



UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO SEMI-ÁRIDO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA ANIMAL

**PADRÕES E PROCESSOS DE DIFERENCIAÇÃO
TAXONÔMICA DA FAUNA DE PEIXES DE UMA
ECOREGIÃO DA AMÉRICA DO SUL**

ROGÉRIO TAYGRA VASCONCELOS FERNANDES
ENGENHEIRO DE PESCA

MOSSORÓ – RN – BRASIL
DEZEMBRO - 2013

ROGÉRIO TAYGRA VASCONCELOS FERNANDES

**PADRÕES E PROCESSOS DE DIFERENCIAÇÃO
TAXONÔMICA DA FAUNA DE PEIXES DE UMA
ECOREGIÃO DA AMÉRICA DO SUL**

Dissertação apresentada à Universidade Federal Rural do Semi-Árido – UFERSA, Campus de Mossoró, como parte das exigências para a obtenção do título de Mestre em Ciência Animal.

Orientador: Prof. Dr. Rodrigo Fernandes

MOSSORÓ – RN – BRASIL
DEZEMBRO – 2013

O Conteúdo desta obra é de inteira responsabilidade de seus autores

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Biblioteca Central Orlando Teixeira (BCOT)
Setor de Informação e Referência

F963p Fernandes, Rogério Taygra Vasconcelos.

Padrões e processos de diferenciação taxonomica da fauna de peixes de uma ecorregião da América do Sul. /Rogério Taygra Vasconcelos Fernandes -- Mossoró, 2014.

42f.: il.

Orientador: Prof. Dr. Rodrigo Fernandes

Dissertação (Mestrado em Ciência Animal) – Universidade Federal Rural do Semi-Árido. Pró-Reitoria de Pós-Graduação.

1. Peixes- Fauna. 2. Turnover. 3. Pressão de propágulos. 4. Ecorregião - Alto Paraná. I. Título.

RN/UFERSA/BCOT /004-14

CDD: 639.9

Bibliotecária: Vanessa Christiane Alves de Souza Borba

CRB-15/452

ROGÉRIO TAYGRA VASCONCELOS FERNANDES

**PADRÕES E PROCESSOS DE DIFERENCIAÇÃO
TAXONÔMICA DA FAUNA DE PEIXES DE UMA
ECOREGIÃO DA AMÉRICA DO SUL**

Dissertação apresentada à Universidade
Federal Rural do Semi-Árido – UFERSA,
Câmpus de Mossoró, como parte das
exigências para a obtenção do título de
Mestre em Ciência Animal.

APROVADA EM ____/____/____

BANCA EXAMINADORA:

Prof. Dr. Rodrigo Fernandes (UFERSA)
Orientador

Prof. Dr. Rodrigo Silva da Costa (UFERSA)
Primeiro Conselheiro

Prof. Dr. Daniele Peretti (UFERSA)
Segundo Conselheiro

DADOS CURRICULARES DO AUTOR

ROGÉRIO TAYGRA VASCONCELOS FERNANDES – nasceu em 17 de Outubro de 1989 na cidade de Mossoró – RN, é filho de Rogério Jacinto de Oliveira Fernandes e Rusenilda Vasconcelos dos Santos, tem dois irmãos: Raimunda Thyciana Vasconcelos Fernandes e Vinícius Vasconcelos de Moura. Em 2006 ingressou na 1ª turma do curso de Engenharia de Pesca da Universidade Federal Rural do Semi-Árido e em 2007 integrou o Projeto de Pesquisa e Extensão intitulado “Ecologia da população de *Anomalocardia brasiliiana* no município de Grossos-RN”, mantendo o vínculo de bolsista da Fundação Guimarães Duque até 2008. Em 2010 publicou o seu primeiro livro técnico-científico, “Biodiversidade nas Salinas”, pela editora Baraúna. Em 2011, formou-se em Engenharia de Pesca, e ingressou no Programa de Pós-Graduação em Ciência Animal – Mestrado, da Universidade Federal Rural do Semi-Árido. Ainda em 2011, ingressou na F. Souto Indústria e Comércio de Sal S.A., assumindo a gerência de meio ambiente, função que ocupa atualmente. Em 2012 publicou o seu segundo livro “Recuperação de Manguezais”, pela editora Interciência.

À minha mãe Rusenilda que nunca
mediu esforços para dar-me uma boa
educação.

Ao meu pai Rogério por despertar em
mim o prazer da leitura.

DEDICO

“O conhecimento nos torna responsáveis”
Ernesto Guevara

AGRADECIMENTOS

A Deus pelo dom da vida, pela ajuda e proteção, pela sua força e presença constante, e por me guiar à conclusão de mais uma preciosa etapa de minha vida.

A meus pais Rogério Jacinto de Oliveira Fernandes e Rusenilda Vasconcelos dos Santos, pelo amor incondicional. E que saibam que independente de aonde eu chegue, e que títulos consiga, não sou mais, nem nunca serei mais do que seu filho.

À minha irmã Thyciana Vasconcelos. Deus sabe que não existem palavras para expressar meu agradecimento, amor e admiração por você.

Ao meu irmão Vinícius Vasconcelos, por me mostrar um tipo de sentimento que eu nem sabia possuir, e me fazer acreditar que realmente tudo acontece por um motivo.

À minha esposa, pela felicidade compartilhada e pelos constantes momentos de alegria proporcionados.

À minha filha, Melina, que ainda não nasceu, para que saiba que de agora em diante é tudo por você.

Ao meu Orientador Rodrigo Fernandes, por todos os conselhos, paciência e compreensão que sempre me foi dedicada.

PADRÕES E PROCESSOS DE DIFERENCIAÇÃO TAXONÔMICA DA FAUNA DE PEIXES DE UMA ECOREGIÃO DA AMÉRICA DO SUL

FERNANDES, Rogério Taygra Vasconcelos. **Padrões e processos de diferenciação taxonômica da fauna de peixes de uma ecoregião da América do Sul**. 2013. 42f. Dissertação (Mestrado em Ciência Animal: Ecologia e Conservação do Semiárido) – Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA), Mossoró-RN, 2013.

RESUMO – Nesse estudo foram quantificados os padrões de mudança na similaridade da fauna de peixes da ecoregião do alto Paraná, produzidas pela introdução de espécies não-nativas e de fatores antropogênicos, como a construção de barragens e a eliminação de uma barreira biogeográfica. Adicionalmente, foi avaliada a importância de mudanças nas taxas de turnover e de riqueza nas mudanças de similaridade das assembleias de peixes. Para realizar o estudo, a distribuição espacial de espécies de peixes de dez bacias de drenagem do alto Paraná foi mapeada através de dados de ocorrência geo-especializados tombados em museus zoológicos de instituições brasileiras. Para avaliar as mudanças temporais na composição da fauna de peixes, os dados com a distribuição das espécies foi dividido em dois períodos: período histórico, composto somente por espécies nativas, e período contemporâneo, composto por espécies nativas mais não-nativas. Os padrões de similaridade entre as assembleias de peixes para os períodos histórico e contemporâneo foram quantificados através do índice de dissimilaridade de Jaccard. As mudanças na similaridade entre assembleias foi calculada através da diferença entre as similaridades contemporâneas e históricas. Para avaliar os efeitos da riqueza de espécies não-nativas, número de barragens e área das bacias, e a distância das bacias até a barragem de Itaipu foram utilizados testes de Mantel simples e parciais. Os resultados demonstraram que a fauna de peixes tem se tornado mais dissimilar ao longo do tempo, em função de aumentos nas taxas de turnover e de adição de espécies. Além disso, fatores relacionados à heterogeneidade das bacias e da pressão de propágulos após a eliminação de uma barreira biogeográfica tem determinado os padrões de mudanças na similaridade da fauna de peixes.

Palavras-Chave: diversidade- β , turnover, pressão de propágulos, alto Paraná, invasão biológica

PATTERNS AND PROCESS OF DIFFERENTIATION OF FISH FAUNA OF SOUTH AMERICA ECOREGION

FERNANDES, Rogério Taygra Vasconcelos. **Patterns and process of taxonomic differentiation of fish fauna of South America ecoregion**. 2013. 42f. Dissertation (Master's degree in Animal Science: Ecology and Semiarid Conservation) – Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA), Mossoró-RN, 2013.

ABSTRACT – Here, we quantified the patterns of change in the similarity of the fish fauna of the Upper Paraná ecoregion, caused by the introduction of non-native species and anthropogenic factors, such as the construction of dams and the elimination of a biogeographic barrier. Additionally, we evaluated the importance of changes in rates of turnover and richness species in homogenization/differentiation dynamics. For the study, we mapped the spatial distribution of fish species through occurrence data georeferenced of Brazilian zoological museums. To evaluate temporal changes in the composition of the fish fauna, the data with the distribution of the species were divided into two periods: historical period composed entirely of native species, and the contemporary period, consisting of historical fauna plus non-native species. Changes in similarity patterns between fish assemblages were quantified using the Jaccard dissimilarity index to the historical and contemporary periods. To evaluate the influence of the non-native richness species, number of dam and distance to the Itaipu Dam on changes of similarity, we performed simple and partial Mantel tests. The results showed that the fish fauna has become more dissimilar over time, due to increases in turnover rates and addition of species. Furthermore, factors related to the heterogeneity of the basins and propagules pressure after removal of a biogeographical barrier has determined the patterns of changes in the similarity of the fish fauna.

