova, comportamento de migração e o cuidado com a prole, confirmando que espécies migratórias tendem a apresentar desova total e ausência de cuidado parental, enquanto que a maioria das espécies sedentárias apresentam desova parcelada e se dividem proporcionalmente entre as que realizam e que as não realizam cuidado com a prole. Estas relações entre características reprodutivas vêm sendo sugerida por vários autores. Agostinho & Júlio-Jr (1999), por exemplo, dividem as espécies de fecundação externa da bacia do Paraná em três grupos de acordo com suas características reprodutivas, relacionando o comportamento migratório e a ausência de cuidado parental do primeiro grupo com a presença de desova total, alta fecundidade, ovócitos pequenos e desova sazonal. Já no segundo grupo, os autores relacionam a ausência do comportamento migratório e cuidado parental com período reprodutivo prolongado, predomínio de desova parcelada, alta fecundidade e ovócitos pequenos. Enquanto o terceiro grupo era formado por espécies não migratórias e com cuidado parental, onde a desova é predominantemente parcelada, apresentando uma baixa fecundidade e ovócitos grandes. Welcomme (1979) também relaciona a desova total com a ausência do cuidado parental, enquanto que aquelas de desova parcelada apresentam algum grau de cuidado parental.

A maior presença de espécies com desova parcelada encontrada tanto neste trabalho, quanto em outros (Vazzoler, 1996; Petesse et al., 2007b) é algo esperado, sendo uma estratégia utilizada por grande parte dos peixes de água doce tropicais, tendo como vantagem adaptativa a diminuição do risco de perda da prole por predação e diminuição da competição por espaço e alimento entre as larvas, uma vez que produz vários lotes de ovócitos, tendo como consequência um período reprodutivo mais longo (Lamas, 1993; Suzuki et al., 2005). Segundo Lamas (1993) a desova total está mais associada à ambientes com variações sazonais marcantes,

estando fortemente presente nas espécies de hábitos migratórios, enquanto que a desova parcelada ocorre com maior frequência em ambientes mais estáveis, sendo mais comumente utilizada por espécies sedentárias ou de curto deslocamento.

As espécies sedentárias são capazes de realizar todas as etapas de seu ciclo de vida (alimentação, reprodução e crescimento) em um mesmo ambiente, podendo realizar deslocamentos de curta extensão (Agostinho et al., 2007). Representantes deste grupo podem ser encontrados em todos os tipos de ambientes, principalmente em riachos e lagos, sendo bem-sucedidos na ocupação dos novos ambientes formados pelos reservatórios, uma vez que muitas espécies apresentam pré-adaptações à vida em ambientes lênticos e/ou uma elevada plasticidade comportamental (Agostinho et al., 2007). Ao contrário destas, as espécies migratórias são sensíveis às variações do ambiente, realizando grandes deslocamentos em busca de melhores condições para reprodução ou alimentação, por exemplo. Tais espécies se caracterizam por utilizar diferentes habitats durante seu ciclo de vida (desova, crescimento e alimentação), formando cardumes durante a época reprodutiva que se deslocam de jusante para montante no início do período das cheias para realizar a desova, onde depositam os ovos que descem com a correnteza do rio até alcançarem as lagoas marginais onde ocorrerá o crescimento inicial (Suzuki et al., 2005). No caso destas espécies, a duração, regularidade, época e intensidade das cheias estão intimamente ligados ao recrutamento de novos indivíduos, uma vez que a vazante é responsável por grande parte das mortalidades naturais dos juvenis a partir da seca das lagoas marginais (Agostinho et al., 2007). O desaparecimento das grandes espécies migradoras após o represamento de rios tem sido amplamente registrados, sendo tal tendência confirmada por Agostinho et al. (2007) em estudo em 77 reservatórios. Segundo Espíndola et al. (2003), a construção de reservatórios ocasiona a fragmentação do rio, que gera entre tantos impactos o impedimento da migração por determinadas espécies, citando como exemplo o pintado (*Pseudoplatystoma corruscans*), o pacu (*Piaractus mesopotamicus*) e o dourado (*Salminus maxillosus*), que devido a seqüência de reservatórios presentes no rio Tietê não conseguem mais migrar para as áreas de reprodução.

A reprodução em peixes é fortemente influenciada pelos aspectos ambientais, como vazão do rio, fotoperíodo, nível de instabilidade, entre outros. No

caso de espécies que realizam desova total, seu período reprodutivo é tão marcante que na maioria das espécies, migradora ou não, o retardamento ou insuficiência da enchente pode comprometer a reprodução naquele ano (Welcomme, 1979). As variações nas estratégias reprodutivas em decorrência das condições ambientais podem ocorrer em uma mesma população ou entre populações da mesma espécie, como já foi relatado com a traíra (*Hoplias malabaricus*), que dependendo do ambiente pode se reproduzir ao longo de todo ano (Azevedo & Gomes, 1942) ou apenas por um período definido (Barbieri, 1989). Além dos componentes ambientais que influenciam as estratégias reprodutivas das espécies, muitos fatores bióticos também agem sobre a mesma, como a predação, competição inter e intraespecífica e a organização social das espécies (Kramer, 1978).

Para aumentar a taxa de sobrevivência da prole, algumas espécies possuem estratégias reprodutivas, como o cuidado parental, que aumenta as chances de sobrevivência dos alevinos (Smith et al., 2005a). O sucesso em um dado ambiente por espécies invasoras se dá pela presença de algumas destas estratégias, como é o caso da *Tilapia rendalli* e *Oreochromis niloticus*, que apresentam este tipo de comportamento. No presente estudo as espécies invasoras correspondem por 46,4% do total de espécies que realizam o cuidado parental, sendo possível inferir sobre a importância desta estratégia para a colonização de um novo ambiente. Segundo Suzuki et al. (2005), espécies com cuidado parental, comportamentos reprodutivos menos exigentes quanto ao substrato para deposição dos ovos e desova parcelada, parecem ser mais bem-sucedidas em reservatórios.

5.4. Porte das espécies

Identificamos uma dominância na comunidade por peixes de pequeno e médio porte, que juntos representam 77,5% do total de espécies registradas. Tal dominância é amplamente relatada nos estudos em áreas alteradas por reservatórios, sendo tal fator relacionado às características reprodutivas e alimentares destas espécies (Suzuki et al., 2005; Agostinho et al., 2007). Outro fator importante é o uso do habitat por estas espécies, que devido ao tamanho reduzido, são capazes de ocupar nichos dos quais as espécies de maior porte não conseguem acessar, como troncos, fendas entre as rochas, macrófitas aquáticas e até nos

sedimentos, onde lhes é conferido proteção, alimento e local apropriado para desova (Agostinho et al., 2007). Desta forma podemos sugerir que a redução do tamanho vem como uma solução adaptativa de muitas espécies para ter sucesso na colonização de novos ambientes (Azevedo, 2004).

Associando o porte das espécies com as estratégias reprodutivas utilizadas, notamos que 80,6% das espécies de pequeno porte apresentam comportamento sedentário e 48,4% realizam desova parcelada, sendo este um resultado esperado, uma vez que estão relacionados à ambientes de água mais calma. No entanto, grande parte destas espécies não realiza o cuidado com a prole (51,6%), podendo ser justificado pela proteção que os ambientes de desova conferem para os ovos e alevinos. Já entre as espécies de médio porte, metade (50%) realiza o cuidado com a prole, 58,3% realizam a desova parcelada, e assim como as de pequeno porte tem uma maioria sedentária (73,9%).

A fragmentação do rio ocasionada pela sucessão de reservatórios em cascata presentes no rio Tietê, pode ser sentido quando analisamos o porte das espécies, uma vez que fica evidente o desaparecimento dos grandes migradores. Na área de estudo, apenas 18 espécies realizam migração (25,4%), onde 56,3% destas se constitui por espécies invasoras de hábito alimentar piscívoro, ressaltando o grande aporte destas em ambientes alterados. As espécies invasoras piscívoras também se fazem presente entre as espécies de médio porte perfazendo 16,7% do total do grupo.

Esta dominância por espécies de pequeno e médio porte além de ocasionar impactos na estrutura da comunidade local, também gera impactos sociais, uma vez que possuem um baixo valor comercial. Tal fator pode ter influenciado no aporte de espécies não nativas na área, com o intuito de solucionar os problemas da pesca, sendo deixado de lado as questões ambiental envolvidas.

5.5. Conservação das espécies

Os rios, em escala global, vêm sofrendo uma significativa redução em sua diversidade de peixes nativos, tendo como principais causas a fragmentação artificial, a degradação dos habitats, a sobrepesca e a introdução de espécies

exóticas (Marinho et al., 2006). No entanto, os maiores esforços para conservação estão voltados para os ambientes terrestres, havendo poucas iniciativas de se preservar os ambientes aquáticos continentais, sendo raro a criação de santuários visando a conservação de peixes (Rosa & Menezes, 1996; Agostinho et al., 2006). De forma geral, os registros de peixes de água doce nas listas de espécies ameaçadas são poucos diante da alta diversidade de espécies que este grupo apresenta (Rosa & Menezes, 1996). Mesmo com a conservação da vegetação ripária, os rios continuam a sofrer fortes impactos pela exploração mineral, descarga de efluentes, excessivo trânsito de embarcações, entre outros, impondo cada vez mais pressão sobre as populações de peixes (Agostinho et al., 2006).

Das 71 espécies listadas por este estudo, apenas cinco (7%) apresentam algum grau de ameaça de acordo com a Lista de Espécies Ameaçadas de Extinção do Estado de São Paulo, sendo uma considerada “ criticamente em perigo ” (*Piaractus mesopotamicus*), duas como “ vulnerável ” (*Hoplias lacerdae* e *Pseudoplatystoma corruscans*), duas como “ Quase ameaçadas ” (*Salminus brasiliensis* e *Salminus hilarii*). Este baixo número de espécies ameaçadas no entanto, não reporta uma boa condição da ictiofauna brasileira, muito pelo contrario, esta informação deixa claro mais uma vez a falta de conhecimento que temos sobre nossa fauna íctica, podendo citar como exemplo as várias espécies que são categorizadas como “ Não avaliadas ” pela IUCN, uma vez que carecem de mais dados sobre suas populações, sendo importante a realização de mais estudos afim de melhor categorizar as espécies dentro dos graus de ameaça tanto na lista internacional, quanto na nacional e estadual. Lista de Espécies Ameaçadas de Extinção do Estado de São Paulo teve suas categorias baseadas na classificação internacional da IUCN, sendo descritas a seguir apenas as categorias que incluíram espécies presentes na área de estudo e quais os componentes ameaçam as populações destas espécies.

A categoria “ Criticamente em Perigo ” engloba as espécies cujo risco de extinção na natureza é extremamente alto (Kierulff, 2009). O pacu (*Piaractus mesopotamicus*) é uma espécie de grande porte pertencente a família Characidae, por realizar migrações reprodutivas suas populações vem sofrendo forte declínio devido a construção de barragens e destruição da mata ciliar, sendo observado uma redução de mais de 80% em sua população causada pela diminuição da área e

extensão de ocorrência, assim como pela baixa qualidade do seu habitat (Oyakawa et al., 2009).

Espécies classificadas como “Vulneráveis”, são aquelas que enfrentam um alto risco de extinção na natureza (Kierulff, 2009). O trairão (*Hoplias lacerdae*) pertence a família Erythrinidae, sendo considerada endêmica da bacia do rio Ribeira de Iguape no Estado de São Paulo, não havendo relatos sobre sua introdução no rio Tietê. Constitui-se em uma espécie de grande porte, de hábito carnívoro e sedentário na fase adulta. Habita os remansos dos rios, se utilizando do fundo para construção de ninhos e cuidado da prole. As maiores ameaças sofridas pela espécie são a destruição do habitat, desmatamento, assoreamento, poluição e a pesca, uma vez que sua carne é muito apreciada para o consumo (Oyakawa et al., 2009). Encontra-se como “Vulnerável” devido sua baixa distribuição geográfica (menor que 2.000 km²) e pela contínua redução de sua área de ocupação e número de localidades ou subpopulações (Oyakawa et al., 2009). O pintado (*Pseudoplatystoma corruscans*), pertencente a família Pimelodidae, é uma espécie de hábito alimentar piscívoro, grande porte e que realiza longas migrações, sendo enquadrada nesta categoria devido a redução do tamanho de sua população causada pela diminuição contínua em área, extensão e qualidade do seu habitat (Oyakawa et al., 2009). Em decorrência da série de sucessivas barragens hidrelétricas construídas, sua população encontra-se fragmentada no Estado de São Paulo, ocorrendo como populações isoladas distribuídas entre os diversos reservatórios (Oyakawa et al., 2009).

Na categoria “Quase Ameaçadas” enquadram-se aquelas espécies que podem vir a sofrer risco de extinção se as ameaças persistirem e nada for feito para sua recuperação (Kierulff, 2009). O dourado (*Salminus brasiliensis*) e o tabarana (*Salminus hilarii*) pertencem a família Characidae, possuem hábito alimentar piscívoro e realizam migrações. As principais ameaças sofridas por estas espécies são a interrupção do caminho natural de migração e inundação dos tributários de desova pelas construções de barragens, degradação do habitat, eutrofização e poluição das águas e a pesca predatória (Morais-Filho & Schubart, 1955).

Um táxon é qualificado como “Deficiente de Dados” quando não existem informações suficientes para avaliar seu estado atual de conservação, não sendo

possível colocá-lo em alguma das categorias (Kierulff, 2009). Este é o caso da piava-catinguda (*Schizodon intermedius*), um peixe da família Anostomidae de hábito alimentar herbívoro, que não realiza migração e nem cuidado com a prole, onde dados sobre sua taxonomia e distribuição geográfica ainda são insipientes. Apesar do declínio populacional, peixes de grande porte como o dourado (*Salminus brasiliensis*), o jaú (*Z. jahu*) e o pintado (*Pseudoplatystoma corruscans*), não foram incluídos na lista nacional de espécies ameaçadas devido sua presença na bacia do rio Paraguai, considerado um ecossistema relativamente íntegro (Rosa & Lima, 2008).

Das 350 espécies distribuídas pelas bacias hidrográficas do estado de São Paulo, 61 foram consideradas espécies-alvo pelo programa Biota/FAPESP. Destas, apenas duas estão presentes na área de estudo, o trairão (*H. lacerdae*) e o ituí (*Apteronotus albifrons*), sendo a última considerada alvo de conservação por ocorrer em poucas localidades. O programa também avaliou as ações necessárias dentro de cada Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos (UGHIs) para a conservação das espécies de peixes, sendo a UGHI no qual esta inserida a represa de Barra Bonita considerada uma área com lacunas de conhecimento ictiofaunístico, necessitando de maiores estudos não apenas no rio, como também nas áreas e lagoas marginais.

Além destas, mais seis espécies são caracterizadas como sensíveis (*E. virescens*, *H. malabaricus*, *H. littorale*, *L. anisitsi*, *Pimelodella* sp e *S. marmoratus*) de acordo com Pinto e Araújo (2007) e Petesse et al. (2007b). Agostinho et al. (1997) ainda lista mais dez espécies caracterizadas por estes autores como vulneráveis, sendo estas: *L. elongatus*, *L. obtusidens*, *L. striatus*, *P. luetkeni*, *P. mesopotamicus*, *P. lineatus*, *P. corruscans*, *R. aspera*, *S. hilarii* e *S. macrurus*. Diante disso, estudos sobre a estrutura das populações destas espécies são importantes para verificar a integridade destas e averiguar seu nível de conservação.

