

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE JUIZ DE FORA**  
**INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIODIVERSIDADE E CONSERVAÇÃO**  
**DA NATUREZA**

**Lênim Faber Lopes**

**Dieta da *Lontra longicaudis* (Olfers, 1818) em ambientes antropicamente alterados:**

A predação de espécies invasoras em diferentes escalas.

Juiz de Fora

2024

**Lênim Faber Lopes**

**Dieta da *Lontra longicaudis* (Olfers, 1818) em ambientes antropicamente alterados:**

A predação de espécies invasoras em diferentes escalas.

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Biodiversidade e Conservação da Natureza da Universidade Federal de Juiz de Fora como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Biodiversidade e Conservação da Natureza. Área de concentração: Comportamento, Ecologia e Sistemática.

Orientador: Prof. Dr. Artur Andriolo

Coorientador: Prof. Dr. Marcelo Lopes Rheingantz

Juiz de Fora

2024

Ficha catalográfica elaborada através do programa de geração automática da Biblioteca Universitária da UFJF, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

Faber-Lopes, Lênim.

Dieta da Lontra longicaudis (Olfers, 1818) em ambientes antropicamente alterados: : A predação de espécies invasoras em diferentes escalas. / Lênim Faber-Lopes. -- 2024.

117 p. : il.

Orientador: Artur Andriolo

Coorientador: Marcelo Lopes Rheingantz

Dissertação (mestrado acadêmico) - Universidade Federal de Juiz de Fora, Instituto de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Conservação da Natureza, 2024.

1. Ecologia trófica. 2. Eventos climáticos extremos. 3. Pressões antrópicas. 4. Mobilidade de presas. 5. Barragens. I. Andriolo, Artur, orient. II. Rheingantz, Marcelo Lopes, coorient. III. Título.

**Lênim Faber Lopes**

**Dieta da Lontra longicaudis (Olfers, 1818) em ambientes antropicamente alterados: A predação de espécies invasoras em diferentes escalas**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Conservação da Natureza da Universidade Federal de Juiz de Fora como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Biodiversidade e Conservação da Natureza. Área de concentração: Comportamento, Ecologia e Sistemática.

Aprovada em 23 de fevereiro de 2024.

**BANCA EXAMINADORA**

**Prof. Dr. Artur Andriolo - Orientador**

Universidade Federal de Juiz de Fora

**Dr. Marcelo Lopes Rheingantz - Coorientador**

Universidade Federal do Rio de Janeiro

**Dra. Lana Resende de Almeida**

Universidade Federal do Sul da Bahia

**Prof. Dr. João Marcos Guimarães Capurucho**

Universidade Federal de Juiz de Fora

Juiz de Fora, 23/01/2024.

---



Documento assinado eletronicamente por **Marcelo Lopes Rheingantz, Usuário Externo**, em 23/02/2024, às 18:01, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).

---



Documento assinado eletronicamente por **LANA RESENDE DE ALMEIDA, Usuário Externo**, em 23/02/2024, às 18:23, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).

---



Documento assinado eletronicamente por **João Marcos Guimarães Capurucho, Professor(a)**, em 26/02/2024, às 13:52, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).

---



Documento assinado eletronicamente por **Artur Andriolo, Professor(a)**, em 26/02/2024, às 16:15, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no § 3º do art. 4º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).

---



A autenticidade deste documento pode ser conferida no Portal do SEI-Ufjf ([www2.ufjf.br/SEI](http://www2.ufjf.br/SEI)) através do ícone Conferência de Documentos, informando o código verificador **1675967** e o código CRC **CA39711E**.

---

Dedico este trabalho a todos aqueles que virtuosamente lutam pela proteção/ restauração do Mundo Natural e fazem da Natureza o seu altar... Das nascentes que descem montanhas, até as correntes que enchem o mar.

## AGRADECIMENTOS

Primeiramente sou grato pela oportunidade de conclusão desta etapa profissional neste PPG constituído de seres humanos ímpares e às lontras que me ensinaram a ser mais fluido, contrapondo e balanceando minha natureza telúrica.

Gratidão à minha companheira Daniely, que sempre me apoiou de forma incondicional no mestrado e na vida; e ao nosso filho Ôren, que chegou à Terra durante este processo trazendo consigo mais luz em nosso caminho, moldando-nos o caráter, ao nos possibilitar enxergar que existe beleza e muito crescimento em todas as dificuldades.

Gratidão à minha mãe, que sempre procurou apoiar nas decisões que trariam crescimento pessoal e felicidade, desde sempre.

Gratidão ao meu pai e meu irmão pelo companheirismo.

Muito obrigado a todos os familiares (são muitos), que também de maneira incondicional contribuíram (seja nos cuidados com Ôren, apoio logístico, etc) e torceram para que este processo fosse concluído.

Agradeço ao primo Túlio Lopes, Carlinha e filhas que sempre de portas abertas me receberam em longas e curtas estadias em Juiz de Fora.

Aos orientadores Artur Andriolo e Marcelo Rheingantz, pela paciência, confiança e valiosas lições acadêmicas e humanas, que certamente somaram ao meu aprimoramento.

Agradeço ao amigo Igor Basílio e à Dra. Barbara Carvalho pelas valiosas contribuições científicas.

Obrigado aos professores do Programa de Pós-graduação em Biodiversidade e Conservação da Natureza, por contribuírem em minha formação acadêmica, profissional e humana.

Obrigado todo(a)s integrantes da Coordenação, que com paciência e presteza sempre estiveram pronto(a)s a atender, informar e instruir.

Agradeço à Profa. Sthefane D'Ávila, Museu de Malacologia Prof. Maury Pinto de Oliveira (UFJF) pela confirmação na identificação dos moluscos.

Ao Guilherme Souza do Projeto Piabanha e Marcos Paulo Thomé pelas valiosas informações sobre a ictiofauna regional, principalmente o *Hoplosternum littorale*;

A regional de Defesa Civil do Noroeste Fluminense - RJ por ceder gentilmente mensurações sobre as enchentes do rio Itabapoana.

Por fim, gratidão a todos que caminharam por esta senda comigo, estando próximos ou distantes fisicamente.

“Eu reconheço e respeito a parte que me cabe no processo de cura da Terra em favor das próximas gerações ...”

