UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
"JÚLIO DE MESQUITA FILHO"
Câmpus do Litoral Paulista

unesp IB-CLP

CAIO AKIRA MIYAI

PERIGO IMINENTE: PERFORMANCE TÉRMICA DE UM CAMARÃO NATIVO E UM CAMARÃO INVASOR EM POTENCIAL FRENTE AO CENÁRIO DE AQUECIMENTO GLOBAL

Relatório de Pós-doutorado realizado na Universidade Estadual Paulista (UNESP), Instituto de Biociências – Campus do Litoral Paulista – São Vicente

Supervisora: Prof. Dra. Tânia Marcia Costa

Edital PROPe 13/2022 #4452

São Vicente – SP

2024

Instituto de Biociências - Campus do Litoral Paulista/IBCLP/UNESP
Praça Infante D. Henrique s/n 11330-900 - São Vicente - SP - Brasil
Tel (13) 3569-7115

Resumo

Mudanças climáticas e invasões biológicas exercem impacto significativo na biodiversidade global, alterando ecossistemas aquáticos e influenciando interações entre espécies nativas e invasoras. Espécies invasoras, especialmente aquelas filogeneticamente próximas às nativas, competem por recursos, acarretando efeitos prejudiciais. O clima desempenha papel crucial no estabelecimento dessas espécies, evidenciando a importância da temperatura. Animais ectotérmicos aquáticos, como camarões, enfrentam consequências fisiológicas e comportamentais devido às mudanças térmicas. A plasticidade térmica varia entre espécies, sendo explicadas pelas hipóteses de trade-off e latitudinal. *Potimirim brasiliana*, um camarão nativo de água doce, está suscetível a riscos de invasão biológica, particularmente pelo camarão *Neocaridina davidi*. O aumento da temperatura pode agravar os efeitos da invasão, enfatizando a necessidade de compreender suas tolerâncias térmicas. Este estudo visa avaliar as diferenças na tolerância e plasticidade térmica entre *P. brasiliana* e *N. davidi,* utilizando a metodologia da temperatura crítica (CTM), com o objetivo de determinar a temperatura crítica mínima (CT Mín) e a temperatura crítica máxima (CT Máx), possibilitando a elaboração do polígono de tolerância térmica (PTT) e a plasticidade térmica através da razão de resposta de aclimatação (RRA). Comparativamente, *N. davidi* e *P. brasiliana* apresentaram notáveis divergências em suas características térmicas, no qual *N. davidi* apresenta uma tolerância térmica maior, abrangendo um intervalo amplo de temperatura, e uma maior plasticidade térmica, indicando maior capacidade de adaptação a ambientes com variações térmicas significativas. Em contraste, *P. brasiliana* exibe uma tolerância térmica mais restrita, sugerindo uma adaptação mais específica a condições térmicas mais estáveis. Essas diferenças são de relevância particular em ambientes tropicais, onde as mudanças climáticas podem intensificar a variabilidade térmica. *Neocaridina davidi* destaca-se como um sério competidor em potencial, explorando eficientemente uma ampla gama de condições térmicas, reforçando a hipótese de trade-off. Essas descobertas são fundamentais para estratégias de conservação, considerando potenciais invasões biológicas e mudanças climáticas.

Palavras chaves: Tolerância térmica; Plasticidade térmica; *Neocaridina davidi*; *Potimirim brasiliana*; Hipótese de trade-off; Mudanças climáticas

Introdução

As mudanças climáticas e invasões biológicas são duas grandes preocupações relacionadas às mudanças ambientais globais (Lowry et al., 2013) e são processos chave que afetam a biodiversidade global (Vitousek, 1994). Espera-se que as mudanças climáticas aqueçam grande parte da superfície da Terra, alterando os regimes térmicos, padrões de precipitação e escoamento, gerando grande impacto nos ambientes aquáticos. À medida que a temperatura do ar aumenta, a temperatura da água também aumenta, provocando modificações profundas nos ecossistemas aquáticos (Poff et al., 2002). Essas mudanças podem, por sua vez, afetar a dinâmica de recursos e serviços ecossistêmicos (Schröter et al., 2005); interferir no alcance e distribuição de espécies (Chen et al., 2011; Parmesan, 2006) e favorecer o aumento do número e do impacto das invasões biológicas (Dukes and Mooney, 1999; Walther et al., 2009).

A invasão biológica pode ser considerada como o sucesso do estabelecimento, reprodução e dispersão de uma espécie em um ecossistema no qual não se apresentava previamente (Carlton, 1989). A chegada de uma espécie invasora em um novo habitat, resultado de uma ação antrópica deliberada ou acidental (Hulme et al., 2015), constitui-se como uma das maiores ameaças à biodiversidade e ecossistemas nativos (Lowry et al., 2013; Sampaio and Schmidt, 2013). Já é bem reconhecido que as mudanças climáticas afetam as interações entre espécies nativas e invasoras, influenciando direta ou indiretamente as invasões biológicas (Dehnen-Schmutz et al., 2018; Dukes and Mooney, 1999; Hulme, 2017).

Espécies invasoras podem provocar diversos efeitos deletérios às comunidades nativas e geralmente estão associados à sua alta capacidade de competição (Britton et al., 2018; Paini et al., 2008). Ao competir por recursos essenciais como alimentos ou territórios (Bøhn et al., 2008; Martin et al., 2010), é grande a possibilidade de haver uma sobreposição de nichos principalmente se houver um alto grau de proximidade filogenética entre as espécies invasoras e nativas (Arakaki et al., 2020; Sanches et al., 2012; Skálová et al., 2013; Vitule et al., 2009). As espécies invasoras congêneres ou filogeneticamente muito próximas são competidoras potencialmente mais críticas para as espécies nativas, podendo causar a diminuição da riqueza, diversidade e composição das comunidades invadidas (Hejda et al., 2009) e em casos extremos, até a extinção de espécies nativas (Gurevitch and Padilla, 2004; Thomas et al., 2006).

Se o sucesso em se estabelecerem em uma nova região for devido a condições climáticas, então, as espécies invasoras podem experienciar maiores probabilidades de sobrevivência, crescimento populacional e persistência na natureza caso o clima do novo local se tornar mais adequado (Chown et al., 2012; Loomans et al., 2013). Além disso, espécies invasoras originárias de regiões mais quentes que estabelecerem populações persistentes, mas com distribuição limitada por baixas temperaturas, podem aumentar seu número e alcance geográfico na medida em que mudanças climáticas futuras tornem as condições climáticas mais favoráveis

e/ou semelhantes às de sua distribuição original (Bradley et al., 2010a; Ibáñez et al., 2009; O'Donnell et al., 2012).

A temperatura é um fator chave que delimita a sobrevivência, mortalidade, crescimento, reprodução, tamanho de uma população (Brey, 1995; Charnov and Gillooly, 2003; Perry et al., 2005) e, consequentemente, interfere nas populações podendo desestabilizar a estrutura e a dinâmica da comunidade (Helmuth et al., 2002; Somero, 2012; Sunday et al., 2012). Ecologicamente, essas mudanças mediam e alteram dinâmicas de trade-off intra e interespecíficas, como a competição por recursos e interações presas-predadores, onde muitas vezes levam à alteração do funcionamento do ecossistema (Doney et al., 2012; Helmuth et al., 2006; Hoegh-Guldberg and Bruno, 2010).

Animais ectotérmicos aquáticos não regulam fisiologicamente sua temperatura corporal, variando de acordo com a temperatura ambiente. Considerando os cenários de aquecimento global, o aumento da temperatura da água somado ao seu alto calor específico e alta capacidade de retenção de calor, pode tornar esses animais mais vulneráveis ao estresse térmico, tornando-os potencialmente suscetíveis a condições fora de sua tolerância térmica, ou seja, a faixa de temperatura ótima ou sub-ótima para sobreviver (Huey et al., 2012; Yanar et al., 2019). Ajustes fisiológicos durante uma exposição prolongada a altas ou baixas temperaturas da água podem alterar a sensibilidade térmica dos animais em um processo chamado aclimatação (em condições de laboratório) ou aclimatização (em condições naturais). Esses processos permitem que as espécies lidem com distúrbios e mantenham sua homeostase interna, possibilitando a sobrevivência (Sokolova et al., 2012; Stillman, 2003). A capacidade de aclimatação e aclimatização é um fator primordial que pode ditar a vulnerabilidade de um animal frente às mudanças climáticas (Huey et al., 2012; Somero, 2010; Stillman, 2003), pois organismos que exibem mecanismos fisiológicos termicamente muito especializados (Ghalambor et al., 2006), limitados em capacidade de aclimatação (Stillman, 2003) e tolerantes à faixas térmicas estreitas (Pörtner and Farrell, 2008), correm maior risco de sofrerem impactos mais graves do aquecimento global.

Atualmente, duas hipóteses principais explicam os amplos padrões de variação na plasticidade de tolerância térmica nos ectotérmicos (Gunderson and Stillman, 2015). A hipótese do trade-off indica que espécies com maior tolerância a altas temperaturas terão a menor plasticidade térmica (Overgaard et al., 2011; Somero, 2010). Já a hipótese latitudinal indica que as espécies aumentam a sua plasticidade térmica à medida que se movem das áreas equatoriais para as polares com base no aumento concomitante da sazonalidade térmica (Chown et al., 2004; Ghalambor et al., 2006). Espécies que vivem em ambientes mais frios apresentam menor tolerância térmica do que espécies que vivem em ambientes mais quentes (Madeira et al., 2012). Espécies em ambientes termicamente estáveis, como ambientes aquáticos tropicais, exibem a menor plasticidade térmica (hipótese latitudinal), mas toleram temperaturas ambientais mais altas (hipótese do trad-

off) (Chown, 2001; Gunderson and Stillman, 2015; Overgaard et al., 2011). Os organismos tropicais podem, assim, serem mais vulneráveis ao aquecimento futuro do que as espécies temperadas, (Tewksbury et al., 2008) devido sua plasticidade de aclimatação limitada fazer com que vivam mais próximas de seus limites térmicos (Madeira et al., 2012; Nguyen et al., 2011). Tendo em conta que a maioria dos animais aquáticos invasores são ectotérmicos, como peixes, moluscos e crustáceos (Padilla and Williams, 2004; Schoolmann and Arndt, 2018; Strayer, 2010; Verberk et al., 2018), ainda há uma considerável lacuna de conhecimento sobre suas tolerâncias e sensibilidades térmicas (Freitas et al., 2010), sendo poucos os estudos comparando suas possíveis implicações entre animais nativos e invasores. Isso torna o aumento da temperatura um dos principais determinantes nas alterações fisiológicas e comportamentais para adaptação a um novo regime térmico (Hulme, 2017; Petersen and Kitchell, 2001; Sweeney et al., 1992).

Os camarões da espécie *Potimirim brasiliana* (Villalobos, 1959; Crustacea, Decapoda, Atyidae) atingem cerca de 2,6cm e são endêmicos do território brasileiro, com ocorrências registradas principalmente no estados de Espírito Santo, Rio de Janeiro, São Paulo, Paraná e Santa Catarina, sendo muito comuns em rios e riachos litorâneos (De Melo, 2016; Mantelatto et al., 2016; Torati and Mantelatto, 2012). Nesses habitats, vivem associados às plantas aquáticas nas margens dos rios, em macrófitas submersas ou escondidos sob rochas, cascalho, raízes e folhas acumuladas no fundo de rios de águas claras que correm em direção ao mar (Barros and Fontoura, 1996a; Felgenhauer and Abele, 1985; Rocha and Bueno, 2004). Sendo assim, os *P. brasiliana* exercem um papel fundamental em ambientes límnicos no processo de renovação e ressuspensão de sedimentos (De Souza and Moulton, 2005; Moulton et al., 2004; Visoni and Moulton, 2003), transporte, retenção de detritos e na reciclagem de nutrientes (Covich et al., 1999; Crowl et al., 2001). Também são imprescindíveis na cadeia trófica das comunidades bentônicas ao limpar o substrato consolidado, consumindo significativamente o perifíton (De Souza and Moulton, 2005; Visoni and Moulton, 2003). Apesar da enorme importância ecológica que a espécie representa nesses ambientes límnicos, não há estudos básicos sobre sua fisiologia e comportamento em resposta à invasão biológica e aquecimento global, havendo apenas pesquisas restritas à biologia básica da espécie, como reprodução (Machado da Costa et al., 2020), crescimento (Barros and Fontoura, 1996b), estrutura populacional (Lima et al., 2006), filogenômica (Mantelatto et al., 2021) e distribuição (Lima and Oshiro, 2002).