Algumas ações para a conservação das espécies de peixes no Brasil é dada por Rosa & Menezes (1996), sendo a redução das fontes poluidoras, uso consciente do solo, criação de unidades de conservação voltadas as áreas aquáticas e o desenvolvimento de mais estudos sobre a biologia das espécies a fim de identificar os principais fatores que ameaçam a biodiversidade de peixes para estabelecer ações de conservação algumas das propostas dos autores.

5.6. Distribuição especial das espécies

Uma grande diversidade de espécies se faz presente por toda extensão mapeada, não havendo grandes diferenças entre ambientes lênticos, de transição e lóticos. Mesmo as poucas espécies de grande porte (cinco espécies) foram registradas em diversos pontos ao longo do mapa, não mostrando restrição as áreas de características mais fluviais. Dias (2003) também encontrou uma ampla distribuição da maioria das espécies em todas as localidades da represa.

Das espécies que tiveram uma baixa ocorrência podemos citar *S. hilarii*, espécie quase ameaçada de extinção, que pode ser observada nos pontos 1 e 15 e *E. virescens* que foi citada apenas no ponto 19, podendo refletir as condições ambientais desta área, uma vez que esta espécie tende a habitar locais mais preservados. No entanto, outras espécies ditas sensíveis como *H. littorale*, *H. malabaricus* e *L. anisitsi* mostram ampla distribuídas pela área, sendo registradas em todos os ambientes, assim como as espécies caracterizadas como vulneráveis por Agostinho et al. (1997) (*L. obtusidens* e *P. lineatus*).

A paisagem do reservatório de Barra Bonita se apresenta muito degradada, auxiliando na redução da riqueza e abundância de peixes local. Por ocuparem uma porção pequena da superfície terrestre, os ecossistemas lóticos continentais tendem a sofrer mais com as pressões antrópicas, ocasionadas principalmente pela mudança no uso do solo, podendo citar o plantio de cana-de-açúcar como grande responsável pela remoção da vegetação nativa e homogeneização do habitat, sendo tal cultura dominante na área de estudo (Paula, 2010).

A presença da vegetação ripária é muito importante na preservação do rio, assim como das comunidades que ali vivem, uma vez que conecta o ambiente aquático com o terrestre e desempenha diversas funções ecológicas (Casatti, 2010). A interação entre a vegetação ripária e a ictiofauna aumenta com a diminuição do corpo d'água, sendo mais forte em riachos e nascentes (Paula, 2010). No entanto, mesmo em rios de grande porte, a presença de vegetação se faz vital para a manutenção das comunidades de peixes, uma vez que fornece abrigo e alimento para muitas espécies, além de promover a proteção das margens e controlar o aborte de energia que entra no sistema (Paula, 2010). A ausência desta vegetação pode ocasionar grandes mudanças na estrutura da fauna local (Casatti, 2010). A

fragmentação das florestas também pode causar alterações na composição de outras comunidades, podendo levar o desaparecimento ou a um maior aporte de predadores, afetando por consequência a estrutura da comunidade de peixes.

6. CONCLUSÃO

A comunidade de peixes encontrada é característica de ambientes represados, formada por uma maioria de espécies de pequeno e médio porte, do tipo r-estrategistas, com desova parcelada, sedentárias e que apresentam uma alta plasticidade trófica. No entanto, a presença de espécies com algum grau de ameaça, assim como daquelas citadas pelo Biota - FAPESP, mostra que a região ainda mantém espécies sensíveis mantidas provavelmente pelos tributário que deságuam no rio Tietê. Pode-se perceber também, que a comunidade é formada principalmente por espécies autóctones, indicando que o represamento favoreceu também algumas espécies locais, e não somente as espécies introduzidas. No entanto, a presença de espécies não nativas em regiões neotropicais, nos faz pensar sobre a falta de valorização e conhecimento da nossa rica ictiofauna, que apesar de ter melhorado ao longo dos anos, estudos sobre este grupo ainda se fazem necessários, uma vez que muitas espécies carecem de informações biológicas e ecológicas.

A respeito das estratégias reprodutivas das espécies, foi possível retratar que mesmo analisando uma pequena comunidade, relações significativas entre suas estratégias reprodutivas pôde ser observada, sendo possível afirmar que espécies com comportamento migratório, tendem a realizar desova total e não realizam o cuidado com a prole. Já as espécies sedentárias, ao contrário deste, tendem a liberar os ovócitos aos poucos durante o período reprodutivo, havendo proporções semelhantes entre as que realizam ou não o cuidado com a prole.

Em relação à estrutura da paisagem, pode ter fortes influências sobre a fauna de peixes, podendo ter contribuído para a alteração na estrutura da comunidade local, sendo necessário a realizam de estudos voltados especificamente à esta área para melhor compreender os efeitos da degradação da vegetação ripária sobre a ictiofauna de grande rios.

CAPÍTULO 2

Análise genética da estrutura populacional do curimba
(*Prochilodus lineatus*) na porção média e baixa do rio Tietê

1. INTRODUÇÃO

1.1. Caracterização da espécie

Incluída na Ordem Characiformes, a família Prochilodontidae abrange três gêneros, *Prochilodus*, *Semaprochilodus* e *Ichthyoelephas*, com 21 espécies, tendo uma ampla distribuição geográfica em toda a América do Sul (Castro & Vari, 2003). Os peixes desta família podem ser identificados facilmente, devido a presença de lábios espessos com duas séries de dentículos móveis em formato de espátula (CESP, 2006). Os membros desta família são um dos principais componentes da ictiofauna de ambientes de água doce das regiões neotropicais, possuindo também uma grande importância comercial (Castro & Vari, 2004). No entanto, a alta exploração destas espécies pela pesca comercial, somado às mudanças nos sistemas de água decorrente da atividade humana, resultou na queda da população e em alguns casos na extinção de algumas espécies (Castro & Vari, 2004). Alguns estudos experimentais mostram que a remoção destas espécies do ambiente resulta em aumento na acumulação de sedimentos e alterações na composição da fauna de invertebrados residentes (Castro & Vari, 2004).

O gênero *Prochilodus* possui 13 espécies descritas até o momento, e é considerado o mais abundante e disperso na região Neotropical, quando comparado aos demais gêneros da família (Castro & Vari, 2004). No Rio Tietê apenas uma espécie se faz presente, sendo alvo deste estudo.

Prochilodus lineatus (Valenciennes, 1836) (Figura 1), conhecido popularmente por curimba, curimbatá, grumatã ou papa-terra, é uma espécie de ampla distribuição nas bacias da América do Sul, habitando rios e lagoas marginais (Castro & Vari, 2004). Possui hábito alimentar iliófago, consumindo lodo, detritos inorgânicos e diatomáceas (Hahn et al., 1997), exercendo um grande papel na cadeia trófica, sendo seus ovos, larvas, alevinos e adultos itens na dieta de muitas aves aquáticas, peixes predadores, reptéis e mamíferos aquáticos (Bowen, 1983; Flecker, 1996; Barrero et al., 2008). Por compor a base da cadeia, desempenha uma importante

função no ecossistema auxiliando no fluxo de energia e na ciclagem de nutrientes (Bowen, 1983).



Figura 1: Imagem de um indivíduo de *Prochilodus lineatus*

Este peixe realiza migrações reprodutivas para montante, durante os quais se alimentam pouco, podendo percorrer mais de 1000 km por ano, sendo mais comuns valores médios entre 450 e 600 km (Speranza et al., 2012). Após a desova, os peixes realizam o caminho água abaixo (migração trófica), que se faz mais lento e sinuoso, onde se alimentam abundantemente para repor as energias investidas na migração ascendente (Sverlij et al., 1993).

O período reprodutivo se estende de novembro a fevereiro, com fecundação externa, apresentando uma única desova por temporada com alto número de óvulos e ausência de cuidado parental (Bowen, 1983; Flecker, 1996; Barrero et al., 2008). É uma espécie reofílica, cujos ovos são pelágicos e possuem um diâmetro médio de 3,92mm, sendo carregados até as lagoas marginais pela correnteza durante a cheia do rio (Nakatani et al., 2001). As larvas medem cerca de 3,50mm e eclodem 16 horas após a fecundação, apresentando um saco vitelino que é consumido gradativamente (alimentação endógena; Nakatani et al., 2001). Nos primeiros 25 dias de vida a larva se alimenta de zooplâncton, após este período, a boca sofre diversas modificações e se torna protáctil (Silva, 2006). A partir disso, os alevinos passam a se alimentar de seres microscópicos que vivem no lodo (Silva, 2006). A espécie não apresenta dimorfismo sexual e atinge a maturação com dois anos de idade (Sverlij et al., 1993).

Segundo Vicentin et al. (2012), a atividade reprodutiva de *P. lineatus* é influenciada pelo fotoperíodo e pela pluviosidade, sendo o aumento no comprimento do dia e o início das primeiras chuvas um indicativo da maturação e migração. O comprimento do adulto varia entre 30 e 40 cm, tendo registro de um indivíduo de 78

cm (Castro & Vari, 2003). A longevidade da espécie é estimada em 6,5 anos, tendo a idade máxima reportada de 9 anos (Sverlij et al., 1992; Vicentin et al., 2012).

Apesar dos esforços existentes para a regulação da atividade pesqueira, as populações de *P. lineatus* vêm sendo reduzidas nos sistemas dos rios Grande, Tietê e Paranapanema desde os anos 90 devido a superexploração, degradação e poluição de seu habitat e construção de barragens (Resende, 2003; Agostinho et al., 2003; Agostinho et al., 2005; Rosa & Lima, 2008).

Diversos estudos demonstram a sensibilidade do *P. lineatus* as alterações do ambiente aquático decorrentes da presença de elementos antropogênicos, como óleo diesel (Vasella et al., 2007; Simonato et al., 2008), gasolina (Simonato et al., 2011), biodiesel (Torrezani, 2009), além de herbicida (Langiano & Martinez, 2008; Cavalcante et al., 2008; Modesto & Martinez, 2010), tornando esta uma espécie interessante de ser utilizada como indicadora em estratégias de conservação dos rios.

1.2. Estudos da estrutura populacional de peixes

Muitos estudos têm mostrado as inúmeras conseqüências ecológicas resultantes de ações antrópicas em ambientes fluviais (Kingsford, 2000; Bunn & Arthington, 2002; Nissson & Svedmark, 2002; Pinay et al., 2002). Dentre os vários impactos, o declínio da diversidade biológica é o mais alarmante, devendo seu grau de intensidade ser analisado através da variabilidade genética populacional e não apenas pela queda do número de indivíduos (Eizirik, 1996).

Os peixes de água doce podem constituir naturalmente em uma população panmítica ou formar populações genéticas diferenciadas entre si ao longo do sistema hidrográfico (Sanches & Galetti, 2012; Sanches et al., 2012). No entanto, a redução e fragmentação do habitat podem interferir no fluxo gênico de algumas espécies transformando grandes populações contínuas em populações isoladas (Cunico, 2006). Populações menores e isoladas, por sua vez, têm sua diversidade genética reduzida como resultado da deriva aleatória dos gametas e do endocruzamento (Frankham, 1995). Desta forma, com a interrupção do fluxo gênico

e conseqüente evolução independente das populações isoladas, as mesmas tornam-se geneticamente diferenciadas ou geneticamente estruturadas.

A perda da diversidade genética pode impedir as espécies de se adaptarem às mudanças ambientais e outras pressões, levando a uma redução imediata da viabilidade da população (Laikre et al., 2005). Assim, o conhecimento da estrutura genética de populações naturais bem como a identificação das unidades populacionais e a forma como essas unidades estão distribuídas através do ambiente estudado são cruciais para o desenvolvimento de programas de conservação, tendo vários estudos direcionados para a verificação da estrutura populacional de peixes (Moritz 1994; Haig, 1998, Piorski et al., 2008).

Sanches e Galetti Jr. (2007), com a utilização de marcadores RAPD e posteriormente microssatélites (Sanches & Galetti, 2012), verificaram a existência de estruturação genética nas populações de *Brycon hilarii* presentes na bacia do rio Paraguai. Almeida et al. (2003), também utilizando marcadores RAPD, encontraram uma população estruturada de *Pimelodus maculatus* no rio Paranapanema, mas o mesmo não ocorreu com a população presente no rio Tietê, que se mostrou geneticamente homogênea. Em uma análise do baixo, médio e alto curso do rio Paranapanema, Leuzzi et al. (2004) utilizando os mesmo marcadores, encontraram diferenciação genética entre as populações de *Astyanax altiparanae*.

Já em estudos utilizando microssatélites, Sanches et al. (2012) encontraram populações estruturadas de *Brycon orthotaenia* no rio São Francisco. No entanto, os autores não encontraram tal estruturação na população de *Prochilodus argenteus*. Em contrapartida, Hatanaka et al. (2006) analisando esta espécie no rio São Francisco mostram uma diferenciação populacional significativa entre indivíduos presentes na região da barragem Três Marias que habitam locais com características ambientais distintas. Pereira et al. (2003), também utilizando marcadores microssatélites, detectaram diferenciações significativas entre as populações de *Pseudoplatystoma corruscans* na bacia de La Plata.

Tais diferenciações encontradas entre populações de peixes migratórios podem ser explicadas pelo comportamento de *homing* (retorno ao local de nascimento para reprodução), que é uma característica de muitas espécies migratórias, como as que pertencem ao gênero *Prochilodus* (Godinho & Kynard,

2006). No entanto, ao contrário dos resultados encontrados por Hatanaka et al. (2006), um outro estudo realizado no rio São Francisco, em três locais a jusante da barragem de Três Marias, não encontraram uma diferenciação genética na população de *Prochilodus costatus*, sugerindo que a espécie possa representar uma única unidade reprodutiva (Carvalho-Costa et al., 2008). Revaldaves et al. (1997) e Silva (2006) também não encontraram evidências de estruturação na população de *Prochilodus lineatus*, indicando a existência de uma única população no rio Paraná e na bacia do Rio Grande, respectivamente. Tais resultados reforçam a necessidade de realizar mais estudos sobre o assunto, a fim de melhor conhecer as populações de peixes migratórios que habitam diversas bacias brasileiras.

1.3. Marcadores Microsatélites

Nas últimas décadas, o uso das ferramentas genéticas para responder questões ecológicas tornou-se cada vez mais freqüente, sendo crucial para responder questões como taxa de migração, tamanho da população, taxa de parentesco, endogamia, entre outros (Selkoe & Toonen, 2006). Dentre os marcadores moleculares utilizados, os microsatélites se destacam como os mais populares e versáteis para responder várias questões ecológicas (Selkoe & Toonen, 2006).

Microsatélites são seqüências curtas de DNA com repetições polimórficas dispostas em *tandem* de 1 a 6 pares de base, sendo amplamente distribuídas no genoma de todos os procariotos e eucariotos estudados até o momento (Medeiros et al., 2006). Também conhecidos como SSR (Simple Sequence Repeats – Repetições Simples de Seqüência) ou STRs (*Short Tandem Repeats* – Curta Repetição em Tandem), os microsatélites são analisados por meio da PCR e podem ser mononucleotídeos (TT)_n, dinucleotídeos (AT)_n, ou tetranucleotídeos (AAGG)_n, sendo encontrados em regiões codificantes e não-codificantes do DNA (Alcántara, 2007).

