

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MATO GROSSO DO SUL
UNIDADE UNIVERSITÁRIA DE MUNDO NOVO
CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

HENRIQUE LEDO LOPES PINHO

DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA POTENCIAL DE *Brycon nattereri* (GÜNTHER, 1864) E *Brycon hilarii* (VALENCIENNES, 1850), NA BACIA PARANÁ-PARAGUAI

Mundo Novo - MS

Outubro/2019

HENRIQUE LEDO LOPES PINHO

DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA POTENCIAL DE *Brycon nattereri* (GÜNTHER, 1864) E *Brycon hilarii* (VALENCIENNES, 1850), NA BACIA PARANÁ-PARAGUAI

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao curso de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul, como parte dos requisitos para obtenção do grau de Licenciado em Ciências Biológicas.

Orientadora: Profa. Dra. Valéria Flávia Batista da Silva

Mundo Novo – MS

Outubro/2019

HENRIQUE LEDO LOPES PINHO

DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA POTENCIAL DE *Brycon nattereri* (GÜNTHER, 1864) E *Brycon hilarii* (VALENCIENNES, 1850), NA BACIA PARANÁ-PARAGUAI

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao curso de Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul, como parte dos requisitos para obtenção do grau de Licenciado em Ciências Biológicas.

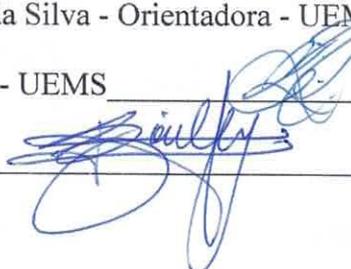
APROVADO EM 29 de Outubro de 2019

Profª. Dra Valéria Flávia Batista da Silva - Orientadora - UEMS



Prof. Dr. Marcelo Leandro Bueno - UEMS

Profª. Dra. Dayane Bailly - UEM



Dedico este trabalho à minha família, pois foi quem sempre esteve ao meu lado, me apoiando incansavelmente independente da fase em que estive, e à toda comunidade científica que graças aos seus avanços ofereceram dados para a realização deste trabalho.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por sempre me dar forças para encarar os desafios e obstáculos da vida sempre como uma forma de constante aprendizado.

Aos meus pais que me enriqueceram de incentivo, amor, suporte e demonstrações práticas de como ainda podemos ser honestos, felizes e sonhadores mesmo sendo inseridos em uma classe social baixa.

Não poderia deixar de agradecer aos meus amigos que me ajudaram a não desanimar nos momentos difíceis, desde aqueles que estão perto e vivenciaram o meu desgaste aos que hoje estão longe geograficamente, mas nunca se distanciaram afetivamente me oferecendo apoio através de mensagens. Agradeço minha turma onde juntos evoluirmos tanto profissionalmente como pessoalmente tornando essa fase um marco importantíssimo e único em nossas vidas. Em especial neste trabalho agradeço aos meus amigos Leonardo Moreira, Douglas Camargo, Beatriz dos Anjos e Vilson Campos que me apoiaram tanto nas questões técnicas deste trabalho como no incentivo de que eu seria capaz de desenvolver este.

Quero aproveitar este momento para agradecer também à minha orientadora Profa. Dra. Valéria Flávia Batista da Silva pelos ensinamentos repassados, pela dedicação e paciência em me orientar não apenas neste trabalho, mas também ao longo de duas iniciações científicas.

Durante o desenvolvimento deste e outros trabalhos os quais envolviam o geoprocessamento eu agradeço imensamente ao João Carlos G. Vilhalba, Me. Jhony Ferry M. da Silva, Alexandre B. dos Santos, Prof. Dr. José Hilário D. Ferreira e Prof. Dr. Marcelo Leandro Bueno pelo suporte técnico que obtive quando dificuldades no manuseio com o software livre QGIS surgiam e essas pessoas reservaram em meio a seus inúmeros compromissos um pouco de seu tempo para me ajudar.

E finalizo agradecendo todos meus professores de todas as instituições de ensino por onde passei desde o ensino primário (Itamar Evaristo da Silva) fundamental/médio (E. E. Silo Vargas Batista) até meu ensino superior (UEMS-Mundo Novo), pois foi através da dedicação desses profissionais que hoje eu sou uma pessoa menos ignorante e com objetivo cravado sempre na busca por novos conhecimentos. Nesta última instituição eu tive que me ausentar da minha família, mas encontrei profissionais que muitas vezes se fizeram presentes parecendo fazer parte desta me ajudando em situações extremamente difíceis, amenizando assim o vazio de ficar longe de meus familiares, fica aqui minha profunda gratidão a UEMS- Mundo Novo incluindo não apenas o corpo docente, mas também técnicos e funcionários.

“Nós não salvaremos tudo que gostaríamos, mas salvaremos muito mais do que se nunca tivéssemos tentado”.

Peter Scott- Fundador do WWF.

RESUMO

A modelagem de nicho ecológico (MNE) é uma recente abordagem metodológica utilizada em estudos sobre biogeografia, ecologia e evolução de espécies. Diante do exposto, a presente proposta teve como objetivo geral prever a distribuição potencial de duas espécies de peixes da bacia dos rios Paraná-Paraguai, *Brycon nattererii* e *Brycon hilarii*, utilizando diferentes técnicas de modelagem de nicho ecológico. Especificamente foram gerados mapas de distribuição geográfica potencial das espécies e, avaliado o desempenho dos modelos, indicando o mais adequado na predição da distribuição potencial para cada espécie. Os registros de ocorrência foram mapeados sobre uma malha geográfica regular de resolução espacial com cerca de 11 x 11 km de lado, abrangendo a bacia Paraná-Paraguai. A MNE foi baseada em variáveis climático-ambientais (temperatura mínima e máxima; precipitação mínima e máxima) e hidrológicas (ordem do corpo aquático e média dos valores de altitude dentro de cada célula) e incluiu os algoritmos Envelopes Bioclimáticos, Distância de Gower, Distância Euclidiana, Máxima Entropia, Algoritmos Genéticos e Análise Fatorial de Nicho Ecológico. A escolha do MNE para a descrição da distribuição potencial das espécies foi baseado no modelo com melhor desempenho considerando-se a métrica do AUC (“Area Under the Curve”). As predições geradas revelaram uma considerável variação dos valores de AUC para *B. hilarii* tendo como melhor desempenho o MAXENT, apresentando assim distribuição nas duas bacias com maior destaque de adequabilidade nas calhas dos rios principais com exceção da extremidade baixa da bacia. Para *B. nattererii* os valores de AUC entre MAXENT e Bioclim foram iguais, sendo necessário utilizar a abordagem de projeção combinada (Ensemble) para contornar essa incerteza. Através da abordagem de projeção combinada a distribuição predita foi que a espécie está restrita a extremidade alta da bacia do Paraná e apenas quatro rios da margem esquerda da bacia do Paraguai está climaticamente adequado para a ocorrência da espécie. Este trabalho demonstrou que tanto a utilização de modelos de nicho individuais quanto a combinação de modelos são importantes para avaliar distribuição potencial e identificar áreas prioritárias para a conservação.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	8
2. METODOLOGIA	10
2.1 Área de estudo	10
2.2 Variáveis preditoras climático-ambientais e hidrológicas	11
2.3 Modelagem de distribuição potencial das espécies	12
2.4 Avaliação e comparação dos modelos	13
3. RESULTADOS	14
4. DISCUSSÃO	17
5. CONSIDERAÇÕES FINAIS	21
REFERÊNCIAS	22

1. INTRODUÇÃO

A modelagem de nicho ecológico, chamada também de modelagem de distribuição geográfica (AUSTIN, 2002), modelagem de distribuição de espécies (RANGEL; LOYOLA, 2012), modelagem preditiva de distribuição de espécies (GIANNINI, et al. 2012) é uma recente abordagem metodológica utilizada em estudos sobre biogeografia, ecologia e evolução de espécies (GUISAN; THUILLER, 2005). Este método baseia-se na construção de algoritmos que estabelecem correlações entre ocorrência das espécies e variáveis ambientais para determinação da área de distribuição geográfica das espécies, refletindo o componente Grinneliano do nicho ecológico (sensu SOBERÓN, 2007). Assumindo que a ocorrência das espécies é determinada por uma resposta imediata dos indivíduos à variação das condições ambientais, os modelos de distribuição estimam a distribuição geográfica potencial das espécies através de uma quantidade relativamente pequena de informações (DINIZ-FILHO et al. 2010).

A geração dos modelos de nicho ecológico pode ser realizada utilizando diversas técnicas desenvolvidas ao longo dos últimos anos e disponibilizada através de algoritmos computacionais (GUO; LIU, 2010), como modelos de envelopes bioclimáticos (Bioclim), distâncias ambientais (Eucladiana e Gower), análises multivariadas (distâncias de Mahalanobis e ENFA) e algoritmos mais complexos de aprendizagem automática ou inteligência artificial (MAXENT e GARP) (LIMA-RIBEIRO; DINIZ-FILHO, 2012). A projeção destes modelos sobre o espaço geográfico resulta nos chamados mapas de adequabilidade de habitat (SILLERO, 2011), os quais indicam numa escala numérica contínua, a semelhança dos ambientes mapeados com aqueles onde a espécie em estudo está presente, dentro dos domínios das variáveis preditoras utilizadas na modelagem.