Xamã desconhecido



## RESUMO

Os ecossistemas de água doce são centrais para a manutenção do equilíbrio dinâmico e saúde ambiental. Dentre suas maiores ameaças estão incluídas a degradação dos habitats de entorno, alterações de fluxos oriundos de barragens e introdução de espécies invasoras. Estes fatores antrópicos alteraram muitos ambientes que hoje podem ser chamados de “Novos ecossistemas aquáticos”. Uma vez que as mudanças climáticas tendem a potencializar a expansão de algumas espécies invasoras aquáticas, se faz relevante compreender quais são os aspectos que cerceiam a ação de predadores como as lontras-neotropicais sobre estas espécies nestes novos ecossistemas. Pois estes mustelídeos possuem características ecofisiológicas e comportamentais que os impele ao forrageamento ótimo e seleção de suas presas. Portanto, acompanhar as redes tróficas que compõem estes ecossistemas e suas alterações, é fundamental para conhecimento das complexas relações, antecipar cenários de mudanças globais e analisar as potencialidades de controle de espécies invasoras pelas lontras baseada nos processos naturais (ex. predação). Primeiramente, uma revisão bibliográfica sobre a predação de espécies não-nativas pela *Lontra longicaudis*, procurou investigar aspectos relevantes do ponto de vista da ecologia trófica do mustelídeo, como a escolha de grupos de peixes de acordo com a sua mobilidade e se os estudos com estes registros foram realizados em áreas com influências antrópicas, como ambientes urbanos, paisagens agropastoris e presença de barragens. O estudo de caso objetivou descrever a composição na dieta de lontra-neotropical durante a severa seca do ENSO (2015-2016) e início da retomada das chuvas (predominância de enchentes), visando investigar se há influência do ENSO e quais grupos e espécies de presa variam em função do regime pluviométrico em uma paisagem degradada com potencial ocorrência de espécies aquáticas invasoras durante cinco anos. Dentre os aspectos conclusivos, pôde ser constatado que no geral, as lontras consomem mais espécies invasoras de movimentação lenta e que são amplamente distribuídas nos neotrópicos e com alto potencial invasor. Adicionalmente houveram primeiros registros de espécies invasoras na dieta da espécie e que também são comprovadamente nocivas aos ecossistemas aquáticos.

Palavras-chave: Inimigo natural; El Niño-Oscilação do Sul (ENOS); Eventos climáticos extremos; Estresse ecológico; Movimentação de presas.

## ABSTRACT

Freshwater ecosystems are central for maintaining their dynamic balance and environmental health. Among their biggest threats are the degradation of environmental habitats, changes in their flows due to dams, besides the introduction of invasive species. These anthropogenic factors have altered many environments that nowadays can be called “Novel aquatic ecosystems”. Since climate change tends to increase the expansion of some aquatic invasive species, it is important to understand the aspects which restrict the action of predators such as Neotropical otters on these species in these new ecosystems. Once these mustelids possess ecophysiological and behavioral characteristics that drive them to optimal foraging and selection of their prey. Therefore, monitoring the trophic networks that contain these ecosystems and their changes is essential for understanding complex relationships, anticipating global changing scenarios and analyzing the potential for controlling invasive species by otters based on natural processes (e.g. predation). Firstly, a review and scientometrics on the predation of non-native species by *Lontra longicaudis*, investigated relevant aspects of the trophic ecology of the mustelid, such as the choice of groups of fish according to their mobility and whether the studies with these records were made in areas with human influences, such as urban environment, agropastoral landscapes and the presence of dams. The case study aimed to describe the composition of the Neotropical Otter diet during the severe ENSO drought (2015-2016) and the beginning of the resumption of rain (predominance of floods), by investigating whether there is an influence of ENSO and which prey groups and species vary due to the pluviometric regime in a degraded landscape with potential occurrence of invasive aquatic species over five years. Among the conclusive aspects, it can be noticed that, in general, otters consume more invasive slow-movement species that are widely distributed in the Neotropics and have high invasive potential. Furthermore, there were the first records of invasive species in the species' diet, which are also proven to be harmful to aquatic ecosystems. Moreover, there was the first record of the presence of microplastics and percentages of complementary prey (Insects and amphibians) record for the species. These findings highlight major changes in prey communities and degradation of the local ecosystem.

Keywords: Natural enemy; El Niño-Southern Oscillation (ENSO); Extreme climate events; Ecological stress; Prey mobility.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

- Figura 1 – Cronologia do número de trabalhos (eixo y) com espécies não-nativas na dieta de *Lontra longicaudis* por ano (eixo x) em toda sua área de ocorrência. A linha laranja indica os anos de amostragem com aumento dos trabalhos entre 2004-2009 e a linha azul indica os anos de publicação. ....24
- Figura 2 – Número de registros (eixo y) de cada espécie não-nativa (eixo x) em todos os 30 trabalhos selecionados. ....27
- Figura 3 – Porcentagem das mobilidades de peixes invasores na dieta de *Lontra longicaudis*. ....27
- Figura 4 –Continentalidade dos ambientes e Presença/ Ausência de barragens nos rios pesquisados. ....28
- Figura 5 – Localização no mapa do Brasil e aspectos hidrológicos da paisagem pastoril em torno do trecho de córrego amostrado entre maio de 2016 a abril de 2021. As setas indicam a direção da água na paisagem que passa por todos os açudes e barragens (pisciculturas informais e bebedouros para o gado) que desaguam a montante ou dentro do trecho de córrego amostrado. ....41
- Figura 6 – Exemplos de estruturas identificáveis. (a) Otólito sagita de *Hoplosternum littorale*; (b) Otólito sagita de *Geophagus brasiliensis* ; (c) maxila com dentes e escama de *G. brasiliensis* (acima), pedaço de maxila com dentes e escama de *Hoplias malabaricus*; (d) espinhos das nadadeiras peitorais de *H. littorale* macho modificados para o período de reprodução; (e) detalhes das pontas curvadas dos espinhos modificados e textura áspera (quadrículas maiores possuem 1 cm).....45
- Figura 7 – Contextualização temporal do período amostral iniciado ao final do ENSO (barras vermelhas) dentro do Oceanic Niño Index (ONI). As barras indicam as temperaturas trimestrais máximas (El Niño -vermelho) e mínimas (La Niña- Azul). As faixas indicam os períodos em que as temperaturas ultrapassaram os valores máximos (linhas vermelha e azul), que oficializam os períodos de El Niño (faixas vermelhas) e La Niña (faixas azuis). As faixas brancas consistem em períodos neutros, onde as temperaturas trimestrais (barras) não ultrapassam as linhas de El Niño (vermelha) e La Niña (azul)..... 46
- Figura 8 – Condições do córrego pesquisado durante a longa seca (Chave vermelha - Período sob Alta Influência do ENSO) em 2016 e com retomada do fluxo de base (Chave azul - Período sob Baixa Influência do ENSO) em 2021. A foice fncada possui