A PCR (Polymerase Chain Reaction – Reação de Polimerase em Cadeia) foi inventada por Kary Mullis em 1983 e consisti numa reação em cadeia que amplifica uma seqüência específica de DNA, com auxílio da enzima DNA polimerase capaz de

suportar temperaturas elevadas, conhecida comercialmente como *Taq* polimerase, é proveniente da bactéria *Thermus aquaticus* (Asuar, 2007). Podendo ser utilizada de formas distintas, esta técnica se tornou uma importante ferramenta para os estudos de biologia molecular, sendo aplicada desde a genética de populações até na medicina forense (Asuar, 2007). Entre os marcadores moleculares baseados em PCR estão: RAPD (Random Amplified DNA – DNA Amplificado ao Acaso), AFLP (Amplified Fragment Length Polymorphism – Polimorfismo por Tamanho de Fragmento Amplificado) e os microssatélites (Medeiros et al., 2006).

Os marcadores RAPD e AFLP são bastante eficientes, pois não necessitam de um conhecimento prévio da seqüência de DNA, o que permite estudos com animais de vida livre, tem capacidade de análise de uma grande quantidade de indivíduos, exigindo uma pouca quantidade de DNA, além do baixo custo associado (Medeiros et al., 2006). No entanto, por serem marcadores dominantes, não possibilitam a determinação de heterozigotos e homozigotos, não sendo indicados para estudos de parentesco ou mapeamento genético (Medeiros et al., 2006).

Os microssatélites são marcadores co-dominantes, o que permite a identificação dos indivíduos heterozigotos, possuem um alto grau de polimorfismo e são específicos para cada espécie, o que evita a contaminação cruzada com organismos não-alvo (Medeiros et al., 2006). A taxa de mutação dos microssatélites são da ordem de 10^{-2} a 10^{-6} eventos por loco por geração (Oliveira et al., 2006). Esta alta taxa de mutação pode ser explicada por muitos mecanismos, entre eles os erros que podem acontecer durante a recombinação, o *crossing-over* desigual ou pelo deslizamento (*slippage*) da DNA polimerase durante a replicação, sendo este o mecanismo mutacional predominante (Strand et al., 1993). Por serem marcadores mendelianos multialélicos e possuírem uma alta variabilidade são muito úteis para determinar a diversidade genética de uma população, desempenhando um importante papel na conservação de espécies naturais, podendo monitorar a variabilidade genética da população, impedindo o processo de deriva genética.

Sua maior limitação é o desenvolvimento e isolamento dos loci, caso não estejam disponíveis para a espécie de interesse, exigindo uma alta demanda de tempo, capital e esforço para o desenvolvimento dos primers específicos (Zane et al., 2002). Entretanto, vários estudos vêm sendo desenvolvidos com o objetivo de

caracterizar locos microssatélites e, com isso, minimizar tais aspectos (Carvalho-Costa et al., 2006; Barbosa et al., 2006; Sanches & Galetti, 2006; Rueda et al., 2011). Já que uma vez que os primers estejam disponíveis, um grande número de indivíduos podem rapidamente ser genotipados (Piorski et al., 2008). Vários primers de espécies de peixes de água doce já foram desenvolvidos, inclusive da espécie alvo deste estudo, não havendo a necessidade de realizar o isolamento dos loci.

Outra desvantagem dos microssatélites é que ainda não se têm um modelo evolutivo totalmente esclarecido, o que dificulta quantificar a diferenciação genética entre populações (Oliveira et al., 2006). Com isso, modelos mutacionais foram desenvolvidos para estimar o número esperado de alelos numa população, a partir da heterozigosidade observada, e auxiliar nas análises de variação genética (Oliveira et al., 2006). São propostos quatro modelos mutacionais para descrever a variação nos microssatélites. O modelo IA (*Infinite Allele Model* – Modelo de Alelos Infinitos) considera que a mutação nas seqüências de microssatélites cria aleatoriamente um novo alelo (Kimura e Crow, 1964), sendo a estatística F (Wright, 1931) baseada nesse modelo. O modelo SM (*Stepwise Mutation Model* – Modelo de Mutação por Passos) assume que a mutação em um determinado alelo gera o ganho ou a perda de uma unidade de repetição (Kimura & Otha, 1978), sendo utilizado para estimar as relações entre indivíduos e estrutura populacional, havendo exceções quando há homoplasia (quando dois alelos são idênticos por estado, mas não por descendência) (Oliveira et al., 2006). O modelo TP (*Two Phase Model* – Modelo de Duas Fases) afirma que a maioria dos eventos mutacionais resulta em um aumento ou diminuição de uma unidade de repetição, embora as alterações de muitas unidades de repetição ocorram em menor freqüência (Oliveira et al., 2006). Já o modelo KA (*K-alleles Model* – Modelo de alelos K) assume que, se há k alelos possíveis em um locus, então a probabilidade de um determinado alelo se modificar é $\mu/k-1$, onde μ é a taxa de mutação (Oliveira et al., 2006).

A possibilidade de ocorrência de alelos nulos é outro problema apresentado na utilização dos microssatélites. Uma mutação no DNA alvo da seqüência homóloga à seqüência do primer utilizado na PCR leva ao surgimento dos alelos nulos, causando a redução ou inibição da capacidade de anelamento dos primers (Callen et al., 1993). Como as bandas não são visíveis, a presença destes alelos leva a uma subestimativa da heterozigosidade acarretando em erros na análise das

distâncias genéticas em estudos de diferenciação populacional (Chapuis & Estoup, 2007). Outro problema na análise de dados de microssatélites é o aparecimento de bandas secundárias durante a PCR, que resultam em uma ou várias repetições mais curtas do que o alelo real (Figura 2a). Esse padrão de bandas denominados "*stutter*", é particularmente comum em locos dinucleotídeos longos e podem sobrepor-se em alelos heterozigotos e obscurecer o padrão geral, dificultando a genotipagem e interferindo severamente na análise (Miller & Yuan, 1997). O principal mecanismo que explica este fenômeno é o deslizamento ou "*slippage*" da Taq polimerase durante a PCR, tendo como consequência a formação de uma estrutura circular, que pode gerar um encurtamento ou alongamento no comprimento de uma das cadeias (Figura 2b) (Ellegren, 2004).

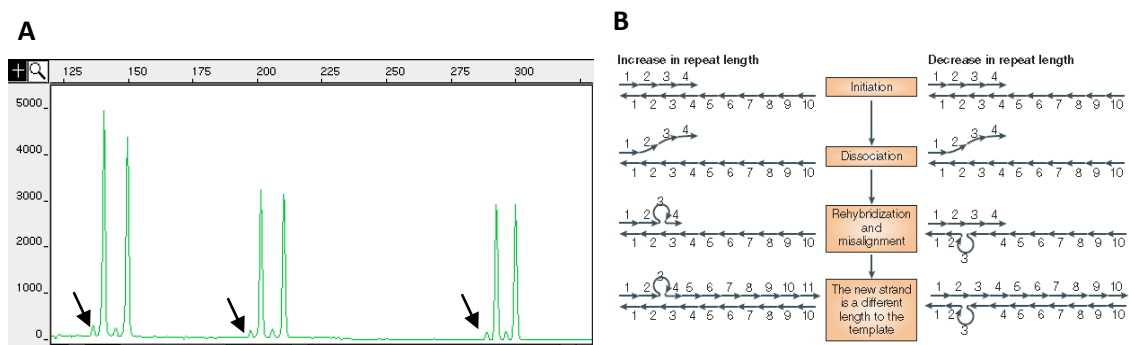


Figura 2: Processo de deslizamento durante a replicação: A - Presença de picos menores indicando o surgimento das bandas *stutter*, B - Processo de deslizamento que pode ocorrer durante a PCR (Ellegren, 2004)

Devido às vantagens apresentadas, os microssatélites se tornaram uma importante ferramenta para os estudos voltados à genética de peixes, sendo intensamente utilizados para responder várias perguntas relacionadas aos processos genéticos que ocorrem dentro e entre populações, como análises de fluxo gênico, paternidade e estruturação populacional, que resultam em dados essenciais para a adoção de medidas de conservação de espécies *ex situ* e *in situ* (Piorski et al., 2008).

2. OBJETIVO

Para caracterização genética das populações de *Prochilodus lineatus* ao longo do rio Tietê, o presente estudo tem os seguintes objetivos específicos:

- Verificar se a população de *P. lineatus* se encontra geneticamente estruturada ou não;
- Avaliar quais elementos estariam causando os maiores efeitos sobre a estrutura genética.

Com isto, será possível avaliar a contribuição da ecologia molecular para a ictiofauna nos processos de elaboração de Cartas de Sensibilidade ao Derramamento de Óleo (Cartas SAO) para ambientes fluviais continentais. Mais especificamente buscaremos:

- Auxiliar na elaboração de uma carta de sensibilidade a derrame de óleo e biocombustível na região da represa de Barra Bonita;
- Identificar as áreas de maior sensibilidade da espécie;
- Auxiliar em programas de conservação para a espécie.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Caracterização da área de estudo

O rio Tietê nasce no município de Salesópolis, no estado de São Paulo, em uma altitude de aproximadamente 1.030 m (DAEE). Devido à presença da Serra do Mar, o rio Tietê não se dirige ao litoral, ao contrário de grande parte dos rios, este segue para o interior do Estado, percorrendo uma extensão de quase 1.100 km, banhando 62 municípios até desaguar no rio Paraná (DAEE). Além de atravessar importantes centros urbanos, o rio Tietê possui importantes afluentes, como os rios Piracicaba, Jacaré-Pepira, Penheiros, Dourados, entre outros.

Segundo a classificação de Köppen, o clima da região é caracterizado pela configuração do relevo, tendo as cabeceiras do rio um clima mais frio e úmido (Cfb), devido à ação das massas de ar oceânicas e continentais. Em direção ao interior do estado, começa a haver um aumento da temperatura e uma queda na umidade, formando áreas de clima subtropical de altitude úmido (Cw), subtropical de altitude seco (Cfa) e tropical quente com uma estação seca definida (Aw). A região conta com um período chuvoso que vai de outubro a abril, e um período de estiagem, de maio a setembro, com chuvas anuais que variam de 1.000 a 1.300 mm (Monteiro, 1973; Sant'anna Neto, 1995).

Quanto à qualidade de suas águas, o rio Tietê, em sua nascente em Salesópolis é limpo e atua como atração turística da cidade. Os problemas de poluição iniciam em sua travessia perto de Mogi das Cruzes, onde o rio passa a receber resíduos industriais e domésticos, tendo seu nível crítico no trecho que atravessa a cidade de São Paulo, se estendendo em 150 km, até a represa de Barra Bonita, onde, à jusante desta, o rio parece absorver melhor o nível de poluição (Barrella & Petreire, 2003). Este cenário de poluição se intensifica ainda mais com as cargas adicionais que o rio recebe através de seus tributários, como o Rio Piracicaba, que recebe uma carga poluidora das cidades do entorno (Barrella & Petreire, 2003). Nas regiões média e final, o rio apresenta uma água bem menos poluída, porém com influência das alterações hídricas causadas pelos reservatórios destinados a geração de energia elétrica (Barrella & Petreire, 2003).

Em meados do século XX o governo do Estado de São Paulo realizou a construção de uma série de barramentos ao longo do rio Tietê, visando não apenas a produção de energia elétrica, mas também a abertura de caminhos para o transporte fluvial (Fernandez, 1995), o que resultou numa cascata de seis reservatórios nos trechos médio e baixo do rio, sendo estes descritos a seguir a partir de dados obtidos da CESP e AES Tietê.

I. Reservatório de Barra Bonita

Construído em 1962, o reservatório da UHE Barra Bonita é primeiro dos seis reservatórios, localizado geograficamente pelas coordenadas 20°31'S e 48°32'W, apresenta uma área inundada de 31.000 ha, variando de acordo com o período do ano, e um tempo médio de residência de 90,3 dias. Apesar da presença dos afluentes, tem como principais tributários os rios Tietê e Piracicaba.

II. Reservatório de Bariri

Também conhecido como Usina Hidrelétrica Álvaro de Souza Lima, foi inaugurada em 1965 com uma potência de 143,1 MW. Situada nas coordenadas 22°10'S e 48°48'W, possui uma área de inundação de 5.461 ha. Considerado como um reservatório de “fio d’água”, apresenta um tempo médio de residência da água de 14,2 dias e sofre influência dos afluentes como o rio Lençóis, o rio Jaú e o rio Bauru. Segundo Galo et. al. (2002), 8% da área do reservatório está ocupada por macrófitas aquáticas.

III. Reservatório de Ibitinga

Situado no Médio Tietê Inferior (21°45'S; 48°59'W), este reservatório começou a operar em 1969, com uma área alagada de 12.216 ha e tempo médio de residência de 21,6 dias. Os principais tributários são: rio Claro, Jacaré-Guaçu e Jacaré-Pepina.

IV. Reservatório de Promissão

Formado em 1974, este reservatório também é conhecido como Usina Hidrelétrica Mário Lopes Leão e se localiza na transição dos trechos médio e baixo do rio Tietê (21°18'S; 49°47'W). Apresenta uma área alagada de 58.548 ha e tempo médio de residência de 134,1 dias. É influenciada por diversos tributários, sendo os principais o rio Dourado, rio Cervo Grande, rio Batalha e ribeirão dos Porcos.

V. Reservatório de Nova Avanhandava

Está localizado no Baixo do rio Tietê (21°07'S; 50°17'W), e possui uma área de inundação de 21.700 ha com um tempo médio de residência de 45,7 dias. Foi formado em 1982, e tem como principais afluentes o rio dos Patos, o ribeirão dos Ferreiros, ribeirão Bonito e o ribeirão Lajeado.

VI. Reservatório de Três Irmãos

Formado a partir de 1990, esta localizado no trecho baixo do rio Tietê (20°39'S; 51°18'W), a 28 km da confluência com o Rio Paraná, sendo o último deste sistema. É a maior usina construída no Rio Tietê, apresentando uma área de inundação de 81.700 ha e potência instalada de 807,50 MW. Possui tempo médio de residência de 217,9 dias, tendo o ribeirão do Mato Grosso, o ribeirão Azul e o ribeirão Macaúbas como principais tributários.

Todos os seis barramentos possuem eclusas, o que confere ao rio Tietê uma área navegável de 800 Km de extensão, que vai do município de Conchas até o Rio Paraná, contando também com o canal de Pereira Barreto que possui 9.600 m de comprimento e interliga as águas a montante do reservatório de Três Irmãos com as águas a montante de Ilha Solteira, propiciando além da navegação a operação energética integrada (Antaq, 2013). A Hidrovia do Paraná-Tietê é hoje uma das mais importantes do país, interligando os estados do Paraná, São Paulo, Minas Gerais, Mato Grosso do Sul, Mato Grosso e Goiás, sendo o Rio Tietê uma das principais

rotas de escoamento da região Centro-Sul (ANTAQ 2013). De acordo com o “Relatório das Estatísticas da Navegação Interior”, da ANTAQ (2011), a Hidrovia Paraná-Tietê é hoje uma das mais importantes do país integrando as regiões produtoras de grãos, cana-de-açúcar e etanol até o alto Tietê, onde a carga tem acesso aos grandes centros consumidores e aos portos marítimos através de rodovias, ferrovias e dutos. O transporte de produtos químicos e derivados de petróleo também se faz presente. Apenas em 2010 a hidrovia Paraná-Tietê foi responsável pelo transporte total de 122 milhões de toneladas, sendo previsto um aumento de 92% até 2030 (ANTAQ 2013). Tal incentivo ao transporte hidroviário torna os rios ainda mais vulneráveis, sendo primordial o avanço no conhecimento dos sistemas hídricos e das comunidades de fauna e flora que o compõem.

