

INTRODUÇÃO DA RÃ-TOURO, *Lithobates catesbeianus* (SHAW, 1802): UMA REVISÃO.Eduardo Ribeiro Cunha¹, Rosilene Luciana Delariva²**RESUMO**

Este trabalho teve como objetivo compilar informações a respeito das alterações ecológicas causadas pela introdução da rã-touro, assim como contextualizar a sua introdução em território brasileiro. Durante o último século a rã-touro (*Lithobates catesbeianus*) foi introduzida indiscriminadamente em diversos países com o objetivo de ser cultivada comercialmente em virtude da grande demanda de sua carne e subprodutos como o couro. No Brasil, a partir da década de 1940, propostas promissoras do sucesso econômico estabelecidas pela prática da rãicultura estimularam sua introdução em diversas regiões. Considerando seu grande potencial invasor e sua fácil adaptação a novos habitats a distribuição dessa espécie tem aumentado, tornando-se uma preocupação no que diz respeito à preservação da biodiversidade. Seu hábito alimentar generalista, comportamento predatório voraz e porte corporal avantajado podem interferir na estabilidade de comunidades onde historicamente não eram encontradas. Essas interferências geram impactos ecológicos, tais como a extinção e declínio de espécies nativas, que são decorrentes da competição exclusiva, da predação, da transmissão de patogenicidades e até mesmo da hibridização com outras espécies. Embora atualmente a rã-touro seja considerada uma das cem piores espécies invasoras do mundo e sua atual distribuição seja alarmante, considerando o risco em que se encontra a biodiversidade, o Brasil ainda não dispõe de medidas legais eficientes para a contenção e manejo dessa espécie e as pesquisas a seu respeito são extremamente raras. São necessárias parcerias entre órgãos ambientais e o meio científico para que sua erradicação dos ambientes naturais seja alcançada com êxito.

Palavras-chave: *rã-touro, introdução de espécie, impactos ecológicos.*

INTRODUCTON OF BULL-FROG, *Lithobates catesbeianus* (SHAW, 1802): A REVIEW**ABSTRACT**

This paper discusses the information already published in the literature about the ecological changes caused by the bull-frog linking these alterations to its introduction, as well as the contextualization of its introduction in Brazilian territory. During the last century the bull-frog (*Lithobates catesbeianus*) was indiscriminately introduced in several countries in order to be grown on a commercial level because of high demand for their meat and by-products such as leather. In Brazil, the proposals of promising economic success established by the practice of frog culture have stimulated its introduction in various regions. Considering its great invasive potential and its easy adaptation to new habitats, this specie has increased its distribution and become a concern with regard to the preservation of biodiversity. Its general eating habits, voracious and predatory behavior and considerable size interferes in communities where its interspecific interactions were not historically found. Such interference can lead to profound ecological impacts such as the decline and extinction of native species through competitive exclusion, predation, transmission of pathogenic and even hybridization with other species. Although currently the bull-frog regards as one of the 100 worst invasive species in the world and its alarming current distribution considering its risk to biodiversity, Brazil still does not have effective legal measures to contain and to manage this specie and ecological researches are extremely rare. Thus, partnerships between environmental agencies and the scientific institutions are needed to promote its eradication of natural environments.

Key words: *Bullfrog, exotic species introduction, ecological impacts.*

¹ Licenciado em biologia pelo CESUMAR, bacharelado em ciências biológicas pela Universidade Estadual de Maringá.

² Doutora em ecologia de ambientes aquáticos continentais pelo Nupélia-UEM, docente do curso de ciência biológicas do Centro Universitário de Maringá – CESUMAR.

INTRODUÇÃO

A rã-touro (*Lithobates catesbeianus*, Shaw, 1802) é um ranídeo naturalmente distribuído no leste da América do Norte, pelos entremeios da Nova Escócia e o Estado da Flórida (1). Possui porte avantajado e crescimento corpóreo no decorrer de quase todo período de vida. Quando adulta, pode apresentar medida rostro-cloacal de cerca de 150mm e sua maturidade sexual é atingida por volta de 100mm, aproximadamente um ano após metamorfoseada (2).

Ocupa geralmente corpos d'água permanentes, onde se alimenta e se reproduz em taxas elevadas, apresentando uma temporada reprodutiva anual prolongada, com presença de comportamentos territorialistas agressivos desenvolvidos pelos machos (3). Apresenta hábitos alimentares generalistas e como predadora, regula a ocorrência e demografia de populações sintrópicas em seu ambiente natural (4). Sua história natural é regulada por uma série de fatores bióticos e abióticos que interferem diretamente em sua ecologia, como disponibilidade de recursos alimentares, índices de precipitação e neve, e temperaturas máximas e mínimas (5).

Durante o século XX, essa espécie foi introduzida para cultivo comercial em diversas regiões do mundo em razão da grande demanda de sua carne na culinária (6) e também de subprodutos como o couro. Eventuais fugas ou solturas desses animais possibilitaram a invasão de diversos ambientes naturais. Por seu tamanho considerável e fácil adaptação, essa espécie é potencialmente uma grande ameaça aos ecossistemas nativos, pois podem estabelecer grandes populações.

Preocupações conservacionistas são dedicadas atualmente à situação dos efeitos das introduções de espécies. Muitas introduções podem ser iniciadas acidentalmente, outras podem ser propositais, até mesmo com objetivo de conter pragas. Essas intervenções podem ser responsáveis por desencadear consequências indesejáveis à estrutura de comunidades nativas, como a extinção de espécies ou modificação da estrutura das interações interespecíficas. Já é cientificamente aceito que o impacto causado pela introdução de espécies é um dos principais causadores de perdas em diversidade biológica, principalmente em

ambientes aquáticos, que parecem se apresentar mais susceptíveis a essas consequências (7,8). Isso é causado em razão dos organismos nativos terem evoluído na ausência dos novos predadores, competidores ou patógenos e muitas vezes não se apresentam adaptados para coexistir com os invasores (7).

A rã-touro é considerada uma das cem piores espécies invasoras do mundo (9) devido a sua alta capacidade de competir por recursos alimentares, predação e carrear patogenicidades altamente prejudiciais a outros organismos. Sua ampla distribuição gera preocupações com relação à possíveis impactos gerados por sua introdução sobre a diversidade natural, sendo que esses aspectos contextuais ainda não foram totalmente elucidados.