Keywords: β -diversity, turnover, propagule pressure, high Paraná, biological invasion

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	11
2. OBJETIVOS.....	13
2.1. OBJETIVO GERAL.....	13
2.2. OBJETIVO ESPECÍFICO.....	13
3. REVISÃO DE LITERATURA	13
3.1. HOMOGENEIZAÇÃO BIÓTICA.....	14
3.1.1. TIPOS DE HOMOGENEIZAÇÃO BIÓTICA	16
3.2. FATORES DETERMINANTES DE HOMOGEINIZAÇÃO BIÓTICA.....	17
3.3. MEDIÇÃO DE HOMOGENEIZAÇÃO TAXONÔMICA.....	18
4. MATERIAL E MÉTODOS.....	18
4.1. ÁREA DE ESTUDO.....	18
4.2. BANCO DE DADOS DA FAUNA DOS PEIXES.....	20
4.3. QUANTIFICAÇÃO DA MUDANÇA DE COMPOSIÇÃO TAXONÔMICA E EFEITOS DOS COMPONENTES DE TURNOVER ESPACIAL E RIQUEZA DE ESPÉCIES.....	20
4.4. DETERMINANTES DA MUDANÇA DA COMPOSIÇÃO TAXONÔMICA.....	21
5. RESULTADOS.....	22
6. DISCUSSÃO.....	24
7. CONCLUSÃO	27
8. REFERÊNCIAS.....	28
9. ANEXOS.....	35

1. INTRODUÇÃO

A atividade humana tem induzido severas mudanças nos padrões de distribuição espacial da biota aquática em todo o planeta. A atuação sinérgica de uma miríade de estressores antropogênicos sobre as comunidades biológicas tem elevado os níveis de extinção de espécies, e o aumento da demanda humana por benefícios tem estimulado sobremaneira nas taxas de transporte e introdução de espécies não-nativas (Strayer & Dudgeon 2010, Vörösmarty et al. 2010). Como resultado, a combinação de perda de espécies endêmicas e o ganho de novas espécies cosmopolitas têm tornando a composição das comunidades aquáticas mais similares ao longo do tempo (Baiser et al. 2012), em um processo denominado de homogeneização biótica (Vitousek et al., 1997; McKinney & Lockwood, 1999). Pelo fato de resultar da interação de diferentes componentes da crise da biodiversidade contemporânea (extinção de espécies, introdução de espécies e alteração dos habitats) (Rahel 2002), estudos interessados em quantificar padrões e identificar processos associados da homogeneização biótica são imprescindíveis para avaliar a extensão da atividade humana na organização de comunidades biológicas (Olden & Rooney, 2006) e prever novos cenários biogeográficos (Olden, 2006, Olden et al. 2010)

Estudos de homogeneização biótica têm sido bem reportados para comunidades de peixes de água doce. Análises comparativas em escala global têm demonstrado que mudanças nas taxas de introduções e extirpações de espécies tem aumentado a dissimilaridade da composição (diferenciação taxonômica) da fauna de peixes (Villéger et al. 2011, Baiser et al. 2012). Essas mudanças têm sido atribuídas principalmente às alterações nos padrões de riqueza natural das assembleias de peixes (Baiser et al. (2012). No entanto, os padrões de homogeneização/diferenciação podem mudar de acordo com a escala espacial do estudo (Rahel 2002). Por exemplo, padrões de homogeneização da fauna de peixes tem sido mais frequentes em estudos em largas escalas espaciais (Rahel 2000, Marchetti et al. 2001), enquanto que padrões de diferenciação são mais reportados em escalas espaciais menores (Taylor 2004, Olden et al. 2008). Finalmente, o efeito de múltiplos estressores antropogênicos, como a criação de novas rotas de dispersão (Rahel 2007, Vitule et al. 2012), e gradientes de urbanização (Marchetti et al. 2006) e represamentos (Marchetti et al. 2006, Olden e Pool, 2011), têm sido demonstrados como importantes direcionadores das dinâmicas de

homogeneização/diferenciação biótica. Apesar dos avanços no entendimento dos processos de homogeneização biótica, estudos sobre as megadiversas faunas de peixes sul-americanas são incipientes. Essa lacuna de conhecimento é bastante preocupante, porque com aumento das demandas econômicas de países da região, como por exemplo o Brasil, são previstas as elevações nas taxas de introdução e extinções de espécies de peixes (Leprieur et al., 2008).

A bacia do alto rio Paraná abriga elevados níveis de diversidade e endemismo de espécies (Langeani et al. 2009), e representa uma importante ecoregião prioritária para conservação global de peixes de água doce (Abell et al. 2008). Estudos recentes na região tem demonstrado tendências de homogeneização biótica de assembleias de peixes em diferentes escalas espaciais. Por exemplo, em escala regional, Vitule et al. (2012) registraram que a composição taxonômica e funcional da fauna de peixes da ecoregião do alto Paraná tem tornado as composições taxonômicas e funcional mais similar com a ecoregião do baixo Paraná, devido principalmente à introdução massiva de espécies após a eliminação de uma barreira natural pela construção da barragem de Itaipu. Em escala local, Petesse e Petrere (2013) tem demonstrado que a tem aumentado a similaridade taxonômica de assembleias de peixes em reservatórios da bacia do Tiête. Apesar da contribuição desses estudos, o efeito de introduções de espécies sobre a similaridade das assembleias de peixes em escala espaciais intermediárias (bacias de drenagem), ainda é desconhecido, bem como o entendimento de processos associados às essas mudanças.

Nesse estudo, foram investigadas as mudanças nos padrões gerais de similaridade da fauna de peixes de 10 bacias de drenagem da ecoregião do alto rio Paraná. Nós também quantificamos as mudanças nos componentes de turnover e riqueza de espécies e avaliamos a sua contribuição nos padrões gerais de mudança na similaridade. Considerando os padrões de homogeneização observados em outras escalas espaciais, nós testamos a hipótese que, em escala de bacia de drenagem, as introduções de espécies não-nativas tem aumentado a similaridade taxonômica nas assembleias de peixes. Adicionalmente, nós testamos a hipótese que as mudanças nos padrões gerais e componentes de similaridade são relacionadas à distância das bacias de drenagem em relação à barragem de Itaipu e à gradientes de heterogeneidade espacial (tamanho e número de barragens).

2. OBJETIVOS

2.1. OBJETIVO GERAL

Quantificar as mudanças na composição taxonômica entre a fauna de peixes da ecoregião aquática do alto rio Paraná e, avaliar a influência de fatores ambientais e antropogênicos nos padrões regionais de homogeneização/diferenciação taxonômica.

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

2.2.1 Quantificar os padrões gerais de homogeneização/diferenciação taxonômica das assembleias de peixes de bacias de drenagem da ecoregião do alto rio Paraná.

2.2.2. Quantificar os padrões de homogeneização/diferenciação dos componentes de turnover espacial e de riqueza de espécies de assembleias de peixes de bacias de drenagem da ecoregião do alto rio Paraná.

2.2.3. Avaliar a importância das mudanças nos componentes de turnover espacial e de riqueza de espécies nos padrões gerais de homogeneização e diferenciação.

2.2.4. Avaliar a influência da riqueza de espécies não nativas, do número de barragens, área e distância das bacias de drenagem à barragem de Itaipu.

3. REVISÃO DE LITERATURA

Pesquisas ecológicas recentes tem revelado que a diversidade biológica está mudando fundamentalmente em diferentes formas e em diferentes escalas espaciais (Baiser et al. 2012; Vitousek et al., 1997; McKinney & Lockwood, 1999; Rahel 2002). Enquanto a atividade humana tem levado a diminuição da diversidade de espécies generalistas, padrões opostos são frequentemente observados em escalas locais e regionais, onde o estabelecimento de espécies não-nativas, frequentemente supera a perda de espécies nativas, resultando no aumento da diversidade local (α). Um aspecto

que recebe menos interesse nessa tendência é que, a diversidade local pode aumentar isto é, tipicamente à custa de diminuição de diversidade β (Whittaker, 1973).

A diversidade β é um componente fundamental da biodiversidade, e a mudança na composição das espécies ao longo de gradientes espaciais e ou ambientais não representa somente interesse do ponto de vista teórico, mas também tem importantes implicações para o planejamento para gestão da biodiversidade regional (Lohrer et al., 2000) e mais amplamente para a área da biogeografia da conservação (Whittaker et al., 2005). Atualmente, o estudo da homogeneização biótica representa um desafio único aos ecólogos por seu caráter multifacetado, o qual abrange muitos fatores responsáveis pela crise da biodiversidade moderna, incluindo a atuação sinérgica entre mecanismos associados a introduções de espécies não nativas e extirpações (Olden & Rooney, 2006).

3.1. Homogeneização biótica

Há muito os cientistas vêm observando a influência da atividade humana no meio ambiente e nas biotas. Espécies que uma vez eram limitadas a certa região, não tendo condições de avançar além de seu alcance natural, com a interferência antrópica podem cruzar até mesmo um oceano e se estabelecerem em ambientes totalmente novos (Vitule & Pozenato, 2012).

Não é recente o registro de espécies invasoras. Charles Darwin já fazia menção à introdução de espécies e Charles Lyell chegou a relacionar essas invasões a extinções dentro de uma comunidade (Olden & Poff, 2004). Sabe-se que o homem vem exportando e importando novas espécies desde o início da civilização (MacDonald, 1992).

Algumas vezes a introdução de determinada espécie em um ambiente pode causar um efeito muito maior, se combinada com outras introduções que aconteceram previamente, fenômeno conhecido como fusão invasora (Simberloff, 2006). Em ecossistemas aquáticos é muito comum que a introdução seja feita por seu valor econômico (aquicultura, e pesca esportiva) ou mesmo por seu valor estético (aquariofilia) (Vitule, 2009).

O fato é que o ser humano vem alterando continuamente os ecossistemas nos últimos séculos, de maneira descontrolada e sem precedentes. Isso se deve a fatores como o crescimento desenfreado da população humana, a domesticação e a translocação

de espécies, a globalização de um grupo restrito de espécies generalistas, e a transformação de paisagens naturais em zonas urbanas ou de agricultura/pecuária. Nesse sentido, os humanos vêm modificando a distribuição das espécies no planeta em taxas crescentes e incomparáveis com eventos naturais (Vitule & Pozenato, 2012).

Extinções em massa pretéritas mostram que perturbações globais, climáticas ou geológicas podem produzir biotas de baixa diversidade dominadas por espécies cosmopolitas e resistentes. McKinney e Lockwood (1999) acreditam que atualmente isso está acontecendo em escala global em razão da modificação dos ambientes e do transporte de espécies exóticas, resultando muitas vezes na extirpação de espécies raras e globalmente endêmicas. Estima-se que se todas as espécies hoje em declínio forem extintas, experimentaremos a sexta extinção em massa de escala global em apenas alguns séculos e teremos uma biosfera homogeneizada.