Devido às seis barragens instaladas ao longo do seu curso (UHE Barra Bonita; UHE Bariri; UHE Ibitinga; UHE Promissão; UHE Nova Avanhandava; UHE Três Irmãos), o Rio Tietê sofre grandes variações em sua vazão, tendo um pico de cheia nos meses de janeiro e fevereiro, e uma menor vazão nos meses de julho e agosto (Mortatti et al., 2004). Tendo perdido muitas de suas características naturais, o rio Tietê transformou-se numa sucessão de reservatórios em cascata transpostos por eclusas, não havendo mais trechos de rio livre, nem a presença de estruturas próprias para a transposição dos peixes (Petesse & Petreire, 2012), podendo agir de forma direta no fluxo gênico das populações de peixes migratórios que compõem o rio.

3.2. Coleta do material

As coletas foram realizadas no mês de março e abril de 2013, diretamente com os pescadores locais, compreendendo 12 sítios amostrais entre o trecho da Represa Três Irmãos até os municípios de Santa Maria da Serra (rio Piracicaba) e Anhembi (Rio Tietê), tendo os pontos de coleta distribuídos entre as represas (Tabela 1), havendo um ponto na parte alta e baixa de cada uma (Figura 3). No total, foram amostrados 119 indivíduos de *Prochilodus lineatus* ao longo do rio Tietê, sendo 17 indivíduos em cada intervalo de barragem. Para a realização da análise genética, foram coletadas amostras de tecido da nadadeira adiposa de cada

indivíduo amostrado, que foi armazenada e transportada em recipientes individuais contendo etanol (96%) para posterior análise no laboratório.

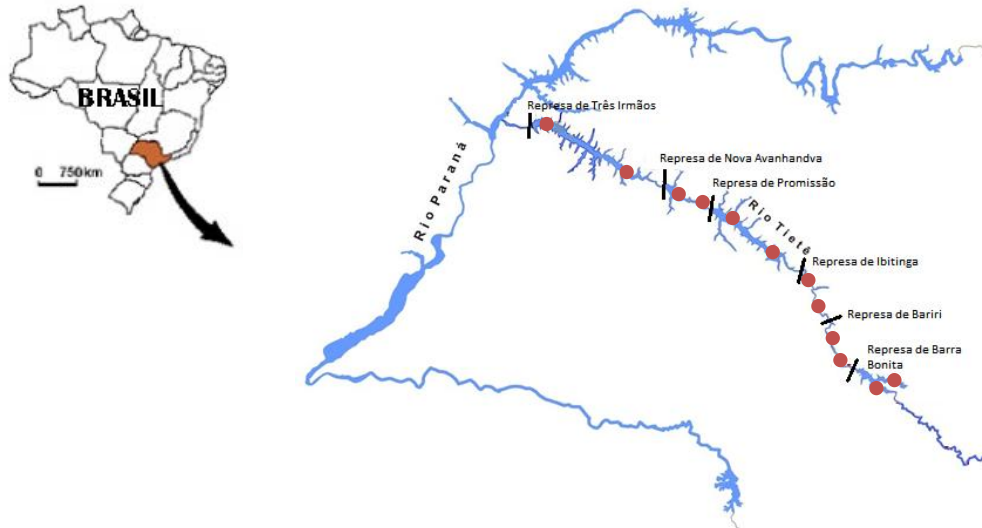


Figura 3: Pontos de coleta de *P. lineatus* (círculos vermelhos) no rio Tietê interior do Estado de São Paulo, para estudo de estrutura genética

Tabela 1: Descrição dos pontos de coleta de *P. lineatus* no rio Tietê. As coordenadas UTM utilizam o Datum Sad 69.

Descrição do ponto	Código	Posição na represa	Coordenadas	
			UTM x	UTM y
Rio Piracicaba	RP	alta	796777	7495018
Reservatório de Barra Bonita (rio Tietê)	BAB	alta	795425	7477657
Reservatório de Bariri	BAR	alta	742942	7511400
		baixa	730509	7541784
Reservatório de Ibitinga	IBI	alta	730065	7554088
		baixa	710012	7582810
Reservatório de Promissão	PRO	alta	689049	7605996
		baixa	652974	7628993
Reservatório de Nova Avanhandava	NAV	alta	609893	7651898
		baixa	587427	7664693
Reservatório de Três Irmãos	TI	alta	559421	7674363
		baixa	502806	7704485

3.3. Extração do DNA e amplificação

A extração do DNA foi realizada a partir do tecido coletado, seguindo o protocolo descrito por Aljanabi & Martinez (1997) (Anexo A), onde uma pequena quantidade de tecido é requerida (50-100 mg). A estrutura genética da população foi determinada por meio de análises da diversidade genética e do fluxo gênico, utilizando marcadores microssatélites já testados para a espécie (Tabela 2) (Barbosa et al., 2008).

A amplificação do DNA foi realizada a partir da Reação de Cadeia da Polimerase (PCR), seguindo protocolo descrito por Barbosa et. al. (2006), tendo cada PCR um volume final de 10 µl contendo: 1 µl de DNA, 1,5 mM dNTPs, 1x PCR buffer, 10 pmol do primer reverse, 10 pmol do primer com fluorescência do tipo 6-FAM ou NED M13(-21), 10 pmol do primer forward, 1.5 mM MgCl₂ e 1 U de Taq DNA Polymerase. O programa das PCRs foi: 95°C (4 min), 35 ciclos com 94°C (30 s), 47°- 56°C (30 s) (Tabela 1), 72° C (30 s), seguidos por 12 ciclos de 94°C (30 s), 53°C (45 s), 72°C (45 s) e uma extensão final de 72°C (10 min). Em todas as reações foi adicionado um controle negativo para verificar possíveis erros no processo. As temperaturas de anelamento de cada primer segue o descrito por Barbosa et al. (2006) e pode ser visualizado na Tabela 2.

Tabela 2: Características dos loci de microssatélites utilizados (descrito por Barbosa et al., 2006).

Locus	Repetição	Primers (5'-3')	Temperatura de anelamento
Par 10	(TC) ₁₁	F: TGATACGGTCAGCTTTGCAG R: CTCTGTGGCCAGATGCTAGA	56°C
Par 12	(AAAC) ₇	F: CGAGCTGGTACCGTCACATA R: AGCATGATGCAAAGGATCTG	56°C
Par 13	(GT) ₂₄	F: CATCTCACCCATTCAATTCCA R: AACACCCCACTTAGATACACCA	56°C
Par 14	(TGTC) ₅	F: GTATTAGGGGAGAGAATTTG R: TCTCATCAGTTATCACCAAC	48°C
Par 21	(ATGA) ₆	F: CAAAAGGATAAGTAGCTCAG R: TAGCTCTGTTTATGATGACC	47°C

Após cada etapa (extração e amplificação) foi realizada uma eletroforese em gel de agarose 1%, com corrida de 40 minutos a 80W e 540mA. Para fazer a quantificação do DNA, foi utilizado um marcador de peso molecular conhecido, sendo utilizado Low DNA Mass Ladder para quantificar a extração e 100pb DNA Ladder para as amostras amplificadas. A visualização do gel foi realizada em um transiluminador de luz UV, utilizando o corante Gel Red. Os genótipos foram identificados por meio de serviço terceirizado em um seqüenciador automático 3500xl Genetic Analyzer (Applied Biosystems) utilizando multiplex de primers fluorescentes (NED e FAM). Para identificação dos alelos foi utilizado um marcador com tamanho molecular conhecido (GS 600LIZ, Applied Biosystems) e o software GeneMarker 1.85 demo version (Soft Genetics).

3.4. Análise dos dados

Para avaliar a ocorrência de alelos nulos foi utilizado a programa Micro-Checker (Oosterhout et al., 2004), que ajuda na identificação e erros de genotipagem como alelos não amplificado, presença dos picos *stutter*, além de detectar erros tipologia. Desta forma, o programa ajusta as freqüência dos alelos amplificados, evitando a leitura errônea da variabilidade genética da população.

A variabilidade genética da população foi determinada a partir do número de alelos, riqueza alélica e heterozigosidade, com a utilização dos programas GENEPOP (Raymond & Rousset, 1995) e FSTAT (Goudet, 1995), sendo este último também utilizado para estimar a diferenciação genética entre as populações (F_{ST}) e o grau de endogamia da população (F_{IS}). O teste de equilíbrio de Hardy-Weinberg também foi realizado, onde a diferenças dos valores de heterozigosidade esperada (H_e) e observada (H_o) de cada loco reflete na variação deste equilíbrio. Os valores de H_e e H_o foram obtidos a partir do programa GenAIEx (Peakall & Smouse, 2012).

A ocorrência de alelos exclusivos também foi avaliada utilizando o programa FSTAT. Para os valores de significância dos testes estatísticos de comparações múltiplas foi utilizada a correlação de Benjamini & Yekutieli (2001).

Com base nos dados genotípicos foi estimado o número de populações genéticas, através da análise bayesiana implementada no programa Structure 2.3.4

(Pritchard et al., 2000). Para esta análise, todos os genótipos foram inseridos na planilha de entrada sem que fosse informado a qual grupo pertencia, admitindo o modelo de mistura e a correlação das frequências alélicas entre populações. Os modelos de K foram testados para modelos de uma a dez populações, sendo realizado dez corridas para cada modelo com período de Burn-in de 500.000 e com 1.000.000 repetições. Para a escolha do modelo que melhor explica a estrutura da população foi utilizado o programa Structure Harvester (Earl et al., 2012), que avalia os valores de probabilidade a partir dos valores de K e da média das iterações feitas utilizando o método de Evanno et al. (2005).

4. RESULTADOS

4.1. Variabilidade genética

Foi identificado um total de 115 alelos, variando de 46 a 50 alelos por amostra, obtendo uma média de 49,14 alelos por amostra (Tabela 3). O número total de alelos por loco variou de 4 (Par14) a 68 (Par13). Já entre cada amostra, os alelos variaram de 2 a 24, com uma média 9,83 alelos por locos por amostra. Foi possível observar a ocorrência de alelos exclusivos em todos os locais de coleta, somando um total de 41 alelos (35,7%). Entre as localidades, BAR foi a que apresentou menos alelos exclusivos (1), enquanto RP, PRO e TI foram as que mais apresentaram, tendo cada uma 8 alelos exclusivos (Tabela 4). Os valores referentes à riqueza alélica variaram de 2,00 a 12,277 com uma média de 6,642. A heterozigosidade observada variou de 0,0 (Par14/RP) a 1,0 (Par13/IBI; Par12/TI) e a heterozigosidade esperada de 0,238 (Par14/NAV) a 0,952 (Par13/BAR). A diversidade gênica variou de 0,286 a 0,983 (Tabela 3), não sendo encontrada diferença significativa entre as amostras pelo teste de Kruskal-Wallis ($p > 0,05$).

Quanto à análise do equilíbrio Hardy-Weinberg (Tabela 3), todos os locos mostraram desequilíbrio em algumas localidades, podendo tal resultado também ser observado nos valores de F_{IS} significativamente maiores de zero (P_L), evidenciando um possível déficit de heterozigotos. O fato dos valores médios da heterozigosidade esperada serem maiores que da observada também indica que existem menos heterozigotos do que o esperado pelo equilíbrio Hardy-Weinberg. A análise realizada no programa MicroChecker não apontou para a ocorrência de alelos nulos para nenhum dos loci utilizados.

O teste de desequilíbrio de ligação mostrou que nenhum dos pares de locos são ligados podendo, desta forma, ser considerados de segregação independente (Tabela 5).

Tabela 3: Dados genéticos referentes a análise de *P. lineatus* no rio Tietê, sendo apresentado pelo número de indivíduos analisados (N), número de alelos (N_a), riqueza alélica (R_a), heterozigosidade observada (H_o), heterozigosidade esperada (H_e), valor de significância para o teste de Hardy-Weinberg (P_{HW}), coeficiente de endocruzamento (F_{IS}), a probabilidade dos valores de F_{IS} serem significativamente maiores (P_L) ou menores (P_S) que zero (700 randomizações), e diversidade gênica (DG). Os valores de p foram ajustados pela correção de Benjamini & Yekutieli (B-Y = 0,01928).

	N	N_a	R_a	H_o	H_e	P_{HW}	F_{IS}	P_L	P_S	DG
<u>RP</u>										
Par10	16	7	5,379	0,813	0,773	0,6864	-0,018	0,6557	0,6257	0,798
Par12	16	11	7,996	0,813	0,859	0,3886	0,087	0,2514	0,9343	0,89
Par13	15	21	11,998	0,800	0,944	0,0000*	0,186	0,0057*	1,0000	0,983
Par14	7	2	2,000	0,000	0,245	0,0766	1,000	0,0871	1,0000	0,286
Par21	16	9	6,700	0,750	0,811	0,2354	0,107	0,2243	0,9229	0,84
Média	14	10	6,815	0,635	0,727	0,277	0,2724	0,24484	0,89658	0,7594
<u>BAB</u>										
Par10	14	5	4,591	0,429	0,702	0,0031*	0,420	0,0186*	1,0000	0,739
Par12	16	11	7,943	0,750	0,869	0,0392*	0,169	0,07	0,9871	0,902
Par13	16	20	11,018	0,563	0,928	0,0039*	0,421	0,0014*	1,0000	0,971
Par14	11	4	3,152	0,091	0,318	0,0020*	0,737	0,0043*	1,0000	0,345
Par21	15	7	5,226	0,800	0,744	0,6423	-0,040	0,7586	0,5229	0,769
Média	14,4	9,4	6,386	0,526	0,712	0,1381	0,341	0,171	0,9020	0,7452
<u>BAR</u>										
Par10	16	8	5,606	0,500	0,746	0,0025*	0,358	0,01*	1,0000	0,779
Par12	15	9	7,276	0,733	0,862	0,5403	0,183	0,0729	0,9886	0,898
Par13	17	24	12,277	0,941	0,952	0,5792	0,041	0,27	0,9471	0,982
Par14	12	3	2,524	0,167	0,288	0,2488	0,457	0,1114	0,9914	0,307
Par21	17	9	6,208	0,824	0,811	0,3193	0,015	0,5814	0,69	0,836
Média	15,4	10,6	6,778	0,633	0,732	0,33802	0,211	0,209	0,9234	0,7604
<u>IBI</u>										
Par10	15	7	5,633	0,533	0,756	0,0042*	0,325	0,0129*	0,9957	0,79
Par12	14	8	6,597	0,643	0,816	0,0759	0,248	0,0471	0,99	0,854
Par13	17	21	10,765	1,000	0,919	0,7586	-0,058	1,0000	0,3471	0,945
Par14	16	3	2,894	0,313	0,477	0,0721	0,372	0,0529	0,9886	0,498
Par21	17	8	2,894	0,824	0,810	0,6896	0,013	0,5943	0,6714	0,835
Média	15,8	9,4	5,757	0,662	0,755	0,32008	0,180	0,341	0,799	0,7844
<u>PRO</u>										
Par10	14	8	5,757	0,429	0,699	0,0099*	0,418	0,0071*	1,0000	0,736
Par12	11	10	7,683	0,818	0,843	0,1525	0,077	0,3886	0,8786	0,886
Par13	16	22	11,596	0,875	0,938	0,1254	0,099	0,0771	0,9871	0,971
Par14	15	3	2,586	0,133	0,291	0,0173*	0,566	0,0071*	0,9986	0,307
Par21	17	9	6,815	0,765	0,837	0,3849	0,117	0,2043	0,9357	0,866
Média	14,6	10,4	6,887	0,604	0,722	0,138	0,255	0,137	0,9600	0,7532

Cont.