- cerca 1,60 m de comprimento e as duas fotos de baixo consistem na visada oposta (180°) à árvore de referência. .... 47
- Figura 9 – Insetos mais predados pelas Lontras Neotropicais. (a) cabeças de 9 indivíduos pertencentes à família Belostomatidae; (b) pernas de coleópteros aquáticos; (c) cabeças de coleópteros aquáticos; (d) amostra fecal lavada para triagem contendo 100 % de insetos; (e) asas de Belostomatidae na borda superior da placa de petri e asas de coleópteros aquáticos na parte inferior (quadrículas laranja 1cm). .... 50
- Figura 10– Moluscos invasores, (a) Fragmentos da concha de Corbicola roxa (*C. largillierti*) encontrados nas fezes; (b) Fragmentos da concha de um Caramujo trombeta (*M. tuberculata*) encontrados nas fezes; (c) Aglomerado de Caramujos trombeta *in situ* (Cones pretos, marrons e brancos) sob lâmina d'água e concha vazia de corbícula roxa; (d) conchas de Corbícula roxa (*C. largillierti*) recém predadas *in situ*. .... 51
- Figura 11– Microplásticos encontrados nas fezes de *Lontra longicaudis*. a- Nylon; b- Nylon aproximado; c- Plástico não identificado; d- fragmentos de isopor. .... 51
- Figura 12– Frequência de ocorrência mensal dos grandes grupos (peixes, crustáceos (caranguejos), anfíbios (anuros), insetos, répteis (serpentes), moluscos, aves e mamíferos (roedores) nos cinco anos amostrados no córrego. A linha tracejada consiste na pluviosidade mensal (Agência Nacional de Águas) com os três maiores picos representando enchentes no rio Itabapoana. .... 52
- Figura 13– Frequência de ocorrência mensal dos subgrupos dos peixes identificados (O- Ordem, F- Família, G- Gênero, E- Espécie) nos cinco anos amostrados no córrego. A linha tracejada consiste na pluviosidade mensal (Agência Nacional de Águas) com os três maiores picos representando enchentes no rio Itabapoana. .... 53
- Figura 14– Frequência de ocorrência mensal dos subgrupos dos insetos nos cinco anos amostrados no córrego. A linha tracejada consiste na pluviosidade mensal (Agência Nacional de Águas) com os três maiores picos representando enchentes no rio Itabapoana. .... 54
- Figura 15– Distribuição dos grandes grupos, (frequência das presas) durante o período amostral, de acordo com o período chuvoso e seco. Os asteriscos destacam as diferenças detectadas no teste de Wilcoxon. .... 54
- Figura 16 – Porcentagens de frequência dos grandes grupos de presas durante os períodos sob Alta Influência do ENSO (Seca severa, interrupção de fluxo do córrego) e Baixa Influência do ENSO (Aumento da pluviosidade, ocorrência de grandes cheias). Os asteriscos evidenciam as diferenças detectadas pelo teste de Wilcoxon. .... 55

Figura 17 – Proporções das frequências dos grandes grupos alimentares em todas as estações secas e chuvosas do período sob AIE comparadas às do período sob BIE. Os asteriscos pretos destacam grupos de presas alternativas e os azuis indicam as principais presas que merecem destaque. ....	56
Figura 18 – Índice de diversidade de Shannon-Wiener para os grandes grupos nas estações chuvosas e secas de todos os anos amostrados. A linha representa o índice e as barras as proporções de grupos (Peixes, crustáceos, anfíbios, insetos, répteis, moluscos, aves e mamíferos). ....	57
Figura 19 – Índice de diversidade de Shannon-Wiener para todos os táxons registrados nas estações chuvosas e secas de todos os anos amostrados. A linha representa o índice e as barras as proporções de itens identificados. ....	57
Figura 20 – Lontras atropeladas durante o Período sob AIE (julho de 2017) (a) panorâmica dos dois indivíduos de lontras atropelados (elipses vermelhas) em frente às habitações rurais com açudes de peixe dentro do vale (seta azul indica o açude mais próximo à rodovia); (b) visada do indivíduo maior com o menor ao fundo (elipse vermelha); (c) visada oposta à anterior. indivíduo menor, com o maior ao fundo (elipse vermelha). ....	69
Figura 21 – Boletim Hidrometeorológico INEA de 09/03/2018. ....	111
Figura 22 – Boletim Hidrometeorológico INEA de 10/03/2018. ....	112
Figura 23 – Boletim Hidrometeorológico INEA de 22/01/2020. ....	113
Figura 24 – Boletim Hidrometeorológico INEA de 14/02/2020. ....	114
Figura 25 – Boletim Hidrometeorológico INEA de 24/02/2020. ....	115

## LISTA DE TABELAS

- Tabela 1 – Porcentagens das espécies não nativas predadas por *Lontra longicaudis* registradas nos 30 trabalhos em toda a sua área de distribuição (Brasil, México, Colômbia, Guatemala e Argentina). “Ameaça aos humanos” (Froese & Pauly, 2023) (AH) Pp= Praga potencial, In= Inofensivo, Tr= Traumatogênico. Mobilidade das famílias predadas de acordo com Rheingantz et al. (2012), Latini et al. (2016), Melquist et al. (2006), Stearns e Serfass (2011), Mandal (1988) e espécies Hahn (2007), Piorski et al. (2018). ..... 25
- Tabela 2 - Frequência de Ocorrência Absoluta (FO) e Porcentagem de Ocorrência (PO) dos itens de presas de *Lontra longicaudis* encontrados ao longo de cinco anos no córrego Bom Jardim, Estado do Rio de Janeiro, nos períodos sob Alta Influência do ENSO (AIE) e sob Baixa Influência do ENSO (BIE). O- Ordem, F- Família, G- Gênero, E- Espécie, Ni- Não identificado). ..... 49
- Tabela 3 – Revisão sobre espécie não-nativas predadas pela *Lontra longicaudis* em sua área de distribuição. Legenda- Tipo de consumo: P= Principal, O= Ocasional; Origem: E=Exótica, A= Alóctone; Presença de barragens: Não se aplica (NA), Presente, Ausente; Conservação da Paisagem: UC= Unidade de Conservação ..... 104
- Tabela 4 – Compilação de trabalhos que relatam predação da família Callichthyidae e do *Hoplosternum littorale* pela *Lontra longicaudis*. Situação das Espécies nas Respectivas Áreas de Estudo - SERA; Método: Análises visuais de fezes -AV, Isótopos estáveis – IE. Trabalhos com Callichthyidae entre as presas principais em amarelo. .... 109
- Tabela 5 – Índice de Shannon-Wiener dos grandes grupos por ano e sazonalidade. .... 110
- Tabela 6 – Índice de Shannon-Wiener para os taxons por ano e sazonalidade. .... 110

## **LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS**

IUCN	União Internacional para a Conservação da Natureza
ENSO	El Niño Southern Oscillation
ONI	Oceanic Niño Index
AIE	Alta Influência do ENSO
BIE	Baixa Influência do ENSO
FO	Frequência de Ocorrência
PO	Porcentagem de Ocorrência
Var.	Variância