As “espécies vencedoras” são aquelas que resistem à diminuição de seu alcance geográfico, podendo se expandir. Não é possível estimar com precisão o percentual de vencedores, tanto pela falta de dados apropriados quanto porque algumas vezes vencedores não são notados, por estarem se expandindo para territórios adjacentes ao seu ou em áreas isoladas e/ou inexploradas. Entretanto, um bom indicador para organismos vencedores é o percentual de beneficiados pelas atividades humanas (McKinney & Lockwood, 1999).

Evidências sugerem que a extinção não é taxonomicamente ou filogeneticamente aleatória. Algumas famílias, em virtude de características peculiares de sua história de vida, possuem maiores chances de apresentarem extinções, “perdedores” (McKinney & Lockwood, 1999). Devido a isto, podemos estar em direção a uma biosfera não apenas de baixa diversidade, mas também com espécies imediatamente aparentadas, ou seja, filogeneticamente próximas. Os grupos de “vencedores” e “perdedores” têm características distintas. Enquanto os vencedores apresentam características como tamanho relativamente grande, onivoria, crescimento rápido e facilidade de dispersão ou reprodução em ambientes efêmeros, os perdedores têm traços relacionados à especialização e são, em geral, de reprodução lenta (McKinney & Lockwood, 1999; Vitule, et al., 2012).

Desta forma, McKinney e Lockwood (1999) primeiramente definiram a homogeneização biótica como a substituição de biotas locais por espécies não nativas que frequentemente substituem espécies endêmicas únicas por espécies que já são de

ampla distribuição. Essa definição foi aprimorada e expandida por diversos autores e, de acordo com Olden et al. (2004), homogeneização biótica deve ser descrita como perda de diversidade β , ou mais amplamente como o processo ecológico pelo qual biotas diferentes perdem distinção em qualquer nível de organização: genético, taxonômico ou funcional.

3.1.1. Tipos de homogeneização biótica

O processo de homogeneização biótica pode ocorrer em diferentes níveis de organização biológica, dentre eles, são destacados mudanças na composição genética, taxonômica e funcional (Olden, et al., 2004).

A homogeneização genética ocorre quando há a redução da variabilidade genética de uma população ou comunidade de uma região. Essa diminuição no conjunto (*pool*) de genes pode ocorrer por hibridização intra e interespecífica, principalmente com espécies não-nativas. Esse tipo de homogeneização pode comprometer a capacidade de adaptação de uma população e, também, sua resistência a doenças (Olden, 2006). Além disso, a homogeneização genética pode diminuir a resistência a invasores e promover o sucesso de competidores híbridos (Olden, et al., 2004).

A homogeneização taxonômica é muitas vezes tratada pelo termo mais genérico de homogeneização biótica, por ser o primeiro nível de organização e mais estudado tipo de mudança. Olden e Rooney (2006) definem a homogeneização taxonômica como o aumento de similaridade taxonômica de duas ou mais biotas em um intervalo de tempo específico. A homogeneização taxonômica tem causado a simplificação da biogeografia global de toda biota, tornando faunas e floras distintas mais similares (Baiser et al. 2012).

A homogeneização funcional, segundo Olden (2006), é o aumento de similaridade funcional de biotas com o tempo, em função do estabelecimento de espécies com papéis similares no ecossistema e da perda de espécies com papéis funcionais únicos. A homogeneização funcional de comunidades interconectadas pode aumentar a vulnerabilidade à mudanças ou perturbações de grande escala no ambiente (McKinney & Lockwood, 1999; Olden & Rooney, 2006). Como resultado, o aumento da redundância funcional da comunidade pode alterar negativamente propriedades (ex.

resistência e resiliência) e usos (ex.: pesca) dos ecossistemas aquáticos, tornando-os mais susceptíveis frente a múltiplos estressores antropogênicos (Olden et al., 2004).

3.2. Fatores determinantes de homogeneização biótica

O conhecimento dos determinantes é fundamental para prever cenários futuros da biogeografia regional (Olden et al., 2006; Pool & Olden, 2011, Hermoso, 2011). As dinâmicas de homogeneização/diferenciação são determinadas fundamentalmente pela combinação da perda de espécies nativas endêmicas, ganho de espécies em virtude da introdução de espécies não-nativas e pelas alterações de hábitat, as quais influenciam na variação dos dois primeiros componentes (Rahel, 2002). Dessa forma, as taxas de introdução e de extirpação atuam como determinantes diretos das dinâmicas de homogeneização/diferenciação, enquanto que estressores antropogênicos tem atuação indireta (Harris et al., 2011; Pool & Olden, 2011).

Estudos comparativos recentes tem demonstrado que as introduções de espécies não-nativas explicam mais das mudanças na similaridade de assembleias de peixes, do que as variações nas taxas de extirpações (Villegier et al. 2011). Esse padrão tem sido atribuído às maiores taxas de introduções, quando comparado as extirpações (Villegier et al. 2011).

Em relação ao papel de alterações antropogênicas dos ecossistemas, alguns estudos tem demonstrado que as mudanças na similaridade das assembleias de peixes co-variam com gradientes de urbanização (Marchetti et al. 2006), de represamento e de densidade humana (Pool & Olden, 2011). Da mesma forma, fatores relacionados com a criação de novas rotas como a eliminação de barreiras geográficas e a criação de canais tem elevado as taxas de invasão (Rahel 2003, Vitule et al. 2012), e consequentemente os padrões de similaridade.

No geral, os padrões de homogeneização e diferenciação bióticos são diretamente associados com o padrão de estabelecimento de espécies não nativas (Harris et al., 2011; Pool & Olden, 2011). Entretanto, fatores antropogênicos como os citados anteriormente, podem aumentar a invasibilidade dos ecossistemas aquáticos e as taxas de extirpação local, influenciando indiretamente mudanças nos padrões de diversidade β (Poff et al., 2007; Winter et al., 2008; Pool e Olden, 2011.). Adicionalmente, fatores ambientais relacionados com a heterogeneidade ambiental e a

produtividade regional podem aumentar o sucesso de estabelecimento de espécies não nativas, como predito pela hipótese de aceitação biótica (Pool e Olden, 2011).

3.3. Medição da homogeneização taxonômica

Mudanças na similaridade biótica (padrões de homogeneização e diferenciação) são medidas principalmente por métricas de dissimilaridade entre pares de locais. Olden demonstrou que a medida de similaridade mais utilizada em estudos de homogeneização é o índice de similaridade de Jaccard. O índice de Jaccard entre os locais i e j pode ser calculado pela fórmula:

$$SJ_{ij} = \frac{c}{a+b-c}$$

Onde a é o número de espécies compartilhadas, b é o número de espécies exclusivas de i , e c é o número de espécies exclusivas de j .

Recentemente, Carvalho et al. (2012) tem demonstrado que o índice de Jaccard pode ser decomposto nos componentes de turnover e riqueza de espécies, de forma que a medida que quantifica a importância da substituição de espécies na dissimilaridade de Jaccard, quantifica também a importância da adição de espécies na dissimilaridade de Jaccard.

Padrões de homogeneização e diferenciação são expressos através da diferença entre os valores de similaridade entre pares de locais, considerando dois períodos distintos. Valores positivos representam padrões de homogeneização, e valores negativos, padrões de diferenciação taxonômica.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1. Área de estudo

A bacia do alto rio Paraná drena quase toda a região sul-central do Brasil, abrangendo uma extensão (891.000 km²) correspondente a 10,5% do território brasileiro

e onde se concentram aproximadamente 30% da população do país (Agostinho et al., 2008). A região é localizada nos principais centros urbanos, industriais e agrícolas do Brasil. Devido à elevada demanda econômica regional, problemas ambientais como poluição, eutrofização, alteração e fragmentação de habitats por barragens, exploração pesqueira e introdução de espécies não-nativas têm alterado as estruturas das comunidades aquáticas em escalas local e regional (Agostinho et al., 2008).

As bacias de drenagem consideradas neste estudo representam juntas aproximadamente 78% da área geográfica da ecoregião (Figura 1). Todas as bacias drenam para o rio Rio Paraná e a fauna considerada abrange o canal principal e tributários das bacias.

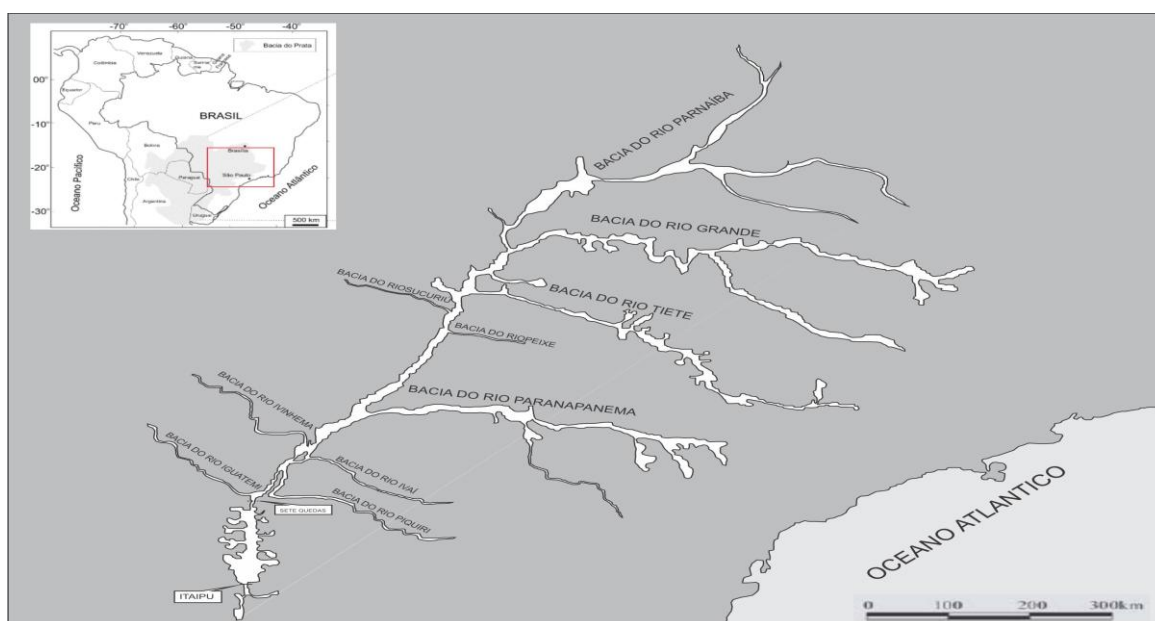


Figura 1- Bacias de drenagem da ecoregião do alto Paraná. * = Localização geográfica das Cataratas de Sete Quedas. (modificado de Júlio Jr. 2009)

A fauna de peixes da bacia do alto rio Paraná era delimitada geograficamente à montante pelas Cataratas de Sete Quedas, a qual representava uma efetiva barreira geográfica que delimitava as faunas de peixes do baixo e do alto rio Paraná (Júlio Jr. Et al. 2009). Entretanto, em 1982, com a construção da barragem de Itaipu localizada 150 km à montante de Sete Quedas, as cataratas foram completamente alagadas, proporcionando um invasão massiva de espécies endêmicas do baixo Paraná (Júlio Jr et al. 2009).