Uma grande ameaça a este camarão nativo é uma potencial invasão biológica, que como elucidado anteriormente, espécies invasoras podem provocar efeitos deletérios na espécie nativa, sendo intensificado numa situação de aquecimento climático (Hulme, 2017; Rahel and Olden, 2008; Walther et al., 2009). No Brasil, o uso ornamental e a criação de animais de estimação representam juntos cerca de 40% das introduções de espécies exóticas invasoras (Leão et al., 2011), sendo que as regiões sudeste (50%) e sul (31,25%) concentram 81,25% dos casos de introdução de crustáceos decápodes exóticos. (Tavares and Mendonça, 2004)

Como exemplo de um invasor biológico em potencial é o camarão *Neocaridina davidi* (Bouvier, 1904; Crustacea, Decapoda, Atyidae), uma espécie de tamanho e hábitos muito semelhantes ao *P. brasiliana*. Esses camarões atingem cerca de 3 centímetros de comprimento e possuem muitas características biológicas que favorecem o seu cultivo em cativeiro e sucesso como espécie invasora: ampla resistência à variações de temperatura e qualidade da água (Englund and Cai, 1999; Klotz et al., 2013), alta densidade de cultivo (Vazquez et al., 2017), desenvolvimento extremamente abreviado e rápido (Pantaleão et al., 2015a), alta tolerância à inanição (Pantaleão et al., 2015b), além de também se alimentarem de detritos, matéria orgânica, perifíton/biofilme e meiofauna (Schoolmann and Arndt, 2017; Viau et al., 2015; Weber and Traunspurger, 2016).

Os *N. davidi* são nativos de rios e riachos de águas temperadas de Taiwan (Klotz et al., 2013), porém já foram encontrados em outras localidades distantes como invasores: Polônia (Jablońska et al., 2018), Alemanha (Klotz et al., 2013; Schoolmann and Arndt, 2018, 2017), Hungria (Weiperth et al., 2019), Havaí (Englund and Cai, 1999) e Japão (Mitsugi and Suzuki, 2018; Onuki, 2021). Estimam-se que essas invasões biológicas tenham se tornado possível devido à escapes e/ou solturas intencionais do aquarismo e à resistência de *N. davidi* às mudanças de temperatura da água, tornando-o um risco ambiental muito alto. O uso ornamental do *N. davidi* em aquariofilia vem ganhando força na América do Sul, principalmente na Argentina e no Brasil (Pantaleão et al., 2015a), sendo cada vez mais comum o comércio e o cultivo deste camarão para essa finalidade, aumentando muito as chances de descarte indevido desses animais no ambiente, potencializando sua invasão biológica. Portanto, *N. davidi* pode vir a ocupar habitats de água doce onde habitam camarões nativos como o *P. brasiliana*, competir por recursos e até substituí-los, como já ocorreu em outras localidades com outros camarões nativos (Englund and Cai, 1999).

O que pode tornar esse cenário ainda mais complexo é o aumento da temperatura, intensificando as mudanças comportamentais, fisiológicas e de distribuição desses animais de forma muito individual (De Grande et al., 2021). Estudos mostram que *N. davidi* se adaptam a uma ampla faixa de temperatura, nos quais já foram encontrados em ambientes naturais que variavam de 6 a 8°C no inverno e aproximadamente 30°C no verão (Klotz et al., 2013). Em condições laboratoriais, as temperaturas entre 20º e 28ºC, não interferiram no crescimento, qualidade dos espermatóforos ou coloração corporal (Tomas et al., 2021). Sua reprodução só começa a ser prejudicada a acima de 32ºC, quando há uma inibição da maturação ovariana e desova dos camarões (Baliña et al., 2018), não havendo mortalidade significativa entre 24º a 32º C devido exclusivamente à temperatura (Tropea et al., 2015). Podemos inferir que tais características possibilitem que *N. davidi* seja um invasor com muitas vantagens competitivas sobre *P. brasiliana.*

Nossa principal hipótese aqui é que os camarões *P. brasiliana*, que vivem em ambientes termicamente mais estáveis (*i.e.,* aquático tropical), apresentam uma menor plasticidade térmica, mas toleram temperaturas ambientais mais altas (hipótese do trade-off). Assim, esses animais podem ser mais vulneráveis ao aumento de temperatura global do que as espécies subtropicais e temperadas (Tewksbury et al., 2008), pois, apesar de sua maior tolerância térmica, sua plasticidade de aclimatação limitada faz com que vivam muito mais próximas de seus limites térmicos (Madeira et al., 2012; Nguyen et al., 2011). Esse fato possibilitaria que o *N. davidi* seja um invasor com vantagens térmicas mais competitivas, já que são originários de regiões mais frias, apresentando uma menor tolerância, porém maior plasticidade térmica.

Os impactos das espécies invasoras podem se agravar sob os efeitos das mudanças climáticas, especialmente se as comunidades nativas existentes se tornarem mais vulneráveis à invasão ou os efeitos per capita das espécies invasoras exacerbarem o estresse ambiental causado pelo aquecimento (Compagnoni and Adler, 2014). Além disso, os ectotérmicos são capazes de realizar a termorregulação comportamental o que pode implicar na seleção de habitat com base nas características térmicas do habitat (Helmuth et al., 2002; Huey et al., 2012). De acordo com os cenários de mudanças climáticas, é razoável esperar que ocorra competição inter e intraespecífica se o microhabitat térmico for escasso devido uma invasão biológica (Madeira et al., 2012). O manejo de espécies invasoras também pode se tornar mais desafiador se sua fecundidade, resiliência ao manejo ou resistência aumentarem sob efeito do aquecimento (Chakraborty and Newton, 2011).

Logo, este estudo visa determinar as diferenças interespecíficas da tolerância e plasticidade térmica do camarão nativo *P. brasiliana* e do potencial invasor *N. davidi* num cenário de aquecimento global, avaliando e definindo o polígono de tolerância térmica (CT Mín e CT Máx) e a plasticidade térmica através da razão de resposta de aclimatação (RRA) para ambas as espécies, sendo fundamentais para compreender as respostas térmicas das duas espécies de camarão. A avaliação do polígono de tolerância térmica (CT Mín e CT Máx) permitirá identificar as faixas de temperatura críticas para cada espécie, fornecendo informações cruciais sobre os limites ambientais que influenciam seu desempenho fisiológico. A plasticidade térmica, medida pela razão de resposta de aclimatação (RRA), oferecerá insights sobre a capacidade de adaptação das espécies a mudanças térmicas, sendo particularmente relevante em um cenário de aquecimento global. Compreender as diferenças térmicas entre as espécies é crucial para antecipar e gerenciar os impactos da invasão biológica em um contexto de mudanças climáticas. O conhecimento das preferências e limites térmicos das espécies pode guiar estratégias de conservação, contribuindo para a preservação da biodiversidade e integridade dos ecossistemas aquáticos frente a esses desafios. Os objetivos propostos visam estabelecer uma base científica sólida para apoiar decisões e desenvolver estratégias de conservação eficazes diante dos impactos combinados das mudanças climáticas e invasões biológicas.

Material e Métodos

Animais, coleta e condição de estoque

Os exemplares de camarão *Potimirim brasiliana* (Figura 1) foram coletados no rio Perequê, munícipio de Peruíbe – SP (24°22'05.0"S 47°03'17.0"W; temperatura da água 22,05°C), utilizando peneira de malha 1 mm sob as raízes de macrófitas aquáticas e folhas submersas próximas à margem (Figura 2). Os indivíduos foram acondicionados em galões plásticos de 5 L com água do ambiente e aeração constante, dentro de caixas térmicas, para transporte até o laboratório onde foi feito o experimento. Em laboratório os animais foram identificados pelo tamanho e proporção do rostro e separados para os três diferentes tratamentos de temperatura de aclimatação, com aproximadamente 50 animais em cada aquário, que foram alocados em câmaras de germinação do tipo B.O.D para início do tempo de aclimatação e experimento (Figura 3).



Figura 1: Exemplares de *Potimirim brasiliana*



Figura 2: Coleta realizada na margem do Rio Perequê, Peruíbe – SP (24°22'05.0"S 47°03'17.0"W). Coletora passando peneira sob as raízes de macrófitas aquáticas e folhas submersas nas margens do rio, para coleta de *Potimirim brasiliana.*

Exemplares de *Neocaridina davidi* (variação Wild type) foram adquiridos em lojas de aquarismo e foram aclimatados por 15 dias em aquários de 20 litros, dimensões 40 x 20 x 25 cm, com densidade intermediária de 3 animais para cada litro (Vazquez et al., 2017). Cada aquário continha um bio-filtro de espuma com aerador para manter a filtragem biológica e oxigenação da água. Trocas parciais diárias de água (mín. 10%) foram realizadas para assegurar sua boa qualidade. Foi utilizado substrato de cascalho fino de rio neutro e musgo de Java (*Vesicularia* sp.) para refúgio. O fotoperíodo foi de 12h claro: 12h escuro. A água tinha pH de 7,2, temperatura 22 ± 0,5ºC e dureza de 80 mg. l^{-1} como equivalente de $CaCO_3$ (Vazquez et al., 2017). Os camarões foram alimentados com a ração comercial para camarões Sano S-PAK (marca INVE) em excesso, uma vez ao dia. A partir do estoque foram separados de forma aleatória 50 exemplares do tipo wild type (Figura 4) para os três diferentes tratamentos de temperatura de aclimatação. Os *N. davidi* foram postos em aquários em câmara de germinação do tipo B.O.D (Figura 3) para início do tempo de aclimatação e experimento no mesmo dia em que os *P. brasiliana*.



Figura 3: Aclimatação em três câmaras de germinação do tipo B.O.D com três temperaturas de aclimatação (22, 27 e 32°C) com aquários de *Potimirim potimirim* e *Neocaridina davidi*.



Figura 4: Exemplar de *Neocaridina davidi* (variação Wild type).

Delineamento experimental

A estratégia básica foi avaliar a tolerância térmica das duas espécies de camarão através de experimentos que se baseiam na metodologia da temperatura crítica (CTM), com o objetivo de determinar a temperatura crítica mínima (CT Mín) e a temperatura crítica máxima (CT Máx). Os dados de CTM possibilitam a comparação relativa entre as espécies e a elaboração do polígono de tolerância térmica (PTT). O PTT descreve a extensão da faixa máxima e mínima de temperatura que os camarões podem tolerar, demonstrando a capacidade de adaptação dos limites térmicos em diferentes cenários possíveis de aumento de temperatura global. Também investigamos os padrões de plasticidade térmica entre as duas espécies de camarões e calculamos o grau em que a plasticidade observada na tolerância térmica amortece ou não os efeitos do aumento da temperatura através da razão de resposta de aclimatação (RRA).

Procedimentos

Determinação das temperaturas de aclimatação

Nossa hipótese é que os camarões nativos *P. brasiliana* possuem uma tolerância térmica mais alta e apresentam menor plasticidade térmica que os potenciais invasores *N. davidi.* Para então determinar os valores de temperatura de aclimatação (TA) foi considerado o valor de 22°C, que corresponde à temperatura do local de coleta do *P. brasiliana* (22,05°C); 27°C, temperatura próxima à ótima das duas espécies (Baliña et al., 2018; Hoffmann and Negreiros-Fransozo, 2010; Machado da Costa et al., 2020; Tropea et al., 2015) e 32°C, temperatura limite onde a reprodução começa a ser afetada (Baliña et al., 2018; Hoffmann and Negreiros-Fransozo, 2010; Tropea et al., 2015).