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO .....</b>	<b>16</b>
<b>2</b>	<b>CAPÍTULO 1: PREDUÇÃO DE ESPÉCIES EXÓTICAS E ALÓCTONES PELA LONTRA NEOTROPICAL: EVIDÊNCIAS DE CONTROLE POTENCIAL EM RIOS COM BARRAGENS? .....</b>	<b>19</b>
2.1	INTRODUÇÃO .....	19
2.2	METODOLOGIA.....	21
2.3	RESULTADOS .....	23
2.4	DISCUSSÃO .....	28
<b>2.4.1</b>	<b>Cronologia dos trabalhos .....</b>	<b>28</b>
<b>2.4.2</b>	<b>Proporções e características ecológicas das presas não-nativas.....</b>	<b>29</b>
<b>2.4.3</b>	<b>Influências antrópicas .....</b>	<b>35</b>
2.5	CONCLUSÃO .....	37
<b>3</b>	<b>CAPÍTULO 2: FLEXIBILIDADE TRÓFICA DE LONTRA NEOTROPICAL E PREDUÇÃO DE ESPÉCIES INVASORAS EM PAISAGEM PASTORIL SOB EVENTOS CLIMÁTICOS EXTREMOS.....</b>	<b>38</b>
3.1	INTRODUÇÃO .....	38
3.2	MATERIAL E MÉTODOS.....	40
<b>3.2.1</b>	<b>Área de estudo.....</b>	<b>40</b>
<b>3.2.2</b>	<b>Coleta e preparação das amostras .....</b>	<b>42</b>
<b>3.2.3</b>	<b>Triagens e identificação das presas .....</b>	<b>43</b>
<b>3.2.4</b>	<b>Análise de dados.....</b>	<b>45</b>
3.2.4.1	<i>Pluviosidade .....</i>	45
3.2.4.2	<i>Análises estatísticas .....</i>	47
3.3	RESULTADOS .....	48
3.3.1	<b>Componentes da dieta .....</b>	<b>48</b>
3.3.2	<b>Influência do ENSO e Pluviosidade .....</b>	<b>52</b>
3.4	DISCUSSÃO .....	58
3.4.1	<b>Componentes da dieta .....</b>	<b>58</b>
3.4.2	<b>Influência do ENSO, sazonalidade e regime hidrológico na dieta .....</b>	<b>63</b>



3.4.3	<b>Degradação ecológica refletida na dieta .....</b>	<b>70</b>
3.4.3.1	<i>Presença das espécies invasoras .....</i>	<i>70</i>
3.4.4	<b>Ausência de espécies nativas .....</b>	<b>72</b>
3.5	<b>CONCLUSÃO .....</b>	<b>75</b>
<b>4</b>	<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS.....</b>	<b>77</b>
	<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>79</b>
	<b>APÊNDICE A .....</b>	<b>104</b>
	<b>APÊNDICE - B .....</b>	<b>108</b>
	<b>APÊNDICE - C .....</b>	<b>109</b>
	<b>APÊNDICE – D .....</b>	<b>110</b>
	<b>ANEXO .....</b>	<b>111</b>

## 1 INTRODUÇÃO

Os ecossistemas de água doce estão extremamente ameaçados devido às múltiplas interferências antrópicas que levaram a um declínio acentuado em sua biodiversidade (Harrison et al., 2018; Reid et al., 2019). Estas interferências antrópicas resultaram em alterações físicas e químicas muitas vezes irreversíveis para estes ecossistemas, pois extirpam espécies nativas e introduzem espécies alóctones e exóticas invasoras, transformando-os em novos ecossistemas de água doce (Moyle & Light, 1996; Moyle, 2014; Morse et al., 2014). Estes, podem ser definidos como ecossistemas dominados por novas combinações e interações de organismos (espécies invasoras), que não ocorreram anteriormente em um determinado bioma (Hobbs et al., 2006) e geralmente em habitats altamente alterados pelos seres humanos (Moyle, 2014).

As fontes de propágulos (açudes e criatórios) são um dos principais fatores de dispersão de peixes invasores em ecossistemas de água doce (Bernery et al., 2022). Além deste, as alterações de fluxo resultante da construção de represas nos rios é um grande agravante para o estabelecimento de espécies invasoras de peixes nos sistemas hídricos (Bernery et al., 2022; Muniz et al., 2019; Poff et al., 2007).

As invasões biológicas são responsáveis por grandes impactos a nível global, incluindo enormes perdas económicas e despesas de gestão (Diagne et al., 2020) sobretudo nos ecossistemas de água doce (Dudgeon et al., 2004; Reid et al., 2019; Su et al., 2021), onde as mudanças climáticas tendem a aumentar os efeitos competitivos e predatórios das espécies invasoras sobre as nativas (Rahel & Olden, 2008). O manejo e mitigação dos impactos causados por peixes invasores são caros, sobretudo quando estas espécies já estão estabelecidas no ambiente recipiente (Ahmed et al., 2020; Bernery et al., 2022). Em muitos casos as espécies estabelecidas precisam de controle, sendo comum que os gestores e tomadores de decisão não invistam os recursos necessários para a execução (Ahmed et al., 2020; Bernery et al., 2022), cabendo aos processos naturais locais a redução de suas populações (Bajer et al., 2019).

Estes processos naturais podem ser realizados por predadores semi-aquáticos como as lontras (Juarez-Sanches et al., 2019; Lanszki et al., 2015; Wolf-Gonzalez et al., 2022), que possuem o potencial de trabalharem naturalmente como “*restauradores de rios da natureza*” (Johnson et al., 2020) ao realizarem sua função ecossistêmica natural de predação (Chanin, 2003; Gittleman & Gompper, 2005; Lanszki et al., 2015; Wolf-Gonzalez et al., 2022). Estas constatações já ocorrem em nível local ou de paisagem para espécies como a lontra-euroasiática (*Lutra lutra*) (Lanszki et al., 2015), lontra-neártica (*Lontra canadensis*) (Wolf-Gonzalez et al., 2022) e lontra-neotropical (*Lontra longicaudis*) (Juarez-Sanches et al., 2019), mas sabe-se que

a dieta destes animais varia de acordo com os habitats e disponibilidades de presas nos ambientes (Adrian & Delibes, 1987; Cote et al., 2008; Rheingantz et al., 2017).

A lontra-neotropical (*Lontra longicaudis*) é um mustelídeo semi-aquático cuja distribuição se estende do México à Argentina e sua categoria de ameaça pela União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN) consiste em “Quase Ameaçada” e suas populações estão em declínio (Rheingantz et al., 2022). No Brasil a espécie é considerada ameaçada como “Vulnerável” no Bioma Mata Atlântica (Rodrigues et al., 2013) e nas listas estaduais de Minas Gerais (Silva, 1998) e Espírito Santo (Costa et al., 2019).