4.2. Banco de dados da fauna dos peixes

A distribuição espacial dos peixes foi mapeada através de dados de ocorrência geo-especializados de material depositado nos museus zoológicos da Universidade de São Paulo (MZUSP), Universidade Federal do Rio de Janeiro (MNRJ), Universidade Estadual de Maringá (NUP), Universidade Estadual de Londrina (MZUEL), Universidade Estadual Paulista (DZSJRP) e Museu de História Natural Capão da Imbuia (MHNCI). De acordo com Nogueira et al. (2010), o material biológico depositado nesses museus representa o melhor registro da diversidade de peixes de água doce no território brasileiro.

Os dados compilados com a distribuição espacial das espécies foram separados em dois períodos: período histórico, o qual foi composto somente por espécies nativas; e o período contemporâneo, o qual foi composto pela fauna histórica, mais as espécies não-nativas. Apesar de haver registros de peixes ameaçados de extinção na ecoregião do alto Paraná, não há registros de extirpações em escala de bacia de drenagem (Machado et al., 2008). Dessa forma, as avaliações nas mudanças da similaridade da fauna de peixes seguiu um cenário orientado somente por invasões (Olden e Poff, 2003).

4.3. Quantificação da mudança de composição taxonômica e efeito dos componentes de turnover espacial e riqueza de espécies

Para avaliar as mudanças nos padrão geral de similaridade das assembleias de peixes foram calculadas as dissimilaridades pareadas entre bacias de drenagem dos períodos histórico, através do índice de dissimilaridade de Jaccard (β_{cc}).

Para avaliar as mudanças nos padrões dos componentes de turnover espacial e de riqueza de espécies, os valores de dissimilaridade β_{cc} foram particionados, respectivamente, em β_3 (turnover) e β_{rich} (riqueza). A partição da dissimilaridade em β_{cc} , β_3 e β_{rich} produz uma estimativa não viesada da dissimilaridade devido à riqueza e turnover, porque todos os três componentes são escalados na mesma maneira e assim mudam proporcionalmente à substituição e ganho/perda de espécies através dos locais (Carvalho et al. 2012).

Para quantificar as mudanças nos padrões das três medidas de similaridade foi calculada a diferença entre os valores pareados de similaridade contemporânea e

histórica ($\Delta\beta$). Valores médios positivos de $\Delta\beta$ indicam tendências de homogeneização taxonômica, enquanto que valores médios negativos indicam tendência de diferenciação taxonômica.

Para avaliar a influência das mudanças nos componentes de similaridade e a similaridade geral foi testada a correlação entre os valores de $\Delta\beta_{cc}$ (matriz dependente) e $\Delta\beta_3$ e $\Delta\beta_{rich}$ (matrizes independentes) através de teste de Mantel com permutações ($n = 999$). Para quantificar a variância explicada de $\Delta\beta_{cc}$ por $\Delta\beta_3$ e $\Delta\beta_{rich}$ foram utilizados os valores de R^2 do teste de Mantel (Baisner et al. 2012).

4.4. Determinantes da mudança da composição taxonômica

A riqueza de espécies não-nativas, o número de barragens, a área (km²) e distância das bacias de drenagem até a barragem de Itaipu (km) foram selecionadas para explicar a variação das mudanças das medidas de similaridade (Pool & Olden, 2012). A área das bacias e o número de reservatórios foram usados como um indicador de heterogeneidade espacial das bacias. Ambas as variáveis explanatórias tem sido associadas ao estabelecimento de espécies não-nativas de peixes, em escala de bacia de drenagem (Oberdorff et al., 1995; Oberdorff et al., 2011, Marchetti et al., 2006; Leprieur et al., 2008; Pool & Olden, 2011). Foi assumido que o canal principal do rio Paraná representou a principal rota de dispersão das espécies do baixo Paraná para as bacias de drenagem analisadas. Assim, a distância euclidiana entre a barragem de Itaipu e a foz de cada bacia foi utilizada como um indicador da pressão de propágulos produzida pela invasão de peixes do baixo Paraná, após a eliminação da barreira biogeográfica das cataratas de Sete Quedas. A distância euclidiana entre os pontos foi estimada a partir de suas coordenadas geográficas.

Para testar as correlações entre os valores de $\Delta\beta_{cc}$, $\Delta\beta_3$ e $\Delta\beta_{rich}$ e as variáveis explanatórias foram utilizados testes de Mantel com permutações ($n = 999$). Devido à colinearidade entre as variáveis explanatórias, as correlações também foram avaliadas através de testes de Mantel parcial, controlando o efeito da riqueza de espécies não-nativas.

5. RESULTADOS

As 10 bacias estudadas abrigaram um total de 277 espécies de peixes, das quais 64 espécies são não-nativas (Apêndice I). Espécies do baixo Paraná representaram 47% da composição de todas as espécies não-nativas. As introduções de espécies não-nativas aumentaram em média 21,5 espécies por bacia de drenagem (t pareado= 7,376, $P < 0,001$). O número de espécies compartilhadas entre bacias aumentou em média 8.26 espécies (amplitude = 0 – 25, t pareado= 7.37, $P < 0.001$), enquanto que o número médio de espécies não compartilhadas foi de 14.49 espécies (amplitude = 1 – 43, d.f. = 44, t pareado = 8.692, $P < 0.001$).

Os valores médios de $\Delta\beta_{cc}$ demonstraram que a fauna de peixes da ecoregião do alto Paraná tem se tornado 3,5% mais dissimilar que a fauna histórica (Tabela 1). Padrões gerais de diferenciação também foram observados para as assembleias de peixes de todas as bacias de drenagem (Tabela 1). Da mesma forma, os componentes de turnover e de riqueza também tem se diferenciado ao longo do tempo (Tabela 1). Entretanto, foram observadas tendências médias de homogeneização nos componentes de turnover e de riqueza de espécies para as assembleias de peixes de algumas das bacias de drenagem (Tabela 1).

Tabela 1- Valores de riqueza de espécies nativas e não-nativas e valores médios e desvio padrão de mudanças das medidas de similaridade (β_{cc} , β_3 e β_{rich}) de assembleias de peixes de bacias de drenagem do alto Paraná.

Bacia de drenagem	Riqueza de nativas	Riqueza de não-nativas	β_{cc} , ($\pm$ DP)	β_3 ($\pm$ DP)	β_{rich} ($\pm$ DP)
Ecoregião	213	64	-0.039 (0.023)	-0.023 (0.047)	-0.016 (0.056)
Rio Piquiri	77	14	-0.051 (0.028)	-0.035 (0.037)	-0.015 (0.036)
Rio Iguatemi	44	7	-0.036 (0.016)	-0.020 (0.039)	-0.015 (0.045)
Rio Ivaí	81	20	-0.037 (0.020)	-0.025 (0.050)	-0.012 (0.050)
Rio Ivinheima	67	28	-0.030 (0.030)	-0.037 (0.086)	0.007 (0.110)
Rio Paranapanema	142	45	-0.036 (0.023)	-0.001 (0.017)	-0.041 (0.031)
Rio Peixe	49	5	-0.042 (0.016)	-0.001 (0.039)	-0.041 (0.051)
Rio Sucuriú	50	4	-0.048 (0.012)	-0.002 (0.052)	-0.046 (0.058)
Rio Tietê	144	31	-0.025 (0.018)	-0.030 (0.035)	0.005 (0.042)
Rio Grande	134	32	-0.043 (0.028)	-0.042 (0.043)	0.000 (0.043)

Rio Parnaíba	115	29	-0.039 (0.027)	-0.032 (0.041)	-0.007 (0.044)
--------------	-----	----	-------------------	-------------------	-------------------

A variação dos valores de $\Delta\beta_{cc}$ foram mais explicados pelos valores de $\Delta\beta_{rich}$ ($R^2 = 0.29$) do que por $\Delta\beta_3$ ($R^2 = 0.03$) (Figura 2). Adicionalmente, as estatísticas dos testes de Mantel demonstraram que somente o efeito estatístico de $\Delta\beta_{rich}$ foi significativo ($R = 0.54$, $P = 0.001$), enquanto que $\Delta\beta_3$ não foi significativo ($R = -0.16$, $P = 0.283$).