Ações de manejo e educação ambiental, associadas a políticas de conservação exigem acentuada atenção e implantação imediata para conter a expansão geográfica desses animais e evitar possíveis impactos causados por eles. Assim, este trabalho tem como principal objetivo realizar um levantamento a respeito das principais interferências e alterações ecológicas provocadas pela rã-touro, *L. catesbeianus*, além de discutir sua introdução no Brasil, considerando a grande ameaça a que se sucede a rica diversidade biológica neotropical.

RANICULTURA E A DISTRIBUIÇÃO DA RÃ-TOURO NO BRASIL

A primeira introdução de *L. catesbeianus* no Brasil aconteceu logo no início da década de 30, quando foram trazidos os primeiros 300 exemplares dessa espécie, por Tom Cyril Harrison, um técnico canadense, a fim de implantar o primeiro criadouro comercial de rãs no país (10). Em 1935, batizado como ranário Aurora, esse criadouro foi oficialmente implantado no Rio de Janeiro (11), onde provavelmente se estabeleceu o primeiro contato da rã-touro com ecossistemas nacionais.

A década de 1940 foi marcada pelo fomento à prática da ranicultura. Nesse período, a Divisão de Caça e Pesca, pertencente ao antigo Departamento da

Produção Animal do Ministério da Agricultura, distribuía gratuitamente girinos de rã-touro a qualquer interessado em iniciar a atividade (12). As condições climáticas tropicais e subtropicais do Brasil possivelmente favoreceriam o desenvolvimento e reprodução desses animais, que comprovadamente possuem um desempenho metabólico melhorado de acordo com o aumento da temperatura ambiente (13). Essa característica foi provavelmente uma das responsáveis por sua grande adaptação. O sucesso adaptativo da rã-touro e as propostas de rentabilidade defendidas pela prática da ranicultura estimularam os produtores rurais a investirem nessa atividade (14,10), facilitando assim, a dispersão dessa espécie para diversas regiões do país.

A ranicultura até então, não se baseava em qualquer tipo de parâmetro técnico ou de manejo, e muito menos dispunha de uma preocupação ambiental ou ecológica, predominando para o cultivo somente as práticas empíricas baseadas em condições de erro e acerto. Registros mostram que somente a partir de 1970 se estabeleceu com caráter científico a produção intensiva de *L. catesbeianus*, mas mesmo assim, mantinha-se o interesse voltado somente ao aprimoramento dos padrões zootécnicos de sua produção (12). Estimativas apontam que em meados da década de 90, já existiam em torno de 2.000 ranários em funcionamento no Brasil (15), isso significou 2.000 novos contatos da espécie com novos ambientes brasileiros.

A partir da década de 1990, decorreu um grande número de fracassos no ramo da ranicultura, quando muitos produtores cessaram a atividade e possivelmente deixaram instalações abandonadas, permitindo a fuga desses animais, de modo a permitir o estabelecimento de populações que se integraram aos ecossistemas locais (14).

Atualmente dados revelam que *L. catesbeianus* está presente em ecossistemas naturais de 10 estados brasileiros (Rio Grande do Sul, Santa Catarina, Paraná, São Paulo, Rio de Janeiro, Espírito Santo, Minas Gerais, Alagoas, Goiás e Piauí) habitando biomas de Mata Atlântica e Cerrado, que são considerados hotspots da biodiversidade (16).

POLÍTICAS PÚBLICAS BRASILEIRAS EM RELAÇÃO ÀS ESPÉCIES INTRODUZIDAS

A introdução de espécies tem colocado em risco a integridade dos ecossistemas brasileiros, comprometendo sua função e provocando extinção de espécies (17). Em 1992, aconteceu no Rio de Janeiro a Convenção sobre Diversidade Biológica, na qual assuntos relacionados à introdução de espécies foram tratados. Nesse evento, também foi definido que seria necessário impedir a introdução de espécies exóticas, além de controlar ou erradicar as já introduzidas, que ameaçavam os ecossistemas, os habitats ou as espécies nativas (18). Somente mais tarde, no fim da década de 90, as atenções foram voltadas à criação de uma legislação que regulamentasse criadouros de espécies exóticas, que consideravam o aspecto de preservação da biodiversidade (19).

Na portaria 102/98 do IBAMA, publicada em 15 de Julho de 1998, ficou definida a necessidade de parâmetros técnicos para a produção de animais exóticos, inclusive a declaração de responsabilidade técnica para o desenvolvimento de tal atividade. Passou a ser exigido também, por essa legislação, o licenciamento ambiental para o funcionamento desses criadouros, além do monitoramento anual das atividades exercidas pelo estabelecimento. Métodos anti-fuga, embora não especificados, eram exigidos como um caráter preventivo, de modo a evitar e reduzir o contato de espécies exóticas com o ambiente em questão (19).

O artigo 15, da mesma portaria, definiu a proibição de soltura e introdução de animais exóticos na natureza, reconhecendo que as potenciais atividades de soltura dessas espécies têm consequências que afetam desfavoravelmente a biota nacional. A Lei definiu ainda, a proibição de estabelecimento de criadouros em faixa de 10 quilômetros nos entornos das Unidades de Conservação Federais.

O decreto federal 4.339, publicado em 2002, teve como objetivo instituir diretrizes para a implementação da Política Nacional da Biodiversidade, a qual era norteada pelos seguintes princípios: (i) "prever, prevenir e combater na origem as causas da sensível

redução ou perda da diversidade biológica”; e (ii) “promover e aperfeiçoar ações de prevenção, controle e erradicação de espécies exóticas invasoras e de espécies-problema” (20). Já no artigo 8, do decreto 4.895 de 2003, ficou estabelecido que “na exploração da aquicultura em águas continentais e marinhas, seria permitida a utilização de espécies autóctones ou de espécies alóctones e exóticas que já estejam comprovadamente estabelecidas no ambiente aquático, onde se localizará o empreendimento, conforme previsto em ato normativo específico do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis - IBAMA” (21).