A *Lontra longicaudis* pode escolher presas invasoras em detrimento das nativas, se as primeiras possuem características ecológicas compatíveis com suas preferências e disponibilidade (Juarez-Sanches et al., 2019). Estas preferências consistem em peixes (e crustáceos) com mobilidade lenta e sedentários, principalmente se forem abundantes no ambiente (Rheingantz et al., 2012; 2017; Volpi et al., 2023). Uma vez que sua otimização do gasto energético durante o forrageio pode se enquadrar nas premissas da Teoria do Forrageamento Ótimo (Mac Arthur & Pianka, 1966) (p. ex. Rheingantz et al., 2012; Garcia-Silva et al., 2021; Moraes et al., 2021; Volpi et al., 2023), elas são consideradas predadores semi-aquáticos eficientes (Rheingantz et al., 2012; Volpi et al., 2023), principalmente se levarmos em conta a sua alta plasticidade trófica e natureza de “oportunista facultativo” (Rheingantz et al., 2017).

O princípio básico da teoria do forrageamento ótimo, consiste na observação de que certos predadores escolhem presas que geram mais energia com um gasto mínimo para a sua captura (MacArthur & Pianka, 1966). Nesse contexto, existe uma extensa gama de pesquisas que associam diferentes espécies de lontras ao comportamento de forrageamento ótimo, como a *Lutra lutra* na Europa (Beja, 1996; Ayres & García, 2011; García-Días & Ayres, 2010; Barrientos et al., 2013; Sittenthaler et al., 2019), *Enhydra lutris* no Pacífico (Ostfeld, 1982; Hale, 2022), *Lontra canadensis* na América do Norte (Thompson & Stelle, 2014, Day et al 2015), *Lontra longicaudis* (Rheingantz et al., 2012; Garcia-Silva et al., 2021; Moraes et al., 2021; Volpi et al., 2023) e *Pteronura brasiliensis* (Moraes et al., 2021) na América do Sul e *Lutrogalle persicilata* no Himalaia (Basak et al., 2021).

Estas observações enaltecem o fato de que os predadores semi-aquáticos (como as lontras de rio) têm o potencial de contribuir significativamente para a estruturação de comunidades de peixes em riachos tropicais (Pacini & Harper 2008). Pois em sistemas de água doce onde as comunidades são simples (Exemplo áreas antropizadas (Dudgeon et al., 2006; Dudgeon, 2019)), estes carnívoros podem reduzir grandemente as populações de presas,

causando assim uma cascata trófica (Gittleman & Gompper, 2005). Isto evidencia potenciais funções/serviços ecossistêmicos oriundos da predação que já são conhecidos para os predadores aquáticos (Hammerschlag et al., 2019).

Nesse sentido, maior atenção nas funcionalidades dos predadores nos ecossistemas se faz necessária, por isso a identificação do seu papel se torna um fator crítico, principalmente nos processos de restauração dos ecossistemas como “engenheiros ecológicos” (Ritchie et al., 2012). Adicionalmente, existe a necessidade da geração de conhecimento sobre as interações dos predadores com outras espécies, juntamente à complexidade de seus efeitos (Ritchie et al., 2012), além do fornecimento de informações baseadas na ciência sobre o papel crítico dos mamíferos nos processos, funções e serviços ecossistêmicos para as paisagens e sociedades humanas (Leacher Jr et al., 2019). Além disso, é preciso viabilizar articulações de estratégias em gestão de espécies invasoras baseadas nos processos naturais (Bajer et al., 2019), a exemplo da predação (Hammerschlag et al., 2019; Ritchie et al., 2012) e aborgadem biômica (Jonhson et al., 2020; Wolf-Gonzalez et al., 2022).

Adicionalmente, a conscientização pública sobre os papéis ecológicos de *Lontra longicaudis* nos ecossistemas em que habita está entre as recomendações das Ações de Conservação para espécie segundo a União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN) (Rheingantz et al., 2022) e este trabalho visa prover informações relevantes sobre a potencial função/serviço ecossistêmico de predação de espécies invasoras fornecido por estes mustelídeos, que possam auxiliar programas de educação ambiental baseados em evidências, tanto para as comunidades locais como para a científica.

Portanto, o presente trabalho tem como objetivo investigar o papel predatório da *Lontra longicaudis* sobre presas invasoras tendo como primeiro capítulo uma compilação das publicações que contenham a predação de espécies não-nativas (alóctones e exóticas) pela espécie em toda sua área de distribuição, visando identificar as espécies, seus aspectos ecológicos e a influência antrópica nos locais para uma melhor compreensão desse contexto. O segundo capítulo consiste em estudo de caso com a avaliação da dieta das lontras em paisagem antropizada com potencial ocorrência de espécies invasoras durante períodos de seca extrema e enchentes.

## 2 CAPÍTULO 1: PREDACÃO DE ESPÉCIES EXÓTICAS E ALÓCTONES PELA LONTRA NEOTROPICAL: EVIDÊNCIAS DE CONTROLE POTENCIAL EM RIOS COM BARRAGENS?

### 2.1 INTRODUÇÃO

A perda da biodiversidade e consequente homogeneização das comunidades de água doce pelo mundo, são um fato visivelmente claro e preocupante (Poff et al., 2007; Rahel, 2002; Villéger et al., 2011), pois aos poucos extinguem elementos chave nos processos ecológicos desses ecossistemas (Dudgeon et al., 2006; Dudgeon, 2019; Poff et al., 2007). Estes processos de homogeneização ocorrem basicamente devido às extirpações das espécies nativas e invasões de espécies não-nativas em ambientes antropicamente alterados, que têm maior sucesso de estabelecimento de acordo com múltiplos fatores (geralmente de origem antrópica) associados às características ecológicas favoráveis das espécies invasoras (Ahmed et al., 2020; Bernery et al., 2022; Rahel, 2002; Villéger et al., 2011).

A erradicação de espécie invasoras nos ecossistemas aquáticos muitas vezes é impossível e seu controle inviável em alguns casos (Ahmed et al., 2020; Bernery et al., 2022; Diagne et al., 2020), sobretudo o controle biológico mediado por humanos (Bajer et al., 2019). Esse biocontrole de peixes invasores e invertebrados aquáticos continua rudimentar, com poucos exemplos de sucesso, se baseando principalmente na remoção física pelos humanos e na predação por espécies nativas (Bajer et al., 2019). Nesse sentido, existe a importante função/serviço ecossistêmico de controle exercido pelos predadores aquáticos, principalmente se os invasores estiverem entre as presas principais (Hammerschlag et al., 2019). Por serem carnívoros que desenvolveram adaptações cranianas e pós-cranianas para viver e caçar em ambientes aquáticos em todo o mundo (Nowak, 1999, citado por Tseng et al., 2017), potencialmente esta função/serviço ecossistêmico também pode ser exercida por predadores semi-aquáticos como as lontras (Lanszki et al., 2015; Wolf-Gonzalez et al., 2022), inclusive a *Lontra longicaudis* (Juarez-Sanches et al., 2019).