	N	N_a	R_a	H_o	H_e	P_{HW}	F_{IS}	P_L	P_S	DG
<i>NAV</i>										
Par10	16	8	6,485	0,688	0,820	0,4201	0,193	0,0686	0,9786	0,852
Par12	15	9	7,158	0,600	0,851	0,0000*	0,326	0,0086*	1,0000	0,89
Par13	16	19	11,000	0,938	0,932	0,1932	0,026	0,4443	0,8929	0,963
Par14	15	3	2,329	0,200	0,238	0,1974	0,192	0,1914	0,9171	0,248
Par21	17	10	7,490	0,471	0,862	0,0000*	0,478	0,0014*	1,0000	0,901
Média	15,8	9,8	6,892	0,579	0,740	0,16214	0,243	0,143	0,958	0,7708
<i>TI</i>										
Par10	14	8	5,922	0,714	0,793	0,3262	0,136	0,22	0,9171	0,827
Par12	12	11	8,596	1,000	0,878	0,6363	-0,095	1,0000	0,3629	0,913
Par13	11	16	11,321	0,818	0,921	0,0736	0,159	0,0471	0,9929	0,973
Par14	13	4	3,421	0,308	0,482	0,0328*	0,396	0,0614	0,9871	0,51
Par21	17	7	5,634	0,824	0,772	0,3535	-0,037	0,7414	0,5771	0,794
Média	13,4	9,2	6,979	0,733	0,769	0,28448	0,1118	0,41398	0,76742	0,8034

* valores significativos

Tabela 4: Alelos exclusivos nos indivíduos de *P. lineatus* no rio Tietê.

Localidade	Loco	Alelo	Frequência
RP	P10	176	0,031
		182	0,125
	P12	186	0,063
		238	0,033
		352	0,033
	P13	358	0,033
		364	0,067
430		0,033	
BAB	P12	214	0,031
		210	0,031
	P13	232	0,063
		326	0,063
		348	0,031
BAR	P21	452	0,031
		176	0,029
IBI	P13	258	0,029
		376	0,029
		400	0,029
		408	0,029

Cont.

Localidade	Loco	Alelo	Frequência	
PRO	P10	182	0,036	
		104	0,045	
	P12	110	0,045	
		247	0,031	
	P13	320	0,031	
		328	0,031	
	NAV	P12	342	0,031
			360	0,031
P13		198	0,033	
		226	0,031	
P21	256	0,031		
	270	0,031		
TI	P10	272	0,031	
		162	0,088	
	P13	180	0,036	
		216	0,045	
	P13	278	0,091	
		324	0,045	
	P13	346	0,045	
		354	0,045	
P13	356	0,045		
	378	0,045		

Tabela 5: Teste de Desequilíbrio de Ligação entre os cinco locos de *P. lineatus* do rio Tietê, com valor de p ajustado pela correção de Benjamini & Yekutieli, (2001).

Par de locos	P
Par10 X Par12	0,964933
Par10 X Par13	1,000000
Par12 X Par13	1,000000
Par10 X Par14	0,999891
Par12 X Par14	0,705570
Par13 X Par14	1,000000
Par10 X Par21	0,999095
Par12 X Par21	0,994471
Par13 X Par21	1,000000
Par14 X Par21	0,970403

4.2. Estrutura populacional

Foi possível observar uma significativa diferenciação gênica em quatorze das vinte e uma comparações, indicando que a distribuição dos alelos é significativamente diferente entre essas amostras (Tabela 6). Por outro lado, a diferenciação genotípica mostrou valores significativos apenas entre os indivíduos da localidade NAV quando comparados com os indivíduos das localidades RP, BAB e TI (Tabela 6). No entanto, os valores de F_{ST} (Tabela 7) mostram uma divergência genética entre as amostras BAB e NAV ($F_{ST} = 0,0209$), entre as amostras BAR e TI ($F_{ST} = 0,0056$) e entre as amostras NAV e TI ($F_{ST} = 0,0102$).

Tabela 6: Análise de diferenciação gênica (diagonal abaixo) e genotípica (diagonal acima), com valores de p ajustados pela correção de Benjamini & Yekutieli, das populações de *P. lineatus* presente no rio Tietê onde * representa os valores significativos.

	RP	BAB	BAR	IBI	PRO	NAV	TI
RP		0,030154	0,059887	0,108453	0,026444	0,016006*	0,022806
BAB	0,000861*		0,213487	0,079931	0,080470	0,001191*	0,059661
BAR	0,030719	0,052619		0,417756	0,085184	0,355146	0,103684
IBI	0,021270	0,004919*	0,175453		0,063833	0,327551	0,022668
PRO	0,004400*	0,003303*	0,017193*	0,014966*		0,923702	0,261776
NAV	0,000692*	Highly sign*	0,067473	0,123659	0,692676		0,005592*
TI	0,000456*	0,004164*	0,000152*	0,008890*	0,008549*	0,000047*	

Tabela 7: Valores de F_{ST} entre as sete amostras do rio Tietê, com valores de p ajustados pela correção de Bonferroni, dado pela programa FSTAT.

	F_{ST}	P
RP X BAB	0.0123	0.10714
RP X BAR	-0.0047	0.62619
RP X IBI	0.0051	0.20952
RP X PRO	0.0180	0.11667
RP X NAV	0.0085	0.05714
RP X TI	0.0118	0.05476
BAB X BAR	-0.0006	0.10714
BAB X IBI	0.0035	0.01905
BAB X PRO	0.0091	0.01190
BAB X NAV	0.0209	0.00238*
BAB X TI	0.0043	0.00952
BAR X IBI	-0.0075	0.43333
BAR X PRO	0.0055	0.04048
BAR X NAV	-0.0037	0.20714
BAR X TI	0.0056	0.00238*
IBI X PRO	0.0056	0.04048
IBI X NAV	0.0034	0.52143
IBI X TI	0.0012	0.03333
PRO X NAV	-0.0117	0.52381
PRO X TI	0.0125	0.00952
NAV X TI	0.0102	0.00238*

* valores significativos

A análise Bayesiana realizada no Structure mostra, pelo maior valor de *likelihood*, que o modelo mais provável que explica os dados é o de uma única população ($K=1$, $\ln P(K)=-2398,08$) (Tabela 8). O Structure Harvester (Earl & vonHoldt 2012) que implementa o método ΔK de Evanno et al. (2005) para auxiliar na determinação do modelo mais provável, indica que o modelo de duas populações ($K=2$) é o mais provável (Figura 4), porém este método não pode ser utilizado quando o modelo mais provável é de $K=0$ (Evanno et al. 2005).

Tabela 8: Valores médios de $\text{LnP}(K)$ obtidos para cada modelo ($K=1$ a 10, com 10 repetições cada) através da análise Bayesiana.

K	Média de $\text{LnP}(K)$
1	-2398,08
2	-2488,72
3	-3551,73
4	-2786,84
5	-3759,89
6	-2768,18
7	-2826,13
8	-2915,56
9	-2920,94
10	-2985,65

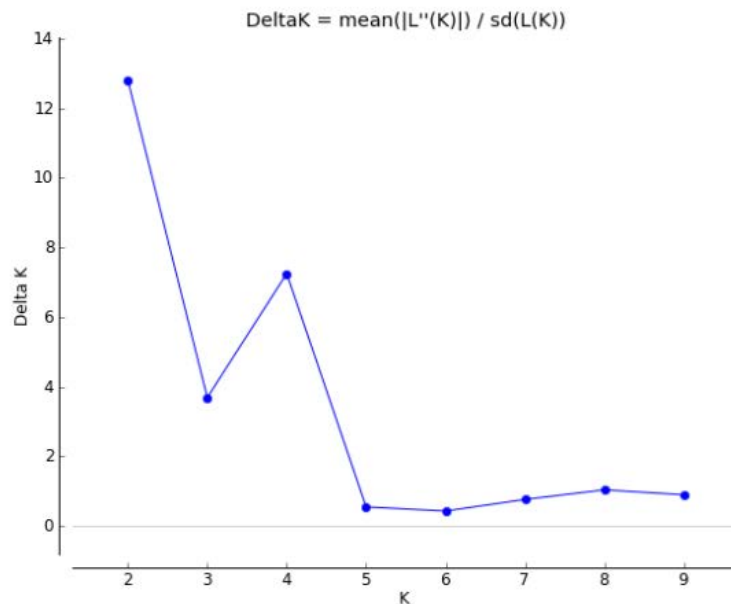


Figura 14: Gráfico obtido pela análise no Structure Harvester, mostrando o ΔK de Evanno et al. (2005) obtido para cada modelo testado (500.000 de *burning*; 1.000.000 MCMC; 10 repetições para cada K, de 0 a 10).

5. Discussão

5.1. Variabilidade genética

A partir do teste de Hardy-Weinberg, constatou-se que todos os locos se encontram em desequilíbrio, sendo tal fato também demonstrado pelo valor de F_{IS} . Não foi detectada a presença de alelos nulos para os loci estudados. No entanto, este déficit de heterozigotos pode ser explicado por diversos outros mecanismos, como cruzamento não-aleatório, endocruzamento, erro amostral ou os locos podem estar passando por algum tipo de processo de seleção, tornando difícil definir apenas uma hipótese devido a dificuldade em prever a ocorrência das populações no ambiente (Hastings, 2001; Sanches et al., 2012). Hatakana et al. (2006) atribui o déficit de heterozigotos encontrados em *P. argenteus* no rio São Francisco à combinação da presença de alelos nulos e do efeito aleatório de amostragem. No caso da área de estudo, pode-se inferir que a maior presença de homozigotos deve-se a presença das sucessivas barragens construídas ao longo do rio Tietê, que impedem um maior fluxo de indivíduos, gerando uma maior ocorrência de endocruzamento.

Em relação ao número de alelos, a média encontrada foi de 9,83 alelos por locos por amostra, sendo um resultado um pouco maior que o encontrado por Hatanaka et al. (2006), que descreve uma média de 6,96 alelos por locos por população. Sanches et al. (2012) também encontrou uma média de alelos menor (5,91) em estudos com populações de *B. hilarii*. Em relação a heterozigosidade, foi observado uma média de 0,625 por locos, resultado próximo daquele atribuído aos peixes de água doce (média de heterozigosidade, $H = 0,46$ e média do número de alelos por locos, $N_a = 7,5$) (DeWoody & Avise, 2000). Do total de alelos encontrados, 35,7% são exclusivos de alguma amostra. Segundo Hatanaka et al. (2006), esta alta presença de alelos exclusivos pode ser atribuída a um pequeno número amostral, um baixo número de populações analisadas ou elevado nível de polimorfismo encontrado nos loci estudados.

A falta de valores significativos de diversidade gênica observados podem ser atribuídos ao programa de repovoamento realizado pela AES Tietê, que afim de

auxiliar na manutenção de *P. lineatus* nas áreas represadas, introduz indivíduos da espécie ao longo do rio, dando as populações a mesma diversidade de genes.

5.2. Estrutura populacional

O conhecimento da estrutura genética é crucial para conservação das espécies, principalmente daquelas que são exploradas comercialmente e/ou participam de programas de repovoamento, uma vez que esta pode afetar a caracterização natural da espécie (Laikre et al., 2005).

Foi observado uma significativa diferenciação genética entre as populações (F_{ST}) da amostra TI em relações as amostras NAV e BAR, assim como entre as amostras BAB e NAV. Por se localizar na porção mais baixa do rio, a diferenciação genética encontrada na amostra TI pode se dar por sua maior ligação com o rio Paraná, através do canal Pereira Barreto, construído para proporcionar a geração de energia integrada entre os reservatórios Três Irmãos e o de Ilha Solteira. Tal fator também pode explicar a diferenciação encontrada na amostra NAV, que por se localizar próximo a esta a chance da passagem de indivíduos pela eclusa é maior. Para indivíduos de *P. maculatus*, Almeida et al. (2003) não encontraram nenhuma diferenciação genética ao analisar as porções alto, média e baixa do rio Tietê, sendo tal diferenciação encontrada apenas na amostra do alto rio Paranapanema com as demais amostras do mesmo rio.

Segundo Laikre et al. (2005) a estrutura genética de uma população de peixe pode tomar diversas formas dentro de uma dada área geográfica, tendo tais autores atribuído a estrutura genética dos peixes em três tipos: populações distintas (fluxo gênico é pequeno, apresentando diferenciação genética entre as populações próximas); variação contínua (fluxo gênico maior, no entanto composição genética muda ao longo da área, resultando em um isolamento por distância); e sem diferenciação (o fluxo gênico é tão grande que a espécie se apresenta como uma única população ao longo de toda a área), podendo algumas espécies apresentar uma combinação destes tipos. No caso da área de estudo, a espécie se apresenta como uma única população, podendo tal fato ser novamente atribuído ao programa de repovoamento realizado pela AES Tietê.

Outros estudos realizados com o objetivo de caracterizar a estrutura genética de populações de *P. lineatus* também não encontraram nenhuma diferenciação. Como exemplo podemos citar o estudo realizado por Revaldaves et al. (1997), que não encontraram evidências de estruturação na população do rio Paraná, assim como Silva (2006) que também encontrou a existência de uma única população no rio Grande. Tal fator pode indicar a alta capacidade migratória de espécies, capaz de percorrer mais de 1000 km por ano (Speranza et al., 2012). Segundo Silva (2006), os alevinos para o repovoamento realizado pela AES Tietê provem de matrizes selvagens, retirados do próprio rio, não havendo perda da caracterização natural da população. No entanto, tal programa de repovoamento pode estar mascarando uma possível diferenciação, sendo necessária a realização de estudo que comprovem a eficiência da reprodução em meio natural, a fim de descobrir se há a interação de indivíduos de diferentes represas.

De modo geral, o presente visa auxiliar na conservação da espécie no rio Tietê, uma vez que a mesma é amplamente utilizada pelos pescadores locais, tendo aqueles situados nas porções mais a jusante do rio relatado uma diminuição na abundância da espécie. Tal estudo também pode servir de parâmetro para estudos futuros, a fim de descobrir o efeito das barragens em longo prazo.

6. CONCLUSÃO

A partir dos dados genéticos analisados observou-se a existência de uma única população no rio Tietê, não apresentando uma elevada diversidade gênica. Tal fator pode ser explicado pela introdução de indivíduos da espécie realizado pela AES Tietê, o que possivelmente resultou na homogeneização da característica genética da população, mascarando uma possível diferenciação ocasionada pela presença das represas. Desta forma, mais estudos sobre a estrutura genética desta espécie devem ser realizados, a fim de melhor constar se há a transferência natural dos gens ou se tal troca ocorre apenas em meio artificial (tanques).

O relato dos pescadores locais sobre abundância da espécie na região pode indicar que esta está migrando para outras áreas, como os afluentes, atrás de melhores condições ambientais, deixando as águas do rio Tietê. Tais pescadores relatam que a abundância da espécie tende diminuir em direção a jusante, sendo difícil sua captura nas represas de Nova Avanhandava e Três Irmão.

De modo geral, o presente contribuiu para a caracterização da estrutura genética populacional de indivíduos capturados em meio natural, auxiliando nos programas de conservação e mitigação de impactos, além de fornecer dados para futuros trabalhos com a espécie.