Manutenção durante a aclimatação

A partir do dia da coleta de *P. brasiliana,* os camarões de ambas as espécies foram alocados em três câmaras de germinação do tipo B.O.D., inicialmente todas com temperatura controlada em 22°C (temperatura de coleta no rio Perequê 22,05°C e temperatura dos estoques de *N. davidi* 22 ± 0,5°C) por 7 dias, com monitoramento diário de temperatura. Os animais foram submetidos a temperaturas de aclimatação (TA) de 22, 27 e 32°C, no qual cada aquário sofreu o acréscimo de 1°C por dia, até alcançar o valor de temperatura de aclimatação (TA) desejado de cada tratamento e assim permanecer por 21 dias na dada temperatura em sistema controlado (câmaras de germinação do tipo B.O.D.). Após 21 dias em cada temperatura de aclimatação os animais foram submetidos ao teste de tolerância térmica em banho maria para determinação do polígono térmico.

Cada aquário (20x20x20 cm, 8 Litros) continha um bio-filtro de espuma com aerador para manter a filtragem biológica e oxigenação da água. Trocas parciais diárias de água (mín. 10%) através de sifonagem

foram realizadas para a remoção de restos de alimentação e fezes e assegurar sua boa qualidade. A limpeza dos filtros foi realizada uma vez por semana. Foi utilizado 1g (peso úmido) de musgo de Java (*Vesicularia* sp.) para refúgio em cada aquário. O fotoperíodo foi de 12h claro: 12h escuro. A água foi mantida em pH de 7,2 e dureza de 80 mg. l-1 como equivalente de CaCO3 (Vazquez et al., 2017). Os camarões foram alimentados com ração comercial para camarões Sano S-PAK (marca INVE) em excesso, uma vez ao dia. A ração Sano S-PAK (marca INVE) é própria para camarões e tem a composição básica de: Umidade (máx.) 100 g/kg (10%); Proteína bruta (mín.) 400 g/kg (40%); Extrato etéreo (mín) 60 g/kg (6%); Matérias fibrosa (máx.) 30 g/kg (3%); Matéria mineral (máx.) 150 g/kg (15%); Cálcio (máx.) 35 g/kg (3,5%); Cálcio (mín.) 10 g/kg (1%); Fósforo (mín.) 10 g/kg (1%).

Tolerância térmica

Após o período de aclimatação em cada TA, foram selecionados ao todo 100 indivíduos adultos de *N. davidi* de peso 0,040 ± 0,01g (média ± DP) e 143 indivíduos adultos de *P. brasiliana* de peso 0,034 ± 0,01g (média ± DP), com comprimento de carapaça entre 4,0 ± 0,5 mm (Barros and Fontoura, 1996b; Karge and Klotz, 2020; Machado da Costa et al., 2020), provenientes dos aquários de cada espécie e temperatura de aclimatação.

A tolerância térmica das duas espécies de camarão foi determinada pela metodologia da temperatura crítica (CTM), utilizando-se temperatura crítica máxima (CT Máx) e a temperatura crítica mínima (CT Mín), definidas como a temperatura na qual o camarão atingiu o "end point" (Lowe and Vance, 1955). Para determinação do valor de CT Máx e CT Mín, grupos de camarões foram alocados em um becker de 600 ml com aeração constante e colocados em banho ultratermostático (Quimis ISO 9001 - Modelo Q214S2). Durante os ensaios os camarões foram expostos ao aumento ou diminuição de temperatura da água a uma taxa de 0,25 °C/min (Yanar et al., 2019), monitorada com um termômetro digital (TM-946, Tipo k/J, Pt 100 ohm, Lutron ®) para garantir uma rampa térmica estável (Kikuchi et al., 2019). Em seguida, a temperatura em que cada camarão atingiu o 'end point' (EP) foi medida (Figura 5). O EP foi considerado como a perda de equilíbrio ou seja, momento em que os camarões perderem a capacidade de nadar em linha reta com coordenação e não mais conseguir se manter em pé (Vinagre et al., 2015). De acordo com a definição do CT Máx e CT Mín, a taxa de mudança de temperatura deve ser lenta o suficiente para que a temperatura central do camarão não seja significativamente maior/menor que a temperatura da água, e rápida o suficiente para que o animal não tenha tempo para se recondicionar durante o teste (Beitinger et al., 2000). Após o experimento, todos os animais foram devidamente identificados, pesados, eutanasiados em gelo e conservados em álcool 70° para a posterior sexagem em estereomicroscópio.

A média aritmética dos valores de CT Máx ou CT Mín registrados individualmente por camarão foi anotada como o valor de CTM dos grupos. O PTT foi construído por uma representação gráfica usando os CTM no eixo vertical em função das temperaturas de aclimatação no eixo horizontal (Eme and Bennett, 2009; Yanar et al., 2019). Como a área do polígono tem a configuração de um trapezóide, a área PTT foi calculada usando a fórmula de um trapézio, (a+c) x h/2. Onde; "a" e "c" são os lados paralelos do trapézio, Δ (CT Máx e CT Mín), "h" é a altura do trapézio, Δ TA.

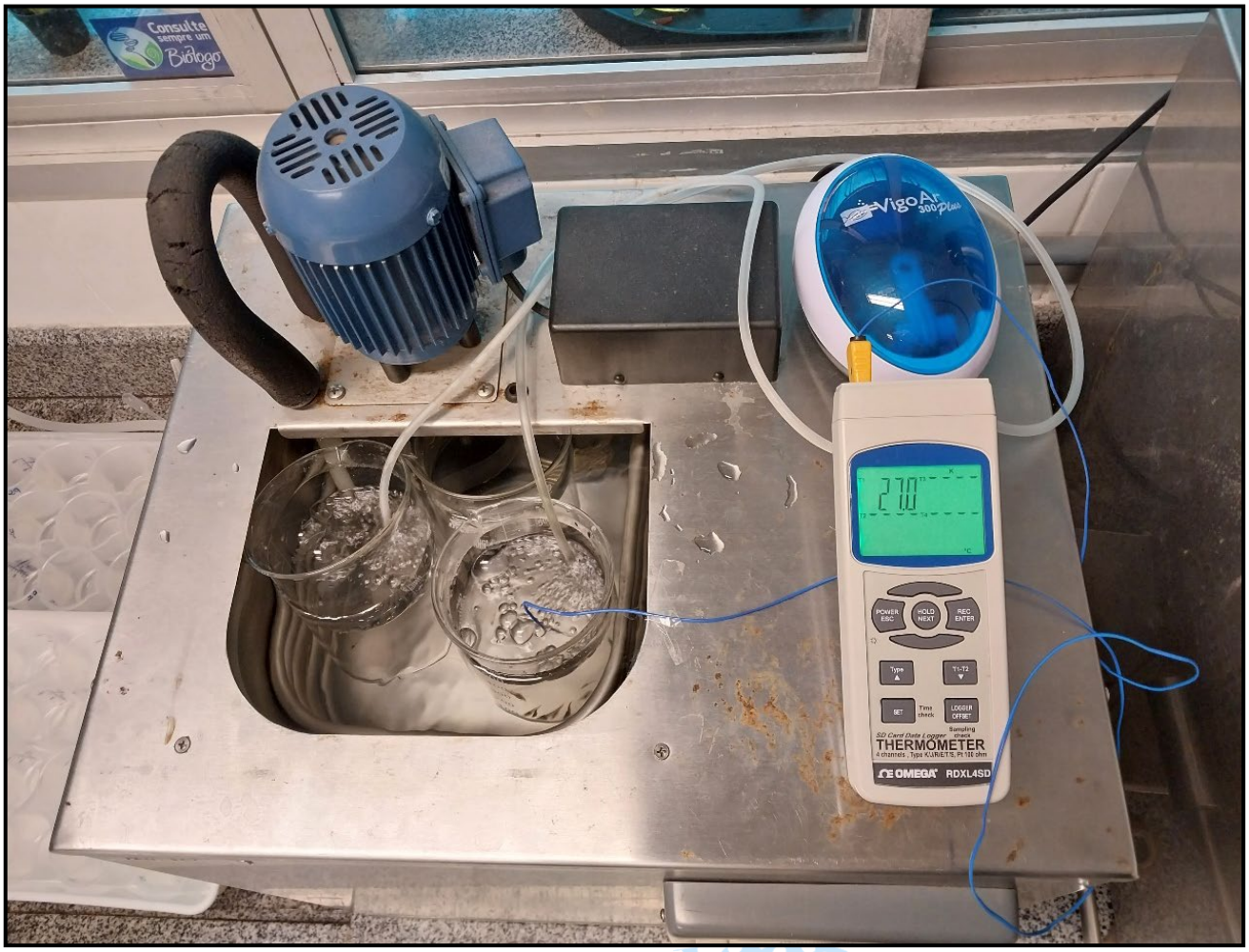


Figura 5: Camarões em experimento de Tolerância Térmica. Banho ultratermostático com béqueres onde os camarões foram inseridos para definição da temperatura crítica. Termômetro ao lado direito para monitoramento da temperatura e compressor de ar para constante aeração.

Plasticidade térmica

Para determinar a plasticidade térmica dos camarões foi avaliada a razão de resposta de aclimatação (RRA), calculado como a razão da diferença dos CT Máx ou CT Mín e da diferença das temperaturas de aclimatação (TA) máxima (32 °C) da mínima (22°C), ou seja, a inclinação da linha que descreve a mudança na tolerância térmica com uma dada mudança na temperatura de aclimatação. Tais valores divididos pela diferença entre seus respectivos valores de TA máxima (32 °C) e mínima (22°C) (Claussen, 1977), permitiu a quantificação da magnitude da plasticidade (Comte and Olden, 2016).

$$RRA = \frac{CT\ Final - CT\ Inicial}{TA\ Final - TA\ Inicial}$$

Onde:

CT Final é a temperatura crítica (CT Máx ou CT Mín) na condição final (32°C).

CT Inicial é a temperatura crítica (CT Máx ou CT Mín) na condição inicial (22°C).

TA Final é a temperatura de aclimatação na condição final (32°C).

TA Inicial é a temperatura de aclimatação na condição inicial (22°C).

Análises dos dados

Para avaliar os efeitos das diferentes temperaturas de aclimatação (TA) no CT Máx e CT Mín, foi empregado um Modelo Linear Generalizado (GLM) com distribuição quasipoisson. O modelo inicial, que incluía os fatores de temperatura, espécie e sexo, considerando suas interações, passou por um processo de simplificação. Utilizando o teste drop1, verificou-se que a simplificação do modelo foi necessária, devido à ausência de interação tripla entre temperatura, espécie e sexo. Comparei o modelo cheio com o modelo reduzido pela função Anova, confirmando que não houve diferença significativa entre os modelos, justificando a escolha do modelo significativo. Sendo assim, optou-se pela utilização de interação de dois fatores por vez (temperatura*espécie; temperatura*sexo; sexo*espécie), resultando em um modelo mais parcimonioso sem perda significativa de informação. Destaca-se que essa análise reforçou a decisão de adotar um modelo mais parcimonioso, alinhado com a ausência de interação tripla entre temperatura, espécie e sexo, proporcionando uma abordagem interpretável e eficaz na captura dos principais efeitos estudados. Essa abordagem permitiu a manutenção dos principais efeitos da temperatura nas duas espécies, e seus respectivos sexos, sem a inclusão de interações excessivas. As comparações em pares entre as categorias de tratamento foram então realizadas utilizando o teste de Tukey como um teste post hoc caso houvesse diferença significativa entre os tratamentos. Diferenças estatísticas foram consideradas quando $p \leq 0{,}05$. Todas as análises foram conduzidas no ambiente R, utilizando a versão 4.3.2 do software.