A *Lontra longicaudis* é um predador topo de cadeia alimentar em ambientes aquáticos da região neotropical (Eisenberg & Redford, 1999), que habita baías, estuários, rios, córregos, lagos e zonas úmidas (Rheingantz et al., 2022). Dotadas de uma ecomorfologia alimentar piscívora (Tseng et al., 2017), essa espécie possui preferências alimentares marcantes ao selecionarem presas mais de movimento lento (Rheingantz et al., 2017; Volpi et al., 2023). Isto provê uma alta eficiência predatória, pois otimizam seu gasto de energia quando estão

fORAGEANDO e optam por presas mais lentas quando estas estão disponíveis no ambiente, principalmente os peixes (com baixa mobilidade) e os crustáceos (Rheingantz et al., 2012, 2017; Volpi et al., 2023).

Embora tenha preferência por locais com maior integridade ambiental, como regiões de vegetação ripária preservada e melhor qualidade da água (Almeida & Pereira, 2017), a lontra-neotropical pode frequentar ambientes antropizados, como áreas urbanizadas (p. ex. D'Angelo & Sazima, 2012; Quintella et al., 2021; Roncancio-Duque & Guzmán-Valencia, 2022), paisagens agropastoris (Cap 2) e represas (Pérez et al., 2020; Quadros, 2012; Santos & Reis, 2012).

Nas áreas urbanizadas, os registros geralmente ocorrem em locais com áreas de margem preservadas que proporcionam proteção (p. ex. Quintella et al., 2021; Roncancio-Duque & Guzmán-Valencia, 2022) e/ou que haja disponibilidade de recursos alimentares (p. ex. D'Angelo & Sazima, 2012). Enquanto nas paisagens agropastoris, estes animais podem ocorrer em ambiente com maior grau de degradação dos habitats ripários (Capítulo 2), onde a livre circulação do gado nas margens assoreia os rios e pode reduzir a abundância de peixes (Rheingantz et al., 2018)

A presença de represas altera a distribuição espacial das lontras nos rios (Pérez et al., 2020) e afeta negativamente suas populações (Quadros, 2012). Isto possivelmente pode ser atribuído à degradação do ambiente, alteração do fluxo para água parada e diminuição da conectividade funcional para indivíduos e populações da espécie, mas ainda não existem estudos nesse sentido (Rheingantz et al., 2018).

Ainda assim, por serem animais oportunistas, elas podem ser atraídas por estas represas que em alguns casos, podem fornecer recursos alimentares mais acessíveis (Santos & Reis, 2012) devido a abundância, facilidade de captura em tanques rede ou nos aparatos de pesca dos humanos (Santos & Reis, 2012; Quintella et al., 2012). Dentre estes recursos, estão as espécies invasoras de peixes introduzidas por atividades humanas, que muitas vezes compõem sua principal dieta nestes locais (García-Silva et al., 2021; Guerrero et al., 2018; Lousada-Silva et al., 2008; Passamani & Camargo, 1995; Santos et al., 2012).

As espécies não-nativas podem consistir em presas importantes na dieta de lontras, sobretudo em ecossistemas seminaturais ou que sofreram alterações antrópicas. Isso foi observado para a *Lutra lutra* na Europa (Baliestreri et al., 2013), *Lontra canadensis* na América do Norte (Buzzel et al., 2023; Wolf-Gonzalez et al., 2022) e *L. longicaudis* na América Central (Juarez-Sanches et al., 2019), fornecendo resistência biótica a espécies invasoras em ecossistemas receptores.

Nesse sentido, existem poucos exemplos de sucesso no controle biológico mediado por humanos em ecossistemas aquáticos e na maioria dos casos, os processos naturais é que regulam a sua abundância (Bajer et al., 2019). Uma vez que os impactos dessas presas nos ecossistemas são abrangentes, indiretos, difusos e difíceis de detectar e prever, com efeitos desproporcionalmente graves (Moorhouse & Mac Donald, 2015), seria de grande importância articular estratégias integradas em gestão de espécies invasoras baseadas nos processos naturais (Bajer et al., 2019).

Adicionalmente, a predação de espécies invasoras pela *Lontra longicaudis* pode ser um ativo na conservação da espécie e seus habitats (Rheingantz et al., 2017), além de ser necessário sensibilizar o público sobre seu papel ecológico nos ecossistemas aquáticos (Rheingantz et al., 2022). Principalmente mediante ao crescimento das invasões nestes ecossistemas devido ao aumento das atividades antrópicas nas paisagens (Reid et al., 2019; Su et al., 2021) e tendências de expansão com os efeitos das mudanças climáticas (Badiou et al., 2011; Rahel & Olden, 2008; Reid et al., 2019).

Portanto o objetivo deste capítulo é realizar uma revisão bibliográfica dos registros sobre predação de espécies não-nativas pela *Lontra longicaudis* em sua área de distribuição, visando identificar padrões importantes que forneçam elucidaciones sobre o serviço ecossistêmico de predação e potencial para controle de invasores. Em primeiro plano é hipotetizado que haverá um o aumento dos registros de espécies invasoras na dieta das lontras nas últimas décadas. Também serão averiguadas quais famílias e espécies não-nativas foram mais predadas. A partir disso, será investigado se existe maior predação de espécies invasoras de acordo com sua mobilidade; e se esses registros podem estar associados às influências antrópicas na paisagem.

## 2.2 METODOLOGIA

Buscas foram realizadas nas bases de dados Portal de Periódicos Capes, Scielo, Google Acadêmico e Scopus. As palavras chave utilizadas foram muitas combinações de “Lontra longicaudis”, “Neotropical otter”, “Lobito de rio”, “Nutria neotropical”, “Nutria”, “Lutra longicaudis”, “Feeding habits”, “food habits”, “trophic ecology”, “dietary”, “diet”, “Throphyc niche”, “Habitos alimentarios”, “nicho trófico”, “invasive species”, “non-native”, “non native”, “non-indigenous”, “exotic species”, “introduced”, “alien species”, “espécies invasoras”, “especies introducidas”, “exóticas, introduzidas”. Ainda assim nem todos estes trabalhos apareceram nas bases de dados. Nesse sentido, foram feitas buscas dentro dos artigos de forma

independente das bases através do método bola de neve. Os critérios de seleção foram trabalhos com ecologia trófica realizados dentro de toda a distribuição geográfica da *Lontra longicaudis* que continham predação de espécies introduzidas exóticas e/ou alóctones independentemente se eram associadas à condição de invasoras ou não. Os trabalhos e notas que continham apenas observações (p. ex. D'Angelo & Sazima, 2012; Gaitán et al., 2020) não foram incluídos, sendo utilizados apenas para as discussões. Durante as buscas, notas científicas, dissertações e teses que se enquadrava nestes quesitos também foram consideradas.