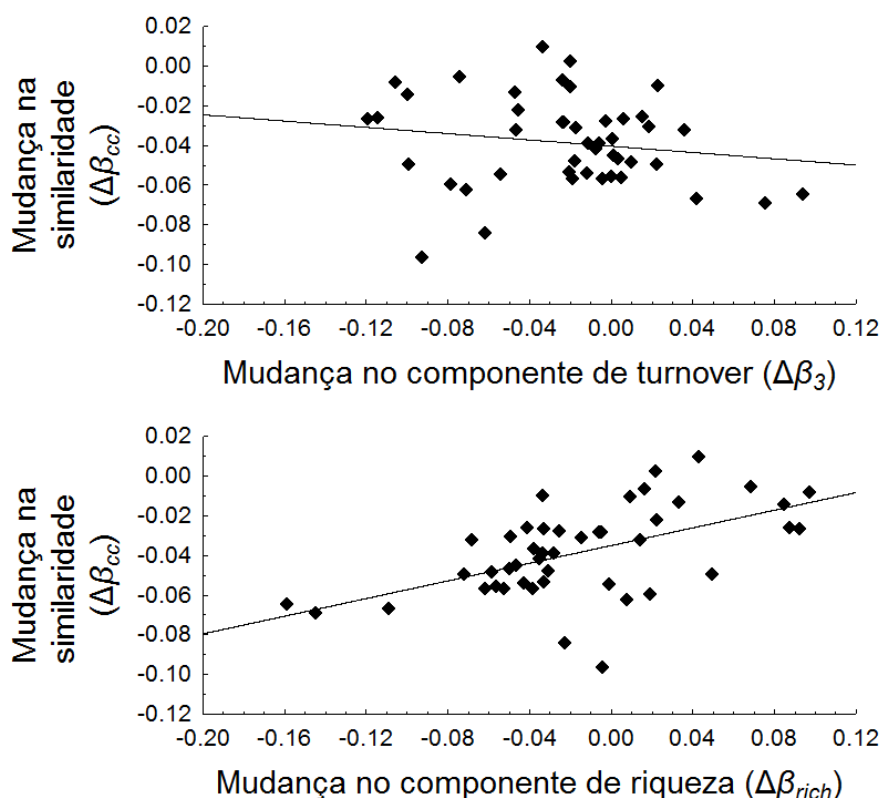


Figura 2 - Relações entre os valores de mudança na similaridade ($\Delta\beta_{cc}$) e os componentes de turnover $\Delta\beta_3$ e riqueza de espécies $\Delta\beta_{rich}$, de assembleias de peixes de bacias de drenagem da ecoregião do alto Paraná.

Quando avaliado o efeito das variáveis explanatórias sobre a variação dos três componentes de similaridade, os resultados dos testes de Mantel demonstraram que a riqueza de espécies não-nativas foi correlacionada significativamente com os valores de $\Delta\beta_{cc}$ ($R = -0.406$, $P = 0.007$), $\Delta\beta_3$ ($R = 0.497$, $P = 0.001$) e $\Delta\beta_{rich}$ ($R = -0.587$, $P = 0.002$). Os valores de $\Delta\beta_{cc}$ também foram correlacionados com a distância da barragem de

Itaipu ($R = -0.347$, $P = 0.020$), mesmo após controlar o efeito da riqueza de espécies não-nativas ($R = -0.421$, $P = 0.007$). Os valores de $\Delta\beta_3$ foram marginalmente associados a diferença no número de barragens entre bacias ($R = -0.281$, $P = 0.058$) e distância da barragem de Itaipu ($R = -0.271$, $P = 0.066$). Essas relações permaneceram significativas após controle do efeito da riqueza de espécies (barragens: $R = -0.593$, $P = 0.002$; distância: $R = -0.267$, $P = 0.078$). Os valores de $\Delta\beta_{rich}$ foram marginalmente associados com o número de barragens ($R = 0.229$, $P = 0.093$), entretanto, a magnitude de correlação aumentou substancialmente após controlar o efeito da riqueza de espécies não nativas ($R = 0.611$, $P = 0.002$).

6. DISCUSSÃO

Nesse estudo foram quantificamos os padrões de mudanças geral e nos componentes de similaridade entre a fauna de peixes histórica e contemporânea da ecoregião do alto Paraná, e foi testada a hipótese que as introduções de espécies não-nativas tem produzido homogeneização na composição das assembleias de peixes. Contrariamente as predições iniciais, a composição das assembleias de peixes das bacias de drenagem tem se tornado mais dissimilares ao longo do tempo. As Mesmas tendências de diferenciação também foram observadas para os componentes de turnover espacial e riqueza de espécies. Esses resultados sugerem que, em escala espacial intermediária, as introduções de espécies não-nativas tem aumentando a diversidade- β regional, através da combinação do aumento nas taxas de turnover espacial e de riqueza de espécies.

Mudanças nas medidas de similaridade são dependentes de como as introduções de espécies não-nativas alteram a razão entre o número de espécies compartilhadas e não compartilhadas entre locais pareados. Quando a proporção de espécies não compartilhadas se torna maior que a de espécies compartilhadas, padrões de diferenciação tendem à emergir (Villéger & Brosse, 2013). Os resultados desse estudo demonstraram que apesar das introduções de espécies não-nativas terem aumentado significativamente o número médio de espécies de peixes compartilhadas entre bacias, o número médio de espécies não compartilhadas foi 57 % superior. Como resultado, as introduções de espécies não-nativas tem aumentado as taxas de substituição e de ganho de espécies nas bacias de drenagem.

O padrão geral de diferenciação da similaridade nas assembleias de peixes foi mais dependente das mudanças nos padrões espaciais de riqueza regional, enquanto que mudanças no componente de turnover tiveram um papel secundário. Mudanças nos componentes de riqueza quantificam como os padrões naturais de riqueza são alterados pela atividade humana. O padrão de diferenciação do componente de riqueza sugere que a introdução de espécies não-nativas tem acentuado os padrões espaciais de riqueza histórica da ecoregião do alto Paraná. De fato, os resultados demonstraram que fatores antropogênicos (construção de barragens e eliminação de uma barreira geográfica) associados às dinâmicas de invasão tem simulado artificialmente as dinâmicas naturais de criação de assembleias nativas, como corroborado pela relação positiva entre a riqueza de espécies nativas e não-nativas. Dessa forma, as bacias com faunas históricas ricas ficaram mais ricas ao longo do tempo. Esses resultados suportam a discussão sobre o papel de mudanças na riqueza de espécies como o principal determinante das dinâmicas de diferenciação/homogeneização de comunidades (Baiser et al. 2012).

Mudanças gerais no padrão de similaridade foram dependentes da distância das bacias de drenagem à barragem de Itaipu. A relação negativa entre essas variáveis sugere o efeito da pressão de propágulos induzida pela introdução massiva de espécies do baixo Paraná nas bacias do alto Paraná, após o alagamento das cataratas de Sete Quedas. Os valores elevados de contribuição relativa desse grupo na fauna de espécies não-nativa da ecoregião e nas bacias de drenagem demonstram sua importância na mudança dos padrões de riqueza de espécies. Esses resultados suportam a hipótese de impacto da remoção de barreiras biogeográficas nos processos de invasão e de mudança nos padrões de similaridade de comunidades (Rahel 2007).

As mudanças no componente de riqueza foram positivamente relacionadas com a variação no número de barragens das bacias. Esses resultados suportam as previsões que gradientes antropogênicos podem reduzir a diferença natural da riqueza de espécies entre diferentes locais, e reforçam o papel facilitador de barragens no estabelecimento de espécies não-nativas. Reservatórios têm sido considerados mais susceptíveis à introdução de espécies do que outros ecossistemas aquáticos naturais (Havel et al. 2005, Johnson et al. 2008) e relações positivas entre a densidade de reservatórios e padrões de homogeneização tem sido observados para outros estudos (Marchetti et al. 2006, Clavero e Hermoso 2010, Olden e Pool, 2011). Para o alto Paraná, alterações na estrutura e funcionamento dos ecossistemas induzidas por represamentos tem facilitado

o sucesso de estabelecimento de espécies não-nativas (Espínola et al. 2009, Petesse e Petrere, 2013). Por exemplo, o sucesso de estabelecimento do tucunaré (*Cichla kelberi*) – um voraz piscívoro visual amazônico – em reservatórios do alto Paraná tem sido associado ao aumento na transparência da água produzido pelas barragens (Espínola et al. 2009). Adicionalmente, programas de estocagem com diversas espécies não-nativas (por exemplo: *Oreochromis niloticus*, *Plasgioscion squamosissimus*, *Tilapia rendalli*, *Cyprinus carpio*) tem sido praticados sistematicamente nos reservatórios, como medidas de manejo para mitigação de impactos induzidos por represamentos (Agostinho et al. 2005, Agostinho et al. 2010). Como resultado, as assembleias de peixes de bacias barradas tem sido caracterizadas por elevados níveis de invasão.

Mudanças no componente de turnover demonstram como a atividade antropogênica pode alterar a singularidade da composição taxonômica da comunidade (Villéger e Brosse, 2013). As relações negativas entre os valores de mudança do componente de turnover espacial e número de barragens e a distância das bacias à barragem de Itaipu demonstraram que a atuação desses processos tem aumentado os níveis de diversidade beta regional da fauna de peixes do alto Paraná. Esses resultados sugerem que fatores associados à *invasibilidade* dos reservatórios, além de aumentar as taxas de adição de espécies não-nativas nas bacias, tem também aumentado as taxas de substituição de espécies, devido à natureza idiossincrática das introduções. Adicionalmente, mudanças no turnover espacial podem ser explicadas através de dinâmicas de colonização seletiva (Ulrich et al. 2009) das espécies do baixo Paraná, nas quais processos de isolamento e a habilidade de dispersão das espécies podem determinar a composição local. Por exemplo, a presença de barragens, construídas anteriores e a montante da barragem da Itaipu no canal principal e tributários do rio Paraná tem limitado a dispersão ascendente de espécies não-nativas do baixo Paraná, e restringido a distribuição espacial desse grupo nas bacias de drenagem (Júlio Jr. Et al 2009). Por outro lado, a presença de mecanismos de transposição localizados nas barragens e a construção de canais tem promovido a conectividade entre bacias e funcionado como um filtro seletivo para a dispersão de espécies (Júlio Jr. Et al. 2009). Esses resultados demonstram o papel da fragmentação da paisagem fluvial e da conectividade nas dinâmicas de invasão e mudanças nos padrões de similaridade (With 2002, Rahel 2007).

Apesar dos padrões de diferenciação observados para todas as medidas de similaridade, os resultados evidenciaram tendências de homogeneização entre as assembleias de alguns pares de bacias. Os elevados valores de desvios padrão para as medidas médias de turnover espacial e de riqueza bem como os valores médios positivos para algumas bacias, tem demonstrado que as introduções de espécies não-nativas tem contribuído para a simplificação da composição das assembleias de peixes.