Resultados

A análise das tolerâncias térmicas das espécies revelou uma área do polígono térmico de *N. davidi* de 297,675 °C² (Figura 6A) e para *P. brasiliana* de 237,125 °C² (Figura 6B). O camarão *N. davidi* exibiu uma tolerância térmica mais ampla, indicando uma maior capacidade de adaptação a uma gama mais extensa de condições térmicas em comparação com *P. brasiliana.*

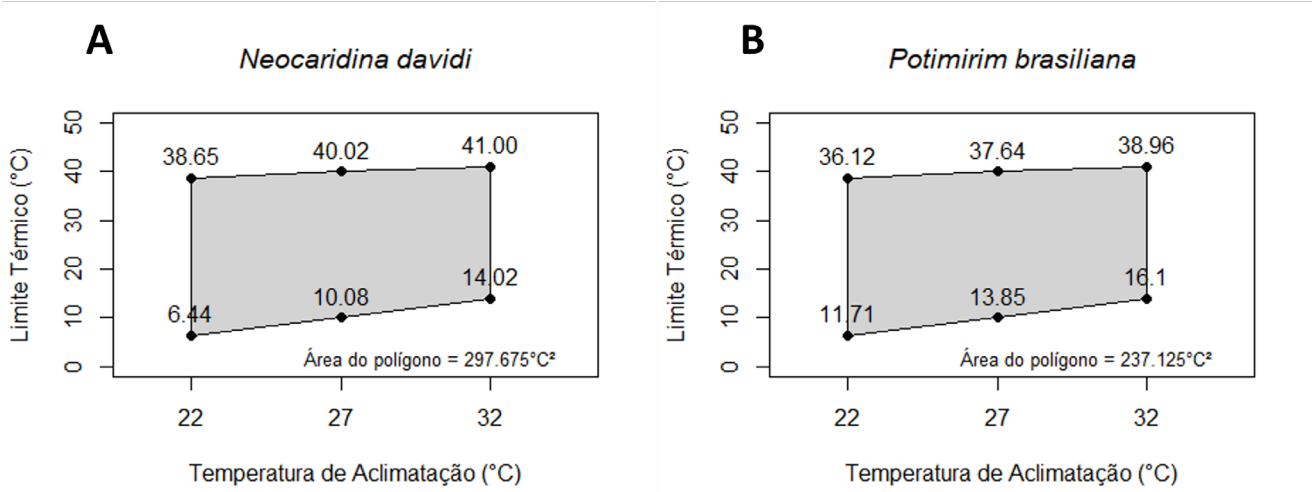


Figura 6: Polígonos de tolerância térmica (PTT) de duas espécies de camarões carídeos da família Atyidae: (A) Camarão não nativo *Neocaridina davidi*; (B) Camarão nativo *Potimirim brasiliana*. A área cinza de cada polígono demonstra a tolerância térmica total de cada espécie em $°C^2$. Duas circunferências posicionadas verticalmente correspondem aos valores médios de CT Máx e CT Mín atingidos em cada temperatura de aclimatação (22, 27 ou 32°C).

A razão de resposta de aclimatação (RRA) em *N. david* para CT Máx, avaliando a transição de 22°C para 32°C, foi de 0,235, indicando uma alteração na tolerância térmica para condições mais quentes. Em contraste, para CT Mín, a RRA ao passar de 22°C para 32°C foi de 0,758, sugerindo uma resposta mais pronunciada nas temperaturas mais baixas. Já para *P. brasiliana*, a razão de resposta de aclimatação (RRA) para CT Máx, ao transitar de 22°C para 32°C, foi de 0,284, muito próxima da obtida pelo *N. davidi*, também indicando uma alteração na tolerância térmica para condições mais quentes. Em relação a CT Mín, a RRA ao passar de 22°C para 32°C foi de 0,439, sugerindo uma resposta menos pronunciada nas temperaturas mais baixas (Tabela 1).

Tabela 1: Parâmetros de tolerância térmica dos camarões *Neocaridina davidi* e *Potimirim brasiliana* em diferentes temperaturas de aclimatação. Razão de resposta de aclimatação (RRA); polígono de tolerância térmica (PTT). Números entre parênteses representam o número de réplicas (n) utilizado em cada condição experimental.

Espécie	Peso (g)	CT Máx (°C)			CT Mín (°C)			RRA (22 - 32 °C)		PTT
		22 °C	27 °C	32 °C	22 °C	27 °C	32 °C	CT Máx	CT Mín	($°C^2$)
Neocaridina davidi	0,040 ± 0,01 (100)	38,65 ± 0,33 (22)	40,02 ± 0,21 (15)	41,00 ± 0,52 (13)	6,44 ± 0,35 (22)	10,08 ± 0,84 (14)	14,02 ± 0,74 (14)	0,235	0,758	297,675
Potimirim brasiliana	0,034 ± 0,01 (143)	36,12 ± 0,44 (29)	37,64 ± 0,37 (21)	38,96 ± 0,95 (23)	11,71 ± 0,46 (27)	13,85 ± 0,26 (21)	16,10 ± 0,35 (22)	0,284	0,439	237,125

Os resultados da análise da Temperatura Crítica Máxima (CT Máx) indicaram uma influência significativa da interação entre os fatores 'temperatura de aclimatação' e 'espécie', sem considerar o sexo (GLM; $\chi^2(2) = 0{,}0621$; $p = 0{,}02102$), mostrando que os valores de CT Máx da espécie *N. davidi* é maior que *P. brasiliana*, em diferentes temperaturas de aclimatação (Figura 7A). Além disso, não houve interação significativa entre os fatores 'espécie' e 'sexo' (GLM; $\chi^2(1) = 0{,}0127$; $p = 0{,}20297$), sugerindo que as variações nas respostas térmicas de CT Máx entre as espécies não podem ser atribuídas às diferenças de sexo nos camarões (Figura 7B).

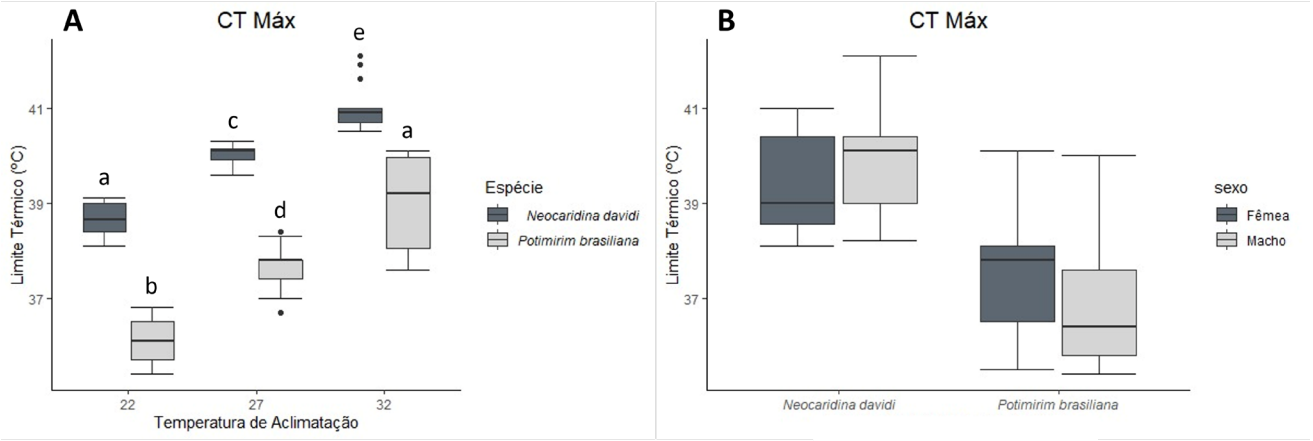


Figura 7: Temperatura crítica máxima (CT Máx) de duas espécies de camarões carídeos da família Atyidae: Camarão não nativo *Neocaridina davidi* e o camarão nativo *Potimirim brasiliana*. (A) Interação entre os fatores 'temperatura de aclimatação' (22, 27 ou 32°C) e 'espécie' (*N. davidi* e *P. brasiliana*), sem considerar o sexo. (B) Interação entre os fatores 'espécie' (*N. davidi* e *P. brasiliana*) e 'sexo' (fêmea e macho), sem considerar as temperaturas de aclimatação. As caixas dos boxplots representam o intervalo entre o primeiro quartil (25%) e o terceiro quartil (75%). A linha horizontal em negrito dentro da caixa indica a mediana. As 'whiskers' se estendem até o alcance interquartil, excluindo outliers (identificados pelo símbolo ● fora das barras). Diferenças significativas entre as condições são indicadas por letras sobrescritas diferentes. Análise estatística realizada por meio de um Modelo Linear Generalizado (GLM) com distribuição quasipoisson, indicando diferença significativa na interação dos fatores temperatura de aclimatação*espécie (A); (GLM; $\chi^2(2) = 0{,}0621$; $p = 0{,}02102$) e a não interação entre os fatores espécie*sexo (B) (GLM; $\chi^2(1) = 0{,}0127$; $p = 0{,}20297$). As comparações específicas entre as condições foram realizadas utilizando o teste post hoc de Tukey.

Os resultados da análise da Temperatura Crítica Mínima (CT Mín) indicam uma interação significativa entre os fatores 'temperatura de aclimatação' e 'espécie', desconsiderando o sexo (GLM; $\chi^2(2) = 0{,}0621$; $p < 0{,}00001$). Essa interação demonstra que os valores de CT Mín de *N. davidi* são menores que de *P. brasiliana*, em diferentes temperaturas de aclimatação (Figura 8A). Contrariamente ao CT Máx, houve uma interação significativa entre os fatores 'espécie' e 'sexo' (GLM; $\chi^2(1) = 0{,}178$; $p = 0{,}0033$), indicando que as diferenças nas respostas térmicas de CT Mín entre as espécies são influenciadas pelas variações de sexo nos camarões, sendo que tanto machos quanto fêmeas de *N. davidi* apresentam CT Mín menores que machos e fêmeas de *P. brasiliana* (Figura 8B).

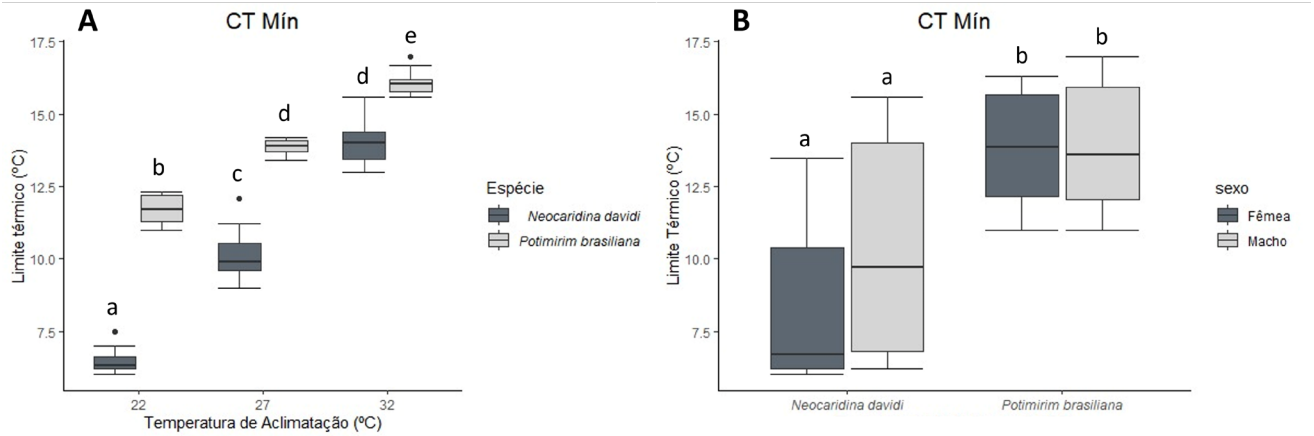


Figura 8: Temperatura crítica mínima (CT Mín) de duas espécies de camarões carídeos da família Atyidae: Camarão não nativo *Neocaridina davidi* e o camarão nativo *Potimirim brasiliana*. (A) Interação entre os fatores 'temperatura de aclimatação' (22, 27 ou 32°C) e 'espécie' (*N. davidi* e *P. brasiliana*), sem considerar o sexo. (B) Interação entre os fatores 'espécie' (*N. davidi* e *P. brasiliana*) e 'sexo' (fêmea e macho), sem considerar as temperaturas de aclimatação. As caixas dos boxplots representam o intervalo entre o primeiro quartil (25%) e o terceiro quartil (75%). A linha horizontal em negrito dentro da caixa indica a mediana. As 'whiskers' se estendem até o alcance interquartil, excluindo outliers (identificados pelo símbolo ● fora das barras). Diferenças significativas entre as condições são indicadas por letras sobrescritas diferentes. Análise estatística realizada por meio de um Modelo Linear Generalizado (GLM) com distribuição quasipoisson, indicando diferença significativa na interação dos fatores temperatura de aclimatação*espécie (A); (GLM; $\chi^2(2) = 10{,}251$; $p < 0{,}00001$) e diferença significativa na interação entre os fatores espécie*sexo (B) (GLM; $\chi^2(1) = 0{,}178$; $p = 0{,}0033$). As comparações específicas entre as condições foram realizadas utilizando o teste post hoc de Tukey