Concomitante ao lento aprimoramento da legislação a respeito de introdução de espécies, o Ministério do Meio Ambiente – MMA em parceria com a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - EMBRAPA promoveu em 2001, em Brasília, uma “Reunião de Trabalho sobre Espécies Exóticas Invasoras”, que evidenciou a necessidade de maior controle e prevenção de impactos causados por espécies introduzidas e intercâmbio de informações a respeito do assunto (22).

Mediante os aspectos normativos, as políticas públicas parecem ainda não estarem relativamente adequadas às exigências ambientais se considerado o potencial papel impactante das espécies introduzidas. Isso, no quadro ambiental, se torna preocupante visto que a distribuição de espécies introduzidas no Brasil, apresenta uma ampla abrangência, além de oferecerem possibilidade de consequências negativas aos ambientes em questão, como será discutido a seguir, a partir de casos específicos da rã-touro.

IMPACTOS DA INTRODUÇÃO DE *L. CATESBEIANUS* SOBRE A BIOTA NATIVA

Em seu ambiente natural, *L. catesbeianus* atua como um considerável competidor e predador, o que lhe confere um importante papel ecológico de modo a regular a abundância e ocorrência de outros organismos (4). Os anfíbios são conhecidos por se alimentarem de quase tudo que podem capturar e engolir (23) e a rã-touro possui essa característica bem acentuada. Ela pode se adaptar de maneira notável a um novo ambiente e buscar alimento de acordo com a

disponibilidade desse recurso (24).

Registros relatam uma grande variação nos itens alimentares encontrados, com representantes de diversos táxons, como a topeira *Parascalops breweri* (25), a ave *Papilo fuscus carolae* (26), a cobra d’água *Thamnophis gigas* (27) e uma grande variação de anuros (28). Essa plasticidade alimentar e o fato de ser um predador voraz geram preocupações, pois quando soltos em ambientes naturais podem se tornar grandes ameaças à fauna nativa (29).

A alta flexibilidade adaptativa apresentada pela espécie tem garantido seu estabelecimento com sucesso em diversas regiões do mundo. Seu desenvolvimento fora das áreas de sua ocorrência é impressionante. Essa espécie tem a capacidade de reduzir seu tempo de metamorfose, que normalmente encontra-se em torno de 2 anos (30), para até 6 meses (31). Suas populações podem ser estabelecidas a partir de um número reduzido de indivíduos, o que lhes permitem expansões bem sucedidas mesmo com uma variabilidade genética muito baixa (32).

Espécies nativas podem acabar se tornando suscetíveis a predadores introduzidos, por sua incapacidade de reconhecê-los e de apresentarem comportamentos anti-predatórios, como a diminuição da atividade (33), devido ao fato de não terem coexistido anteriormente (34). Estudos indicam que esse tipo de comportamento pode apresentar origem genética, no entanto, existe a possibilidade de ser desenvolvido por meio de aprendizado (35,36).

O desenvolvimento desse comportamento pode ser custoso aos organismos, a ponto de provocar alterações em sua rotina biológica. O tempo e a energia que poderiam ser utilizados em atividades de interesse à espécie, como alimentação e reprodução, passam então a ser desperdiçados quando a presa prioriza a fuga à predação (37). Esses fatores podem implicar diretamente em oscilações na dinâmica de uma população, podendo ocasionar alterações na estabilidade de uma comunidade biológica mediante interferências sobre suas relações interespecíficas.

A rã-touro parece dispor de um alto potencial de intervenção sobre a dinâmica de comunidades nativas (38). No México, as

invasões tem coincido com perdas consideráveis em comunidades nativas. Reduções populacionais acentuadas foram identificadas em duas de suas presas, o colubrídeo *Thamnophis eques* e o quelônio *Clemys marmorata* (39). No entanto, efeitos da introdução da rã-touro parecem repercutir em maior grau sobre o grupo dos anuros. Declínios nas populações de ranídeos na América do Norte coincidem com a introdução e subsequente colonização de novos ambientes pela rã-touro (40-42). Na Califórnia as reduções populacionais extremas do ranídeo nativo *Rana boylei* foram constatadas em locais em que a adaptação da introduzida *L. catesbeianus* foi bem sucedida (43), além de reduções na taxa de sobrevivência de outros anfíbios, tais como *Bufo americanus*, *Rana sphenocéfala* e *Ambystoma maculatum*, em outras regiões de ocorrência dessa invasora (44).

No Brasil, estudos desenvolvidos em uma fazenda no Estado de Goiás, apontaram aparentemente o desaparecimento de duas espécies nativas de leptodactídeos (*Leptodactylus ocellatus* e *Leptodactylus labirinthicus*) decorrente da introdução de *L. catesbeianus*, sendo ambas anteriormente consideradas abundantes (45).

A predação e competição são os fatores diretos mais impactantes sobre as assembléias de anfíbios. A presença de *L. catesbeianus* (seja na forma larval ou adulta) interferiu significativamente no desenvolvimento da nativa *Rana aurora*. A coexistência entre ambas alterou a utilização do habitat pela nativa, repercutindo no decréscimo de seu desempenho, sendo esse resultante de comportamentos de recuo e redução de atividade em resposta à presença da introduzida, o que ocasionou aumento no tempo de metamorfose da mesma.

Ainda outros estudos mostraram que a presença de *L. catesbeianus* apresentou grande relevância no aumento da taxa de mortalidade da nativa, sendo que esse índice foi elevado em quase cinco vezes (46).

Em ambientes artificiais, estudos sobre a exploração de recursos alimentares por girinos de *R. aurora* na presença de *L. Catesbeianus*, também na forma larval, constataram que a espécie nativa diminuiu sua atividade e o tempo dedicado à alimentação na presença da invasora, mesmo em locais onde a abundância de recursos alimentares é maior

(47). Essa característica parece ser resultado da ineficiência de *R. aurora* em se alimentar na presença de *L. catesbeianus*. Conseqüentemente o desenvolvimento, o ganho de massa corpórea e o tempo de metamorfose foram alterados. Em ambientes naturais, as conseqüências parecem ser ainda mais drásticas. No vale de San Joaquim (Califórnia - EUA), *R. aurora* se tornou ausente após a introdução de *L. catesbeianus*, devido a uma combinação de predação e competição. Essa alteração na composição de comunidades de anfíbios afetou também significativamente populações de *Rana boylei*, que apresentaram uma considerável redução em sua distribuição (48).