Dentre as bacias hidrográficas sul-americanas, a bacia Paraná-Paraguai se destaca pela sua representatividade territorial, sendo a segunda maior bacia hidrográfica do continente, pela elevada diversidade e endemismo de peixes e pela presença constante de impactos antrópicos. Estimativas recentes apontam cerca de 500 espécies de peixes (ALBERT; REIS, 2011) e mesmo diante da extraordinária riqueza ainda são poucos os estudos publicados que avaliem diretamente o potencial de distribuição das espécies, baseando-se na modelagem de nicho ecológico. Trabalhos com esta abordagem vêm sendo registrados na literatura (LOPES et al., 2017; CASSEMIRO et al., 2018; RUARO et al., 2019).

A espécie *Brycon hilarii*, nativa das bacias Paraná- Paraguai e Amazônica (FROESE; PAULY 2019; ESCHMEYER, 2012), é considerada uma espécie reofílica, encontrada em

locais de remansos, embaixo de árvores frutíferas e próxima as plantas aquáticas (OLIVEIRA, et al. 2012). Apresenta amplo espectro alimentar (REYS, et al. 2009) incluindo em sua dieta organismos animais e vegetais, tanto aquáticos como terrestres (ZUNTINI, 2004; SILVA, 1991 apud RESENDE, et al. 2000). É uma das principais espécies responsáveis pela dispersão de sementes ao longo da mata ciliar, principalmente no período de migração reprodutiva (BANACK, et al. 2002; REYS, et al. 2009). Com comprimento máximo de 56,0 cm (FROESE; PAULY, 2011), possui elevado interesse turístico no rio Baía Bonita, localizado município de Bonito/MS, ao ponto de ter suas populações monitoradas (SABINO; ANDRADE, 2003).

Nativa das bacias do alto Paraná, São Francisco e alto Tocantins, *Brycon nattereri* é um peixe de porte médio com capacidade de atingir até 50,0 cm de comprimento (OLIVEIRA et al., 2007; PAGLIA; DRUMMOND; MACHADO, 2008; BELEI; SAMPAIO, 2012). São onívoros, oportunistas, consumindo principalmente itens alóctones (LUZ-AGOSTINHO et al. 2006; LIMA et al., 2008). Caracterizada como espécie reofílica, se reproduz nos meses frios e em águas rasas (OLIVEIRA et al., 2007; LIMA et al., 2008), e não realizam longos deslocamentos reprodutivos (VIEIRA; SANTOS; ALVES, 2005). Populações de *B. nattereri* têm sido seriamente ameaçadas nos últimos anos, pela construção de barragens e pelo uso da terra (desmatamento) (PAGLIA; DRUMMOND; MACHADO, 2008; ROSA; LIMA, 2008). Outro fator agravante é a destruição das matas ciliares, já que sua dieta é baseada principalmente em itens terrestres (HORN, 1997; LIMA; CASTRO, 2000).

Um passo importante após construir qualquer modelo ecológico é avaliar seu desempenho (FIELDING; BELL, 1997). Atualmente várias técnicas estatísticas estão disponíveis, permitindo detectar qual modelo é mais robusto ou preciso (ELITH, et al. 2006), como Especificidade, Kappa, TSS (“True Skill Statistic”), AUC (“Area Under the Curve”), dentre outros. Em geral, as estatísticas de avaliação de modelos são calculadas com base numa comparação entre os valores observados e esperados, obtidos quando a distribuição contínua é truncada para gerar uma previsão discreta da amplitude, sendo o AUC mais utilizado para este fim. Diante do exposto e considerando as inúmeras aplicabilidades da modelagem de nicho, o escopo deste trabalho é prever a distribuição potencial de duas espécies de peixes da bacia dos rios Paraná-Paraguai, *B. nattereri* e *B. hilarii*, avaliando qual modelo tem maior precisão e acurácia na definição da área de distribuição destas espécies.

2. METODOLOGIA

2.1 Área de estudo

O rio Paraná, formado pela junção dos rios Grande e Paranaíba na região sudeste do Brasil, é o segundo maior da América do Sul (4.695 km) e o décimo do mundo em descarga de água (AGOSTINHO et al. 2008). O rio Paraguai se origina no oeste da planície do estado de Mato Grosso no centro-oeste do Brasil, constituindo-se no quinto rio mais longo da América do Sul (2.550 km) e no principal tributário da margem direita do rio Paraná (RESENDE, 2003). A bacia hidrográfica dos rios Paraná Paraguai (Figura 1) engloba a maior parte da região sudeste do Brasil, Paraguai, leste da Bolívia e norte da Argentina, drenando cerca de 2.800.000 km² até o estuário do rio da Prata (RESENDE, 2003; AGOSTINHO et al. 2008). Devido à sua ampla extensão territorial, abrange extensas áreas do bioma original da Mata Atlântica, Cerrado e uma pequena porção da floresta Amazônica. A bacia Paraná Paraguai apresenta a particularidade de abrigar também o bioma Chaco-Pantanal, uma extensa planície aluvial localizada no centro da América do Sul (PARANHOS-FILHO et al. 2013) abrangendo territórios do Brasil, Bolívia e Paraguai. Drenado pelo rio Paraguai o bioma Chaco - Pantanal é formado por um sistema hidrológico complexo composto por diferentes tipos de habitats aquáticos, tais como rios, corixos, lagoas, pântanos e baías. Devido a sua exuberante biodiversidade, que é considerada uma das maiores do mundo considerando áreas alagáveis, este bioma é considerado patrimônio da humidade (PARANHOS-FILHO et al. 2013).

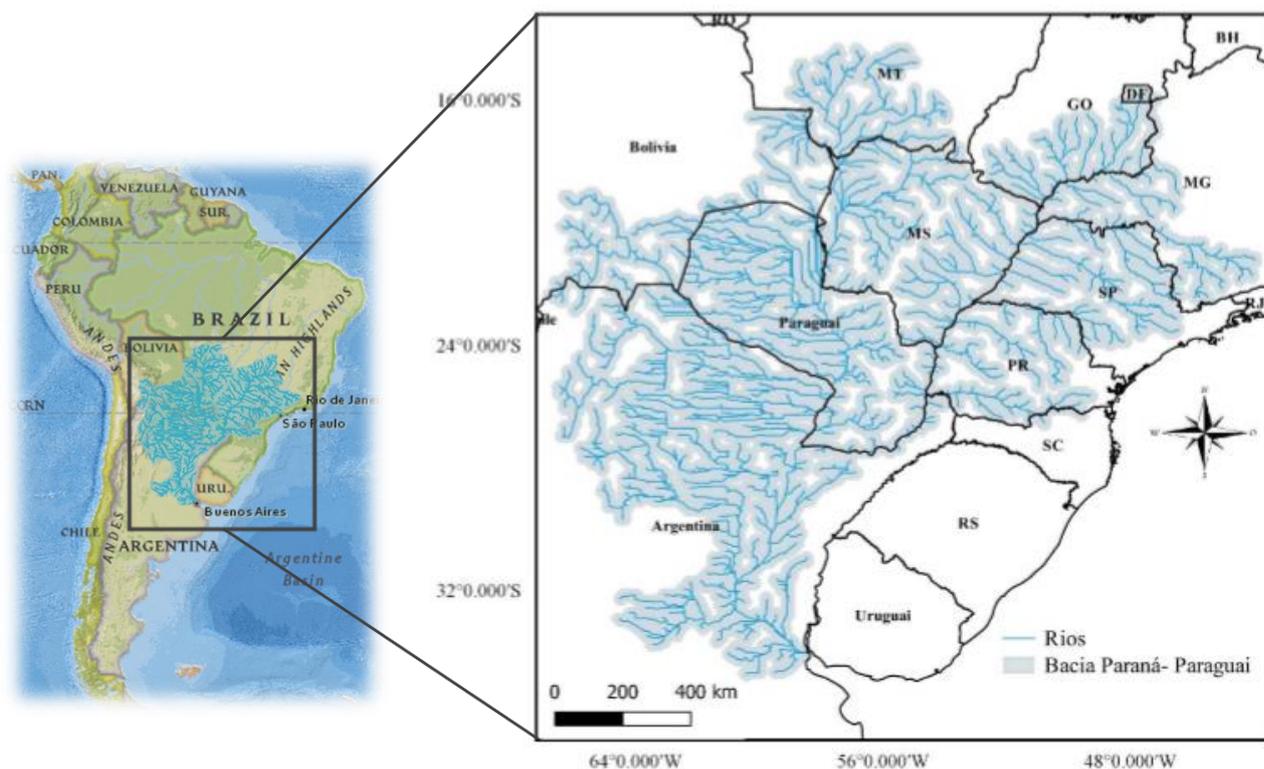


Figura 1. Representação da bacia Paraná-Paraguai.

Dados georreferenciados das espécies *B. nattereri* e *B. hilarii* foram obtidos através três banco de dados online: FishNet2 (<http://www.fishnet2.net/>), SpeciesLink (<http://smlink.cria.org.br>) e Global Biodiversity Information Facility (GBIF; <http://www.gbif.org/>). Para evitar ambiguidades e registros duvidosos, foram excluídos todos aqueles que não apresentarem coordenadas geográficas e também aqueles que não possuíam o nome preciso da espécie (cf. e aff. foram desconsiderados).