Discussão

Considerando as características biológicas, tolerância térmica, polígono térmico e razão de resposta de aclimatação de *Neocaridina davidi* e *Potimirim brasiliana* é possível traçar um quadro abrangente de suas características térmicas num ambiente tropical, destacando as hipóteses de trade-off e latitudinal a uma possível dinâmica competitiva. A avaliação dos dados obtidos pela metodologia da temperatura crítica (CTM) mostra que *N. davidi* exibe uma tolerância térmica mais ampla em comparação a *P. brasiliana*, indicando maior capacidade de adaptação a diversas condições térmicas. Com um polígono térmico mais amplo e uma maior plasticidade térmica, *N. davidi* demonstra uma vantagem adaptativa para ambientes com variações térmicas significativas, indicando uma exploração mais eficiente de diferentes condições térmicas com variações mais amplas de temperatura. Já o polígono térmico menor e uma plasticidade térmica mais restrita de *P. brasiliana* sugere uma maior especialização térmica, vantajosa em ambientes tropicais, com condições térmicas mais estáveis e previsíveis. Essas informações são fundamentais para desvendar as características

únicas de cada espécie em resposta às variações térmicas, contribuindo para uma compreensão mais aprofundada de suas estratégias térmicas adaptativas.

A análise detalhada dos limites térmicos máximos e mínimos revelou áreas específicas dos polígonos térmicos de *N. davidi* e *P. brasiliana*, totalizando 297,675 °C² e 237,125 °C², respectivamente, semelhante aos encontrados na literatura para outras espécies de camarões em temperaturas de aclimatação próximas (Kumlu et al., 2010; Manush et al., 2004). Essas medidas quantificam a extensão das faixas térmicas de cada espécie, representando as tolerâncias térmicas e destacam as áreas específicas em que cada uma delas é capaz de se aclimatar termicamente (Eme and Bennett, 2009). A análise dessas áreas pode indicar a amplitude térmica preferida e a faixa de temperaturas mais adequada para o desempenho fisiológico otimizado (Azra et al., 2018), oferecendo uma compreensão clara de suas respostas às mudanças de temperatura (Tepolt and Somero, 2014). Notavelmente, *N. davidi* exibiu uma tolerância térmica mais ampla, indicando maior capacidade de adaptação a ambientes com variações térmicas significativas em comparação com *P. brasiliana*. Isso pode indicar uma capacidade de explorar eficientemente diferentes condições térmicas (Tepolt and Somero, 2014). Em contraste, a área menor do polígono térmico de *P. brasiliana* pode sugerir uma especialização térmica mais restrita, vantajosa em ambientes com condições térmicas mais estáveis e previsíveis, como ambientes tropicais (Madeira et al., 2012; Sunday et al., 2012). No entanto, a vantagem adaptativa pode depender de diversos fatores, como a consistência dos regimes térmicos no ambiente (Chidawanyika et al., 2017), a disponibilidade de recursos (Bestion et al., 2018) e as interações competitivas com outras espécies (Porras et al., 2020). Esses resultados fornecem insights cruciais para compreender as estratégias de sobrevivência e adaptação dessas espécies em diferentes ambientes térmicos, destacando a maior versatilidade térmica de *N. davidi* e a preferência mais específica de *P. brasiliana* por faixas térmicas mais restritas.

A comparação entre CT Máx e CT Mín mostra a amplitude térmica de sobrevivência de cada espécie, evidenciando diferenças significativas encontradas na interação entre as condições de temperatura de aclimatação com cada espécie (Kumlu et al., 2010; Re et al., 2006, 2005). A avaliação dos limites térmicos revela uma maior tolerância térmica às altas temperaturas para *N. david,* com a maior CT Máx encontrada, porém também mostra respostas únicas às temperaturas mais baixas, evidenciado pela maior tolerância térmica de *N. davidi* para condições mais frias, ao ser encontrada também a menor CT Mín. A interação obtida entre espécie e sexo demonstra a variação apenas nas CT Mín, sugerindo que as alterações na tolerância térmica sejam possíveis devido à influência do dimorfismo sexual interespécie (Alonso et al., 2015), visto que intraespecificamente não houve variação (Pottier et al., 2021).

Ao analisar os valores de ARR (Razão de Resposta de Aclimatação) para CT Máx entre *N. davidi* e *P. brasiliana*, percebemos uma proximidade entre seus valores, indicando respostas comparáveis dessas espécies às temperaturas mais elevadas. Com ARR CT Máx relativamente próximas (*N. davidi*: ~0.235; *P. brasiliana*: ~0.284), sugere-se uma adaptação similar a condições térmicas mais altas, sem vantagens evidentes entre si.

No entanto, ao considerar não apenas a ARR CT Máx, mas também a área do polígono térmico juntamente com os valores de CT Máx obtidos, percebemos uma distinção importante. Por exibir um polígono térmico mais amplo, *N. davidi* apresenta uma maior plasticidade térmica em comparação com *P. brasiliana*. Esta plasticidade térmica significa que *N. davidi* é capaz de explorar eficientemente uma variedade mais extensa de condições térmicas. Assim, apesar das ARR CT Máx semelhantes, a maior plasticidade térmica de *N. davidi* sugere uma capacidade adaptativa superior em ambientes com grandes variações térmicas (Gunderson and Stillman, 2015).

Avaliando os valores de ARR para CT Mín entre *N. davidi* e *P. brasiliana*, observamos uma maior discrepância em comparação com os valores de ARR CT Máx. Apresentando uma ARR CT Mín mais elevada (0.758) em *N. davidi* em relação a (0.439) de *P. brasiliana*, nos mostra uma resposta mais robusta e adaptativa a temperaturas mais baixas. Essa disparidade nas respostas térmicas sugere que *N. davidi* possui uma maior capacidade de aclimatação e resistência a condições térmicas mais frias, conferindo-lhe uma possível vantagem em ambientes com temperaturas mais baixas. No entanto, ao considerar também os valores de ARR CT Máx, polígono térmico e CT Máx, a vantagem adaptativa de *N. davidi* se destaca principalmente em ambientes com variações térmicas significativas, abrangendo tanto temperaturas elevadas quanto mais baixas, evidenciando sua notável plasticidade térmica em comparação com *P. brasiliana* (Gunderson and Stillman, 2015).

Portanto, a associação dos padrões de ARR dessas espécies com o ambiente tropical sugere que cada uma desenvolveu estratégias adaptativas específicas para otimizar seu desempenho térmico nas condições prevalentes nesses ecossistemas (Gunderson and Stillman, 2015). No contexto da hipótese de trade-off, a análise da Razão de Resposta de Aclimatação (ARR) reforça a ideia de que *N. davidi* pode estar mais adaptado a transições térmicas, como as que ocorrem em ambientes tropicais. Assim, com base nessas considerações, *N. davidi* pode ser percebido como um competidor potencial se invadir os ambientes tropicais em que *P. brasiliana* habita, explorando eficientemente as condições térmicas e apresentando características adaptativas que podem conferir essa vantagem competitiva sobre *P. brasiliana*. A hipótese de trade-off é inferida das diferentes especializações térmicas das espécies, indicando uma alocação diferencial de recursos adaptativos em resposta às demandas específicas do ambiente tropical em que habitam (Barley et al., 2021). Essa alocação estratégica pode representar uma otimização de características fisiológicas que favorecem a sobrevivência e o sucesso reprodutivo em um ambiente térmico mais estável, característico de regiões tropicais (Comte and Olden, 2017).

A análise das respostas térmicas de *N. davidi* revela uma adaptação complexa, alinhada com duas hipóteses ecológicas. Em primeiro lugar, a hipótese de trade-off é sustentada pela observação da Razão de Resposta de Aclimatação (ARR) para as temperaturas críticas máxima (CT Máx) e mínima (CT Mín) (Barley et al., 2021; van Heerwaarden and Kellermann, 2020), indicando que a espécie aloca recursos fisiológicos de maneira diferenciada para otimizar seu desempenho térmico em face às variações específicas de temperatura

(Manush et al., 2004; Sokolova et al., 2012; Stillman, 2003). Essa alocação estratégica se torna evidente ao considerarmos o polígono térmico mais amplo de *N. davidi*, que mostra uma plasticidade térmica superior, corroborando a hipótese de trade-off entre as respostas térmicas (Barley et al., 2021). Em segundo lugar, a hipótese latitudinal encontra respaldo na associação frequente de *N. davidi* a regiões mais temperadas (Chown et al., 2004; Ghalambor et al., 2006). A maior amplitude térmica observada na espécie pode ser interpretada como uma estratégia adaptativa para enfrentar variações térmicas mais pronunciadas nessas áreas (Comte and Olden, 2017). Portanto, *N. davidi* aparenta possuir estratégias térmicas adaptativas complexas, que pode evidenciar tanto uma possível alocação diferencial de recursos (hipótese de trade-off) quanto uma resposta adaptativa a condições latitudinais específicas (hipótese latitudinal). Essa combinação de respostas pode conferir à espécie uma vantagem adaptativa em ambientes diversos ao longo de sua distribuição geográfica e necessita de estudos mais aprofundados sobre essa temática.

Tendo em vista uma potencial invasão biológica em ambientes tropicais, juntamente com mudanças climáticas que podem levar ao aumento da temperatura global, o estudo sobre as características térmicas adaptativas de *N. davidi* e *P. brasiliana* torna-se crucial. A maior plasticidade térmica de *N. davidi* sugere uma vantagem competitiva em ambientes tropicais, onde as variações térmicas podem ser mais acentuadas devido às mudanças climáticas (Diez et al., 2012; O'Donnell et al., 2012). A capacidade de explorar uma ampla gama de condições térmicas pode conferir a *N. davidi* uma adaptação mais eficaz em ambientes em constante transformação. Por outro lado, a especialização térmica mais restrita de *P. brasiliana,* indicando uma menor plasticidade térmica, pode limitar sua capacidade de resposta às flutuações térmicas, colocando-o em desvantagem competitiva sob essas condições.

Neste contexto, o presente estudo fornece dados iniciais para a compreensão do impacto de altas temperaturas no desempenho térmico de camarões dulcícolas, especialmente no cenário potencial de invasão biológica. Ao abordar de maneira comparativa a tolerância e plasticidade térmica das espécies de camarões *N. davidi* (não nativo) e *P. brasiliana* (nativo), este trabalho fornece insights cruciais sobre a vulnerabilidade da espécie nativa diante de um potencial invasor. A compreensão dos limites térmicos de cada espécie revela faixas de temperaturas críticas para a sobrevivência, especialmente diante de uma alta temperatura de aclimatação (32 °C) simulando um cenário adverso (Abol-Munafi and Azra, 2018; Azra et al., 2020). Assim, *P. brasiliana* podem ser mais vulneráveis ao aumento de temperatura global do que a espécie temperada *N. davidi* (Tewksbury et al., 2008), pois, apesar de sua alta tolerância térmica, sua plasticidade de aclimatação limitada faz com que vivam muito mais próximas de seus limites térmicos (Madeira et al., 2012; Nguyen et al., 2011), possibilitando que o *N. davidi* seja um invasor com vantagens térmicas mais competitivas (Bradley et al., 2010a, 2010b). Considerando essas descobertas, este estudo fornece uma base teórica inicial essencial para o desenvolvimento de estratégias de manejo e conservação, sendo particularmente relevante dada ao endemismo de *P. brasiliana* aos rios brasileiros e seu papel ecológico crucial nesses ecossistemas. Embora os

dados forneçam uma compreensão significativa da biologia térmica dessas espécies, seria valioso incorporar informações adicionais, sobre reprodução, comportamento e distribuição geográfica, para uma análise mais holística. Essas informações poderiam enriquecer a compreensão da biologia térmica dessas espécies e contribuir para o desenvolvimento de estratégias de conservação, manejo, prevenção e controle de invasores biológicos em um contexto de mudanças climáticas.