Na China, *L. catesbeianus* estabeleceu populações reprodutivas em diversas regiões desde sua introdução em 1959. Espécies nativas desse país (*R. aurora aurora* e *Rana pretiosa*) foram submetidas à coexistência com *L. catesbeianus*. Embora estudos tenham concluído que ambas estão susceptíveis à predação pela invasora, *R. pretiosa* parece estar submetida a um efeito predatório mais acentuado. Isso decorre do fato dessa espécie ocupar ambientes aquáticos na maior parte de sua vida, o que aumenta a probabilidade de encontro com *L. catesbeianus*. Além disso, também teve relevância a mobilidade de escape de cada espécie. A distância do salto em relação ao corpo foi identificada como maior em *R. aurora* que foi menos predada. Essas características predatórias podem repercutir em impactos diferenciados para cada espécie, o que os possibilita serem mais intensivos sobre algumas do que outras (38).

Estudos direcionados ao esclarecimento da dieta de *L. catesbeianus* na China identificaram raniformes – dentre eles *Rana limnocharis*, *Rana nigromaculata* e *Rana japonica*, além do bufonídeo *Bufo bufo* gargarizans como principais componentes alimentares da invasora (49,50). Os resultados encontrados confirmaram que os juvenis de *L. catesbeianus* prejudicam as espécies nativas por meio de competição, e os indivíduos adultos, além da competitividade, apresentam um caráter negativo associado à predação. Os prejuízos não só se estendem pelo grupo dos anfíbios, uma vez que estudos apontaram também uma enorme pressão predatória exercida pela rã-touro sobre peixes nativos no arquipélago de Zhoushan, na China (50).

Além da predação e competição por recursos alimentares impostas às comunidades nativas, os anuros ficam ainda sujeitos a disputas por fêmeas com a espécie invasora. A hibridização é um outro fator causador de declínios populacionais consideráveis em anfíbios (51), o que potencializa as preocupações, uma vez que, híbridos entre *Lithobates catesbeianus* e *Rana clamitans* já foram identificados (52).

3.1 Impactos Causados Pela Rã-Touro Durante Sua Fase Larval

Entender o mecanismo que facilita o sucesso do invasor pode ser complexo quando as interações entre a espécie invasora e a nativa envolvem mais de um estágio de desenvolvimento (46). As intervenções em relações interespecíficas provocadas pela rã-touro se iniciam desde o estágio de girino. A espécie apresenta um estágio larval consideravelmente longo e um tamanho maior em relação à maioria dos demais anfíbios. Isso possibilita que ao interagirem, espécies nativas apresentem desenvolvimento mais lento e menor tamanho, em comparação aos ambientes onde a invasora não está presente (47). Os impactos então provocados por essas interações se iniciam desde a fase larval da introduzida, provocando uma rede de relações diretas e indiretas que influenciam na dinâmica das populações (46).

A rã-touro parece influenciar diretamente na mortalidade de girinos de espécies nativas através de competição. Estudos têm mostrado que girinos crescem menos ou se metamorfoseiam em menores tamanhos quando são submetidos ao convívio com predadores invasores, o que acaba alterando o fitness da população (29,46). No entanto, os girinos das espécies nativas parecem não apresentarem qualquer interferência sobre o desenvolvimento da invasora *L. catesbeianus*.

Consequências da alimentação da introduzida rã-touro podem até mesmo estar vinculadas à mudanças na produção primária e heterogeneidade de habitats. Os girinos de rã-touro têm a capacidade de diminuir a disponibilidade de recursos para espécies nativas (43). Limitação de recursos é tida como um mecanismo regulatório de diversidade na história de vida e sobrevivência de anuros (53-55). Quantidade e qualidade de recursos influenciam significativamente no crescimento de girinos e no tempo de

metamorfose (43).

Em experimentos laboratoriais, interações entre a invasora *L. catesbeianus* e *Hyla regilla* causaram um decréscimo na taxa de sobrevivência de cerca de seis vezes em *H. regilla* se comparado com condições naturais. Esses estudos demonstraram também que o índice de sobrevivência de *Rana boylii* e *Hyla regilla* (ambas nativas) era mais alto quando competiam somente entre elas, do que na presença da invasora (*L. catesbeianus*), evidenciando assim, a perturbação causada pela presença da rã-touro (43).

Trabalhos experimentais relatam que a presença de girinos de *L. catesbeianus* implica na diminuição de massa corpórea, alteração no tempo de metamorfose e taxa de sobrevivência dos girinos de *Bufo americanus*, *Rana sphenoccephala*, e *Ambystoma maculatum* quando são submetidos à coexistência (56,44,57). A superioridade competitiva de *L. catesbeianus* na fase larval em relação à nativa *Rana clamitans* também já foi comprovada em experimentos realizados em campo, no sudoeste de Michigan - EUA (58).

3.2 Disseminação de Patógenos

Fatores que afetam comunidades nativas podem estar relacionados à patogenicidades carregadas por espécies introduzidas (47). A maioria das doenças emergenciais na vida selvagem são decorrentes de mudanças ambientais causadas por seres humanos (59). Quando espécies introduzidas se estabelecem, frequentemente causam alterações radicais na estrutura e dinâmica das populações locais (60), podendo trazer consigo parasitas que afetam os organismos ali presentes. As doenças infecciosas são apontadas como um dos maiores fatores causadores de declínio em populações de anfíbios (61) e a quitridiomycose, provocada pelo fungo *Batrachochytrium dendrobatidis*, é a mais preocupante delas, causando declínio e extinção local de várias espécies em diversas regiões (62).

A atual distribuição, virulência e alto poder de transmissão desse fungo são preocupantes. Sabe-se que os números de declínios ou extinções causados pela quitridiomycose já alcançam 200 espécies de anuros (63). As infecções são responsáveis por causar lesões cutâneas decorrentes de

hiperqueratose em células de revestimento queratinizadas (64). Em girinos essas infecções restringem-se à regiões do disco oral causando deformidades, o que ocasiona ineficiência em sua alimentação, comprometendo assim, o ganho de massa corporal e o desenvolvimento do organismo.