Posteriormente às buscas os dados de interesse foram selecionados através da leitura total e gradualmente tabelados em planilha do Microsoft Excel. Estes dados de interesse consistiram em autores, ano de publicação, país, corpo hídrico (Lago costeiro, rio, córrego, lagoa costeira, represa, área úmida costeira), espécies alóctones e exóticas, tipo de consumo, presença/ausência de barragens, coordenadas, título, periódico, tipo de publicação, ano das amostragens.

Os predadores aquáticos que preferem presas exóticas às nativas possuem um potencial maior para reduzir a vulnerabilidade de um sistema aos impactos causados pelas espécies invasoras na comunidade receptora (Hammerschlag et al., 2019). Uma vez que as lontras são mais especializadas em presas aquáticas do que os demais carnívoros (Clavero et al., 2008), é possível que isso possa ocorrer para animais semi-aquáticos como as lontras (p. ex. Juarez-Sanches et al., 2019; Lanszki et al., 2015; Wolf-Gonzalez et al., 2022). Nesse contexto, visando obter um panorama geral sobre as espécies não-nativas mais predadas pela *Lontra longicaudis*, elas foram categorizadas em Principal ou Ocasional. A primeira categoria (Principal) considerou as presas que estavam entre as três mais predadas independente de suas proporções e a segunda (Ocasional), considerou todas as frequências abaixo disso.

Para uma melhor compreensão das características ecológicas das espécies predadas, foram feitas buscas sobre a mobilidade dos grupos de acordo com Rheingantz et al. (2012), Latini et al. (2016), Melquist et al. (2006), Stearns e Serfass (2011), Mandal (1978), Hahn (2007), Piorski et al. (2018) e seu grau de “ameaça aos humanos” também foi utilizado de acordo com o FishBase (Froese & Pauly, 2023).

Uma vez que a construção de barragens se apresenta como um dos principais fatores para o estabelecimento de espécies invasoras nos sistemas hídricos (Bernery et al., 2022; Daga et al., 2015; Poff et al., 2007) a presença e ausência de barragens hidroelétricas foi registrada nos trabalhos realizados em ecossistemas lóticos visando averiguar se existe alguma relação.

Os cálculos de porcentagem foram realizados utilizando o programa Microsoft Excel.



Nas buscas primárias, 38 trabalhos continham conteúdo sobre o tema. Todavia, alguns autores repetem as informações na literatura cinza e trabalhos em congresso. Observado isso, apenas as publicações em periódicos foram mantidas para os autores cujas informações estavam em suas dissertações e/ou teses, a fim de evitar redundâncias.

Ao analisar os trabalhos, foi possível perceber que eram evidenciadas apenas as espécies exóticas (quando eram) e muitas das espécies alóctones não foram destacadas como tal pelos autores. A partir dessa suspeita, foram realizadas buscas adicionais em bases de dados como FishBase que possibilitaram confirmar a origem ignorada destas espécies.

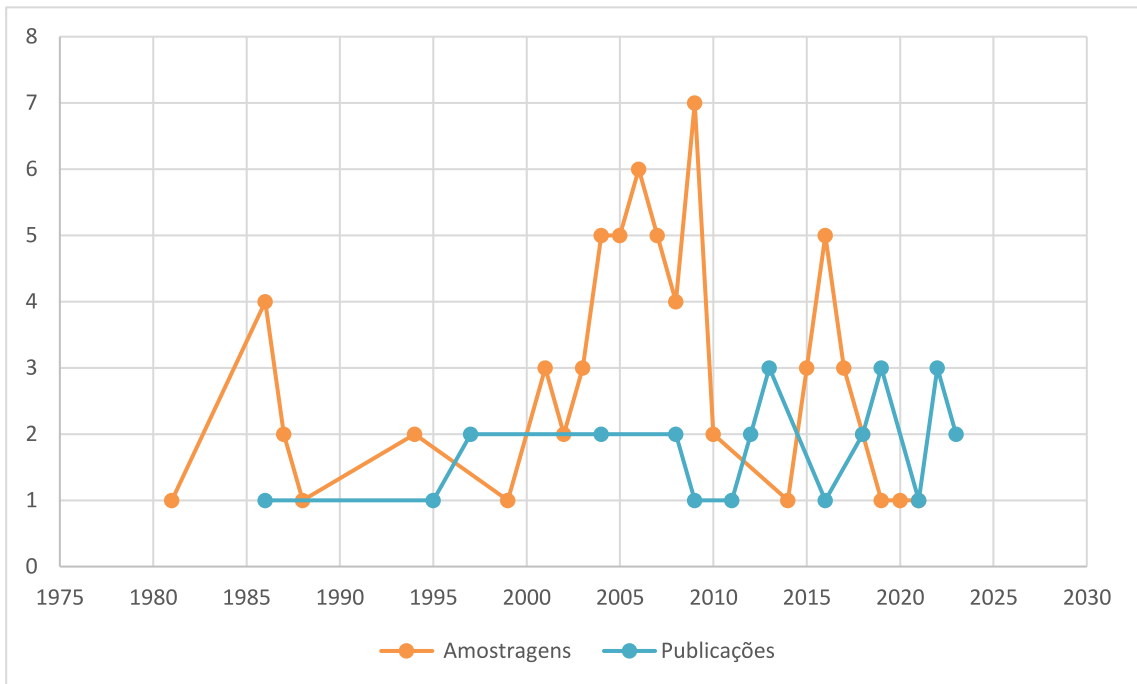
Nem todos os trabalhos realizados em sistemas lóticos continham informações sobre a presença de barragens nos rios pesquisados ou dentro da bacia hidrográfica. Para compor isso, pesquisas adicionais sobre a presença de barragens no entorno das paisagens também foram feitas através das coordenadas e referências geográficas contida nos artigos e procuradas no Google Earth e web.

### 2.3 RESULTADOS

Após a filtragem por leitura, 30 trabalhos (Incluindo o capítulo 2) forneceram informações sobre predação de espécies exóticas e alóctones pela lontra-neotropical (Apêndice – A, Tabela 3). Dentre estes, 19 artigos em periódicos, 2 dissertações de mestrado, 5 notas científicas e 4 relatórios de pesquisa do IUCN Otter Specialist Group Bulletin.