Compartilhamento e Gestão de Dados

Como meio de divulgar esta pesquisa e seus resultados, foi informado detalhes sobre o compartilhamento e gestão de dados na base de Gestão de Dados "DMPTool" (https://dmptool.org/) em: https://doi.org/10.48321/D17DA553c5. (Miyai and Costa, 2024)

Agradecimentos

Os autores gostariam de agradecer a Dr. Ana Paula Ferreira e Bs. Leonardo Cirillo pela assistência nas análises estatísticas, ao Ms. Alexandre Arvigo, Bs. Alice Lima, Eduardo Matsumoto, Caio Paula, Maria Habib e Bs. Fernanda Pasetto pelo auxílio técnico nas coletas e experimentação. Este estudo recebeu apoio financeiro do Programa de Pós-doutorado na Unesp, Edital PROPe Nº 13/2022, # 4452.

Referências:

Abol-Munafi, A.B., Azra, M.N., 2018. Letter to editor climate change and the crab aquaculture industry: Problems and challenges. Journal of Sustainability Science and Management 13, 1–4.

Alonso, J.C., Salgado, I., Palacín, C., 2015. Thermal tolerance may cause sexual segregation in sexually dimorphic species living in hot environments. https://doi.org/10.1093/beheco/arv211

Arakaki, J.Y., Grande, F.R. De, Arvigo, A.L., Pardo, J.C.F., Fogo, B.R., Sanches, F.H.C., Miyai, C.A., Marochi, M.Z., Costa, T.M., 2020. Battle of the borders: Is a range-extending fiddler crab affecting the spatial niche of a congener species? Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 532, 151445. https://doi.org/10.1016/j.jembe.2020.151445

Azra, M.N., Aaqillah-Amr, M.A., Ikhwanuddin, M., Ma, H., Waiho, K., Ostrensky, A., Tavares, C.P. dos S., Abol-Munafi, A.B., 2020. Effects of climate-induced water temperature changes on the life history of brachyuran crabs. Reviews in Aquaculture 12, 1211–1216. https://doi.org/10.1111/raq.12380

Azra, M.N., Chen, J.-C., Ikhwanuddin, M., Bolong Abol-Munafi, A., 2018. Thermal tolerance and locomotor activity of blue swimmer crab Portunus pelagicus instar reared at different temperatures. https://doi.org/10.1016/j.jtherbio.2018.04.002

Baliña, S., Temperoni, B., Greco, L.S.L., Tropea, C., 2018. Losing reproduction: Effect of high temperature on female biochemical composition and egg quality in a freshwater crustacean with direct development, the red cherry shrimp, neocaridina davidi (decapoda, atyidae). Biological Bulletin 234, 139-151. https://doi.org/10.1086/698266

Barley, J.M., Cheng, B.S., Sasaki, M., Gignoux-Wolfsohn, S., Hays, C.G., Putnam, A.B., Sheth, S., Villeneuve, A.R., Kelly, M., 2021. Limited plasticity in thermally tolerant ectotherm populations: evidence for a trade-off. https://doi.org/10.1098/rspb.2021.0765

Barros, M.P., Fontoura, N.F., 1996a. Biologia reprodutiva de Potimirim glabra (Kingsley, 1878) (Crustacea, Decapoda, Atyidae), na Praia da Vigia, Garopaba, Santa Catarina, Brasil. Nauplius 4, 11–28.

Barros, M.P., Fontoura, N.F., 1996b. Crescimento de Potimirim glabra (Kingsley, 1878)(Crustacea, Decapoda, Atydae), na praia da vigia, Garopaba, Santa Catarina, Brasil. Nauplius 11–28.

Beitinger, T.L., Bennett, W.A., McCauley, R.W., 2000. Temperature Tolerances of North American Freshwater Fishes Exposed to Dynamic Changes in Temperature. Environmental Biology of Fishes 2000 58:3 58, 237–275. https://doi.org/10.1023/A:1007676325825

Bestion, E., Schaum, C.E., Yvon-Durocher, G., 2018. Nutrient limitation constrains thermal tolerance in freshwater phytoplankton. Limnology And Oceanography Letters 3, 436–443. https://doi.org/10.1002/LOL2.10096

Bøhn, T., Amundsen, P.A., Sparrow, A., 2008. Competitive exclusion after invasion? Biological Invasions 10, 359–368. https://doi.org/10.1007/S10530-007-9135-8/FIGURES/6

Bradley, B.A., Blumenthal, D.M., Wilcove, D.S., Ziska, L.H., 2010a. Predicting plant invasions in an era of global change. Trends in Ecology & Evolution 25, 310–318. https://doi.org/10.1016/J.TREE.2009.12.003

Bradley, B.A., Wilcove, D.S., Oppenheimer, M., 2010b. Climate change increases risk of plant invasion in the Eastern United States. Biological Invasions 12, 1855–1872. https://doi.org/10.1007/s10530-009-9597-y

Brey, T., 1995. Temperature and reproductive metabolism in macrobenthic populations. Marine Ecology Progress Series 125, 87–93. https://doi.org/10.3354/meps125087

Britton, J.R., Ruiz-Navarro, A., Verreycken, H., Amat-Trigo, F., 2018. Trophic consequences of introduced species: Comparative impacts of increased interspecific versus intraspecific competitive interactions. Functional Ecology 32, 486–495. https://doi.org/10.1111/1365-2435.12978/SUPPINFO

Carlton, J.T., 1989. Man's Role in Changing the Face of the Ocean: Biological Invasions and Implications for Conservation of Near-Shore Environments. Conservation Biology 3, 265–273. https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1989.tb00086.x

Chakraborty, S., Newton, A.C., 2011. Climate change, plant diseases and food security: an overview. Plant Pathology 60, 2–14. https://doi.org/10.1111/J.1365-3059.2010.02411.X

Charnov, E.L., Gillooly, J.F., 2003. Thermal time: Body size, food quality and the 10°C rule. Evolutionary Ecology Research 5, 43–51.

Chen, I.C., Hill, J.K., Ohlemüller, R., Roy, D.B., Thomas, C.D., 2011. Rapid range shifts of species associated with high levels of climate warming. Science 333, 1024–1026. https://doi.org/10.1126/science.1206432

Chidawanyika, F., Nyamukondiwa, C., Strathie, L., Fischer, K., 2017. Effects of Thermal Regimes, Starvation and Age on Heat Tolerance of the Parthenium Beetle Zygogramma bicolorata (Coleoptera: Chrysomelidae) following Dynamic and Static Protocols. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0169371

Chown, S.L., 2001. Physiological variation in insects: hierarchical levels and implications. Journal of Insect Physiology 47, 649–660. https://doi.org/10.1016/S0022-1910(00)00163-3

Chown, S.L., Gaston, K.J., Robinson, D., 2004. Macrophysiology: large-scale patterns in physiological traits and their ecological implications. Functional Ecology 18, 159–167. https://doi.org/10.1111/J.0269-8463.2004.00825.X

Chown, S.L., Huiskes, A.H.L., Gremmen, N.J.M., Lee, J.E., Terauds, A., Crosbie, K., Frenot, Y., Hughes, K.A., Imura, S., Kiefer, K., Lebouvier, M., Raymond, B., Tsujimoto, M., Ware, C., Van De Vijver, B., Bergstrom, D.M., 2012. Continent-wide risk assessment for the establishment of nonindigenous species in Antarctica. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 109, 4938–4943. https://doi.org/10.1073/pnas.1119787109

Claussen, D., 1977. Thermal acclimation in ambystomatid salamanders. Comparative Biochemistry and Physiology -- Part A: Physiology 58, 333–340. https://doi.org/10.1016/0300-9629(77)90150-5

Compagnoni, A., Adler, P.B., 2014. Warming, competition, and Bromus tectorum population growth across an elevation gradient. Ecosphere 5. https://doi.org/10.1890/ES14-00047.1

Comte, L., Olden, J.D., 2017. Evolutionary and environmental determinants of freshwater fish thermal tolerance and plasticity. Global Change Biology 23, 728–736. https://doi.org/10.1111/GCB.13427

Comte, L., Olden, J.D., 2016. Evolutionary and environmental determinants of freshwater fish thermal tolerance and plasticity. Global Change Biology 23, 728–736. https://doi.org/doi.org/10.1111/gcb.13427

Covich, A.P., Palmer, M.A., Crowl, T.A., 1999. The Role of Benthic Invertebrate Species in Freshwater Ecosystems. BioScience 49, 119. https://doi.org/10.2307/1313537

Crowl, T.A., McDowell, W.H., Covich, A.P., Johnson, S.L., 2001. Freshwater shrimp effects on detrital processing and nutrients in a tropical headwater stream. Ecology 82, 775–783. https://doi.org/10.1890/0012-9658(2001)082[0775:FSEODP]2.0.CO;2

De Grande, F.R., Arakaki, J.Y., Marochi, M., Costa, T.M., 2021. Cold water temperatures define the poleward range limits of south American fiddler crabs. Estuarine, Coastal and Shelf Science 260, 107494.

https://doi.org/10.1016/j.ecss.2021.107494

De Melo, M.S., 2016. Populações de camarões dulcícolas (Crustacea, Decapoda, Caridea) da planície litorânea, primeiro planalto e segundo planalto do estado do Paraná. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná - Curitiba - PR.

De Souza, M.L., Moulton, T.P., 2005. The effects of shrimps on benthic material in a Brazilian island stream. Freshwater Biology 50, 592–602. https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2005.01348.x

Dehnen-Schmutz, K., Boivin, T., Essl, F., Groom, Q.J., Harrison, L., Touza, J.M., Bayliss, H., 2018. Alien futures: What is on the horizon for biological invasions? Diversity and Distributions 24, 1149–1157. https://doi.org/10.1111/ddi.12755

Diez, J.M., D'Antonio, C.M., Dukes, J.S., Grosholz, E.D., Olden, J.D., Sorte, C.J.B., Blumenthal, D.M., Bradley, B.A., Early, R., Ibáñez, I., Jones, S.J., Lawler, J.J., Miller, L.P., 2012. Will extreme climatic events facilitate biological invasions? Frontiers in Ecology and the Environment 10, 249–257. https://doi.org/10.1890/110137

Doney, S.C., Ruckelshaus, M., Emmett Duffy, J., Barry, J.P., Chan, F., English, C.A., Galindo, H.M., Grebmeier, J.M., Hollowed, A.B., Knowlton, N., Polovina, J., Rabalais, N.N., Sydeman, W.J., Talley, L.D., 2012. Climate change impacts on marine ecosystems. Annual Review of Marine Science 4, 11–37. https://doi.org/10.1146/annurev-marine-041911-111611

Dukes, J.S., Mooney, H.A., 1999. Does global change increase the success of biological invaders? Trends in Ecology & Evolution 14, 135–139. https://doi.org/10.1016/S0169-5347(98)01554-7

Eme, J., Bennett, W.A., 2009. Critical thermal tolerance polygons of tropical marine fishes from Sulawesi, Indonesia. Journal of Thermal Biology 34, 220–225. https://doi.org/10.1016/j.jtherbio.2009.02.005

Englund, R.A., Cai, Y., 1999. The occurrence and description of Necaridina denticulata sinensis (Kemp, 1918) (Crustacea: Decapoda: Atyidae), a new introduction to the Hawaiian Islands. Bishop Museum Occasional Papers 58, 58–65.