A rã-touro apresenta características que lhe permite atuar como um potente vetor natural da quitridiomiose (60). Sabe-se atualmente que ranídeos possuem a capacidade de produzir peptídeos com ação antimicrobiana que impedem o desenvolvimento de *B. dendrobatidis* (65). Essa característica permite que o fungo se apresente de forma latente e assintomática na rã-touro (59), o que a transforma em um potencial veículo de disseminação da doença (60).

Estudos realizados com indivíduos de *L. catesbeianus*, obtidos de diversos países onde a espécie fora introduzida, indicaram índices de contaminações pelo fungo *B. dendrobatidis* superiores à 50% (60,66). Mecanismos de dispersão de *B. dendrobatidis* podem ser apresentados por transações internacionais de anfíbios para diversos fins, como animais para pesquisas laboratoriais, zoológicos, produção comercial (59) e para fins educacionais (43). O fato da rã-touro se apresentar como uma espécie que atualmente vem sendo utilizada para todos esses fins, e sua abrangente distribuição global, sugerem que a ameaça de transmissão da quitridiomiose oferecida por essa espécie seja significativa (60).

3.3 Combatendo a introdução de *L. catesbeianus*

Os monitoramentos são eficientes meios na prevenção e controle de impactos ecológicos. Experimentos de pequena escala para predições em escala natural são aplicavelmente confiáveis em monitoramentos continuados de espécies nativas e estabelecimento da rã-touro (43). Além do mais, atualmente já existem modelos estatísticos que permitem prever possibilidades futuras de invasões a partir de comparações de dados ecológicos (16).

A conservação de espécies em áreas onde *L. catesbeianus* fora introduzida consiste sistematicamente na erradicação dessa espécie invasora e aplicação de planos de manejo que priorizem a reintrodução de espécies nativas (60). Como sugerem Boelter

e Cechin (28), um programa de controle de *L. catesbeianus* requer urgência em todos os locais onde a espécie encontra-se estabelecida. Embora recuperações de comunidades após remoção de espécies invasoras possam ser lentas e muitas vezes até mesmo irreversíveis, ainda existem diversas situações em que o impacto causado pode ser amenizado, ou até mesmo, completamente recuperado. Estudos desenvolvidos em Ontário, no Canadá, puderam comprovar a recuperação acentuada de *R. clamitans* como resposta à extinção local de *L. catesbeianus* (4).

É relevante que não sejam priorizadas somente ações de remediação do problema. É necessário também que haja uma ação sistematizada na indicação dos fatores que iniciam e permitem o agravamento do fato. Evidências mundiais indicam que a maior causa de introdução dessa espécie está associada ao sistema de produção comercial, o que exige uma educação sistematizada e continuada dos produtores.

Outro problema agravante é a falta de integração entre os órgãos ambientais e o meio científico. No Estado do Paraná por exemplo, o órgão competente - o Instituto Ambiental do Paraná - autoriza por meio de um informativo, o abate de espécies exóticas sem prévia autorização fora de Unidades de Conservação. A lista Oficial de Espécies Exóticas Invasoras para o Estado do Paraná está disponível na portaria 095/07, publicada pelo mesmo órgão em 2007 (68). Essa lista apresenta mais de vinte espécies de fauna introduzida atualmente encontradas no Paraná, e *L. catesbeianus*, embora tenha sua ocorrência já relatada no Estado (69), não aparece discriminada nessa relação.

De acordo com predições já realizadas, os impactos causados por espécies introduzidas sobre os anfíbios podem ser apenas uma pequena parcela de um grande colapso à que podem ser submetidas essas comunidades (67). Esse processo poderá reduzir drasticamente o tamanho populacional desse grupo através dos efeitos ecológicos impactantes na presença do invasor. Consequências poderão diretamente dizimar espécies, assim como, fragmentar populações, tornando-as isoladas e fazendo com que em último caso desapareçam. Cabe ressaltar que em 2004, o Brasil conquistou o primeiro lugar mundial em riqueza de anfíbios. Diversas regiões localizadas na parte central e nordeste

do Brasil, locais que apresentam uma grande diversidade desses animais, encontram-se susceptíveis à invasão pela rã-touro (61,16).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O aspecto negativo da introdução de *L. catesbeianus* é fato. Alterações na estabilidade de ecossistemas causadas por sua presença através de predação, competição, hibridização e disseminação de doenças são evidenciados por inúmeras pesquisas, com um quadro bem ilustrado do devastador efeito da introdução de espécies e sua capacidade de sucumbir comunidades.

A distribuição dessa espécie invasora no território brasileiro é preocupante e sua ocorrência já atinge os mais ricos pontos de biodiversidade. As predições sobre os avanços territoriais só agravam a situação, e as pesquisas científicas nesse aspecto são extremamente escassas. Grandes intensidades de extinções estão sendo verificadas e os impactos antrópicos causados sobre a complexidade e diversidade biológica podem levar ao desaparecimento de espécies nem sequer descritas e de valores inestimáveis, e nesse sentido a distribuição cosmopolita da *L. catesbeianus* contribui ainda mais para agravar essa situação.

Torna-se uma necessidade a elaboração de políticas ambientais que sejam abrangentes e eficientes o suficiente para evitar a propagação de espécies introduzidas. Propor manejo para as áreas onde as mesmas já estejam estabelecidas e promover programas de educação à produtores são medidas necessárias. A parceria entre os órgãos ambientais e as divisões locais de meio ambiente é imprescindível para prevenção, recuperação e monitoramento de áreas afetadas. Além do mais, é de extrema importância que as informações rompam os limites nacionais, e que existam transações de informações, planos de manejo e resultados entre os diferentes países para que a eficiência no combate à conquista de novos habitats pela *L. catesbeianus* seja ampliada.