Os registros de ocorrência foram mapeados sobre uma malha geográfica regular (grid) com 11.752 células, em resolução espacial de 10 km de latitude e longitude, seguindo a rede hídrica da bacia Paraná-Paraguai (Figura 1). A grid foi construída no EPSG 5880, um sistema de referência espacial que mantém área constante. Para cada espécie foi construída uma matriz binária de presença (1) e pseudo-ausência (0) a partir dos dados georreferenciados. Esta matriz constituiu o componente biótico da modelagem de nicho ecológico.

2.2 Variáveis preditoras climático-ambientais e hidrológicas

A modelagem de nicho ecológico de *Brycon nattereri* e *Brycon hilarii* foi baseada nas variáveis preditoras bioclimáticas para o presente como temperatura mínima (TMIN), temperatura máxima (TMAX), precipitação mínima (PMIN), precipitação máxima (PMAX) e

nas variáveis de natureza hidrológica, como ordem do corpo aquático (ORTR) como medida de disponibilidade de água e a média dos valores de altitude dentro de cada célula (ALT, m). As variáveis climático-ambientais foram obtidas da base de dados WORLDCLIM (www.worldclim.org). A variável hidrológica e altitude foram obtidas a partir de um mapa de elevação digital de resolução 90 m. Todas as variáveis foram re-escaladas de acordo com o grid para a construção dos *layers* climático-ambientais.

2.3 Modelagem de distribuição potencial das espécies

Considerando que os padrões de ocorrência das espécies são determinados, em grande escala, pelas respostas dos organismos a diferentes condições ambientais (refletindo o componente Grinelliano do nicho ecológico, sensu SOBERÓN 2007), foi utilizada a abordagem de modelagem de nicho ecológico para prever a área de distribuição potencial das espécies *Brycon hilarii* e *Brycon nattereri* na bacia Paraná-Paraguai. Para a modelagem foi utilizada a matriz de ocorrência da espécie e dos “layers” de variáveis climático-ambientais e hidrológicas para obtenção da matriz de adequabilidade ambiental e distribuição da espécie no presente.

A modelagem de nicho foi então baseada em seis modelos que diferem conceitualmente e estatisticamente para a predição da adequabilidade ambiental sendo eles Bioclim (BIOCLIM), Distância de Gower (GROWER), Distância Euclidiana (DEUC), Máxima Entropia (MAXENT), Algoritmos Genéticos (“Genetic Algorithm for Rule-set Production” - GARP) e “Ecological Niche Factor Analysis” (ENFA). Esses modelos possuem uma importante característica em comum, seus algoritmos funcionam com dados de presença (presence-only methods). Segue abaixo uma breve descrição de cada técnica de modelagem de nicho ecológico.

BIOCLIM é um dos algoritmos mais antigos que representa a lógica do nicho ecológico por meio dos envelopes bioclimáticos, definindo a tolerância ambiental de uma espécie para múltiplos preditores (BUSBY 1991). Os limites que definem o envelope são obtidos a partir da amplitude de cada variável ambiental relacionada aos pontos de ocorrência das espécies, formando, assim, um envelope retilíneo (CARPENTER et al. 1993). A distribuição potencial modelada das espécies é obtida, dessa maneira, pelo conjunto total de regiões da área geográfica de interesse cujas características ambientais estejam dentro do envelope bioclimático (LIMA-RIBEIRO; DINIZ-FILHO, 2012).

As distâncias Euclidiana e de Gower determinam os envelopes calculando sua respectiva distância, no espaço ambiental, entre cada local (ou parcela de uma grade) da área geográfica de interesse e o ótimo ecológico da espécie (CARPENTER et al. 1993). Por

definição, adequabilidade do hábitat e distância ambiental são, portanto, inversamente proporcionais, ou seja, quanto menor a distância ambiental de uma região em relação ao ótimo ecológico da espécie, mais adequado será aquele local para sua ocorrência e vice-versa (LIMA-RIBEIRO; DINIZ-FILHO, 2012).

O ENFA é um método baseado em análises multivariadas que utiliza uma análise de ordenação para representar o nicho ecológico das espécies. A adequabilidade do habitat é obtida a partir da menor distância entre dois pontos obrigatoriamente conectados por dois eixos ortogonais. Desta forma, a distância entre cada local e o ótimo ambiental da espécie é calculada com base nos autovalores e autovetores da matriz de ordenação (LIMA-RIBEIRO; DINIZ-FILHO, 2012).

Baseado na técnica de aprendizagem automática, MAXENT segue o conceito de máxima entropia (ELITH et al. 2011), a qual é alcançada quando se tem a maior incerteza quanto à presença da espécie em um determinado local. Dessa forma, o algoritmo estima uma distribuição de probabilidades de ocorrência da espécie mais próxima de uma distribuição uniforme, a qual gera maior incerteza quanto à ocorrência de um evento, alcançando, portanto, a máxima entropia do sistema. A partir da distribuição uniforme, é possível calcular a probabilidade de ocorrência da espécie no espaço geográfico, sabendo-se o valor de cada variável ambiental em um determinado conjunto de locais, o que implica em um mapa preditivo da distribuição geográfica da espécie (LIMA-RIBEIRO; DINIZ-FILHO, 2012).

O algoritmo GARP utiliza dados de presença e pseudo-ausências para gerar um conjunto de regras em relação às variáveis ambientais que descrevem o nicho das espécies (STOCKWELL; PETERS 2002). Este método estabelece os modelos imitando os mecanismos de evolução biológica por seleção natural. Uma regra inicial é criada, as regras vão mudando aleatoriamente (processo evolutivo) e somente as melhores regras são selecionadas como em um processo de seleção natural. Quando um número predeterminado de iterações é atingido, o algoritmo é encerrado e o resultado é apresentado como um conjunto de regras a partir dos indivíduos sobreviventes (LIMA-RIBEIRO; DINIZ-FILHO, 2012).

Avaliação e comparação dos modelos

Os modelos gerados pelo BIOCLIM, GOWER, DEUC, MAXENT, GARP, ENFA foram avaliados selecionando um limiar mínimo (“minimum threshold”) para determinar a presença potencial das espécies. Para esta avaliação dos modelos, uma amostra dos registros de ocorrência de cada espécie é classificada como presença ou ausência e comparada com os dados

observados por uma matriz de confusão (MANEL, et al. 2001). Dessa forma, a sensibilidade do modelo é definida como a proporção de presenças verdadeiras em relação ao total de presenças preditas pelo modelo, enquanto que a especificidade do modelo é a proporção de ausências verdadeiras em relação ao total de ausências preditas pelo modelo. Assim, o ROC (“Receiver Operating Characteristics”) será obtido relacionando-se sensibilidade com o complemento da especificidade, resultando em uma probabilidade do limiar mínimo. A área abaixo da curva (AUC, “Area Under the Curve”) é obtida a partir da integração da curva ROC e será usada para avaliar os modelos de nicho. O AUC varia de zero a um, no qual valores próximos a um indicam alto desempenho do modelo, enquanto que valores menores do que 0,5 indicam baixo desempenho do modelo (ALLOUCHE, et al. 2006). A escolha do modelo para a descrição da distribuição potencial das espécies foi baseada no modelo com melhor desempenho considerando-se a métrica do AUC. A decisão sobre a qualidade do modelo foi baseada em Metz (1986) que sugere que modelos com valores de AUC entre 0,9-1,0 são excelentes, 0,8-0,9 são bons, 0,7-0,8 são médios, 0,6-0,7 são ruins e 0,5-0,6 são muito ruins.

Quando múltiplos modelos apresentaram AUC elevado (acima de 0.90), foi utilizada a abordagem de projeção combinada (“Ensemble Forecasting”) que fornece o resultado do consenso de múltiplos modelos (ARAÚJO; NEW 2007). A partir desta técnica, foi gerado para cada espécie uma frequência de projeções ponderada pela estatística TSS (“True Skill Statistic”; ALLOUCHE, et al. 2006) isto é, os melhores modelos de acordo com esta métrica têm mais peso nas projeções consenso. A estatística TSS varia de -1 a +1, em que valores iguais a +1 são uma predição perfeita e os valores iguais ou menores que zero não são predições melhores que as randômicas. A área de distribuição geográfica é determinada considerando a espécie presente apenas nas células em que no mínimo 50% dos modelos retidos no consenso apontaram a espécie como presente.

O processo de modelagem de nicho ecológico foi realizado na plataforma computacional BioEnsembles (DINIZ-FILHO, et al. 2009). O reescalonamento dos dados bióticos e das variáveis ambientais na grid foi conduzido no programa QGIS (Quantum GIS Geographic Information System. V. 3.4; DEVELOPMENT TEAM, 2015) e os mapas de adequabilidade de habitat foram realizados no programa SAM (“Spatial Analysis in Macroecology” - Versão 4,0; RANGEL, et al. 2010).