Estudos recentes revelaram que os padrões e magnitude de mudança da similaridade da fauna de peixes são dinâmicos, variando em função de mudanças temporais taxas de introdução de espécies não-nativas e extirpação de espécies endêmicas (Clavero & García-Berthou, 2006; Pool & Olden 2011). Os resultados desse estudo sugerem que os padrões de diferenciação taxonômica observados podem ser transitórios, e tendências de homogeneização nas medidas de similaridade tendem a surgir com a expectativa do aumento de introduções na região. Por exemplo, as relações positivas entre a riqueza de espécies não nativas e as mudanças nas taxas de turnover indicam que com o aumento da riqueza de espécies, padrões de homogeneização tendem a emergir. Da mesma forma, como já discutido, o aumento no número de barragens tem reduzido a diferença entre a riqueza das faunas. Esses resultados são fundamentais para avaliar a necessidade de medidas de precaução para reduzir as taxas de invasão na ecoregião. Por exemplo, o aumento da demanda de energia elétrica tem estimulado a discussão sobre a construção de novas barragens no canal principal de bacias (Tibagi e Piquiri) não represadas do alto Paraná. Esses ecossistemas são de relevante importância para a conservação da biologia reprodutiva de peixes grandes migradores e da fauna de peixes regional (Shibatta et al. 2007, Gubiani et al. 2010).

Assim, além de aumentar as taxas de introdução, a construção de novas barragens, pode causar a extirpação de populações nativas, e como resultado, intensificando o processo de homogeneização.

7. CONCLUSÃO

O estudo demonstrou que a introdução de peixes não nativos tem alterado os padrões de diversidade beta da ecoregião do alto rio Paraná, tornando a composição das assembleias de peixes contemporâneas mais dissimilares, em função de mudanças nos padrões espaciais de riqueza e de turnover de espécies. É provável que os processos antropogênicos determinantes dos padrões de mudança da similaridade da fauna de

peixes do alto Paraná, também tenham atuado sobre a estrutura de assembleias de peixes de outras bacias brasileiras. Nesse sentido, os resultados de estudo produzem subsídios para a discussão sobre as práticas de manejo adotadas pelas políticas públicas em bacias brasileiras (estocagem de espécies não-nativas e sistemas de transposição de peixes) e da necessidade da construção de novas barragens. Essas discussões são fundamentais para reduzir as taxas de invasão e garantir a conservação da biogeografia regional.

8. REFERÊNCIAS

ABELL, R., THIEME, M. L., REVENGA, C. et al. Freshwater ecoregions of the world: a new map of biogeographic units for freshwater biodiversity conservation. **Bio Science**, v.58, n.5, p.403-414, 2008.

AGOSTINHO, A. A.; PELICICE, F. M. & GOMES, L. C. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. **Brazilian Journal of Biology** v. 68, n.4, suppl. p.1119-1132, 2008.

AGOSTINHO, A. A.; PELICICE, F. M.; GOMES, L. C. et al. Reservoir Fish Stocking: When One Plus One May Be Less Than Two, In **Natureza & Conservação**, v. 8, n. 2, p. 103-111, 2010.

AGOSTINHO, A. A., THOMAZ, S. M. & GOMES, L. C. Conservation of the Biodiversity of Brazil ' s Inland Waters. **Conservation Biology**, v.19, n.3, p.646-652, 2005.

BAISER, B.; GOTELLI, N.J.; BUCKLEY, H.L.; MILLER, T.E.; ELLISON, A. M. Geographic variation in network structure of a nearctic aquatic food web. *Glob. Ecol. Biogeogr*, v. 21, p. 579–591, 2012.

BRAY, J. R.; CURTIS, J.T. An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. **Ecological Monographs**, v.27, p.325-49, 1957.

CARRASCAL, L. M.; GALVÁN, I.; GORDO, O. Partial least squares regression as an alternative to current regression methods used in ecology. **Oikos**, v.118, p. 681-690, 2009.

CASSEY, P., LOCKWOOD, J. L., BLACKBURN, T. M. et al. Spatial scale and evolutionary history determine the degree of taxonomic homogenization across island bird assemblages. **Diversity and Distributions**, v.13, p.458-466, 2007.

CARVALHO J. C., CARDOSO P. & GOMES, P. Determining the relative roles of species replacement and species richness differences in generating beta-diversity patterns. **Glob. Ecol. Biogeogr.** v. 21, p. 760–771, 2012.

CLAVERO, M.; GARCÍA-BERTHOU, E. Homogenization dynamics and introduction routes of invasive freshwater fish in the Iberian Peninsula. **Ecological Applications**, v.16, n.6, p. 2313-2324, 2006.

CLAVERO, M., HERMOSO, V. Reservoirs promote the taxonomic homogenization of fish communities within river basins. **Biodiversity & Conservation**, v. 20, p. 41-57, 2010.

ESPÍNOLA, L. A.; MINTE-VERA, C. V. & JÚLIO Jr., H. F. Invasibility of reservoirs in the Paraná Basin, Brazil, to *Cichla kelberi* Kullander and Ferreira, 2006. **Biological Invasions**, v. 12, p.1873-1888, 2010.

GUBIANI, E. A.; GOMES, L. C.; AGOSTINHO, A. A.; et al. Variations in fish assemblages in a tributary of the Upper Paraná River, Brazil: a comparison between pre and post-closure phases of dams. **River Research and Applications**, v.26, p. 848-865, 2010.

HARRIS, D. J.; SMITH, K. G. & HANLY, P. J. 2011. "Occupancy is nine-tenths of the law: Occupancy rates determine the homogenizing and differentiating effects of exotic species" *The American Naturalist*.

HAVEL J. E.; LEE C. E. & VANDER ZANDEN M. J. Do reservoirs facilitate invasions into landscapes? **BioScience**, v. 5, p. 518–525, 2005.

HERMOSO, V., CLAVERO, M.; KENNARD, M. J. Determinants of fine-scale homogenization and differentiation of native freshwater fish faunas in a Mediterranean Basin: implications for conservation. **Diversity and Distributions**, p. 1-12, 2011.

JOHNSON, P. T. J., OLDEN, J. D. & VANDER ZANDEN, M.J. Dam invaders: impoundments facilitate biological invasions into freshwaters. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v.6, p. 357–363, 2008.

JÚLIO JR, H.; TÓS, C.; AGOSTINHO, A.; et al. A massive invasion of fish species after eliminating a natural barrier in the upper rio Paraná basin. **Neotropical Ichthyology**, v.7,n.4, p.709-718, 2009.

LANGEANI, F., BUCKUP, P.A., MALABARBA, L.R., et al. 2009. Peixes de Água Doce. In Estado da arte e perspectivas para a zoologia no Brasil (Rocha, R.M. & W.A.P. Boeger, orgs.). Curitiba, Ed. UFPR, p. 211-230.

LEPRIEUR, F. et al. Fish invasions in the world's river systems: when natural processes are blurred by human activities. **PLoS Biology**, v.6, n.2, p.28, 2008.

LEPRIEUR, F., OLDEN, J. D., LEK, S., et al. Contrasting patterns and mechanisms of spatial turnover for native and exotic freshwater fish in Europe. **Journal of Biogeography**, v.36, n.10, p.1899-1912, 2009.

LOHRER, A.M. et al. Home and away: comparisons of resource utilization by a marine species in native and invaded habitat. **Biol. Inv.** v.2, p.41–57, 2000.

MACDONALD, K. C. (1992). The domestic chicken (*Gallus gallus*) in sub-Saharan Africa: A background to its introduction and its osteological differentiation from indigenous fowls (*Numidinae* and *Francolinus* sp.) **Journal of Archaeological Science**, v.19, p.303-318.

MACHADO, A. B. M.; DRUMMOND, G. M.; PAGLIA, A. P. (eds.). Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. 2008. 1. ed. Brasília, DF: MMA (Biodiversidade 19), 2 volumes.

MARCHETTI, M. P., LOCKWOOD, J. L.; LIGHT, T. Effects of urbanization on California's fish diversity: Differentiation, homogenization and the influence of spatial scale. **Biological Conservation**, v.127, p.310-318, 2006.

MARCHETTI, M. P.; T. LIGHT, J.; FELICIANO, T. ARMSTRONG, et al. Homogenization of California's fish fauna through abiotic change. p. 259–278 in J. L. Lockwood and M. L. McKinney, editors. Biotic homogenization. Kluwer Academic/Plenum Publishers, New York, 2001.

MCKINNEY, M. L.; LOCKWOOD, J. L. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. **Trends in Ecology and Evolution**, v.14, p. 450-453, 1999.

NOGUEIRA, C.; BUCKUP, P.A.; MENEZES, N.A. et al. Restricted-range fishes and the conservation of brazilian freshwaters. **Plos One**, v. 5, n. 6, p. 1-10, 2010.

OBERDORFF, T.; GUEGAN, J. F. & HUGUENY, B. Global scale patterns of fish species richness in rivers. **Ecography**, v. 18 p. 345–352, 1995.

OBERDORFF, T.; TEDESCO, P. A.; HUGUENY, B. et al. Global and regional patterns in riverine fish species richness – A review. **International Journal of Ecology**. 2011.

OLDEN, J. D. Biotic homogenization: a new research agenda for conservation biogeography. **Journal of Biogeography**, v.33, p. 2027-2039, 2006.

OLDEN, J. D.; POFF, N. L. Toward a mechanistic understanding and prediction of biotic homogenization. **The American Naturalist**, v.162, p.442-60, 2003.

OLDEN, J. D.; POFF, N. L. R. Ecological processes driving biotic homogenization: testing a mechanistic model using fish faunas. **Ecology**, v.85, n.7, p.1867-1875, 2004.

OLDEN, J. D.; POFF, N. L., DOUGLAS, M. R.; et al. Ecological and evolutionary consequences of biotic homogenization. **Trends in Ecology & Evolution**, v.19, n1, p.18-24, 2004.

OLDEN, J. D., et al. Conservation biogeography of freshwater fishes: recent progress and future challenges. **Diversity and Distributions**, v.16, n.3, p.496-513, 2010.

OLDEN, J. D.; ROONEY, T. P. On defining and quantifying biotic homogenization. **Global Ecology and Biogeography**, v.15, p. 113-120, 2006.