Eduardo Ribeiro Cunha

Rosilene Luciana Delariva

Endereço para correspondência: Rua Montreal, 56,

J. Canadá, Maringá, PR,

Cep: 87080-100

Fone: (44) 3028-9559, 99117670

Cesumar - Centro Universitário de Maringá

E-mail: rodelariva@cesumar.br; rldelariva@hotmail.com

Recebido em 23/06/09

Revisado em 05/08/2009

Aceito em 28/12/09

REFERÊNCIAS

- (1) FROST, D.R. Amphibian species of the world: an online reference. Versão 5.8. American Museum of Natural History, Nova York, 2008. Disponível em: <<http://research.amnh.org/herpetology/amphibia/index.html>>. Acesso em: 19 fev. 2008.
- (2) HOWARD, R.D. Sexual dimorphism in bullfrogs. **Ecology**, Ithaca, v. 62, n. 2, p. 303-310, 1981.
- (3) RYAN, M.J. The reproductive behavior of the bullfrog (*Rana catesbeiana*), **Copeia**, Washington, v. 1, p.108-114, 1980.
- (4) HECNAR, S.J.; M'CLOSKEY, R.T. Changes in the composition of a ranid frog community following bullfrog extinction. **American Midland Naturalist**, Notre Dame, n. 137, p. 145-150, 1997.
- (5) GOVINDARAJULU, P.; PRICE, W.S.; ANHOLT, B.R. Introduced bullfrogs (*Rana catesbeiana*) in western Canada: Has their ecology diverged? **Journal of Herpetology**, Salt Lake City, v. 40, n. 2, p. 249-260, 2006.
- (6) CULLEY, D.D.J. Have we turned the corner in bullfrog culture? **Aquaculture Magazine**, Asheville, n. 7, p.20-24, 1981.
- (7) RICKLEFS, R.E. **A economia da natureza**. 5. ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2003.
- (8) OLSEN, M.T., LODGE, D.M., GAPELLI, G.M.; HOULIHAN, R.J. Mechanisms of impact of an introduced crayfish (*Orconectes rusticus*) on littoral congeners, snails, and macrophytes. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science**, Ottawa, n. 48, p. 1853-1861, 1991.
- (9) IUNC International Union for Conservation of Nature. 100 of the world's worst invasive alien species. Invasive Species Specialist Grup, Auckland, New Zeland, 2003. Disponível em: <http://www.earthscape.org/r1/ES14411/issg_alien.pdf>. Acesso em 02 set. 2008.
- (10) LONGO, A.D. **Manual de Ranicultura: uma nova opção de pecuária**. 1. ed. Rio de Janeiro: Ediouro do campo, 1987.
- (11) FERREIRA, C.M.; PIMENTA A.G.C.; PAIVA NETO, J.S. Introdução à ranicultura. **Boletim Técnico do Instituto de Pesca**, São Paulo, v. 33, p. 1-15, 2002.
- (12) FONTANELLO, D.; FERREIRA, C.M. Histórico da ranicultura nacional. São Paulo: Instituto de Pesca de São Paulo, 2007. Disponível em: <<http://www.aquicultura.br/historico.htm>>. Acesso em 14 fev. 2009.
- (13) BRAGA, L.G.T.; LIMA, S.L. Influência da temperatura ambiente no desempenho da rã-touro, *Rana catesbeiana* (Shaw, 1802) na fase de recria. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Viçosa, v. 30, n.6, p. 1659-1663, 2001.
- (14) AGOSTINHO, C.A. Desenvolvimento de linhagem comercial de rã-touro (*Rana catesbeiana*): produção de plantel unissexual. **Boletim Técnico do Instituto da Pesca**, São Paulo, n. 34, p. 7-11, 2003.
- (15) LIMA, S.L.; AGOSTINHO, C.A. A criação de rãs. Rio de Janeiro: Editora Globo, 1988. In: AGOSTINHO, C.A. Desenvolvimento de linhagem comercial de rã-touro (*Rana catesbeiana*): produção de plantel unissexual. **Boletim Técnico do Instituto da Pesca**, São Paulo, n. 34, p. 7-11, 2003

- (16) GIOVANELLI, J.G.R.; HADDAD, C.F.B.; ALEXANDRINO, J. Predicting the potential distribution of the alien invasive American bullfrog (*Lithobates catesbeianus*) in Brazil. **Biological Invasions**, Knoxville, v. 10, n. 5, p. 585-590, 2007.
- (17) ESPÍNDOLA, M.B.; BECHARA, F.C.; BAZZO, F.S.; REIS, A. Recuperação ambiental e contaminação biológica: aspectos ecológicos e legais. **Biotemas**, Florianópolis, v. 18, n. 1, p. 27-38, 2005.
- (18) WOLFF, S. Legislação ambiental brasileira: grau de adequação à Convenção sobre Diversidade Biológica. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, Brasil, 2000. 73 pp. *in*: ESPÍNDOLA, M.B.; BECHARA, F.C.; BAZZO, F.S. e REIS, A. Recuperação ambiental e contaminação biológica: aspectos ecológicos e legais. **Biotemas**, Florianópolis, v. 18, n. 1, p. 27-38, 2005.
- (19) IBAMA. Portaria nº 102/98-N, de 15 de Julho de 1998. Diário Oficial da União. Brasília, DF, 15 jul 1998. Ordena a implantação de criadouros de animais da fauna silvestre exótica com fins econômicos e industriais. Disponível em: <<http://www.viajuridica.com.br/downloads/port-ibama-102-98.doc>>. Acesso em: 14 fev. 2008.
- (20) IBAMA. Introdução de espécies exóticas, já introduzidas e estabelecidas em cultivo aquícolas. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2004. Disponível em: <http://www.abtilapia.com.br/arquiv/ApresIBA_MA4GTBiodivEspExotRevPot145.ppt> Acesso em: 14 fev 2009.
- (21) BRASIL. Decreto nº 4.895/03, de 25 de Novembro de 2003. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 26 nov 2003. Dispõe sobre a autorização de uso de espaços físicos de corpos d'água de domínio da União para fins de aquicultura, e dá outras providências. Disponível em: <<http://www.fiscosoft.com.br/indexsearch.php?PID=152577#>>. Acesso em: 14 fev 2009.
- (22) CORADIM, L.; TORTATO, D.T. Espécies exóticas invasoras: situação brasileira. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas, 2006. 23 p. Disponível em: <<http://www.apoema.com.br/Esp%C3%A9cies%20Invasoras%20do%20Brasil.pdf>> Acesso em: 07 de out. de 2008.
- (23) POUGH, F.H.; HEISER, J.B.; McFARLAND, W.N. **A vida dos vertebrados**. São Paulo: Atheneu, 1996.
- (24) BURY, R.B.; WHELAN, J.A. Ecology and management of the bullfrog. **U.S. Fish and Wildlife Service Resource**. Publication 155, 1984. *In* BOONE, M.D.; SEMLITSCH, R.D.; MOSBY, C. Suitability of golf course pounds for amphibians metamorphosis when bullfrogs are removed. **Conservation Biology**. Gainesville, v. 22, n. 01, p. 172-179, 2008.
- (25) HELLER, J.A. Brewer's mole as food of the bullfrog. **Copeia**, Washington, v. 4, p. 116, 1927.
- (26) HOWARD, W.E. Birds as bullfrog food. **Copeia**, Washington, v. 2, p. 152, 1950.
- (27) CARPENTER, N.M.; CASAZZA, M.L.; WYLIE, G.D. *Rana catesbeiana* (Bullfrog): diet. **Herpetological Review**, Salt Lake City, v. 33, p. 130, 2002.
- (28) BOELTER, R.A.; CECHIN, S.Z. Impacto da dieta de rã-touro (*Lithobates catesbeianus* – Anura, Ranidae) sobre a fauna nativa: estudo de caso na região de Agudo – RS – Brasil, **Natureza & Conservação**, Curitiba, v.5, n. 2, p. 45-53, 2007.
- (29) KATS, L.B., FERRER, R.P. Alien predators and amphibian declines: review of two decades of science and the transition to conservation. **Diversity and Distributions**, v. 9, p. 99-110, 2003.
- (30) BURY, R.B.; WHELAN, J.A. Ecology and management of the bullfrog. **U.S. Fish and Wildlife Service Resource**. Publication 155, 1986 *In*: GOVINDARAJULU, P.; PRICE, W.S.; ANHOLT, B.R. Introduced Bullfrogs (*Rana catesbeiana*) in western Canada: Has their ecology diverged? **Journal of Herpetology**, Salt Lake City, v. 40, n. 2, p. 249-260, 2006.
- (31) COHEN, N.W.; HOWARD, W.E. Bullfrog food and growth at the San Joaquin