3. RESULTADOS

O mapeamento dos registros de ocorrência levantados para *B. hilarii* e *B. nattereri* na grid bacia Paraná-Paraguai resultaram em 40 e 32 células ocupadas, respectivamente (Figura 2). A espécie *B. hilarii* está distribuída amplamente na calha do rio Paraguai, e nos tributários rios Cuiabá, Córrego Estiva, rio Aricá-açu, Bento Gomes, São Lourenço, Aranha, Taquari, Miranda, Negro, córrego João Dias, Salobra e Formoso. Algumas ocorrências também foram registradas na bacia do rio Paraná, especificamente no rio Iguazu, na calha da região final do alto rio Paraná, especificamente no rio Iguazu, na calha da região final do alto rio Paraná, e nos trechos médio deste rio, já em território argentino. Já a distribuição de *B. nattereri* se restringiu apenas à bacia do alto rio Paraná, com predominância de registros de ocorrências nos tributários rios São Bartolomeu, Corumbi, São Marcos, Ribeirão Castelhana, Araguari, Uberaba, São João, Atibaia, Pardo, Laranjinha e Iapó.

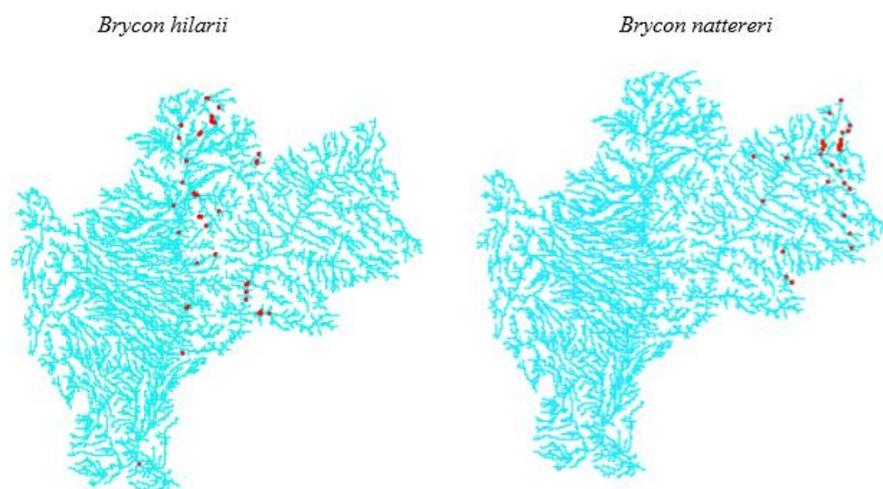


Figura 2. Distribuição geográfica de *B. hilarii* e *B. nattereri* na bacia Paraná-Paraguai gerada a partir das ocorrências observadas.

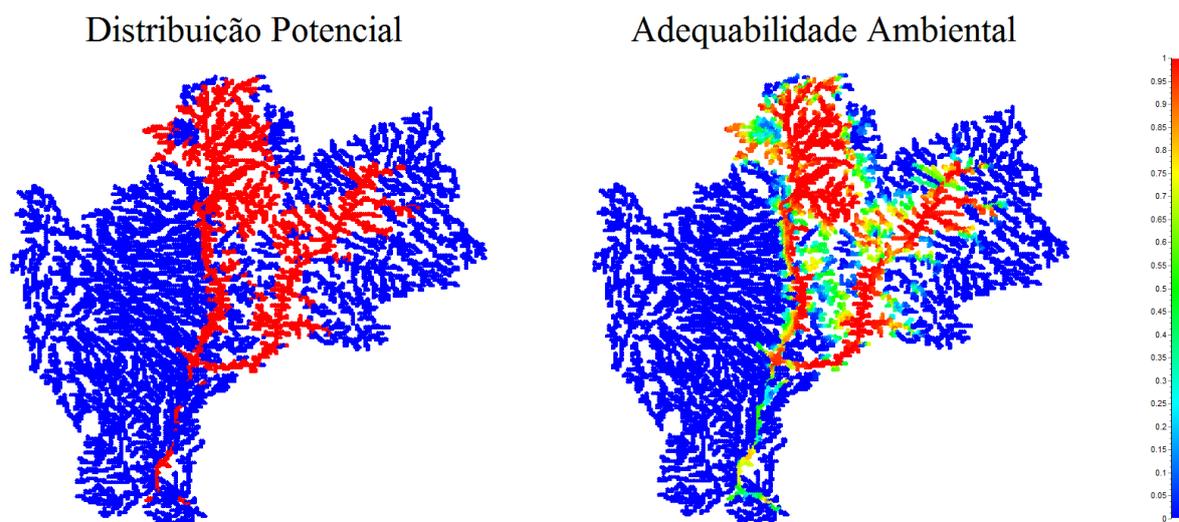
Dentre os seis MNEs utilizados para a predição da distribuição potencial de *B. hilarii* na bacia Paraná-Paraguai, MAXENT apresentou o maior valor de AUC (0,90), indicando que os resultados gerados por esse modelo não é uma previsão aleatória, sendo então retido para interpretação da distribuição potencial desta espécie.

Por outro lado, para *B. nattereri*, MAXENT (0,96), Bioclim (0,96) e Gower (0,92), apresentaram valores elevados de AUC (Tabela 1), gerando incerteza sobre qual modelo é mais adequado para representação da distribuição geográfica potencial desta espécie. Para contornar essa incerteza, para esta espécie, foi utilizado a abordagem de projeção combinada.

Tabela 1. Avaliação dos MNEs baseado no valor de AUC (“Área under the curve”).

Modelos	<i>Brycon hilarii</i>	<i>Brycon nattereri</i>
Bioclim	0,83	0,96
Distância Eucladiana	0,67	0,88
GOWER	0,76	0,92
MAXENT	0,90	0,96
GARP	0,73	0,86
ENFA	0,82	0,87

As previsões geradas pelo MAXENT mostraram extensas áreas climáticas adequadas para a ocorrência de *B. hilarii* na bacia Paraná-Paraguai, o que resultou em ampla distribuição potencial para a espécie (Figura 3), ocupando 23,0% da área total da bacia. A porção oeste da bacia e o alguns trecho do alto rio Paraná foram considerados inadequados para *B. hilarii*. O canal principal do rio Paraguai e os tributários da margem esquerda (rios Negro, Miranda, Corixão Vazante, São Lourenço, Corixo, Sararé, Sepotuba e Jauru) localizados na porção superior configuraram-se como os locais mais propício para ocorrências da espécie (valores de adequabilidade próximo ou igual a 1) para *B. hilarii*. O canal principal do rio Paraná na região superior da bacia e trechos dos rios São José dos Dourados, Tietê e Iguazu (margem esquerda), Quitéria, Lajeado, Sucuriú e Verde (margem direita) também foram preditos como refúgio climático para a espécie (Figura 3).

**Figura 3.** Mapas da distribuição potencial e adequabilidade ambiental de *B. hilarii* baseado no modelo MAXENT.

Para *B. nattereri*, a predição gerada pelo modelo consenso mostrou que a espécie ocorre no trecho superior da bacia do rio Paraná e em um pequeno trecho da porção nordeste do rio Paraguai, ocupando 14,0% da área total da bacia. Já as regiões centro-oeste e sul da bacia Paraná-Paraguai parecem não apresentar condições ambientais adequadas para a manutenção desta espécie. O refúgio climático incluiu principalmente os tributários da margem esquerda (rio Grande, rio Tijuco, rio Corumbá, alto e médio do rio Paranaíba, rio Meia Ponte, e o trecho superior do rio Tietê (rio Sapucaí) e direita (rio Verdão, rio Claro, rio Doce, rio Verde, rio Corrente, rio da Prata e rio Sucuriú, Indaiá Grande) do trecho mais alto do rio Paraná. O trecho superior do rio Itiquira e rio Prata, Ariranha e Taquari localizados na área de drenagem do rio Paraguai, também foram preditos como áreas climaticamente adequadas para *B. nattereri* (Figura 4).

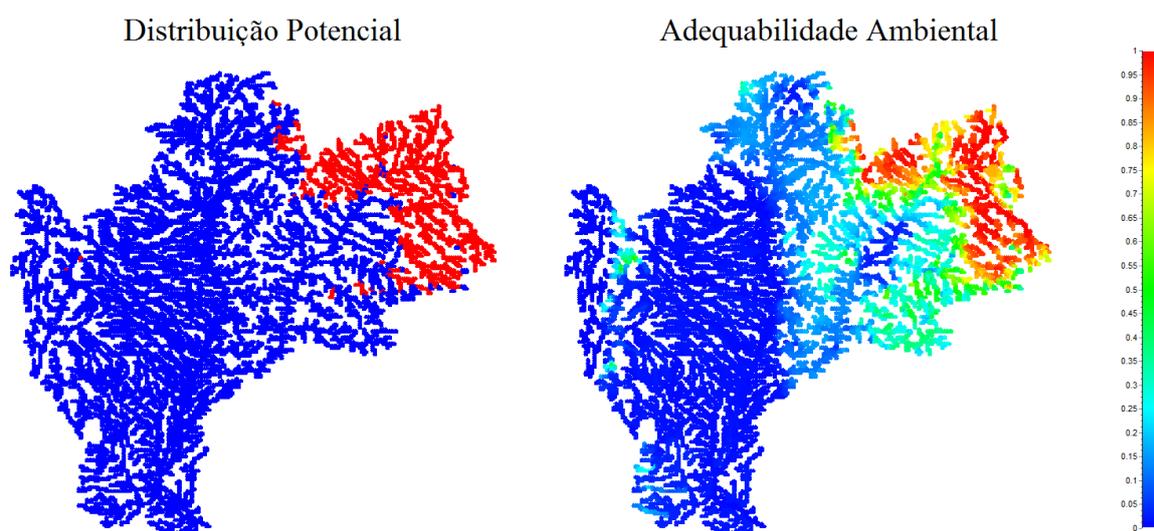


Figura 4. Mapas da distribuição potencial e da adequabilidade ambiental de *B. nattereri* gerados através do modelo consenso.