POFF, N.L.; OLDEN, J.D.; MERRITT, D.M. et al. Homogenization of regional river dynamics by dams and global biodiversity implications. **Proceedings of the National Academy of Sciences USA**, v.104, p. 5732–5737, 2007.

POOL, T. K.; OLDEN, J. D. Taxonomic and functional homogenization of an endemic desert fish fauna. **Diversity and Distributions**, 2011.

POOL, T.K., & OLDEN, J.D. Taxonomic and functional homogenization of a globally endemic desert fish fauna. **Diversity and Distributions**, v. 18, p. 366-376 2012.

RAHEL, F.J. 2007. Biogeographic barriers, connectivity and homogenization of freshwater faunas: it's a small world after all. *Freshwater Biol.* v. 52, p. 696-710.

RAHEL, F.J. 2002. Homogenization of freshwater faunas. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* v. 33, p. 291-315.

RAHEL, F. J. 2000. Homogenization of fish faunas across the United States. **Science** (New York, N.Y.), v.288, p.854-856.

REIDY LIERMANN, C.; DAVIES, P. M. Global threats to human water security and river biodiversity. **Nature**, v.467, p. 555-561, 2010.

REIS, R.E., KULLANDER, S.O.; FERRARIS, C.J. 2003. Check list of the freshwater fishes of South and Central America. EDIPUCRS, Porto Alegre.

SHIBATTA, O. A., GEALH, A. M. & BENNEMANN, S. T. Ictiofauna dos trechos alto e médio da bacia do rio Tibagi, Paraná, Brasil. **Biota Neotropica**, v.7, p. 125-134, 2007.

SIMBERLOFF, D. Invasional meltdown 6 years later: Important phenomenon, unfortunate metaphor, or both? **Ecology Letters**, v.9, n.8, p. 912-919, 2006.

STRAYER, D.; DUDGEON, D. Freshwater biodiversity conservation: recent progress and future challenges. **Journal of the North American Benthological**, v.29, p.344-358, 2010.

TAYLOR, E. B. An analysis of homogenization and differentiation of Canadian freshwater fish faunas with an emphasis on British Columbia. **North**, v.79, p. 68-79, 2004.

ULRICH W.; ALMEIDA-NETO M. & GOTELLI N. J. A consumer's guide to nestedness analysis. **Oikos**, v. 118, p.3–17, 2009.

VILLÉGER S., BLANCHET S., BEAUCHARD O. et al. Homogenization patterns of the world's freshwater fish faunas. **Proceedings of the National Academy of Sciences USA**, v. 108, p. 18003-18008, 2011.

VILLÉGER S.; GRENOUILLET G. & BROSSE S. Decomposing functional β -diversity reveals that low functional β -diversity is driven by low functional turnover in European fish assemblages. **Global Ecology and Biogeography**. v. 22, p. 671-681, 2013.

VITOUSEK, P. M.; H. FARRINGTON. 1997. Nutrient limitation and soil development: experimental test of a biogeochemical theory. **Biogeochemistry**, v. 37, p. 63–75.

VITULE, J.R.S. (2009) Introdução de peixes em ecossistemas continentais brasileiros: revisão, comentários e sugestões de ações contra o inimigo quase invisível. **Neotropical Biology and Conservation**, v.4, p.111–122, 2009.

VITULE, J. R. S.; POZENATO, L.P. Homogeneização biótica: Misturando organismos em um mundo pequeno e globalizado. *Estud. Biol., Ambiente Divers.*, v.34, n.83, p.239-245, 2012.

VITULE, J. R. S.; SKÓRA, F.; ABILHOA, V. Homogenization of freshwater fish faunas after the elimination of a natural barrier by a dam in Neotropics. **Diversity and Distributions**, v.18, p. 111-120, 2012.

VÖRÖSMARTY, C.J.; MCINTYRE, P. B.; GESSNER, M. O.; DUDGEON, D.; PRUSEVICH, A.; GREEN, P.; GLIDDEN, S.; BUNN, S. E.; SULLIVAN, C. A.;

WITH, K. A. The landscape ecology of invasive spread. **Conservation Biology**, v.16, p. 1192-1203, 2002.

WHITTAKER, R. H. (ed.). 1973. **Ordination and Classification**. Junk, The Hague. 737 p.

WHITTAKER, R.J., ARAÚJO, M.B., PAUL, J.; et al. Conservation Biogeography: assessment and prospect. **Diversity and Distributions**, v.11, p. 3–23, 2005.

WINTER, M.; KUHN, I.; NENTWIG, W. et al. Spatial aspects of trait homogenization within the German flora. **Journal of Biogeography**, 35, 2289–2297, 2008.

ANEXOS

ANEXO A - Distribuição espacial de espécies de peixes de 10 bacias de drenagem da ecoregião do alto Paraná. 1 = espécies nativas; 2 = espécies não nativas do baixo Paraná; 3 = espécies exóticas (bacias de outros continentes) e 4 = espécies não nativas transportadas (bacias brasileiras).

Bacias de drenagem	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
<i>Acestrorhynchus lacustris</i>	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1
<i>Ageneiosus inermis</i>	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0
<i>Ageneiosus militaris</i>	0	1	0	1	1	1	0	1	0	0
<i>Ageneiosus ucayalensis</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Apareiodon affinis</i>	1	1	1	0	1	1	0	1	1	1
<i>Apareiodon ibitiensis</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Apareiodon piracicabae</i>	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Apareiodon vladii</i>	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0
<i>Aphyocharax anisitsi</i>	1	1	1	1	0	1	0	0	1	1
<i>Aphyocharax dentatus</i>	1	0	1	1	0	1	0	0	0	1
<i>Aphyocheirodon hemigrammus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Apistogramma commbrae</i>	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Apteronotus albifrons</i>	0	0	1	1	0	1	0	1	0	0
<i>Apteronotus caudimaculosus</i>	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0
<i>Aspidoras fuscoguttatus</i>	1	0	0	0	1	0	0	0	1	1
<i>Astronotus crassipinnis</i>	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1
<i>Astyanax altiparanae</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Astyanax biotae</i>	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0
<i>Astyanax bockmanni</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Astyanax fasciatus</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Astyanax paranae</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Astyanax schubarti</i>	1	1	0	1	0	1	0	1	0	1
<i>Astyanax trierythropterus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Auchenipterus osteomystax</i>	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0
<i>Brachyhypopomus gauderio</i>	1	0	0	1	1	1	0	0	0	1
<i>Brycon amazonicus</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
<i>Brycon nattereri</i>	1	0	1	0	1	1	0	0	0	0
<i>Brycon orbignyanus</i>	1	0	0	1	1	1	0	1	0	0
<i>Bryconamericus exodon</i>	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0
<i>Bryconamericus iheringii</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Bryconamericus stramineus</i>	1	0	1	0	1	0	0	1	0	0
<i>Bryconamericus turiuba</i>	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1
<i>Bunocephalus larai</i>	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1
<i>Callichthys callichthys</i>	1	1	0	0	1	1	1	1	0	1
<i>Catathyridium jenynsii</i>	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0
<i>Cetopsis gobioides</i>	1	0	1	0	1	1	1	1	0	1
<i>Cetopsorhamdia iheringii</i>	1	0	1	0	1	1	1	0	1	1
<i>Characidium fasciatum</i>	1	0	0	0	1	0	1	0	1	1
<i>Characidium gomesi</i>	1	0	0	0	1	1	0	0	1	1

Characidium heirmostigmata	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Characidium schubarti	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Characidium xanthopterum	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Characidium zebra	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Chasmocranus brachynema	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
Cichla kelberi	1	0	0	0	1	1	0	0	0	1
Cichla piquiti	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1
Cichlasoma paranaense	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Clarias gariepinus	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0
Cnesterodon decemmaculatus	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Cnesterodon hypselurus	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Colossoma macropomum	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Coptobrycon bilineatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Corumbataia britskii	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Corumbataia cuestae	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
Corydoras aeneus	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Corydoras difluviatilis	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Corydoras ehrhardti	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Corydoras flaveolus	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1
Corydoras paleatus	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0
Creagrutus varii	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Crenicichla britskii	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1
Crenicichla haroldoi	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Crenicichla jupiaensis	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Crenicichla niederleini	1	0	0	0	1	1	0	1	0	1
Cyphocharax modestus	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1
Cyphocharax nagelii	1	1	0	0	0	1	0	1	0	1
Cyphocharax vanderi	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Cyprinus carpio	0	0	1	0	0	1	0	1	0	1
Eigenmannia trilineata	1	0	1	1	1	1	0	1	0	1
Eigenmannia virescens	1	1	0	1	0	1	0	1	1	1
Erythrinus erythrinus	1	0	1	1	1	1	0	0	0	1
Farlowella amazona	0	1	0	1	0	1	0	0	1	0
Galeocharax knerii	1	0	1	0	1	1	1	1	0	1
Geophagus brasiliensis	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Geophagus proximus	1	0	0	1	1	1	0	0	0	1
Glandulocauda melanogenys	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Glandulocauda melanopleura	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Glanidium cesarpintoi	1	0	1	0	1	1	0	0	0	1
Gymnocorymbus ternetzi	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Gymnotus inaequilabiatus	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Gymnotus pantanal	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0
Gymnotus paraguensis	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
Gymnotus sylvius	1	0	1	0	0	1	1	1	0	1
Hasemania hanseni	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0