experimental range. **Copeia**, Washington, v. 3, p. 223-225, 1958.

(32) FICETOLA, G.F.; BONIN, A.; MIAUD, C. Population genetics reveals origin and number of founders in a biological invasion. **Molecular Ecology**, n. 17, p. 773-782, 2008.

(33) MALONEY, R.F.; MCLEAN, I.G. Historical and experimental learned predator recognition in free-living New Zealand Robins. **Animal Behavior**, Bloomington, n. 50, p. 1193-1201, 1995.

(34) KATS, L.B.; PETRANKA, J.W.; SIH, A. Antipredator defenses and the persistence of amphibian larvae with fishes. **Ecology**, Ithaca, v. 69, p. 1865-1870, 1988. *In*: KIESECKER, J.M. e BLAUSTEIN, A.R. Population response to introduced predators. **Ecology**, Ithaca, v. 78, n. 6, p. 1752-1760, 1997.

(35) MUELLER, H.C.; PARKER, P.G. Naive ducklings show different cardiac response to hawk than to goose models. **Behavior**, Netherlands, n. 74, p. 101-113, 1980.

(36) KIESECKER, J.M.; BLAUSTEIN, A.R. Population response to introduced predators. **Ecology**, Ithaca, v. 78, n. 6, p. 1752-1760, 1997.

(37) WERNER, E.E.; HALL, D.J. Ontogenetic habitat shifts in the bluegill sunfish (*Lepomis macrochirus*): the foraging rate-predation risk trade-off. **Ecology**, Ithaca, n. 69, p. 1352-1366, 1988.

(38) PEARL, C.A., ADAMS, M.J., BURY, R.B., McCREARY, B. Asymmetrical effects of introduced bullfrogs (*Rana catesbeiana*) on native ranid frogs in Oregon. **Copeia**, Washington, v. 1, p. 11-20, 2004.

(39) MILNER, R.L. Status of the western pond turtle (*Clemys marmorata*) in northwestern Washington. **Washington Department of Game, Nongame Division**, Olympia, Washington, USA. 1986 *in* KUPFERBERG, S.J. Bullfrog (*Rana catesbeiana*) invasion of a California river: the role larval competition. **Ecology**, Ithaca, v. 78, n.6, p. 1736-1751, 1997.

(40) BURY, R.B.; LUCKENBACH, R.A. Introduced amphibians and reptiles in California. **Biological Conservation**, Boston, v. 10, p. 1-14, 1976.

(41) HAMMERSON, G.A. Bullfrog eliminating leopard frogs in Colorado? **Herpetological Review**, Salt Lake City, n. 13, p. 115-116, 1982.

(42) CLARKSON, R.W.; RORABAUGH, J.C. Status of leopard frogs (*Rana pipiens* complex: Ranidae) in Arizona and southeastern California. **Southwestern Naturalist**, n. 34, p. 531-538, 1989.

(43) KUPFERBERG, S.J. Bullfrog (*Rana catesbeiana*) invasion of a California River: the role larval competition. **Ecology**, Ithaca, v. 78, n.6, p. 1736-1751, 1997.

(44) BOONE, M.D.; SEMLITSCH, R.D.; MOSBY, C. Suitability of golf course pounds for amphibians metamorphosis when bullfrogs are removed. **Conservation Biology**, Gainesville, v. 22, n. 01, p. 172-179, 2008.

(45) BATISTA, C.G. *Rana catesbeiana* (Bullfrog). Effects on native anuran community. **Herpetological Review**, Salt Lake City, v. 33, p. 131, 2002.

(46) KIESECKER, J.M.; BLAUSTEIN, A.R. Effects of Introduced bullfrogs and smallmouth bass on microhabitat use, growth, and survival of native red-legged frog (*Rana aurora*). **Conservation Biology**, Gainesville, v. 12, n. 4, p. 18-22, 1998.

(47) KIESECKER, J.M.; BLAUSTEIN, A.R.; MILLER, C.L. Potential mechanisms underlying the displacement of native red-legged frogs by introduced bullfrogs. **Ecology**, Ithaca, v. 82, n. 7, p. 1964-1970, 2001.

(48) MOYLE, P.B. Effects of introduced bullfrogs, *Rana catesbeiana*, on native frogs of the San Joaquin valley, California. **Copeia**, Washington, v. 1, p. 18-22, 1973.