Felgenhauer, B.E., Abele, L.G., 1985. Feeding Structures of Two Atyid Shrimps, with Comments on Caridean Phylogeny. Journal of Crustacean Biology 5, 397–419. https://doi.org/10.2307/1547911

Freitas, V., Cardoso, J.F.M.F., Lika, K., Peck, M.A., Campos, J., Kooijman, S.A.L.M., Van Der Veer, H.W., 2010. Temperature tolerance and energetics: A dynamic energy budget-based comparison of North Atlantic marine species. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences 365, 3553–3565. https://doi.org/10.1098/rstb.2010.0049

Ghalambor, C.K., Huey, R.B., Martin, P.R., Tewksbury, J.J., Wang, G., 2006. Are mountain passes higher in the tropics? Janzen's hypothesis revisited. Integrative and Comparative Biology 46, 5–17. https://doi.org/10.1093/ICB/ICJ003

Gunderson, A.R., Stillman, J.H., 2015. Plasticity in thermal tolerance has limited potential to buffer ectotherms from global warming. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences 282. https://doi.org/10.1098/rspb.2015.0401

Gurevitch, J., Padilla, D.K., 2004. Are invasive species a major cause of extinctions? Trends in Ecology & Evolution 19, 470–474. https://doi.org/10.1016/J.TREE.2004.07.005

Hejda, M., Pyšek, P., Jarošík, V., 2009. Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities. Journal of Ecology 97, 393–403. https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2009.01480.x

Helmuth, B., Harley, C.D.G., Halpin, P.M., O'Donnell, M., Hofmann, G.E., Blanchette, C.A., 2002. Climate change and latitudinal patterns of intertidal thermal stress. Science 298, 1015–1017. https://doi.org/10.1126/science.1076814

Helmuth, B., Mieszkowska, N., Moore, P., Hawkins, S.J., 2006. Living on the Edge of Two Changing Worlds: Forecasting the Responses of Rocky Intertidal Ecosystems to Climate Change. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics 37, 373–404. https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.37.091305.110149

Hoegh-Guldberg, O., Bruno, J.F., 2010. The impact of climate change on the world's marine ecosystems. Science 328, 1523–1528. https://doi.org/10.1126/science.1189930

Hoffmann, P., Negreiros-Fransozo, M.L., 2010. Reproductive cycle and fecundity of Potimirim glabra (Kingsley, 1954) (Caridea, Atyidae) from a littoral stream. Invertebrate Reproduction and Development 54, 133–141. https://doi.org/10.1080/07924259.2010.9652325

Huey, R.B., Kearney, M.R., Krockenberger, A., Holtum, J.A.M., Jess, M., Williams, S.E., 2012. Predicting organismal vulnerability to climate warming: Roles of behaviour, physiology and adaptation. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences 367, 1665–1679. https://doi.org/10.1098/rstb.2012.0005

Hulme, P.E., 2017. Climate change and biological invasions: evidence, expectations, and response options. Biological Reviews 92, 1297–1313. https://doi.org/10.1111/brv.12282

Hulme, P.E., Pauchard, A., Pyšek, P., Vilàg, M., Alba, C., Blackburn, T.M., Bullock, J.M., Chytrý, M., Dawson, W., Dunn, A.M., Essl, F., Genovesi, P., Maskell, L.C., Meyerson, L.A., Nuñez, M.A., Pergl, J., Pescott, O.L., Pocock, M.J.O., Richardson, D.M., Roy, H.E., Smart, S.M., Štajerová, K., Stohlgren, T., Van Kleunen, M., Winter, M., 2015. Challenging the view that invasive non-native plants are not a significant threat to the floristic diversity of Great Britain. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 112, E2988. https://doi.org/10.1073/PNAS.1506517112

Ibáñez, I., Silander, J.A., Wilson, A.M., Lafleur, N., Tanaka, N., Tsuyama, I., 2009. Multivariate forecasts of potential distributions of invasive plant species. Ecological Applications 19, 359–375. https://doi.org/10.1890/07-2095.1

Jablońska, A., Mamos, T., Gruszka, P., Szlauer-ŁUkaszewska, A., Grabowski, M., 2018. First record and DNA barcodes of the aquarium shrimp, Neocaridina davidi, in Central Europe from thermally polluted River Oder canal, Poland.

Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems 2018-January, 14. https://doi.org/10.1051/KMAE/2018004

Karge, A., Klotz, W., 2020. Freshwater shrimp from all over the world, 3rd editio. ed. Dähne-Verlag.

Kikuchi, E., De Grande, F.R., Duarte, R.M., Vaske-Júnior, T., 2019. Thermal response of demersal and pelagic juvenile fishes from the surf zone during a heat-wave simulation. Journal of Applied Ichthyology 35, 1209–1217. https://doi.org/10.1111/jai.13970

Klotz, W., Miesen, F.W., Hüllen, S., Herder, F., 2013. Two Asian fresh water shrimp species found in a thermally polluted stream system in north Rhine-Westphalia, Germany. Aquatic Invasions 8, 333–339. https://doi.org/10.3391/ai.2013.8.3.09

Kumlu, Metin, Türkmen, S., Kumlu, Mehmet, 2010. Thermal tolerance of Litopenaeus vannamei (Crustacea: Penaeidae) acclimated to four temperatures. Journal of Thermal Biology 35, 305–308. https://doi.org/10.1016/j.jtherbio.2010.06.009

Leão, T.C.C., Almeida, W.R., Dechoum, M.S., Ziller, S.R., 2011. Espécies exóticas invasoras no nordeste do Brasil: contextualização, manejo e políticas públicas. Centro de Pesquisas Ambientais do Nordeste e Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental, Recife, PE.

Lima, G. V., Oshiro, L.M.Y., 2002. Partição ambiental de Potimirim glabra (Kingsley) e Potimirim potimirim (Müller) (Crustacea, Decapoda, Atyidae) no rio Sahy, Mangaratiba, Rio de Janeiro, Brasil. Revista Brasileira de Zoologia 19, 175–179. https://doi.org/10.1590/s0101-81752002000600017

Lima, G. V., Silveira, C.M., Oshiro, L.M.Y., 2006. Estrutura populacional dos camarões simpátricos Potimirim glabra e Potimirim potimirim (Crustacea, Decapoda, Atyidae) no rio Sahy, Rio de Janeiro, Brasil. Iheringia - Serie Zoologia 96, 81–87. https://doi.org/10.1590/S0073-47212006000100015

Loomans, A.J.M., Vierbergen, B., Chen, P.-P., 2013. Seven years of post-release monitoring for biological control agents released for biological control in the Netherlands: impact of regulatory measures on establishment and use. Benefits and Risks of Exotic Biological Control Agents IOBC-WPRS Bulletin 94, 15–20.

Lowe, C.H., Vance, V.J., 1955. Acclimation of the critical thermal maximum of the reptile urosaurus ornatus [3]. Science 122, 73–74. https://doi.org/10.1126/science.122.3158.73

Lowry, E., Rollinson, E.J., Laybourn, A.J., Scott, T.E., Aiello-Lammens, M.E., Gray, S.M., Mickley, J., Gurevitch, J., 2013. Biological invasions: a field synopsis, systematic review, and database of the literature. Ecology and Evolution 3, 182–196. https://doi.org/10.1002/ece3.431

Machado da Costa, M., Hoffmann, P., Lemos Gonçalves, G.R., Negreiros-Fransozo, M.L., 2020. Sexual maturity of the small shrimp Potimirim brasiliana Villalobos, 1959 (Crustacea, Atyidae), from the southeastern coast of Brazil. Revista de Biologia Neotropical / Journal of Neotropical Biology 17, 1–14. https://doi.org/10.5216/rbn.v17i1.60646

Madeira, D., Narciso, L., Cabral, H.N., Vinagre, C., 2012. Thermal tolerance and potential impacts of climate change on coastal and estuarine organisms. Journal of Sea Research 70, 32–41. https://doi.org/10.1016/j.seares.2012.03.002

Mantelatto, F.L., Torati, L.S., Pileggi, L.G., Mossolin, E.C., Terossi, M., Carvalho, S.S., Magalhães, C., 2016. Avaliação dos Camarões Atiídeos (Decapoda: Atyidae), in: Pinheiro, M., Boos, H. (Eds.), Livro Vermelho Dos Crustáceos Do Brasil: Avaliação 2010-2014. Sociedade Brasileira de Carcinologia - SBC, Porto Alegre, RS - Brasil, pp. 93–102.

Mantelatto, F.L., Vera-Silva, A.L., Do Prado, B.M., Pileggi, L.G., 2021. Phylogenomic analyses reveals gene flow between populations of the freshwater shrimp potimirim brasiliana (Caridea, atyidae) along its wide distribution. Anais da Academia Brasileira de Ciencias 93, 1–14. https://doi.org/10.1590/0001-3765202120190384

Manush, S.M., Pal, A.K., Chatterjee, N., Das, T., Mukherjee, S.C., 2004. Thermal tolerance and oxygen consumption of Macrobrachium rosenbergii acclimated to three temperatures. Journal of Thermal Biology 29, 15–19. https://doi.org/10.1016/j.jtherbio.2003.11.005

Martin, C.W., Valentine, M.M., Valentine, J.F., 2010. Competitive Interactions between Invasive Nile Tilapia and Native Fish: The Potential for Altered Trophic Exchange and Modification of Food Webs. PLOS ONE 5, e14395. https://doi.org/10.1371/JOURNAL.PONE.0014395

Mitsugi, M., Suzuki, H., 2018. Life history of an invasive freshwater shrimp Neocaridina davidi (Bouvier, 1904), (Decapoda: Caridea: Atyidae) in the Tomoe River, the Boso Peninsula, eastern Japan. Crustacean Research 47, 9–16. https://doi.org/10.18353/crustacea.47.0_9

Miyai, C.A., Costa, T.M., 2024. Perigo iminente: performance térmica de um camarão nativo e um camarão invasor em potencial frente ao cenário de aquecimento global. Data Management Plan; DMPTool. https://doi.org/https://doi.org/10.48321/D17DA553c5

Moulton, T.P., De Souza, M.L., Silveira, R.M.L., Krsulović, F.A.M., 2004. Effects of ephemeropterans and shrimps on periphyton and sediments in a coastal stream (Atlantic forest, Rio de Janeiro, Brazil). Journal of the North American Benthological Society 23, 868–881. https://doi.org/10.1899/0887-3593(2004)023<0868:EOEASO>2.0.CO;2

Nguyen, K., Morley, S.A., Lai, C.-H., Clark, M.S., Tan, K.S., 2011. Upper Temperature Limits of Tropical Marine Ectotherms: Global Warming Implications. PLoS ONE 6, 29340. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0029340

O'Donnell, J., Gallagher, R. V., Wilson, P.D., Downey, P.O., Hughes, L., Leishman, M.R., 2012. Invasion hotspots for non-native plants in Australia under current and future climates. Global Change Biology 18, 617–629. https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02537.x

Onuki, K., 2021. The distribution of the invasive shrimp Neocaridina davidi (Decapoda: Caridea: Atyidae) in relation to environmental parameters in a stream at Kunitachi, Tokyo, Japan. Crustacean Research 50, 33–39. https://doi.org/10.18353/crustacea.50.0_33

Overgaard, J., Kristensen, T.N., Mitchell, K.A., Hoffmann, A.A., 2011. Thermal tolerance in widespread and tropical

Drosophila species: Does phenotypic plasticity increase with latitude? American Naturalist 178. https://doi.org/10.1086/661780

Padilla, D.K., Williams, S.L., 2004. Beyond Ballast Water: Aquarium and Ornamental Trades as Sources of Invasive Species in Aquatic Ecosystems. Frontiers in Ecology and the Environment 2, 131. https://doi.org/10.2307/3868238

Paini, D.R., Funderburk, J.E., Reitz, S.R., 2008. Competitive exclusion of a worldwide invasive pest by a native. Quantifying competition between two phytophagous insects on two host plant species. Journal of Animal Ecology 77, 184–190. https://doi.org/10.1111/J.1365-2656.2007.01324.X

Pantaleão, J.A.F., Gregati, R.A., da Costa, R.C., López-Greco, L.S., Negreiros-Fransozo, M.L., 2015a. Post-hatching development of the ornamental 'Red Cherry Shrimp' Neocaridina davidi (Bouvier, 1904) (Crustacea, Caridea, Atyidae) under laboratorial conditions. Aquaculture Research 48, 1–17. https://doi.org/10.1111/are.12903

Pantaleão, J.A.F., López-Greco, L.S., Alves, D.F.R., Barros-Alves, S.D.P., Negreiros-Fransozo, M.L., Tropea, C., 2015b. Nutritional vulnerability in early stages of the freshwater ornamental "red cherry shrimp" Neocaridina davidi(Bouvier, 1904) (Caridea: Atyidae). Journal of Crustacean Biology 35, 676–681. https://doi.org/10.1163/1937240X-00002357

Parmesan, C., 2006. Ecological and Evolutionary Responses to Recent Climate Change. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics 37, 637–669. https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.37.091305.110100

Perry, A.L., Low, P.J., Ellis, J.R., Reynolds, J.D., 2005. Climate change and distribution shifts in marine fishes. Science (New York, N.Y.) 308, 1912–5. https://doi.org/10.1126/science.1111322

Petersen, J.H., Kitchell, J.F., 2001. Climate regimes and water temperature changes in the Columbia River: Bioenergetic implications for predators of juvenile salmon. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 58, 1831–1841. https://doi.org/10.1139/f01-111

Poff, L.N., Brinson, M.M., Day, J.W., 2002. Aquatic Ecosystems & Global Climate Change, in: Aquatic Ecosystems & Global Climate Change. Pew Center on Global Climate Change, Arlington, Virgínia.