4. DISCUSSÃO

A obtenção de dados através de coleções biológicas e museus pode apresentar limitações devido a imprecisão da informação ou viés na escolha de áreas coletadas, que as vezes privilegia locais onde o acesso é mais fácil e menos custoso, ou ainda onde já se tem certeza da ocorrência da espécie em estudo (HORTAL et al. 2008; LOBO, 2008). Mesmo correndo o risco desses possíveis vieses, esse meio de obtenção de dados é justificado devido a

falta de levantamento sistêmicos, demanda crescente por mapas de distribuição de espécies e estimativas sobre mudanças potenciais nessa distribuição devido às alterações climáticas (THUILLER et al. 2008; ELITH; LEATHWICK, 2009). As áreas de distribuição potencial predita das duas espécies foram em sua maior parte nos locais onde se concentraram os pontos de ocorrência observados, sendo esses registros concentrados na calha dos rios principais das bacias no caso de *B. hilarii* e concentração de ocorrências nos grandes tributários do rio principal da bacia do rio Paraná para *B. nattereri*.

O AUC pode ser considerado como uma boa medida do desempenho dos modelos (XIE et al. 2016), tendo como vantagens não ser baseado na escolha de um único limiar de decisão em particular. Os valores de AUC pode ser obtidos para modelos baseados somente em presenças, usando pseudo-ausências para montar a matriz de confusão, sendo ela, necessária para calcular sensibilidade e especificidade (LIMA-RIBEIRO; DINIZ-FILHO, 2012). Assim as pseudo-ausências não podem ser interpretadas como ausência real da espécie em um determinado ambiente. O valor de AUC indica apenas se os modelos classificam as presenças com maior precisão do que uma predição aleatória, ao invés de indicar se o modelo é apto para distinguir presença de ausência (PHILLIPS; ANDERSON; SCHAPIRE, 2006). O índice indica a probabilidade do modelo de nicho identificar corretamente o evento modelado neste caso a presença da espécie (FIELDING & BELL, 1997).

Ainda que a AUC apresenta inúmeras vantagens para testar o desempenho de modelo esta métrica recebe críticas por ponderar erros de omissão e comissão igualmente (LOBO et al. 2008). Em muitas aplicações de modelagem de nicho ecológico, erros de omissão e comissão podem não ter a mesma importância (FIELDING; BELL, 1997).

Resultados de outros trabalhos sobre avaliação de modelos, também mostraram que Maxent foi o modelo com melhor desempenho (PHILLIPS et al. 2004; ELITH et al. 2006; PHILLIPS et al. 2006; TOWNSEND PETERSON; PAPES; EATON, 2007; WISZ et al. 2008). Este modelo também é o mais indicado para modelagem quando se têm poucos registros de ocorrências (PEARSON et al. 2007; GIANNINI et al. 2012). O desempenho desse modelo pode ser explicado pela maneira como ele usa a regularização para evitar excesso de ajuste e a quantidade de regularização varia de maneira flexível com o tamanho da amostra para garantir assim um desempenho consistente (WISZ et al. 2008). Além do MAXENT, o GARP também é considerado um algoritmo com bom desempenho (ver SANTANA et al. 2009). Estes dois algoritmos necessitam apenas de dados de presença da espécie, configurando-se uma grande vantagem visto que dados de ausência são em geral raros e imprecisos (NABOUT et al. 2009; COELHO; CARVALHO; CARVALHO, 2015). Trabalhos recentes têm utilizado o MAXENT

e GARP como únicos métodos de modelagem (COELHO; CARVALHO; CARVALHO, 2015; GLADSON et al. 2018) e relatam a prevalência de melhor desempenho dentre os demais modelos existentes (NAOKI et al. 2006; WISZ et al. 2008).

Mesmo diante de inúmeras discussões conceituas sobre a modelagem de nicho ecológico, essa técnica atualmente é a mais eficaz para conhecer a distribuição geográfica potencial das espécies e projetar essa distribuição sob diferentes condições ambientais (VAZ; CUNHA; NABOUT, 2015).

Conservação das espécies

Apesar de *B. hilarii* apresentar 23% da área total da bacia, existem regiões dessa rede de drenagem que muitas vezes são altamente impactadas por ações antropogênicas, para formações de pastagens, culturas extensivas, lançamento clandestino de esgotos domésticos in natura, ecoturismo mal planejado, resíduos sólidos dispostos inadequadamente lançados diretamente nos corpos de água, comprometendo assim a flora aquática, habitats de organismos bentônicos, zona eufótica (SABINO; ANDRADE, 2003; MATO GROSSO DO SUL, 2004; TERRA; SABINO, 2007). Dentre as ações antrópicas citadas a erosividade das chuvas no alto da bacia do Paraguai é um fator preocupante pois vêm crescendo e o potencial erosivo da superfície da bacia classificado de moderado a forte é de 72% e forte 28% (GALDINO; GREGO; SILVA, 2014). Os rios Sepotuba e Jauru que foram preditos como área climaticamente adequada para *B. hilarii*, estão entre os rios de maior potencial de erosão sendo enquadrada na categoria “forte” da pesquisa sobre potencial de erosão (GALDINO; GREGO; SILVA, 2014). Essas ações antropogênicas de impactos negativos sobre a qualidade da água no alto do Paraguai se tornam ainda mais preocupante uma vez que afetam a atividade turística do aquário natural, importante para a economia de Bonito e Bodoquena MS (SABINO; ANDRADE, 2003). O valor econômico estimado de um único exemplar de *B. hilarii* decorrente de visitação turística no Baía Bonita é de R\$ 3.190,00/ano, com potencial de gerar R\$ 15.950,00 ao longo de toda sua vida, estimada em cinco anos em condições naturais (SABINO; ANDRADE, 2003). Portanto a diminuição dessa espécie em razão de ações de impactos que prejudicam a qualidade da água, acarretam em perdas de serviços ecossistêmicos, que beneficiam empreendimentos ecoturístico da população de Bonito e Bodoquena MS.

Em relação às áreas mais adequada ambientalmente para a ocorrência de *B. nattereri*, apenas os rios Doce, Jacaré Pepira e Jacaré Guaçu não foram constatados fortes impactos. O rio Doce revelou de modo geral boa qualidade das águas (CABRAL, et al. 2015), os rios Jacaré Pepira e Jacaré Guaçu apresentaram baixo índice de degradação de áreas de vegetação nativa,

pois estão passando por processo de restauração de matas ciliares (ATTANASIO, et al. 2014). Os demais rios estão fortemente impactados por ações antrópicas como i) assoreamento das margens dos rios, decorrente do uso inadequado do solo em razão da expansão agrícola, ii) desmatamento da mata ciliar e, iii) despejo de efluentes urbanos e industriais, conforme detalhado na Tabela 1. Tais informações geram incertezas sobre o futuro desta espécie na bacia, uma vez que *B. nattereri* é uma espécie ameaçada, enquadrada na categoria vulnerável (ICMBio, 2018) e seus rios de refúgio climático estão em péssimas qualidades.

Tabela 2. Condições ambientais dos rios de refúgio climático de *B. nattereri*.

Bacia	Impacto	Trabalho
Alto do rio Grande	Carga poluidora do meio urbano e erosão agravado por falta de remanescentes florestais.	ANA, 2015; BESKOW et al. 2009
Rio Corumbá	Eutrofização causada por ineficiência das técnicas utilizadas para tratamento de esgoto (esgoto clandestino).	CORDEIRO, et al. 2016
Rio Paranaíba	Violação na qualidade da água em razão de despejos domésticos, industriais, adubação de lavouras (erosão).	COSTA; FERREIRA, 2015
Rio Meia Ponte	Efluentes domésticos e industriais sem tratamento, e casualmente poluentes automotores como óleos e graxas, por acidente.	CARVALHO; QUEIJA DE SIQUEIRA, 2011
Alto do rio Tietê	Mal qualidade da água devido ao enorme excedente de esgoto sem tratamento.	ATLÂNTICA, 2015
Rio Sapucaí	Assoreamento do rio	FELIX; ALVES, LIMA, 2019
Rio Claro	Áreas de vegetação remanescentes sendo suprimidas, e áreas da agricultura sendo expandidas em detrimento, principalmente das áreas de pastagens.	SANTOS; MARTINS, 2018
Rio Verde	Descarte de efluentes urbanos, industriais, e agropecuários (granjas e outras atividades), sem prévio tratamento ou com tratamento inadequado e carreamento de insumos agrícolas pelas precipitações pluviométricas das áreas de plantio para o corpo hídrico.	ALVES, et al. 2019
Rio Corrente	Constante processo de degradação, com predominância de áreas destinadas a agricultura e em sua maioria para a pecuária, ocasionando impactos no solo. Podendo indicar um grande transporte de partículas ao curso principal, com destaque a predominância de solos arenosos em ampla parte do médio curso da bacia. Com existência de relatos de moradores ribeirinhos sobre a diminuição e poluição da água, redução dos peixes, e profundidade dos rios que está diminuindo drasticamente.	BIRRO, 2019.; OLIVEIRA, 2017
Rio da Prata	Expansão agropecuária em detrimento da vegetação arbórea.	COELHO, 2017
Rio Sucuriú	Erosão, assoreamento, deposição irregular de resíduos sólidos e perda da biodiversidade.	CARDOSO FERREIRA; LUÍS PIROLI, 2016; FERREIRA, 2015
Rio Indaiá Grande	Nascentes e encostas não protegidas pelas suas áreas de vegetação e atividades agrícolas no entorno.	SILVA, et al. 2012