(49) WU, Z.; YIMING, L.; WANG, Y.; ADAMS, M.J. Diet of introduced bullfrogs (*Rana catesbeiana*): predation on and diet overlap with native frogs on Daishan Island, China. **Journal of Herpetology**, Salt Lake City, v. 39, n. 4, p. 668-674, 2005.

(50) WANG, Y.; WANG, Y.; PING L.; ZHANG, F.; LI, Y. Diet composition of the post-metamorphic bullfrogs (*Rana catesbeiana*) in the Zhoushan archipelago, Zhejiang Province,

China. **Biodiversity Science**, v. 14, n. 5, p. 363-371, 2006.

(51) PEARL, C.A.; HAYES, M.P.; HAYCOCK, R.; ENGLER, J.D.; BOWERMAN, J. Observation of interspecific amplexus between western North American ranid frogs and the introduced American bullfrog (*Rana catesbeiana*) and na hypothesis concerning breeding interference. **American Midland Naturalist**, Notre Dame, n. 154, p. 126-134, 2005.

(52) ELINSON, R.P. Amphibian hybrids: a genetic approach to the analysis of their developmental arrest. **Differentiation**, v. 9, n. 1-3, p. 3-9, 2006.

(53) BROCKELMAN, W.Y. An analysis of density dependent effects and predation in *Bufo americanus* tadpoles. **Ecology**, Ithaca, v. 50, p. 632-644, 1969.

(54) DEBENEDICTS, P.A. Interspecific competition between tadpoles of *Rana pipiens* and *Rana sylvatica*: na experimental field study. **Ecological monographs**, Ithaca, n. 44, p. 129-151, 1974.

(55) TRAVIS, J. Anuran size at metamorphosis: an experimental test of a model based on intraspecific competition. **Ecology**, Ithaca, n. 65, p. 1155-1160, 1984.

(56) BOONE, M.D.; LITTLE, E.E.; SEMLITSCH, R.D. Overwintered bullfrog negatively affect salamanders and anurans in native amphibian communities. **Copeia**, Washington, v. 3, p. 683-690, 2004.

(57) BOONE, M.D.; SEMLITSCH, R.D.; LITTLE, E.E. Multiple stressors in amphibian communities: Effects of chemical contamination, bullfrogs, and fish. **Ecological Applications**, Ithaca, v. 17, n. 1, p. 291-301, 2007.

(58) WERNER, E.E.; MCPEEK M.A. Direct and indirect effects of predators on two anuran species along an environmental gradient. **Ecology**, Ithaca, v. 75, n. 5, p. 1368-1382, 1994.

(59) DASZAK P.; STRIEBY, A.; CUNNINGHAM, A.A.; LONGCORE, J.E.; BROWN, C.C.; PORTER D. Experimental evidence that the bullfrog (*Rana catesbeiana*) is a potential carrier of chytridiomycosis, an

emerging fungal disease of amphibians. **Herpetological Journal**, London, v. 14, p. 201-207, 2004.

(60) GARNER, T.W.J.; PERKINS, M.W.; GOVINDARAJULU, P.; SEGLIE, D.; WALKER, S.; CUNNINGHAM A.A. e FISHER, M.C. The emerging amphibian pathogen *Batrachochytrium dendrobatidis* globally infects introduced populations of the North American bullfrog, *Rana catesbeiana*. **Biological Letters**, Poznań, n. 2, p. 455-459, 2006.

(61) SILVANO, L.D.; SEGALLA, M. V. Conservação de anfíbios no Brasil. **Megadiversidade**, Belo Horizonte, v.1, n. 1, p. 79-86, 2005.

(62) STUART, S.N.; CHANSON, J.S.; COX, N.A.; YOUNG, B.E.; RODRIGUES, A.S.L.; FISCHMAN, D.L.; WALLER, R.W. Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. **Science**, Washington, v. 306, p. 1783-1786, 2004.

(63) SKERRATT, L.F.; BERGER, L.; SPEARE, R.; CASHINS, S.; MCDONALD, K.R.; PHILLOTT, A.D.; HINES, H.B. e KENYON, N. Spread of chytridiomycosis has caused the rapid global decline and extinction of frogs. **Ecohealth**, New York, v. 4, n.2, p. 125-134, 2007.

(64) PESSIER, A.P.; NICHOLS, D.K.; LONGCORE, J.E.; FULLER, M.S. Cutaneous chytridiomycosis in poison dart frogs (*Dendrobates spp.*) e White's tree frogs (*Litoria caerulea*). **Veterinary Diagnostic Investigation**, Davis, v. 11, p. 194-199, 1999.

(65) ROLLINS-SMITH L.A.; DOERSAM J.K.; LONGCORE J.E.; TAYLOR S.K.; SHAMBLIN J.C.; CAREY C; ZASLOFF M.A. Antimicrobial peptide defenses against pathogens associated with global amphibian declines. **Developmental & Comparative Immunology**, v. 26, n. 1, p. 63-72, 2002.

(66) PETERSON, J.D.; WOOD, M.B.; HOPKINS, W.A.; UNRINE, J.M.; MENDONCA, M.T. Prevalence of *Batrachochytrium dendrobatidis* in American bullfrog and southern leopard frog larvae from wetlands on the Savannah River site, South Carolina. **Journal of Wildlife Diseases**, Lawrence, v. 43, n. 3, p. 450-460, 2007.

(67) BRADFORD, D.F.; COOPER, S.D.; JENKINS, T.M. Jr.; KRATZ, K. SARNELLE, O.; BROWN, A. D. Influences of natural acidity and introduced fish on faunal assemblages in California alpine lakes. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, Ottawa, v. 55, p. 2478-2491, 1998.

(68) IAP. Portaria IAP nº 095, de 22 de Maio de 2007. Curitiba, PR, 22 mai 2007. Reconhece a Lista oficial de espécies exóticas invasoras para o Estado do Paraná, estabelece normas de controle e dá outras providências. Disponível em: <http://www.institutohorus.org.br/download/marcos_legais/PORTARIA_IAP_N_095_DE_22_DE_MAIO_DE_2007.pdf>. Acesso em: 14 fev 2009.

(69) CONTE, E.C.; ROSSA-FERES, D.C. Diversidade e ocorrência temporal da anurofauna (Amphibia, Anura) em São José dos Pinhais, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v. 23, n. 1, p. 162-175, 2006.