7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Estudos sobre as populações de peixes de água doce são muito importantes para auxiliar na conservação dos corpos d'água, uma vez que refletem a integridade ecológica do mesmo. No capítulo 1 observamos que a ictiofauna do rio Tietê sofreu fortes alterações devido as constantes influências antrópicas sofridas, que muitas vezes passam despercebidas. Dentre os impactos, podemos citar a presença das barragens, que vem ocasionando a redução de espécies de grande porte e afetando, conseqüentemente, a pesca local, uma vez que a maioria dos peixes migradores de grande porte são amplamente consumidos pela comunidade. Mesmo sendo as espécies mais dominantes na área, os peixes de pequeno porte também não estão livres dos impactos sofridos pelo rio. A redução cada vez maior da mata ciliar pode afetar diretamente estas espécies, reduzindo área de abrigo, desova e alimentação das mesmas, afetando cada vez mais a comunidade local.

O capítulo 2 permitiu diagnosticar que para a espécie *P. lineatus* nos diversos segmentos do rio Tietê apresenta uma única população dessa espécie migradora. Isto provavelmente está associado à sua alta mobilidade e de sua capacidade de transpor barreiras físicas, ou apenas é reflexo do programa de repovoamento do rio. O fato de *P. lineatus* ter a flexibilidade em mudar seu local de desova, pode ter auxiliado para a permanência desta espécie em uma área tão fragmentada. No entanto, estudos regulares sobre as condições de espécies migradoras devem ser realizados para que possamos compreender o impacto desta fragmentação em longo prazo, assim como maiores evidências de que tais espécies estão conseguindo se reproduzir e gerar populações viáveis no meio natural.

Com as informações aqui expostas, o presente estudo contribui com novas informações essenciais para auxiliar na elaboração de uma Carta de Sensibilidade Ambiental a Derrame de Óleo e Biocombustível (Cartas SAO). Ao mesmo tempo, este documento irá auxiliar no melhor manejo da área e facilitar as ações de mitigação e contenção dos impactos ocasionados, assim como nos programas de conservação e recuperação da fauna local.

8. REFERÊNCIAS

- ABELHA, M. C. F.; AGOSTINHO, A. A.; GOULART, E. Plasticidade trófica em peixes de água doce. **Acta Scientiarum**, v.23, n.2, p.425-434, 2001.
- ABILHOA, V.; DUBOC, L. F. Peixes. In: Mikichs. B.; Bérnils, R. S. (Ed). **Livro vermelho da fauna ameaçada no Estado do Paraná**. Curitiba: Instituto Ambiental do Paraná-IAP, p.581-682, 2004.
- AGÊNCIA NACIONAL DE TRANSPORTE S AQUAVIÁRIOS (Brasil). **Estatísticas da Navegação Interior 2010**. Brasília: ANTAQ, 2011. Disponível em: <http://www.antaq.gov.br/Portal/Estatisticas_NavInterior.asp> Acesso em: 15 fev. 2012.
- AGOSTINHO, A. A. Avaliação da atividade reprodutiva da comunidade de peixes dos primeiros quilômetros a jusante do reservatório de Itaipu. **Revista UNIMAR 15** (Suplemento): p.175-189, 1993.
- AGOSTINHO, A. A. Conservação da biodiversidade em águas continentais do Brasil. **Megadiversidade**, v.1, n.1, p.70-78, 2005.
- AGOSTINHO, A. A. et al. Estratificación espacial y comportamiento de *Prochilodus scrofa* en distintas fases del ciclo de vida, en la planicie de inundación del alto río Paraná y embalse de Itaipu, Paraná, Brasil. **Revue Hydrobiol.Trop.**, v.26, n.1, p.79-90, 1993.
- AGOSTINHO, A. A. et al. The catfish, *Rhinelepis áspera* (Teleostei; Loricariidae), in the Guaíra region of the Paraná River: an example of population estimation from catch-effort and tagging data when emigration and immigration are high. **Fisheries Research**, v.23, p.333-344, 1995.
- AGOSTINHO, A. A., JÚLIO-JR, H. F. Peixes de água doce do Brasil. In: Lowe-McConnell, R. **Estudos ecológicos em comunidades de peixes tropicais**. São Paulo: EDUSP. cap.16. p.374-400, 1999.
- AGOSTINHO, A. A.; HAHN, N. S.; GOMES, L. C.; BINI, L. M. Estrutura trófica. In: Vazzoler, A. E. A. M.; Agostinho, A. A.; Hahn, N. S. (Orgs). **A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos**. Editora da Universidade Estadual de Maringá: EDUEM: Núpelia, p.229-248, 1997.
- AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. Biodiversity and Fisheries Management in the Paraná River Basin: Successes and Failures. In: Victoria B. C. **Managing global fisheries for biodiversity**, 2001.
- AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; PELICICE, F. M. Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil. Maringá: **EDUEM**, 501p, 2007.
- AGOSTINHO, A. A.; PELECICE, F. M.; JÚLIO JR, H. F. Biodiversidade e Introdução de Espécies de Peixes: unidades de conservação. In: Campos, J. B.; Tossulino, M. G. P.; Muller, C. R. C. (eds.). **Unidades de Conservação: ações para valorização da**

biodiversidade. Curitiba: Instituto Ambiental da Paraná Instituto Ambiental da Paraná, Curitiba, p.95-117, 2006.

AGOSTINHO, A. A.; PELILICE, F. M.; JULIO JR, H F. Introdução de espécies de peixes em águas continentais brasileiras: uma síntese. In: Rocha, O.; Espíndola, E. L. G.; Fenerich-Verani, N.; Verani, J. R.; Rietzler, A. C. (Orgs). **Espécies invasoras em águas doces – estudos de caso e propostas de manejo**. Editora Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, SP, p.13-23, 2005.

AGOSTINHO, A. A.; JULIO JR. H. F.; BORGHEITI, J. R. Considerações sobre os impactos dos represamentos na ictiofauna e medidas para sua atenuação. Um estudo de caso: Reservatório de Itaipu. **Revista Unimar** 14 (supl.), p.89-107, 1992.

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.. Biodiversity and fishery management in the Paraná River basin: successes and failures. **Blue Millenium–World Fisheries Trust CRDI-UNEP**. Universidade Estadual de Maringá, Maringá, Brasil, 2002.

AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; SUZUKI, A. I.; FERREIRA JULIO, H. Jr. Migratory fishes of the Upper Parana´ River Basin, Brazil. In: Carolsfeld, J.; Harvey, B.; Ross, C. A.; Baer, A. (eds). **Migratory fishes of South America: biology fisheries and conservation status**. International Development Research Center/The World Bank, Ottawa, pp 99–156, 2003.

ALCÁNTARA, M. R. Breve revisión de los marcadores moleculares. In: EGUIARTE, L. E.; SOUZA, V.; AGUIRRE, X. (Org.). **Ecología Molecular**. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, p.541-566, 2007.

ALJANABI, S. M.; MARTINEZ, I. Universal and rapid SALT-extraction of high quality genomic DNA for PCR-based techniques. **Nucleic Acids Research**, v.25, n.22, p.4692-4693, 1997.

ALMEIDA, F. B. DE; COSTA, H. C. *Synbranchus marmoratus* (muçum). Bicho da vez. **Museu de Zoologia João Moojen**, n.25, 2010.

ALMEIDA, F. S. de; SODRÉ, L. M. K.; CONTEL, E. P. B. Population structure analysis of *Pimelodus maculatus* (Pices, Siluriformes) from the Tietê and Paranapanema Rivers (Brazil). **Genetics and Molecular Biology**, v.26, n.3, p.301-305, 2003.

ANTAQ – Agência Nacional de Transportes Aquaviários. **Bacia do Paraná-Tietê**. Plano Nacional de Integração Hidroviária. Desenvolvimento de Estudos e Análises das Hidrovias Brasileiras e suas Instalações Portuárias com Implantação de Base de Dados Georreferenciada e Sistema de Informações Geográficas. Agência Nacional de Transportes Aquaviários – ANTAQ. Laboratório de Transportes e Logística – LABTRANS/UFSC, 2013. Disponível em: <<http://www.antaq.gov.br/porta1/PNIH/RTBaciaParanaTiete.pdf>>. Acesso em: 10 fev 2013.

ARAÚJO, A. S. et al. Características morfológicas-merísticas e aspectos reprodutivos da sardinha de água doce, *Triporthus angulatus* (Osteichthyes: Chraciformes) do rio Acauã do bioma Caatinga. **Biota Amazônia**, v.2, n.1, 2012.

ARAÚJO, F. G. Adaptação do Índice de Integridade Biótica usando a comunidade de peixes para o rio Paraíba do Sul. **Rev. Bras. de Biol.**, v.58, n.4, p.547-558, 1998.

ARAÚJO-LIMA, C. A. R. M.; AGOSTINHO, A. A.; FABRÉ, N. N. Trophic aspects of fish communities in Brazilian rivers and reservoirs. In: Tundisi, J. G., Bicudo, C. E. M.; Matsumura-Tundisi, T. (Eds.). **Limnology in Brazil**. Rio de Janeiro: ABC/SBL, p.105-136, 1995.

ASUAR, L. E. Guía práctica sobre la técnica de PRC. In: EGUIARTE, L. E.; SOUZA, V.; AGUIRRE, X. (Org.). **Ecología Molecular**. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, p.517-540, 2007.

AZEVEDO, M. A. **Análise comparada de caracteres reprodutivos em três linhagens de Characidae (Teleostei: Ostariophysi) com inseminação**. Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2004.

AZEVEDO, P.; GOMES, A. L. Contribuição ao estudo da biologia da traíra *Hoplias malabaricus* (Bloch, 1794). **Boletim de Industria Animal**: publicação do departamento da Produção Animal da Secretaria da Agricultura, Indústria e Comércio, São Paulo, v.5, n.4, p.15-55, 1942.

BARBIERI, G. Dinâmica da reprodução e crescimento de *Hoplias malabaricus* (Bloch, 1794) (Osteichthyes, Erythrinidae) da represa do Monjolinho, São Carlos/SP. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v.6, n.2, p.225-233, 1989.

BARBOSA, N. S. B., VILELA, M. J. A. **Ocorrência da família Loricariidae (Pisces: Siluriformes) no alto curso do rio Sucuriú**. Disponível em: <<http://www.propp.ufms.br/gestor/titan.php?target=openFile&fileId=629>>. Acesso em: 8 abr. 2012.

BARRELLA, W.; PETRERE, M. Fish community alterations due to pollution and damming in Tietê and Paranapanema Rivers (Brazil). **River Res. Applic**, v.19, p.59-76, 2003.

BARRERO, N.; RIBEIRO, R.; VARGAS, L.; POVH, J.; GOMES, P.; MANGOLIN, C.; BOSO, K.; GUALDA, T. Caracterização genética de estoques de *Prochilodus lineatus* (Valenciennes, 1836) (Characiformes: Prochilodontidae), utilizados em programas de repovoamento: importância para a conservação da ictiofauna e do ecossistema. **Biosci. J.**, Uberlândia, v.24, n.4, p. 86-93, 2008.

BEMVENUTI, M. A.; FISCHER, L. G. Peixes: Morfologia e Adaptações. **Cadernos de Ecologia Aquática**, v.5, n.2, p.31-54, 2010.

BENJAMINI, B. Y.; YEKUTIELI. The control of the false Discovery rate in multiple testing under dependency. **The Annals of Statistics**, v.29, n.4, p.1165-1188, 2001.

BENNEMANN, S. T.; ORSI, M. L.; SHIBATTA, O. A. Atividade alimentar de espécies de peixe do Rio Tibagi, relacionada com o desenvolvimento de gordura e das gônadas. **Revista Brasileira de Zoologia**, v.13, n.2, p.501-512, 1996.

BOWEN, S. H. Detritivory in neotropical fish communities. In: Zaret, T. M. **Evolutionary ecology of Neotropical freshwater fish**. Dordrecht, W. Junk. p.59-66, 1984.

BRAGA, F. M. de S. Crescimento e mortalidade de *Leporinus friderici* (Ostariophysi, Anostomidae) na represa de Volta Grande, rio Grande, localizada entre os Estados de Minas Gerais e São Paulo, Brasil. **Acta Scientiarum**, v.23, n.2, p. 415-420, 2001.

BRAGA, F. M. de S. Fishes reproduction in the Volta Grande dam tributaries, Grande River, Southeastern Brazil. **Iheringia, Sér. Zool.**, Porto Alegre, n. 91, 2001.

BUCKUP, P. A.; MENEZES, N. A.; GHAZZI, M. S. (eds.). **Catálogo das espécies de peixes de água doce do Brasil**. Rio de Janeiro, Museu Nacional. (Série Livros, 23) ISBN: 978-85-7427-018-0, 195p., 2007.

BUNN, S. E.; ARTHINGTON, A. H. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. **Environmental Management**, v.30, n.4, p. 492-507, 2002.

CALDEIRA, F. C. et al. Distribuição espaço-temporal e dieta de *Hoplosternum littorale* (Hancock, 1828) (Siluriforme, Callichthyidae) no Rio da Draga, Vila Velha, ES. **Natureza on line**, v.5, n.2, p.96-101, 2007.

CALLEN, D. F. et al. Incidence and Origin of Null Alleles in the (AC)_n Microsatellite Markers. **American Journal of Human Genetics**, v.52, p.922-927, 1993.

CARVALHO, E. C.; BRITTO, S. G. DE C.; ORSI, M. L. O panorama das introduções de peixes na bacia hidrográfica do rio Paranapanema, Alto Paraná, Brasil. In: Rocha, O.; Espíndola, E. L. G.; Fenerich-Verani, N.; Verani, J. R.; Rietzler, A. C. (Orgs). **Espécies invasoras em águas doces – estudos de caso e propostas de manejo**. Editora Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, SP, p.253-273, 2005.

CARVALHO-COSTA, L. F.; HATANAKA, T.; GALETTI Jr. P. M. Evidence of lack of population substructuring in the Brazilian freshwater fish *Prochilodus costatus*. **Genetics and Molecular Biology**, v.31, n1, p.377-380, 2008.

CASATTI, L. Alterações no Código Florestal Brasileiro: impactos potenciais sobre a ictiofauna. **Biota Neotrop.**, v.10, n.4, 2010.

CASATTI, L. Fish assemblage structure in a first order stream, southeastern Brazil: longitudinal distribution, seasonality, and microhabitat diversity. **Biota Neotropical**, v.5, n.1, 2005.

CASSEMIRO, F. A. S.; HAHN, N. S.; DELARIVA, R. L. Estrutura trófica da ictiofauna, ao longo do gradiente longitudinal do reservatório de Salto Caxias (rio Iguaçu, Paraná, Brasil), no terceiro ano após o represamento. **Acta Scientiarum**, v.27, n.1, p.63-71, 2005.

CASTRO, R. M. C.; CASATTI, L. 1997. The fish fauna from a small forest stream of the upper Paraná river basin, southeastern Brazil. **Ichthyol. Explor. Freshwaters**, v.7, n.4, p.337-352. 1973.

CASTRO, R. M. C.; VARI, R. P. Family Prochilodontidae. In: Reis, R. E.; Kullander, S. O.; Ferraris Jr., C. J. **Check List of the Freshwaters of South and Central America**. Porto Alegre: EDIPUCRS, p.65-70, 2003.

CAVALCANTE, D. G. S. M.; MARTINEZ, C. B. R.; SOFIA, S. H. Genotoxic effects of Roundup on the fish *Prochilodus lineatus*. **Mutation Research**, n°55, p.41-46, 2008.