	Uso inadequado do solo, predominantemente com a retirada da cobertura vegetal, com finalidade de produção agropecuária e atividade garimpeira, ocasionando processos erosivos e assoreamento.	RIBEIRO; VICENS;TOCANTINS , 2017
Rio Taquari	Imensas voçorocas que se instalam em relevos de morros e escarpas as quais fornecem grande parte do material sedimentar para a planície. Isso em razão da expansão agropecuária sem cuidados necessários para a conservação do solo.	VIEIRA; OLIVEIRA; UBINSKI, 2017; ABDON, 2004; GALDINO; VIEIRA; PELLEGRIN, 2006.

Apesar da agricultura e indústrias serem importantíssimo para o setor econômico do país, a adoção de práticas adequadas é fundamental para conservação dos refúgios climáticos de *B. nattereri*, considerando que esta espécie também apresenta interesse econômico na bacia Paraná (esse interesse econômico é melhor evidenciado com pescadores preocupados com a diminuição de *B. nattereri* e assim contribuírem com informações sobre o local específico de reprodução da espécie, para trabalhos que objetivam a conservação desta) (ARAÚJO; LEONEL; SILVA, 2010). A importância econômica de *B. nattereri* também é reconhecida na bacia do rio São Francisco, onde apresenta elevado interesse pesqueiro em razão de sua biomassa (VIEIRA; SANTOS; ALVES, 2005).

Do ponto de vista conservacionista, os resultados obtidos neste trabalho mostraram um cenário bastante preocupante, pois os rios com maior adequabilidade ambiental para ocorrência de *B. nattereri* e *B. hilarii* estão severamente impactados por ações antrópicas, dificultando a manutenção das espécies (como reprodução, alimentação, crescimento) no ambiente. Além disso, cabe ressaltar a perda de serviços ecossistêmicos desempenhados por essas espécies, como exploração do potencial turístico, no caso de *B. hilarii* (SABINO; ANDRADE, 2003), ou pelo interesse pesqueiro, para *B. nattereri* (VIEIRA; SANTOS; ALVES, 2005).

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente estudo demonstrou que a modelagem de distribuição geográfica de espécies utilizando modelos de nichos individuais ou a combinação de modelos (“Ensamble Forecasting”) são importantes ferramentas computacionais para projetar a distribuição potencial das espécies e identificar áreas prioritárias para conservação.

Os rios com maiores adequabilidade ambiental para *Brycon hilarii* e *B. nattereri* são em sua maior parte rios com baixa qualidade em razão da uso inadequado do solo para a expansão agrícola, desmatamento das suas matas ciliares e despejo de efluentes urbanos e industriais. Portanto é urgente a necessidade de que biólogos da conservação e tomadores de

decisão atuem no delineamento de estratégias para sua conservação, especialmente nas regiões mais propícia para a ocorrência das espécies.

REFERÊNCIAS

ABDON, M. de M. **Os impactos ambientais no meio físico: erosão e assoreamento na bacia hidrográfica do Rio Taquari, MS, em decorrência da pecuária.** 2004. 274 f. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) - Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada da Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo: EESC/USP, São Carlos. 2004.

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, p. 1119-1132. 2008.

ALBERT, J. S.; REIS, R. E. **Neotropical freshwater fishes.** California: University of California Press. 2011.

ALLOUCHE, O.; TSOAR, A.; KADMON, R. Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). **Journal of Applied Ecology**, v. 43, n. 6, p. 1223-1232. 2006.

ALVES, W. D. S.; SCOPEL, I.; MARTINS, A. P.; MORAIS, W. A.; ROQUE, R. C. Aspectos Físico-Químicos Da Água Do Ribeirão Das Abóboras Em Rio Verde (Go) E Impactos Na Qualidade Hídrica. **Boletim de Geografia**, v. 37, n. 1, p. 265, 2019.

ANA. Bacia Hidrográfica do Rio Grande Diagnóstico Preliminar - Qualidade De Água. **Agência Nacional de Águas e Ministério do Meio Ambiente**, p. 64–68, 2015.

ARAÚJO, A. R.; LEONEL, G. M.; SILVA, J. C. Ictiofauna do ribeirão do Inferno, tributário do Alta Araguari, bacia do rio Paranaíba–Minas Gerais. **MG biota**, v. 3, n. 1, p. 24-36, 2010.

ARAÚJO, M. B.; NEW, M. Ensemble forecasting of species distributions. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 22, p. 42-47. 2007.

ATLÂNTICA, F. S. M. OBSERVANDO O TIETÊ O Retrato da Qualidade da Água e a evolução dos indicadores de impacto do Projeto Tietê Setembro de 2015 Observando o Tietê. **SOS, Mata Atlantica**, 2015.

AUSTIN, M. P. Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modelling. **Ecological Modelling**, v. 157, p. 101-18. 2002.

BANACK, S. A.; HORN, M. H.; GAWLICKA, A. Disperser-vs. Establishment-Limited Distribution of a Riparian Fig Tree (*Ficus insipida*) in a Costa Rican Tropical Rain Forest1. **Biotropica**, v. 34, n. 2, p. 232-243, 2002.

BELEI, F.; SAMPAIO, W. M. S. Ictiofauna do rio Lourenço Velho, afluente do rio Grande: pequena diversidade, grande importância para a conservação de uma espécie ameaçada. 10.7902/ecb.v3i1.3. **Evolução e Conservação da Biodiversidade**, v. 3, n. 1, p. 28, 2012.

BESKOW, S.; MELLO, C. R.; NORTON, L. D.; CURTI, N.; VIOLA, M. R.; AVANZI, J. C. Soil erosion prediction in the Grande River Basin, Brazil using distributed modeling. **Catena**, v. 79, n. 1, p. 49–59, 2009.

BIRRO, S. O. **Análise da paisagem na bacia do rio corrente: Estudo de fragilidade ambiental na área de influência direta da UHE Espora**. 2019. 102 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Universidade Federal de Goiás - Regional Jataí, 2019.

BUSBY, J. R. **BIOCLIM** - a bioclimate analysis and prediction system. Nature conservation: cost effective biological surveys and data analysis (ed. by C.R. Margules and M.P. Austin), pp. 64–68. CSIRO. 1991.

CABRAL, J. B. P.; ROCHA, I. R.; NOGUEIRA, P. F.; BECEGATO, V. A. Avaliação sazonal e monitoramento das águas do rio doce- GO. **Geoambiente-online**. Jataí-GO. N.24. 2015.

CARDOSO FERREIRA, C.; LUÍS PIROLI, E. Zoneamento Ambiental Das Paisagens: Estudo De Caso Do Alto Curso Da Bacia Hidrográfica Do Rio Sucuriú, Mato Grosso Do Sul, Brasil. **Boletim Goiano de Geografia**, v. 36, n. 2, p. 358, 2016.

CARPENTER, G.; GILLISON, A. N.; WINTER, J. DOMAIN: a flexible modelling procedure for mapping potential distributions of plants and animals. **Biodiversity and Conservation**, v. 2, p. 667-680. 1993.

CASSEMIRO, F. A. S.; BAILLY, D.; da GRAÇA, W. J.; AGOSTINHO, A. A. The invasive potential of tilapias (Osteichthyes, Cichlidae) in the Americas. **Hydrobiologia**, v. 817, n. 1, p. 133-154, 2018.

CARVALHO, G. L.; QUEIJA DE SIQUEIRA, E. Qualidade da Água Do Rio Meia Ponte no Perímetro Urbano do Município de Goiânia - Goiás. **REEC - Revista Eletrônica de Engenharia Civil**, v. 2, n. 1, p. 19–33, 2011.

COÊLHO, L. Classificação orientada a objeto (GEOBIA) aplicada à análise das alterações do uso e cobertura da terra da Bacia Hidrográfica do Rio da Prata em Jardim e Bonito - MS. in. **Geografia (Londrina)**, v. 26, n. 1, p. 5–18, 2017.

COELHO, G. L. N.; CARVALHO, L. M. T.; CARVALHO, N. S. Uso de Maxent e Garp para modelagem de distribuição potencial espécies pioneiras no estado de Minas Gerais. **Anais XVII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto – SBSR, João Pessoa**. INPE, 2015.