Hemigrammus marginatus	1	0	1	1	1	1	1	0	1	1
Hemigrammus parana	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hemiodus orthonops	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0
Hemisorubim platyrhynchos	0	0	0	1	1	1	0	0	0	1
Heptapterus multiradiatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Heptapterus mustelinus	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Hisonotus depressicauda	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1
Hisonotus francirochai	1	0	0	1	0	1	1	0	1	1
Hisonotus insperatus	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
Hisonotus leucofrenatus	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Hollandichthys multifasciatus	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Hoplerethrinus unitaeniatus	1	0	0	1	1	1	0	0	0	1
Hoplias intermedius	1	0	1	0	1	1	0	1	0	0
Hoplias malabaricus	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Hoplosternum littorale	1	1	0	0	1	1	0	0	0	1
Hyphessobrycon anisitsi	0	1	0	1	0	1	0	0	0	1
Hyphessobrycon bifasciatus	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1
Hyphessobrycon coelestinus	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Hyphessobrycon duragenys	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Hyphessobrycon eques	1	0	0	1	0	1	0	0	1	1
Hyphessobrycon flammeus	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Hyphessobrycon griemi	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Hyphessobrycon reticulatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Hypophthalmus edentatus	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Hypostomus affinis	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
Hypostomus albopunctatus	1	0	1	0	0	1	0	1	0	1
Hypostomus ancistroides	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1
Hypostomus auroguttatus	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0
Hypostomus boulengeri	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Hypostomus brevis	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Hypostomus cochliodon	0	0	0	1	0	0	0	1	1	0
Hypostomus commersoni	1	0	1	0	1	1	0	0	0	1
Hypostomus denticulatus	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Hypostomus derbyi	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Hypostomus faveolus	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Hypostomus fluviatilis	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hypostomus heraldoi	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Hypostomus hermani	1	0	1	0	1	1	0	1	0	1
Hypostomus iheringii	1	1	0	1	1	1	1	1	0	1
Hypostomus margaritifer	1	0	1	0	1	1	0	1	0	1
Hypostomus myersi	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0
Hypostomus nigromaculatus	1	0	1	1	1	1	0	1	0	1
Hypostomus paulinus	1	0	1	0	1	1	0	1	0	1
Hypostomus regani	1	0	1	1	1	1	0	1	0	1
Hypostomus strigaticeps	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1

Hypostomus tietensis	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
Hypostomus topavae	0	0	1	0	0	1	1	1	0	1
Ictalurus punctatus	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0
Iheringichthys labrosus	1	0	1	1	1	1	0	1	0	1
Imparfinis borodini	1	0	1	0	1	1	0	0	0	0
Imparfinis mirini	1	0	0	1	1	1	1	0	0	1
Imparfinis schubarti	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1
Isbrueckerichthys calvus	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1
Isbrueckerichthys saxicola	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Knodus moenkhausii	1	0	1	0	1	0	0	0	1	1
Laetacara araguaiae	1	0	0	0	1	0	0	0	1	1
Leporellus pictus	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Leporellus retropinnis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Leporellus vittatus	1	0	0	0	1	1	1	1	0	1
Leporinus amblyrhynchus	1	0	1	0	1	1	0	1	1	1
Leporinus elongatus	1	0	0	0	1	1	0	1	0	0
Leporinus friderici	1	0	1	1	1	1	1	0	0	1
Leporinus lacustris	1	1	1	1	0	1	0	1	0	1
Leporinus macrocephalus	1	0	1	1	1	1	0	0	0	0
Leporinus microphthalmus	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0
Leporinus obtusidens	1	1	0	1	1	1	0	1	1	1
Leporinus octofasciatus	1	1	1	0	1	1	1	1	0	1
Leporinus paranensis	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1
Leporinus striatus	1	0	0	0	1	1	0	0	1	1
Leporinus tigrinus	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Lepthoplosternum pectorale	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1
Lophiobrycon weitzmani	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Loricaria lentiginosa	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1
Loricaria piracicabae	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Loricaria proluxa	1	1	1	0	1	1	0	0	0	1
Loricarichthys platymetopon	0	1	0	1	0	1	0	1	0	0
Megalancistrus parananus	1	0	1	0	1	1	0	1	0	1
Megalechis personata	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Megalonema platanum	0	1	0	0	0	1	0	1	0	1
Metynnis lippincottianus	1	0	0	1	1	1	0	0	0	1
Microglanis garaveloi	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1
Micropterus salmoides	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0
Mimagoniates microlepis	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1
Moenkhausia bonita	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Moenkhausia forestii	0	0	1	1	1	0	0	1	0	0
Moenkhausia gracilima	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
Moenkhausia intermedia	1	0	0	0	1	1	1	0	1	1
Moenkhausia sanctaefilomenae	1	1	0	1	1	1	1	1	1	1
Myloplus tiete	1	1	0	1	1	1	0	1	0	1
Neoplecosomus corumba	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0

Neoplecostomus paranensis	1	0	1	0	0	1	0	0	0	1
Neoplecostomus yapo	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Odontesthes bonariensis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Oligosarcus paranensis	1	0	1	0	0	1	0	1	0	1
Oligosarcus pintoii	1	0	1	1	1	1	1	1	0	1
Oligosarcus planaltinae	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Oreochromis niloticus	1	0	1	0	1	1	1	0	0	1
Otothyropsis marapoama	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Oxydoras eigenmanni	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0
Parastegophilus paulensis	1	0	0	0	0	0	1	0	0	1
Parauchenipterus galeatus	1	1	0	0	1	1	0	1	0	1
Paravandellia oxyptera	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1
Pareiorhina carrancas	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Pareiorhina rudolphi	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Parodon nasus	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1
Phalloceros harpagos	1	0	1	1	1	1	1	0	0	1
Phallotorynus jucundus	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1
Phallotorynus pankalos	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Phenacorhamdia tenebrosa	1	0	1	0	1	1	0	0	0	1
Phenacorhamdia unifasciata	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Piabina anhembi	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Piabina argentea	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1
Piaractus mesopotamicus	1	0	0	1	1	1	0	0	0	1
Pimelodella avanhandavae	1	0	1	1	1	1	0	1	0	1
Pimelodella gracilis	1	1	1	0	1	1	0	1	0	1
Pimelodella taenioptera	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Pimelodus argenteus	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0
Pimelodus britskii	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Pimelodus maculatus	1	0	0	1	1	1	1	0	0	1
Pimelodus microstoma	1	0	0	0	1	1	1	0	0	1
Pimelodus ornatus	0	0	1	1	0	1	0	1	0	1
Pimelodus paranaensis	0	0	1	0	1	1	0	1	0	0
Pinirampus pirinampu	1	0	0	1	1	1	0	0	0	1
Plagioscion squamosissimus	1	0	0	1	1	1	0	0	0	1
Planaltina britskii	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1
Planaltina glandipedis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Planaltina myersi	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Platanichthys platana	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Platydoras armatulus	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Poecilia reticulata	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1
Porotergus ellisi	0	0	1	0	1	1	0	1	0	0
Potamotrygon falkneri	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0
Potamotrygon motoro	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Prochilodus lineatus	1	1	1	1	1	1	0	1	1	1
Prochilodus vimboides	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1

<i>Psectrogaster rutiloides</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Psellogrammus kennedyi</i>	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0
<i>Pseudocorynopoma heterandria</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Pseudopimelodus mangurus</i>	1	1	0	1	1	1	0	1	0	1
<i>Pseudoplatystoma corruscans</i>	1	1	0	1	1	1	0	0	0	1
<i>Pseudoplatystoma reticulatum</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Pseudotocinclus tietensis</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Pterodoras granulosus</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Pterygoplichthys ambrosettii</i>	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1
<i>Pygocentrus nattereri</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pyrrhulina australis</i>	1	0	0	1	1	1	1	1	1	1
<i>Raphiodon vulpinus</i>	1	0	0	1	1	1	0	0	0	1
<i>Rhamdia branneri</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rhamdia quelen</i>	1	1	1	0	1	1	1	0	1	1
<i>Rhamdioglanis frenatus</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
<i>Rhamdiopsis moreirai</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Rhamphichthys hahni</i>	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0
<i>Rhinelepis aspera</i>	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1
<i>Rhinodoras dorbignyi</i>	1	0	0	1	1	1	0	1	0	1
<i>Rhinolekos bristskii</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Rhinolekos garavelloi</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Rineloricaria latirostris</i>	1	0	1	0	1	1	1	1	0	1
<i>Rineloricaria pentamaculata</i>	1	0	1	0	1	1	0	0	0	0
<i>Rivulus apiamici</i>	1	0	0	1	0	1	0	0	0	1
<i>Rivulus pictus</i>	1	0	0	1	1	1	0	0	0	1
<i>Roeboides descalvadensis</i>	1	1	1	1	1	1	0	1	0	1
<i>Salminus brasiliensis</i>	1	0	0	1	1	1	0	1	1	1
<i>Salminus hilarii</i>	1	0	1	1	1	1	0	1	1	1
<i>Satanoperca pappaterra</i>	1	0	0	0	1	1	0	0	0	1
<i>Schizodon altoparane</i>	1	1	0	0	0	1	0	1	0	1
<i>Schizodon borellii</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	0	1
<i>Schizodon intermedius</i>	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1
<i>Schizodon nasutus</i>	1	0	1	0	1	1	0	1	0	1
<i>Scoloplax empousa</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Serrapinnus notomelas</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Serrapinnus heterodon</i>	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1
<i>Serrasalmus maculatus</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Spintherobolus papilliferus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Serrasalmus marginatus</i>	1	1	0	1	1	1	1	0	0	1
<i>Sorubim lima</i>	0	0	0	1	1	1	0	1	0	0
<i>Steindachneridion scriptum</i>	1	0	1	0	1	1	0	1	0	0
<i>Steindachnerina brevipinna</i>	0	0	1	1	0	1	0	0	0	1
<i>Steindachnerina corumbae</i>	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1
<i>Steindachnerina insculpta</i>	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Sternachorhynchus britskii</i>	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0

<i>Sternopygus macrurus</i>	1	0	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Synbranchus marmoratus</i>	1	0	1	1	1	1	1	0	0	1
<i>Tatia neivai</i>	1	0	1	0	1	1	1	1	1	1
<i>Taunayia bifasciata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Tilapia rendalli</i>	1	0	1	0	1	1	0	0	0	1
<i>Trachydoras paraguayensis</i>	0	0	1	1	0	1	0	1	0	0
<i>Trichomycterus davisii</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
<i>Trichomycterus diabolus</i>	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0
<i>Trichomycterus paolence</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Trichomycterus maracaya</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Triporthus nematurus</i>	1	0	0	0	1	1	0	0	0	1
<i>Xiphophorus hellerii</i>	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0
<i>Zungaro jahu</i>	1	0	0	0	1	1	0	0	1	1