CAVENAGHI, A. L. et al. Caracterização da qualidade de água e sedimento relacionados com a ocorrência de plantas aquáticas em cinco reservatórios da bacia do rio Tietê. **Planta Daninha** (Edição Especial), v. 21, p.43-52, 2003.

CETESB - Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental. Relatório Técnico: Acidente com o Oleoduto OSBAT – PETROBRAS / TRANSPETRO - GUAECÁ – SÃO SEBASTIÃO. São Paulo, 2005.

CHAPUIS, M. P.; ESTOUP, A. Microsatellite Null Alleles and Estimation of Population. **Molecular Biology and Evolution**, v.24, n.3, p.621-631, 2007.

COMPANHIA ENERGÉTICA DE SÃO PAULO. **40 peixes do Brasil: CESP 40 anos**. José Caldas (fotografia); João Henrique Pinheiro Dias, Oscar Akio Shibatta (pesquisa e textos); Oscar Akio Shibatta (ilustrações). Rio de Janeiro: Doiis, 208p., 2006.

CORSEUIL, H. X.; MARINS, M. D. M. Contaminação de águas subterrâneas por derramamentos de gasolinas: o problema é grave?. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.2, n.2, p.50-54, 1997.

CUNICO, A. M.; AGOSTINHO, A. A.; LATINI, J. D. Influência da urbanização sobre as assembléias de peixes em três córregos de Maringá, Paraná. **Revista Brasileira de Zoologia**, v.23, n.4, 2006.

DAEE – Departamento de Águas de Energia Elétrica. **Histórico do rio Tietê**. Disponível em: <http://www.daee.sp.gov.br/index.php?option=com_content&view=article&id=793:historico-do-rio-tiete&catid=48:noticias&Itemid=53>. Acesso em: 10 fev 2013.

DEWOODY, J. A.; AVISE, J. C. Microsatellite variation in marine, freshwater and anadromus fishes compared with other animals. **Journal of Fish Biology**, v.56, n.3, p.461-473, 2000.

DIAS, J. H. P. **Distribuição espacial e temporal da ictiofauna do trecho médio do rio Paranapanema e suas relações com as características morfológicas e limnológicas dos compartimentos da bacia**. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de São Carlos, 2005.

EARL, D. A.; VONHOLDT, B. M. STRUCTURE HARVESTER: a website and program for visualizing STRUCTURE output and implementing the Evanno method. **Conservation Genetics Resources**, v.4, p.359-361, 2012.

ELLEGREN, H. Microsatellites: simple sequences with complex evolution. **Nature Reviews Genetics**, v.5, p.435-445, 2004.

ESPÍNDOLA, E. L. G et al. Efeitos da fragmentação sobre a biodiversidade: organismos aquáticos. In: Rambaldi, D. M., Oliveira D. A. S. (Eds.) **Fragmentação de Ecossistemas: Causas, Efeitos sobre a Biodiversidade e Recomendações de Políticas Públicas**. MMA/SBF, Brasília, Brazil. 506p., 2003.

ESPÍNDOLA, E. L. G. et al. Uma proposta de manejo para as espécies introduzidas nos reservatórios do Médio e Baixo rio Tietê, SP. In: Rocha, O.; Espíndola, E. L. G.; Fenerich-Verani, N.; Verani, J. R.; Rietzler, A. C. (Orgs). **Espécies invasoras em águas doces – estudos de caso e propostas de manejo**. Editora Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, SP, p.275-278, 2005.

EVANNO, G.; REGNAUT, S.; GOUDET, J. Detecting the number of clusters of Individuals using the software STRUCTURE: a simulation study. **Mol. Ecol.**, v.14, p.2611-2620, 2005.

FERNANDES, R.; AMBRÓSIO, A. M.; OKADA, E. K. Idade e crescimento de *Satanoperca pappaterra* (Heckel, 1840) (Osteichthyes, Cichlidae) no reservatório de Itaipu, Estado do Paraná. **Acta Scientiarum**. Maringá, v.24, n.2, p.445-450, 2002.

FERREIRA, M. F.; BEAUMORD, A. C. Mapeamento da Sensibilidade Ambiental à Derrames de Óleo nos Cursos de Água da Bacia do Rio Canhanduba, Itajaí, SC. **Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology**, v.12, n.2, p.61-72, 2008.

FISHBASE, 2013. Disponível em: <www.fishbase.org>. Acesso 2013.

FLECKER, A. S. Ecosystem engineering by a dominant detritivore in a diverse tropical stream. **Ecology**, n.77, 1996.

FRANKHAM, R. Conservation genetics, **Annu. Rev. Genetics**, n.29, p.325-327, 1995.

GALINA, A. B.; HAHN, N. S. Comparação da dieta de duas espécies de *Triportheus* (Characidae, Triportheinae), em trechos do reservatório de Manso e lagoas do rio Cuiabá, Estado do Mato Grosso. **Acta Scientiarum**. Biological Sciences. Maringá, v.25, n.2, p.345-352, 2003.

GALO, M. B. L. T. et al. Uso do sensoriamento remoto orbital no monitoramento da dispersão de macrófitas nos reservatórios do Complexo Tietê. **Planta Daninha**, v.20, (Edição especial), p.7-20, 2002.

GERKING, S. D. Feeding ecology of fish. Califórnia: **Academic Press**, 1994.

GIBRAN, F. Z. et al. Diet of *Crenicichla britskii* (Perciformes: Cichlidae) in a stream of rio Aguapeí basin, upper rio Paraná system, southeastern Brazil. **Biota Neotropica**, v.1, n.1, 2001.

GODINHO, H. P. Estratégias reprodutivas de peixes aplicados à aquicultura: bases para o desenvolvimento de tecnologias de produção. **Revista Brasileira de Reprodução Animal**, Belo Horizonte, v.31, n.3, p.351-360, 2007.

GRAÇAS, W. J. DA.; PAVANELLI, C. S. Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes. Maringá: **EDUEM**, 241p., 2007.

GURGEL, L. L. de et al. Ecologia reprodutiva de *Cichlasoma orientale* (Osteichthyes: Cichlidae), um peixe endêmico do semi-árido brasileiro. **Biota Amazônia**. Macapá, v.1, n.2, p. 36-44, 2011.

Hahn, N. S. et al. Ecologia trófica. In: Vazzoler, A. E. A. M.; Agostinho, A. A.; Hahn, N. S. (Orgs). **A planície de inundação do alto rio Paraná: aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos**. Editora da Universidade Estadual de Maringá: EDUEM: Núpelia, p.209-228, 1997.

HAHN, N. S.; FUGI, R. Alimentação de peixes em reservatórios brasileiros: alterações e conseqüências nos estágios iniciais do represamento. **Oecologia Brasiliensis**, v.11, n.4, p.469-480, 2007.

HAILU, M. Reproductive aspects of common carp (*Cyprinus carpio* L, 1758) in a tropical reservoir (Amerti: Ethiopia). **Journal of Ecology and the Natural Environment**, v.5, n.9, p. 260-264, 2013.

HASTINGS, A. Hardy–Weinberg Theorem. **Encyclopedia of Life Sciences (eLS)**, p.1-4, 2001.

HAYES, M. O; MICHEL, J.; MONTELLO, T. M. The Reach Sensitivity Index (RSI) for mapping rivers and streams. **International Oil Spill Conference**, p.343-350, 1997.

HÖFLING, J. C. et al. Alimentação de *Cyphocharax modestus* no reservatório de Salto Grande, Americana, SP, **Brasil**. **Bioikos**, PUC-Campinas, v.14, n.2, p.7-11, 2000.

HOFLING, J. C. et al. Distribuição, reprodução e alimentação de *Triporthus signatus* (*Triporthus angulatus*) no reservatório de Salto Grande, Bacia do Rio Piracicaba, SP, Brasil. **Bioikos**, PUC-Campinas, v.14, n.1, p.16-23, 2000.

ITOPF – The International Tanker Owners Pollution Federation Limited. **Oil Tanker Spill Statistics**, 2012. Disponível em: <<http://www.itopf.com/information-services/data-and-statistics/statistics/>>. Acesso em: 20 jan 2013.

JUNQUEIRA, A. O Transporte do Etanol pela Hidrovia Tietê-Paraná. 2º Seminário de Portos e Vias Navegáveis. **Transpetro**, 2011.

KARR, J. R. et al. Assessing Biological Integrity in Running Waters: a Method and Its Rationale. **Illinois Natural History Survey Publication**, 1996.

KEENLEYSIDE, M. H. A. Parental care. In: Keenleyside, M. H. A. (Ed.). **Cichlid Fishes: Behaviour, Ecology and Evolution**. Fish and Fisheries Series 2. Chapman & Hall. Cambridge. p.173-190, 1991.

KIERULFF, M. C. M. Métodos. In: Bressan, P. M.; Kierulff, M. C. M.; Sugieda, A. M. (Orgs). **Fauna Ameaçada de Extinção no Estado de São Paulo: Vertebrados**. Fundação Parque Zoológico de São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente, p. 21-30, 2009.

KINGSFORD, R. T. Ecological impacts of dams, water diversions and river management on floodplain wetlands in Australia. **Austral Ecology**, n.25, p.109-127, 2000.

KIRCHHEIM, P. D.; GOULART, E. Ecomorfologia de predação e antipredação em Siluriformes (Osteichthyes). **Oecologia Australis**, v.14, n.2, p.550-568, 2010.

KRAMER, D. L. Reproductive seasonality in the fishes of a tropical stream. **Ecology**, v.59, n.5, p. 976-985, 1978.

KULLANDER, S. O. Family Cichlidae (Cichlids). In: Reis, R. E.; Kullander, S. O.; Ferraris Jr., C. J. (Org.). **Check list of the freshwater fishes of South and Central America**. EDIPUCRS, Porto Alegre, p. 605-654. 2003.

LAMAS, I. R. **Análise de características reprodutivas de peixes brasileiros de água doce, com ênfase no local de desova**. Teses (Mestrado) - Universidade Federal de Minas Gerais, 1993.

LANGANI, F. et al. Diversidade da ictiofauna do Alto Rio Paraná: composição atual e perspectivas futuras. **Biota Neotropica**, v.7, n.3, 2007.

LANGIANO, V. do C.; MARTINEZ, C. B. R. Toxicity and effects of a glyphosate-based herbicide on the Neotropical fish *Prochilodus lineatus*. **Comparative Biochemistry and Physiology**, n.147, p.222-231, 2008.

LEME, D. M.; MARIN-MORALES, M. A. Avaliação da qualidade de águas impactadas por petróleo por meio de sistemas – teste biológico (*Allium cepa*) – Um estudo de caso. **4º PDPETRO**, Campinas, SP, 2007.

LEUZZI, M. S. P. et al. Analysis by RAPD of the genetic structure of *Astyanax altiparanae* (Pisces, Characiformes) in reservoirs on the Paranapanema River, Brazil. **Genetics and Molecular Biology**, v.27, n.3, p.355-362, 2004.

LIMA, M. V. de; DIAS-BRITO, D.; MILANELLI, J. C. C. Mapeamento da sensibilidade ambiental a derrames de óleo em Ilha Bela, São Paulo. **Revista Brasileira de Cartografia**, v.2, n.60, 2008.

LIMA, C. B. DE; SOUZA, R. L. de. *Cichla kelberi* (Tucunaré-amarelo). Bicho da vez. **Museu de Zoologia João Moojen**, n.20, 2010.

LOWE-MCCONNELL, R. H. Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. Tradução: Vazzoler, A. E. A. de M.; Agostinho, A. A.; Cunningham, P. T. M. São Paulo: **EDUSP**, 534p., 1999.

MALABARBA, M. C. S. L. Revision of the Neotropical genus *Triportheus* Cope, 1872 (Characiformes: Characidae). **Neotropical Ichthyology**, v.2, 2004.

MARCIANO, F. T. **Composição, abundância e aspectos reprodutivos das espécies de peixes do reservatório Álvaro de Souza Lima (Bariri, SP) e sua relação com as características ambientais do sistema**. Tese (Doutorado) - Universidade de São Paulo. São Carlos, SP, Brasil. 217p., 2005.

MARINHO, R. S. D. A. et al. Biologia de peixes do semi-árido paraibano. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, p.112-121, 2006.

MEDERIOS, C. da F. L.; CARDOSO, M. A.; FERREIRA, P. C. G. Uso de microssatélites em estudos de biologia da conservação. **Floresta e Ambiente**. v.13, n.2, p.25-36, 2006.

MENDOZA-CANTÚ, A. et al. Identification of environmentally vulnerable areas with priority for prevention and management of pipeline crude oil spills. **Journal Management**, n.92, p.1706-1713, 2011.

MICHEL, J., HENRY JR., C. B.; THUMM, S. Shoreline assessment and environmental impacts from the M/T Westchester oil spill in the Mississippi River. **Spill Science & Technology Bulletin**, n.7, p.155-161, 2002.

MILLER, M. J.; YUAN, B. Z. Semiautomated resolution of overlapping stutter patterns in genomic microsatellite analysis. **Analytical Biochemistry**, v.15, n.251, p.50-56, 1997.

MINATTI-FERREIRA, D. D.; BEAUMORD, A. C. Adequação de um protocolo de avaliação rápida de integridade ambiental para ecossistemas de rios e riachos: Aspectos físicos. **Revista Saúde e Ambiente / Health and Environment Journal**, v.7, n.1, 2006.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Especificações e Normas Técnicas para a Elaboração de Cartas de Sensibilidade Ambiental para Derramamentos de Óleo. 94p., 2002.

MINISTÉRIOS DO MEIO AMBIENTE. Atlas de sensibilidade ambiental ao óleo das bacias marítimas do Ceará e Pontiguar. Ministérios do Meio Ambiente. Secretaria de Qualidade Ambiental nos Assentamentos Humanos. Programa de Gerenciamento Ambiental Territorial. **Projeto de Gestão Integrada dos Ambientes Costeiros e Marinho** – Brasília: Ministérios do Meio Ambiente, 2004.

MODESTO, K. A.; MARTINEZ, C. B. R. Roundup causes oxidative stress in liver and inhibits acetylcholinesterase in muscle and brain of the fish *Prochilodus lineatus*. **Chemosphere**, v.78, p.294-299, 2010.

MONTEIRO, C. A. F. **Dinâmica climática e as chuvas no Estado de São Paulo**. Relatório Técnico, São Paulo: Instituto de Geografia, USP. 130p., 1973.

MORAIS-FILHO, M. B.; SCHUBART, O. **Contribuição ao estudo do Dourado (*Salminus maxillosus* Val.) do Rio Mogi Guaçu**. São Paulo. Ministério da Agricultura. Divisão de caça e pesca, 114p., 1955.

MORITZ, C. Defining evolutionary significant units for conservation. **Trends Ecol. Evol.**, n.9, p.373-375, 1994.

MORTATTI, J. et al. Hidrologia dos Rios Tietê e Piracicaba: séries temporais de vazão e hidrogramas de cheia. **Revista de Ciência & Tecnologia**, v.12, n.23, p. 55-67, 2004.

NAKATANI, K. et al. Ovos e larvas de peixes de água doce: desenvolvimento e manual de identificação. **Maringá: EDUEM**, 378p., 2001.

NATIONAL RESPONSE CENTER. Disponível em: <<http://www.nrc.uscg.mil/stats.html>>. Acesso em: 20 jan 2013.

NELSON, J. S. Fishes of the world. **John Wiley & Sons**, New York, 2006.

NETO, F. S. **Obras de infraestrutura hidrológica e invasões de peixes de água doce na região neotropical**: implicações para homogeneização biótica e hipótese de naturalização de Darwin. Tese (Mestrado) – Universidade Federal do Paraná, 113p., 2013.