CORDEIRO, G. G.; GUEDES, N. M.; KISAKA, T. B.; NARDOTO, G. B. Avaliação rápida da integridade ecológica em riachos urbanos na bacia do rio Corumbá no Centro-Oeste do Brasil. **Revista Ambiente & Água**, v. 11, n. 3, p. 702-710, 2016.

COSTA, F. B.; FERREIRA, V. DE O. Análise de parâmetros que compõem o índice de qualidade das águas (IQA) na porção mineira da bacia do rio Paranaíba. **Observatorium Revista Eletrônica de Geografia**, v. 7, n. 18, p. 22–47, 2012.

DE OLIVEIRA, F. G.; BIALETZKI, A.; GOMES, L. C.; SANTIN, M.; TAGUTI, T. L. Desenvolvimento larval de *Brycon hilarii* (Characiformes, Characidae). **Iheringia**. Série Zoologia, v. 102, n. 1, p. 62-70. 2012.

DINIZ-FILHO, J. A. F.; NABOUT, J. C.; BINI, L. M.; LOYOLA, R. D.; RANGEL, T. F.; BRAVO, D. N.; ARAÚJO, M. B. Ensemble forecasting shifts in climatically suitable areas for *Tropidacris cristata* (Orthoptera: Acridoidea: Romaleidae). **Insect Conservation and Diversity**, v. 3, p. 213-221, 2010.

DINIZ-FILHO, J. A. F.; BINI, L. M.; RANGEL, T. F.; LOYOLA, R. D.; HOF, C.; BRAVO, D. N.; ARAÚJO, M. B. Partitioning and mapping uncertainties in ensembles of forecasts of species turnover under climate change. **Ecography**, v. 32, p. 6, p. 897-906, 2009.

ELITH, J.; GRAHAM, C. H.; ANDERSON, R. P.; DUDIK, M.; FERRIER, S.; GUISAN, A.; HIJMANS, R. J.; HUETTMANN, F.; LEATHWICK, J. R.; LEHMANN, A.; LI, J.; LOHMANN, L. G.; LOISELLE, B. A.; MANION, G.; MORITZ, C.; NAKAMURA, M.; NAKAZAWA, Y.; OVERTON, J. M.; PETERSON, T. A.; PHILLIPS, S. J.; RICHARDSON, K.; SCACHETTI-PEREIRA, R.; SCHAPIRE, R. E.; SOBERON, J.; WILLIAMS, S.; WISZ, M. S.; ZIMMERMANN, N. E. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. **Ecography** v. 29, p. 129-151, 2006.

ELITH, J.; LEATHWICK, J. R. Species distribution models: ecological explanation and prediction across space and time. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, v. 40 p. 677-97. 2009.

ELITH, J.; PHILLIPS, S. J.; HASTIE, T.; DUDÍK, M.; CHEE, Y. E.; YATES, C. J. A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. **Diversity and distributions**, v. 17, n. 1, p. 43-57, 2011.

ESCHMEYER, W. N. **Catalog of fishes**. <http://researcharchive.calacademy.org/research/Ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>, 2012.

FELIX, R. R. O. M.; R.; ALVES, V.; LIMA, J. P. Land use management in the surroundings areas of the Sapucaí River in Itajubá-MG. **Urbe**, v. 11, p. 1-15, 2019.

FERREIRA, C. C. **Proposta de zoneamento ambiental das paisagens para o Alto Curso da Bacia Hidrográfica do Rio Sucuriú, Mato Grosso do Sul-Brasil**. 2015. 211f. Tese (Doutorado em Geografia) – Universidade Estadual Paulista, Presidente Prudente, 2015.

FIELDING, A. H.; BELL, J. F. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. **Environmental Conservation**, v. 24, n. 1, p. 38-49, 1997.

FRANCO, J. L. A. O conceito de biodiversidade e a história da biologia da conservação: da preservação da wilderness à conservação da biodiversidade. **História (São Paulo)**, v. 32, n. 2, p. 21-48, 2013.

FROESE, R.; PAULY, D. (eds) (2009) **FishBase**. Available at <https://www.fishbase.org> (accessed 21 march 2019).

GALDINO, S.; VIEIRA, L. M.; PELLEGRIN, L. A. Impactos ambientais e socioeconômicos na Bacia do Rio Taquari-Pantanal. **Corumbá: Embrapa Pantanal**. 2006.

GALDINO, S.; GREGO, C. R.; SILVA, J. S. V. Distribuição espacial da erosividade da chuva na Bacia do Alto Paraguai, Brasil. In: **Embrapa Territorial-Artigo em anais de congresso (ALICE)**. In: SIMPÓSIO DE GEOTECNOLOGIAS NO PANTANAL, 5., 2014, Campo Grande, MS. Anais... São José dos Campos: INPE, 2014. p. 211-219., 2014.

GIANNINI, T. C.; SIQUEIRA, M. F.; ACOSTA, A. L.; BARRETO, F. C. C.; SARAIVA, A. M.; DOS SANTOS, I. A. A. Desafios atuais da modelagem preditiva de distribuição de espécies. **Rodriguésia** - Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, v. 63, n. 3, 2012.

GROOM, M. J.; MEFFE, G. K.; CARROLL, C. Ronald (Eds.). **Principles of Conservation Biology**. 3. ed. Massachusetts: Sinauer Associates, 2006.

GUISAN, A.; THUILLER, W. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. **Ecology Letters**, v. 8, n. 9, p. 993-1009, 2005.

GUO, Q.; LIU, Y. ModEco: an integrated software package for ecological niche modeling. **Ecography**, v. 33, n. 4, p. 637-642. 2010.

HORTAL, J.; VALVERDE, A. J.; GOMEZ, J. F.; LOBO, J. M.; BASELGA, A. Historical bias in biodiversity inventories affects the observed environmental niche of the species. **Oikos**, v. 117, p. 847-858. 2008.

HORN, M. H. Evidence for dispersal of fig seeds by fruiteating characid fish *Brycon guatemalensis* Regan in a Costa Rican tropical rain forest. **Oecologia**. n. 109. p. 259-264. 1997. IMASUL. Relatório de qualidade das águas superficiais da bacia do Alto Paraguai: 2003. p. 127, 2005.

ICMBio. **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção:Volume VI – Peixes**.-Brasília,DF.MMA. 1 ed.7 v.:il.2018.

LIMA, F. C. T.; CASTRO, R. M. C. *Brycon vermelha*, a new species of characid fish from the Rio Mucuri, a coastal river of eastern Brasil (Ostariophysi: Characiformes). **Ichthyological Exploration of Freshwaters**, n. 11. p. 155-162. 2000.

LIMA, F. C. T.; ALBRECHT, M. P.; PAVANELLI, C. S.; VONO, V. Threatened fishes of the world: *Brycon nattereri* Günther, 1864 (Characidae). **Environmental Biology Of Fishes**, v. 83, n. 2, p. 207-208, 2008.

LIMA-RIBEIRO, M. S.; DINIZ-FILHO, J. A. F. Modelando a distribuição geográfica das espécies no passado: Uma abordagem promissora em paleoecologia. **Revista Brasileira de Paleontologia**, v.15, n. 3, p. 371-385. 2012.

LOBO J. M; JIMÉNEZ-VALVERDE, A.; REAL, R. AUC: a misleading measure of the performance of predictive distribution models. **Global Ecology and Biogeography**, v. 17, p. 145–151. 2008.

LOBO, J. M. Database records as a surrogate for sampling effort provide higher species richness estimations. **Biodiversity and Conservation**, v. 17, p. 873-881. 2008.

LOPES, T. M.; BAILLY, D.; ALMEIDA, B. A.; SANTOS, N. C. L.; GIMENEZ, B. C. G.; LANDGRAF, G. O.; SALES, P. C. L.; LIMA-RIBEIRO, M. S.; CASSEMIRO, F. A. S.; RANGEL, T. F.; DINIZ-FILHO, J. A. F.; AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C. Two sides of a coin: Effects of climate change on the native and non-native distribution of *Colossoma macropomum* in South America. **Plos One**, v. 12, n. 6, p. e0179684, 2017.

LUZ-AGOSTINHO, K. D. G.; BINI, L. M.; ROSEMARA, F.; AGOSTINHO, A. A.; HORÁCIO, F. J. J. Food spectrum and trophic structure of the ichthyofauna of Corumbá reservoir, Paraná river Basin, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 4, n. 1, p. 61-68, 2006.

MANEL, S.; WILLIAMS, H. C.; ORMEROD, S. J. Evaluating presence-absence models in ecology: the need to account for prevalence. **Journal Applied Ecology**, v. 38, p. 921-931. 2001.

METZ, C. E.. ROC methodology in radiologic imaging. **Investigational Radiology**, v. 21, p. 720-733. 1986.

NAOKI, K.; GÓMEZ, M. I.; LÓPEZ, R. P.; MENESES, R. I.; VARGAS, J. Comparación de modelos de distribución de especies para predecir la distribución potencial de vida silvestre en Bolivia. **Ecología en Bolivia**, v. 41, n. 1, p. 65-78, 2006.

OLIVEIRA, A. V.; VIVEIROS, A. T. M.; MARIA, A. N.; FREITAS, R. T. F.; IZAÚ, Z. A. Sucesso do resfriamento e congelamento de sêmen de pirapitinga *Brycon nattereri*. **Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia**, v. 59, n. 6, p. 1509–1515, 2007.