Porras, M.F., Navas, C.A., Marden, J.H., Mescher, M.C., De Moraes, C.M., Pincebourde, S., Sandoval-Mojica, A., Raygoza-Garay, J.A., Holguin, G.A., Rajotte, E.G., Carlo, T.A., 2020. Enhanced heat tolerance of viral-infected aphids leads to niche expansion and reduced interspecific competition. Nature Communications 11. https://doi.org/10.1038/s41467-020-14953-2

Pörtner, H.O., Farrell, A.P., 2008. Ecology: Physiology and climate change. Science 322, 690–692. https://doi.org/10.1126/science.1163156

Pottier, P., Burke, S., Drobniak, S.M., Lagisz, M., Nakagawa, | Shinichi, 2021. Sexual (in)equality? A meta-analysis of sex differences in thermal acclimation capacity across ectotherms. Functional Ecology 35, 2663–2678. https://doi.org/10.1111/1365-2435.13899

Rahel, F.J., Olden, J.D., 2008. Assessing the Effects of Climate Change on Aquatic Invasive Species. Conservation Biology 22, 521–533. https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.00950.x

Re, A.D., Diaz, F., Sierra, E., Rodríguez, J., Perez, E., 2005. Effect of salinity and temperature on thermal tolerance of brown shrimp Farfantepenaeus aztecus (Ives) (Crustacea, Penaeidae). Journal of Thermal Biology 30, 618–622. https://doi.org/10.1016/J.JTHERBIO.2005.09.004

Re, A.D., Díaz, F., Valdez, G., 2006. Effect of salinity on the thermoregulatory behavior of juvenile blue shrimp Litopenaeus stylirostris Stimpson. Journal of Thermal Biology 31, 506–513. https://doi.org/10.1016/j.jtherbio.2006.05.004

Rocha, S.S. da, Bueno, S.L. de S., 2004. Crustáceos decápodes de água doce com ocorrência no Vale do Ribeira de Iguape e rios costeiros adjacentes, São Paulo, Brasil. Revista Brasileira de Zoologia 21, 1001–1010. https://doi.org/10.1590/s0101-81752004000400038

Sampaio, A.B., Schmidt, I.B., 2013. Espécies Exóticas Invasoras em Unidades de Conservação Federais do Brasil. Biodiversidade Brasileira 3, 32–49.

Sanches, F.H.C., Miyai, C.A., Costa, T.M., Christofoletti, R.A., Volpato, G.L., Barreto, R.E., 2012. Aggressiveness overcomes body-size effects in fights staged between invasive and native fish species with overlapping niches. PloS one 7, e29746. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0029746

Schoolmann, G., Arndt, H., 2018. Population dynamics of the invasive freshwater shrimp Neocaridina davidi in the thermally polluted Gillbach stream (North Rhine-Westphalia, Germany). Limnologica 71, 1–7. https://doi.org/10.1016/j.limno.2018.05.001

Schoolmann, G., Arndt, H., 2017. Leaf-litter preferences of the introduced freshwater shrimps Atyaephyra desmarestii and Neocaridina davidi. Crustaceana 90, 1715–1730. https://doi.org/10.1163/15685403-00003736

Schröter, D., Cramer, W., Leemans, R., Prentice, I.C., Araújo, M.B., Arnell, N.W., Bondeau, A., Bugmann, H., Carter, T.R., Gracia, C.A., De La Vega-Leinert, A.C., Erhard, M., Ewert, F., Glendining, M., House, J.I., Kankaanpää, S., Klein, R.J.T., Lavorel, S., Lindner, M., Metzger, M.J., Meyer, J., Mitchell, T.D., Reginster, I., Rounsevell, M., Sabaté, S., Sitch, S., Smith, B., Smith, J., Smith, P., Sykes, M.T., Thonicke, K., Thuiller, W., Tuck, G., Zaehle, S., Zierl, B., 2005. Ecology: Ecosystem service supply and vulnerability to global change in Europe. Science 310, 1333–1337. https://doi.org/10.1126/science.1115233

Skálová, H., Jarošík, V., Dvořáčková, Š., Pyšek, P., 2013. Effect of Intra- and Interspecific Competition on the Performance of Native and Invasive Species of Impatiens under Varying Levels of Shade and Moisture. PLoS ONE 8, e62842. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0062842

Sokolova, I.M., Frederich, M., Bagwe, R., Lannig, G., Sukhotin, A.A., 2012. Energy homeostasis as an integrative tool for assessing limits of environmental stress tolerance in aquatic invertebrates. Marine Environmental Research 79, 1–

15. https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2012.04.003

Somero, G.N., 2012. The physiology of global change: Linking patterns to mechanisms. Annual Review of Marine Science 4, 39–61. https://doi.org/10.1146/annurev-marine-120710-100935

Somero, G.N., 2010. The physiology of climate change: how potentials for acclimatization and genetic adaptation will determine 'winners' and 'losers.' Journal of Experimental Biology 213, 912–920. https://doi.org/10.1242/JEB.037473

Stillman, J.H., 2003. Acclimation Capacity Underlies Susceptibility to Climate Change. Science 301, 65–65. https://doi.org/10.1126/science.1083073

Strayer, D.L., 2010. Alien species in fresh waters: Ecological effects, interactions with other stressors, and prospects for the future. Freshwater Biology 55, 152–174. https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02380.x

Sunday, J.M., Bates, A.E., Dulvy, N.K., 2012. Thermal tolerance and the global redistribution of animals. Nature Climate Change 2, 686–690. https://doi.org/10.1038/nclimate1539

Sweeney, B.W., Jackson, J.K., Newbold, J.D., Funk, D.H., 1992. Climate Change and the Life Histories and Biogeography of Aquatic Insects in Eastern North America, in: Global Climate Change and Freshwater Ecosystems. Springer New York, New York, NY, pp. 143–176.

Tavares, M., Mendonça, J.B., 2004. Introdução de Crustáceos Exóticos no Brasil: Uma Roleta Ecológica, in: da Silva, J.S.V., de Souza, R.C.C.L. (Eds.), Água de Lastro e Bioinvasão. Editora Interciência, Rio de Janeiro, pp. 59–76.

Tepolt, C.K., Somero, G.N., 2014. Master of all trades: thermal acclimation and adaptation of cardiac function in a broadly distributed marine invasive species, the European green crab, Carcinus maenas. Journal of Experimental Biology 217, 1129–1138. https://doi.org/10.1242/JEB.093849

Tewksbury, J.J., Huey, R.B., Deutsch, C.A., 2008. Putting the Heat on Tropical Animals. Science 320, 1296–1297. https://doi.org/10.1126/science.1159328

Thomas, C., Franco, A., Hill, J., 2006. Range retractions and extinction in the face of climate warming. Trends in Ecology & Evolution 21, 415–416. https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.05.012

Tomas, A.L., Sganga, D.E., Battista, A., López Greco, L.S., 2021. Body coloration, carotenoid content, spermatophore quality and biochemical parameters by effect of temperature in the caridean shrimp Neocaridina davidi (Atyidae). Acta Zoologica 102, 297–309. https://doi.org/10.1111/azo.12336

Torati, L.S., Mantelatto, F.L., 2012. Ontogenetic and evolutionary change of external morphology of the neotropical shrimp potimirim (Holthuis, 1954) explained by a molecular phylogeny of the genus. Journal of Crustacean Biology 32, 625–640. https://doi.org/10.1163/193724012X635322

Tropea, C., Stumpf, L., Greco, L.S.L., 2015. Effect of temperature on biochemical composition, growth and reproduction

of the ornamental red cherry shrimp Neocaridina heteropoda heteropoda (Decapoda, Caridea). PLoS ONE 10, 1–14. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0119468

van Heerwaarden, B., Kellermann, V., 2020. Does Plasticity Trade Off With Basal Heat Tolerance? Trends in Ecology and Evolution 35, 874–885. https://doi.org/10.1016/j.tree.2020.05.006

Vazquez, N.D., Delevati-Colpo, K., Sganga, D.E., López-Greco, L.S., 2017. Density and gender segregation effects in the culture of the caridean ornamental red cherry shrimp Neocaridina davidi Bouvier, 1904 (Caridea: Atyidae). Journal of Crustacean Biology 37, 367–373. https://doi.org/10.1093/jcbiol/rux051

Verberk, W.C.E.P., Leuven, R.S.E.W., van der Velde, G., Gabel, F., 2018. Thermal limits in native and alien freshwater peracarid Crustacea: The role of habitat use and oxygen limitation. Functional Ecology 32, 926–936. https://doi.org/10.1111/1365-2435.13050

Viau, V.E., Marciano, A., Iriel, A., López Greco, L.S., 2015. Assessment of a biofilm-based culture system within zero water exchange on water quality and on survival and growth of the freshwater shrimp Neocaridina heteropoda heteropoda. Aquaculture Research 47, 2528–2542. https://doi.org/10.1111/are.12701

Vinagre, C., Leal, I., Mendonça, V., Flores, A.A.V., 2015. Effect of warming rate on the critical thermal maxima of crabs, shrimp and fish. Journal of Thermal Biology 47, 19–25. https://doi.org/10.1016/j.jtherbio.2014.10.012

Visoni, Moulton, S.B.C.&, 2003. Effects of shrimp on periphyton and sediments in Atlantic forest streams: an exclusion experiment, Acta Limnol. Bras.

Vitousek, P., 1994. Beyond Global Warming: Ecology and Global Change. Ecology 75, 1861–1876.

Vitule, J.R.S., Freire, C.A., Simberloff, D., 2009. Introduction of non-native freshwater fish can certainly be bad. Fish and Fisheries 10, 98–108. https://doi.org/10.1111/J.1467-2979.2008.00312.X

Walther, G.-R., Roques, A., Hulme, P.E., Sykes, M.T., Pyšek, P., Kühn, I., Zobel, M., Bacher, S., Botta-Dukát, Z., Bugmann, H., 2009. Alien species in a warmer world: risks and opportunities. Trends in Ecology & Evolution 24, 686–693. https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.06.008

Weber, S., Traunspurger, W., 2016. Influence of the ornamental red cherry shrimp Neocaridina davidi (Bouvier, 1904) on freshwater meiofaunal assemblages. Limnologica 59, 155–161. https://doi.org/10.1016/J.LIMNO.2016.06.001

Weiperth, A., Gábris, V., Danyik, T., Farkas, A., Kuříková, P., Kouba, A., Patoka, J., 2019. Occurrence of non-native red cherry shrimp in European temperate waterbodies: a case study from Hungary. Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems 2019-Janua, 9. https://doi.org/10.1051/kmae/2019002

Yanar, M., Erdoğan, E., Kumlu, M., 2019. Thermal tolerance of thirteen popular ornamental fish Species. Aquaculture 501, 382–386. https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2018.11.041