NILSSON, C.; SVEDMARK, M. Basic principles and ecological consequences of changing water regimes: riparian plant communities. **Environmental Management**, v.30, n.4, p.468-480, 2002.

NOVAKOWSKI, G. C.; HAHN, N. S.; FUGI, R. Alimentação de peixes piscívoros antes e após a formação do reservatório de Salto Caxias, Paraná, Brasil. **Biota Neotropical**, v.7, n.2, 2007.

OLIVEIRA, E. J. et al. Origin, evolution and genome distribution of microsatellites. **Genetics and Molecular Biology**, v.29, n.2, p.294-307, 2006.

OLIVEIRA, M. T. de et al. **Determinação do ciclo reprodutivo de peixes reofílicos de interesse comercial da sub-bacia do rio Cuiabá**. p.9-11, 2005. Disponível em: <<http://www.seb-ecologia.org.br/viiceb/resumos/339a.pdf>>. Acesso em: 7 abr. 2012.

OOSTERHOUT, C. V. et al. Micro-Checker: software for identifying and correcting genotyping errors in microsatellite data. **Molecular Ecology Notes**, v.4, p.535-538, 2004.

ORSI, M. L.; SHIBATTA, O. A. Crescimento de *Schizodon intermedius* Garavello & Britski (Osteichthyes, Anostomidae) do rio Tibagi (Sertanópolis, Paraná). **Revista Brasileira de Zoologia**, v.16, n.3, p.701-710, 1999.

OYAKAWA, O. T. et al. Peixes de água doce. In: Bressan, P. M.; Kierulff, M. C. M.; Sugieda, A. M. (Orgs). **Fauna Ameaçada de Extinção no Estado de São Paulo: Vertebrados**. Fundação Parque Zoológico de São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente, p.349-424, 2009.

OYAKAWA, O. T.; MENEZES, N. A. Checklist dos peixes de água doce do Estado de São Paulo, Brasil. **Biota Neotropica**, v.11, n.1a, 2011.

PAES, J. V. K. **A ictiofauna do Rio do Peixe sob a influência da represa de Barra Bonita (SP): índices ecológicos e condições limnológicas**. Tese (Doutorado) – Instituto de Biociências Botucatu, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 130p., 2010.

PEAKALL, R.; SMOUSE, P. E. GenALEx 6.5: genetic analysis in Excel. Population genetic software for teaching and research – an update. **Genetics and population analysis**, v.28, n.19, p.2537-2539, 2012.

PEREIRA, L. H. G.; FORESTI, F.; OLIVEIRA, C. Genetic structure of the migratory catfish (Siluriformes: Pimelodidae) suggests homing behavior. **Ecology of Freshwater Fish**, v.18, n.2, p.215-225, 2009.

PETESSE, M. L.; PETRERE JR. M.; SPIGOLON, R. J. Adaptation of the reservoir fish assemblage index (RFAl) for assessing the Barra Bonita reservoir (São Paulo, Brasil). **River Research and Applications**, v.23, p.595-612, 2007a.

PETESSE, M. L.; PETRERE JR. M.; SPIGOLON, R. J. The hydraulic management of the Barra Bonita reservoir (SP, Brazil) as a factor influencing the temporal succession of its fish community. **Brazilian Journal Biology**, v.67, n.3, p.433-445, 2007b.

PETESSE, M. L.; PETRERE Jr., M. As barragens e os peixes. **Ciência hoje**, v. 49, n.293, p.30-35, 2012.

PINAY, G.; CLEMENT, J. C.; NAIMAN, R. J. Basic principles and ecological consequences of changing water regimes on nitrogen cycling in fluvial systems. **Environmental Management**, v.30, n.4, p.481-491, 2002.

PINTO, B. C. T.; ARAÚJO, F. G. Assessing of Biotic Integrity of the Fish Community in a Heavily Impacted Segment of a Tropical River in Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v.50, n.3, p.489-502, 2007.

PIORSKI, N. M. et al. Contribution of conservation genetics in assessing neotropical freshwater fish biodiversity. **Brazilian Journal Biology**, v.68 (4, Suppl.), p.1039-1050, 2008.

PORTELLA, A. C.; ARSENTALES, A. D.; SMITH, W. S. Biologia reprodutiva da ictiofauna migradora do rio Sorocaba, São Paulo, Brasil. **VII Seminário de Iniciação Científica do Instituto de Pesca**, Santos – SP, 2012.

PRITCHARD, J. K.; STEPHENS, M.; DONNELLY, P. Inference of population structure using multilocus genotype data. **Genetics**, v.155, p.945-959, 2000.

R Development Core Team, 2011. R: A language and environment for statistical computing. **R Foundation for Statistical Computing**, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <<http://www.R-project.org/>>.

REBOUÇAS, A. **Águas Doces no Brasil - Capital Ecológico, Uso e Conservação**, 2ª ed., Escrituras: São Paulo, 2002.

RESENDE, E. K. Migratory fishes of the Paraguay-Paraná Basin, excluding the Upper Paraná Basin. In: Carolsfeld, J.; Harvey, B.; Ross, C. A.; Baer, A. (eds). **Migratory fishes of South America: biology fisheries and conservation status**. International Development Research Center/The World Bank, Ottawa, p.99–156, 2003.

ROCHA, O. et al. Animal Invaders in São Paulo States Reservoirs. **Oecologia Australis**, v.15, n.3, p.631-642, 2011.

ROCHA, T. de C. F.; DIAS-BRITO, D.; MILANELLI, J. C. C. Mapeamento da sensibilidade ambiental do litoral de Ubatuba-SP a vazamento de petróleo. **Revista Brasileira de Cartografia**, v.1, n.63, 2011.

RODRIGUES, R. R.; BONONI, V. Diretrizes para a conservação e restauração da biodiversidade no Estado de São Paulo. Instituto de Botânica. **Programa Biota/FAPESP**, 2008.

ROMERO, A. F.; RIEDEL, P. S.; MILANELLI, J. C. C. Carta de Sensibilidade ambiental ao óleo do sistema estuarino-lagunar de Cananéia-Iguape, litoral sul de São Paulo. **Revista Brasileira de Cartografia**, n.62, edição especial 01, 2010.

ROSA, R. S.; LIMA, F. C. T. Peixes. In: Machado, A. B. M.; Drummond, G. M.; Paglia, A. P. (Org.). **Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção**. Brasília, DF: MMA; Belo Horizonte, MG: Fundação Biodiversitas, p.9-275, 2008.

ROSA, R. S.; MENEZES, N. A. Relação preliminar das espécies de peixes (Pisces, Elasmobranchii, Actinopterygii) ameaçadas no Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v.13, n.3, p. 647-667, 1996.

RUEDA, E. C.; SOMMER, J.; SCARABOTTI, P.; MARKARIANI, R.; ORTÍ, G. Isolation and characterization of polymorphic microsatellite loci in the migratory freshwater fish *Prochilodus lineatus* (Characiformes: Prochilodontidae). **Conserv. Genet. Resour.**, v.3, p.681-684, 2011.

SANCHES, A.; GALETTI JR., P. M. Microsatellites loci isolated in the freshwater fish *Brycon hilarii*. **Molecular Ecology Notes**, v.6, p.1045-1046, 2006.

SANCHES, A.; GALETTI JR., P. M. Population genetic structure revealed by school of the freshwater migratory fish, *Brycon hilarii*. **Latin American Journal of Aquatic Research**, v.40, n.2, p.408-417, 2012.

SANCHES, A. et al. Genetic population structure of two migratory freshwater fish species (*Brycon orthotaenia* and *Prochilodus argenteus*) from the São Francisco River in Brasil and its significance for conservation. **Latin American Journal of Aquatic Research**, n.40, v.1, p.177-186, 2012.

SANT'ANNA NETO, J. L. **As chuvas no Estado de São Paulo**: contribuição ao estudo da variabilidade e tendência na perspectiva da análise geográfica. Tese (Doutoramento). Instituto de Geografia, USP - São Paulo, 1995.

SCHUELKE, M. An economic method for the fluorescent labeling of PCR fragments. **Nature Biotechnology**, v.18, p.233-234, 2000.

SELKOE, K. A.; TOONEN, R. J. Microsatellites for ecologists: a practical guide to using and evaluating microsatellite markers. **Ecology Letters**, n.9, p.615-629, 2006.

SIMONATO, J. D.; FERNANDES, M. N.; MARTINEZ, C. B. R. Gasoline effects on biotransformation and antioxidant defenses of the freshwater fish *Prochilodus lineatus*. **Ecotoxicology**, n.20, p.1400-1410, 2011.

SIMONATO, J. D.; GUEDES, C. L. B.; MARTINEZ, C. B. R. Biochemical, physiological, and histological changes in the neotropical fish *Prochilodus lineatus* exposed to diesel oil. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, n.69, p.112-120, 2008.

SILVA, R. G. **Análise da estrutura genética populacional do curimatá (*Prochilodus lineatus*, Characiformes: Prochilodontidae) na região da bacia do Rio Grande, SP**. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Biociência da Universidade de São Paulo. 100p, 2006.

SMITH, W. S. **A importância dos tributários, da fragmentação artificial de rios e da introdução de espécies na comunidade de peixes dos reservatórios do médio e baixo rio Tietê**. Tese (Doutorado) - Universidade de São Paulo. São Carlos, SP. 295p., 2004.

SMITH, W. S. et al. Impactos dos reservatórios do médio e baixo Tietê (SP) na composição das espécies de peixes e na atividade de pesca. In: **Recursos hidroenergéticos: usos, impactos e planejamento integrado**. São Carlos, SP, p.57-72, 2002.

SMITH, W. S.; ESPÍNDOLA, E. L. G.; ROCHA, O. As introduções de espécies de peixes exóticos e alóctones em bacias hidrográficas brasileiras. In: Rocha, O.; Espíndola, E. L. G.; Fenerich-Verani, N.; Verani, J. R.; Rietzler, A. C. (Orgs). **Espécies invasoras em águas doces – estudos de caso e propostas de manejo**. Editora Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, SP, p.25-44, 2005b.

SMITH, W.S; ESPÍNDOLA, E. L. G.; ROCHA, O. As espécies de peixes introduzidas no rio Tietê. In: Rocha, O.; Espíndola, E. L. G.; Fenerich-Verani, N.; Verani, J. R.; Rietzler, A. C. (Orgs). **Espécies invasoras em águas doces – estudos de caso e propostas de manejo**. Editora Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, SP, p.165-179, 2005a.

SOARES, L. M. C. **Sistemas de Transposição para Peixes**: Medidas mitigatória para barragens. Tese (Mestrado) – Faculdade de Ciências da Universidade do Porto, 63p., 2012.

STALCUP, D. et al. Characteristics of Oil Spills: Inland Versus Coastal. **International Oil Spill Conference**, 1997.

STRAND, M. et al. Destabilization of tracts of simple repetitive DNA in yeast by mutations affecting DNA mismatch repair. **Nature**, v.365, p.274-276, 1993.

SUZUKI, H. I. et al. Estratégias Reprodutivas de Assembléias de Peixes em Reservatórios. Cap. 18. In: Rodrigues, L.; Thomaz, S. M.; Agostinho, A. A.; Gomes, L. C. (Orgs). **Biocenose em reservatórios**: padrões espaciais e temporais. São Carlos: RIMa, 333p., 2005.

SVERLIJ, S. B. A.; ESPINACH R. A.; ORTI, G. Sinopsis de los biológicos y pesqueros Del sábalo *Prochilodus lineatus* (Valenciennes, 1847). **FAO Sinopsis sobre La Pesca**. Roma, FAO, n.154, 64p., 1993.

TORLONI, C. E. C. et. al. Produção pesqueira e composição das capturas em reservatórios sob concessão da CESP nos rios Tietê, Paraná e Grande, no período de 1986 a 1991. **Série Produção Pesqueira**, CESP, 73p., 1993.

TORREZANI, N. C. **Efeitos genotóxicos da fração solúvel do biodiesel para uma espécie de peixe neotropical**. Trabalho de Conclusão de Curso (TCC). Centro Universitário Filadélfia. Londrina, 2009.

USEPA. Understanding Oil Spills and Oil Spill Response in Freshwater Environments. United States Office of Emergency. Environmental Protection and Remedial. **Oil Programs Center**. Washington: D.C., 1999.

VAZELLA, T. P.; MARTINEZ, C. B. R.; CÓLUS, I. M. S. Genotoxic and mutagenic effects of diesel oil water soluble fraction on a neotropical fish species. **Mutation Research**, n.631, p.36-43, 2007.

VAZZOLER A. E. A., MENEZES, N. A. Síntese de conhecimento sobre o comportamento reprodutivo Characiformes da América do Sul (Teleostei, Ostariophysii). **Revista Brasileira de Biologia**, v.52, n.4, p.627-640, 1992.

VAZZOLER, A. E. A. M. Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática. **EDUEM**, Maringá; São Paulo: SBI. 1996.

VAZZOLER, A. E. A. M.; MENEZES, N. A. Síntese dos conhecimentos sobre o comportamento reprodutivo dos Characiformes da América do Sul (Teleostei,

Osthariophysi). **Revista Brasileira de biologia**, Rio de Janeiro, v.52, n.4, p.627-640, 1992.

VICENTIN, W. et al. Parâmetros populacionais, período reprodutivo e crescimento de *Prochilodus lineatus* (Characiformes, Prochilodontidae) na cabeceira do Rio Miranda, Alto Rio Paraguai. **Oecologia Australis**, v.16, n.4, p.891-904, 2012.

Walker, A. H. et al. Oil spill chemicals in freshwater environments: Technical issues. **Oil Spill Conference**. American Petroleum Institute, Washington, D.C., p.373-379, 1995.

WEITZMAN, S. H.; FINK, W. L. Relationship of the neon tetras, a group of South American freshwater fish (Teleostei, Characidae), with comments on the phylogeny of New World Characiforms. **Bull Mus.Comp. Zool**, v.150, p.339-395, 1983.

WELCOMME, R. L. Fisheries ecology of floodplain Rivers. **London: Longman**. 317p., 1979.

ZHU, X. et al. Guidelines for the bioremediation of marine shorelines and freshwater wetlands. U.S. **Environmental Protection Agency**, 2001.

ANEXOS

Anexo A: Extração de DNA genômico de amostras de tecidos sólidos (Aljanabi & Martinez, 1997).

- 1) Pesar cerca de 50-100mg do tecido em um tubo de 1,5ml.
- 2) Acrescentar 400µl de tampão salino (NaCl 0,4M; Tris-HCL 100mM pH8,0; EDTA 2mM pH8,0).
- 3) Adicionar 80µl de SDS 20% e 16µl de Proteinase K (20mg/ml), misturar bem.
- 4) Incubar as amostras a 55-65°C no termo-bloco até digerir tudo e a amostra ficar bem homogeneizada.
- 5) Adicionar 300µl de NaCl 6M.
- 6) Centrifugar por 3 minutos a 10000 rpm.
- 7) Recuperar o sobrenadante e transferi-lo para um novo tubo.
- 8) Adicionar isopropanol gelado.
- 9) Incubar as amostras a -20°C por 1 hora.
- 10) Centrifugar por 20 minutos a 10000 rpm.
- 11) Lavar o pellet com 300µl de etanol 70%.
- 12) Centrifugar por 5 minutos, descartar o sobrenadante e deixar secar.
- 13) Ressuspender em 100µl de água Mili Q.