OLIVEIRA, S. A. **Percepção socioambiental: o rio corrente no imaginário de ribeirinhos**, Alvorada do Norte - Goiás. 2017. 73 f. Monografia (Bacharelado em Gestão Ambiental) - Universidade de Brasília, 2017.

PAGLIA, A. P.; DRUMMOND, G. M.; MACHADO, A. B. M. **Livro Vermelho Livro Vermelho da Fauna Brasileira**. v. I, p. 888, 2008.

PARANHOS-FILHO, A. C.; NUMMER, A. R.; ALBREZ, E. A.; RIBEIRO, A. A.; MACHADO, R. A study of structural lineaments in Pantanal (Brazil) using remote sensing data. **Annals of the Brazilian Academy of Sciences**, v. 85, n. 3, p. 913-922. 2013.

PEARSON, R. G.; RAXWORTHY, C. J.; NAKAMURA, M.; PETERSON, A. T. Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. **Journal of Biogeography** 34:102-117. 2007.

PETERSON, A. T. Uses and requirements of ecological niche models and related distributional models. **Biodiversity Informatics**, v. 3, p. 59– 72. 2006.

PHILLIPS, S. J.; ANDERSON, R. P.; SCHAPIRE, R. E. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. **Ecological Modeling**, v. 190, p. 231-259. 2006.

PHILLIPS, S. J.; DUDIK, M.; SCHAPIRE, R. E. A maximum entropy approach to species distribution modeling. **Appearing in Proceedings of the 21st International Conference on Machine Learning**. Banff, Canada. 655-662p. 2004.

QGIS Development Team. 2019. Quantum GIS Geographic Information System. V. 3.4. **Open Source Geospatial Foundation Project**.

RANGEL, T. F.; LOYOLA, D. R. Labeling ecological niche models. **Natureza Conservação**, v. 10, p. 119-126, 2012.

RANGEL, T. F.; DINIZ-FILHO, J. A. F.; BINI, L. M. **SAM**: a comprehensive application for Spatial Analysis in Macroecology. *Ecography*, v. 33, n. 1, p. 46-50. 2010.

RESENDE, E. K.; PEREIRA, R. A. C.; ALMEIDA, V. L. SILVA, A. G. Peixes onívoros da planície inundável do rio Miranda, Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brasil. **Embrapa Pantanal-Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento (INFOTECA-E)**, 2000.

RESENDE, E. K. Migratory fishes of the Paraguay-Paraná Basin excluding the upper Paraná River. In: J. CAROLSFELD; B. HARVEY; C. ROSS; A. BAER (Eds.). **Migratory fishes of South America: biology, fisheries, and conservation status**. Victoria: World Fisheries Trust/IDRC/World Bank, p. 99-155. 2003.

REYS, P.; SABINO, J.; GALETTI, M. Frugivory by the fish *Brycon hilarii* (Characidae) in western Brazil. **Acta Oecologica**, v. 35, p. 136-141. 2009.

ROSA, R. S.; LIMA, F. C. T. Os peixes brasileiros ameaçados de extinção. In: MACHADO, A. B. M.; DRUMMOND, G. M.; PAGLIA, A. P. (Org.). p. 9-19. **Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, v. 2, p. 278. 2008.

RUARO, R.; CONCEIÇÃO, E. O.; SILVA, J. C.; CAFOFO, E. G.; ANGULO-VALENCIA, M.; MANTOVANO, T.; PINEDA, A.; de PAULA, A. C. M.; ZANCO, B. F.; CAPPARROS, E. M.; MORESCO, G. A.; OLIVEIRA, I. J.; ANTIQUEIRA, J. L.; ERNANDES-SILVA, J.; SILVA, J. V. F.; ADELINO, J. R. P.; SANTOS, J. A.; GANASSIN, M. J. M.; IQUEMATSU, M. S.; LANDGRAF, G. O.; LEMES, P.; CASSEMIRO, F. A. S.; BATISTA-SILVA, V. F.; DINIZ-FILHO, J. A. F.; RANGEL, T. F.; AGOSTINHO, A. A.; BAILLY, D. Climate change will decrease the range of a keystone fish species in La Plata River Basin, South America. **Hydrobiologia**, v. 836, n. 1, p. 1-19, 2019.

RIBEIRO, J. C.; VICENS, R. S.; TOCANTINS, N. Paisagens tipológicas do rio Itiquira na bacia hidrográfica do alto rio Paraguai/MT: uma análise das condições ambientais como suporte ao ordenamento. In **Ciência Geográfica** - Bauru - XXI. São Paulo. 2017.

SABINO, J.; ANDRADE, L. P. Uso e conservação da ictiofauna no ecoturismo da região de Bonito, Mato Grosso do Sul: o mito da sustentabilidade ecológica no rio Baía Bonita (Aquário Natural de Bonito). **Biota Neotropica**, v.3, nº 2. 2003.

SANTANA, F. S.; STANGE, R. L.; SANTOS, I. A.; SARAIVA, A. M. NOVAS ABORDAGENS DE ALGORITMOS GEN ETICOS PARA MODELAGEM DE NICHOS ECOLÓGICOS. **Anais IX Congresso de Ecologia do Brasil**. São Lourenço - MG. 2009.

SANTOS, P. T.; MARTINS, A. P. Classificação da cobertura vegetal e do uso da terra da bacia hidrográfica do rio claro, goiás, para os anos de 1985, 1995, 2005 e 2016. **Geoambiente On-Line**, n. 30, p. 97–114. 2018.

SILVA R. A.; PIRES E. V. R.; IZIPPATO F. J.; MIRANDOLA P. H. Geoprocessamento aplicado a análise do uso e ocupação da terra e APPs de nascentes no rio Indáia Grande – Chapadão do Sul/Cassilândia/Inocência (MS). **Revista GEONORTE**, Ed. Especial, v. 2, n.4, p.1497-1508, 2012.

SILLERO, N. What does ecological modelling model? A proposed classification of ecological niche models based on their underlying methods. **Ecological Modelling**, v. 222, n. 8, p. 1343-1346. 2011.

SILVA, A. O. **Regime alimentar da piraputanga, *Brycon hilarii* Val, 1849 (Characoidei, Characidae) no Pantanal de Mato Grosso**. In: ENCONTRO BRASILEIRO DE ICTIOLOGIA, ed. 9. p.100. 1991.

SOBERON, J. Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. **Ecology Letters**, v. 10, p. 1115-1123, 2007.

STOCKWELL, D. R. B.; PETERSON, A. T. Effects of sample size on accuracy of species distribution models. **Ecological Modelling**, v. 148, n.1, p. 1-13. 2002.

TERRA, L. C. C; SABINO, J. Composição da ictiofauna de dois riachos, com diferentes graus de conservação, na bacia do rio formoso, município de Bonito, Mato Grosso do Sul, brasil. **Ensaio e Ciência, Campo Grande MS**, v. 11, n. 1, p.49-58, abr. 2007.

THUILLER, W.; ALBERT, C.; ARAÚJO, M. B.; BERRY, P. M.; CABEZA, M.; GUIAN, A.; HICKLER, T.; MIDGLEY, G. F.; PATERSON, J.; SCHURR, F. M.; SYKES, M. T.; ZIMMERMANN, N. E. Predicting global change impacts on plant species' distributions: future challenges. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 9, p. 137-152. 2008.

TOWNSEND PETERSON, A.; PAPEŞ, M.; EATON, M. Transferability and model evaluation in ecological niche modeling: a comparison of GARP and Maxent. **Ecography**, v. 30, n. 4, p. 550-560. 2007.

VAZ, U. L.; CUNHA, H. F.; NABOUT, J. C. Trends and biases in global scientific literature about ecological niche models. **Brazilian Journal of Biology**, v. 75, n. 4, p. 17-24. 2015.

VIEIRA, A. S.; OLIVEIRA, L. S.; UBINSKI, S. E. Assoreamento do rio taquari – causas e consequências. In **XXII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**. p. 1–8. 2017.

VIEIRA, F.; SANTOS, G. B.; ALVES, C. B. M. A ictiofauna do Parque Nacional da Serra do Cipó (Minas Gerais, Brasil) e áreas adjacentes. **Lundiana**, v. 6, n. SUPPL., p. 77–87, 2005.

WISZ, M.S.; HIJMANS, R. J.; LI, J.; PETERSON, A. T.; GRAHAM, C.H.; GUIAN, A.; NCEAS Predicting Species Distributions Working Group. Effects of sample size on the performance of species distribution models. **Diversity and Distributions**, v. 14, p. 763-773. 2008.

XIE, G. Yang.; OLSON, D. H.; BLAUSTEIN, A. R. Projecting the global distribution of the emerging amphibian fungal pathogen, *Batrachochytrium dendrobatidis*, based on IPCC climate futures. **Plos One**, v. 11, n. 8, p. e0160746, 2016.

ZUNTINI, D.; VICENTIN, W.; COSTA, F. E. S.; MARQUES, S. P.; BARBOZA, E. G. Alimentação natural da Piraputanga, *Brycon hilarii* (Teleostei-Characidae) no Rio Miranda, Município de Jardim, MS-Projeto Piracema. In **IV Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-econômicos do Pantanal**. 2004.