A cronologia dos trabalhos demonstrou que apesar de muitas publicações serem com datas atuais, eles consistiram em amostragens realizadas muitos anos antes (5,10 até 16 anos). A maior concentração de registros ocorreu entre os anos de 2004-2009 (Figura 1).

Figura 1 – Cronologia do número de trabalhos (eixo y) com espécies não-nativas na dieta de *Lontra longicaudis* por ano (eixo x) em toda sua área de ocorrência. A linha laranja indica os anos de amostragem com aumento dos trabalhos entre 2004-2009 e a linha azul indica os anos de publicação.



Fonte: Elaborado pelo autor (2023)

Os países com maior ocorrência de espécies introduzidas na dieta de *Lontra longicaudis* foram Brasil (14 trabalhos (47%)), México (13 trabalhos (44%)), seguidos pela Guatemala (3%), Colômbia (3%) e Argentina (3%) com apenas um trabalho cada (Apêndice - B).

A origem das espécies predadas consistiu em 76% de exóticas e 24% alóctones. O tipo de consumo foi 51% de Presas ocasionais e 49% de presas principais.

Espécies como *Tilapia rendali*, *Tilapia nilotica* e *Salmo gairdneri* tiveram seus gêneros e epítetos atualizados para *Coptodon rendali*, *Oreochromis niloticus* e *Oncorhynchus mykiss*.

O grupo principal foram os peixes, seguidos de moluscos bivalves e aves domésticas (Tabela 1).

Tabela 1 – Porcentagens das espécies não nativas predadas por *Lontra longicaudis* registradas nos 30 trabalhos em toda a sua área de distribuição (Brasil, México, Colômbia, Guatemala e Argentina). “Ameaça aos humanos” (Froese & Pauly, 2023) (AH) Pp= Praga potencial, In= Inofensivo, Tr= Traumatogênico. Mobilidade das famílias predadas de acordo com Rheingantz et al. (2012), Latini et al. (2016), Melquist et al. (2006), Stearns e Serfass (2011), Mandal (1988) e espécies Hahn (2007), Piorski et al. (2018).

Grupo	Ordem	Família	Espécie	%	Características ecológicas	
					AH	Mobilidade
<b>Peixes</b>						
	Cichliformes			38		
	Cichlidae			38		Lentos
		<i>Oreochromis niloticus</i>		13	PP	
		<i>Coptodon rendali</i>		11	PP	
		<i>Oreochromis sp.</i>		6	PP	
		<i>Oreochromis aureus</i>		4	PP	
		<i>Cichla kelberi</i>		1	IN	
	Siluriformes			21		
	Loricariidae			9		Lentos
		<i>Pterygoplichthys sp.</i>		4		
		<i>Pterygoplichthys pardalis</i>		3	IN	
		<i>Hypostomus nicefroi</i>		1		
	Clariidae			5		Lentos
		<i>Clarias gariepinus</i>		4	PP	
	Ictaluridae			3		Lentos
		<i>Ictalurus punctatus</i>		3	PP	
	Callichthyidae			2		Lentos
		<i>Hoplosternum littorale</i>		1	IN	
	Auchenipteridae			2		
		<i>Trachelyopterus lucenai</i>		1	IN	
	Cypriniformes			19		
	Cyprinidae			19		Lentos
		<i>Cyprinus carpio</i>		14	PP	
		<i>Cyprinus sp.</i>		1	PP	
		<i>Carassius auratus</i>		1	PP	
	Centrarchiformes			13		

Centrarchidae	13		
<i>Micropterus salmoides</i>	7	PP	Intermediários
<i>Lepomis cyanellus</i>	1	IN	
<i>Lepomis macrochirus</i>	3	PP	
<hr/>			
Salmoniformes	5		
Salmonidae	5		Rápido
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	4	PP	
<hr/>			
Characiformes		PP	
Bryconidae	1		
<i>Salminus brasiliensis</i>	1	IN	Rápido
Serrasalmididae	1		
<i>Pygocentrus sp.</i>	1	TM	Rápido
<hr/>			
Perciformes	1		
Sciaenidae	2		Rápido
<i>Plagioscion squamosissimus</i>	1	IN	
<hr/>			
<b>Moluscos</b>			
<hr/>			
Bivalvia			Quase sésil
<i>Corbicula flumínea</i>	3		
<i>Corbicula largilierti</i>	1		
<hr/>			
Gastropoda			
<i>Melanoides tuberculata</i>	1		Lento
<hr/>			
<b>Aves</b>			
<i>Gallus domesticus</i>	1		-
<i>Anas platyrhynchos domesticus</i>	1		-

Fonte: Elaborado pelo autor (2023)

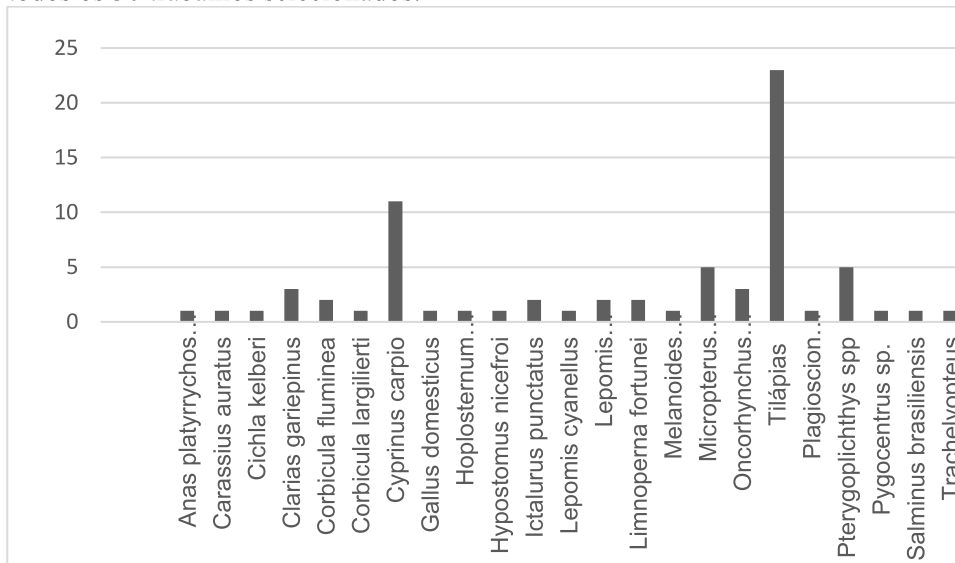
Dentre os peixes, os táxons mais predados foram as tilápias do gênero *Oreochromis spp.*, a carpa comum (*Cyprinus carpio*), tilápia do congo (*Coptodon rendali*), Achigã (*Micropterus salmoides*) e os cascudos (*Pterygoplichthys spp.*).

O total de registros de diferentes espécies de tilápias (*Oreochromis spp.* e *Coptodon rendali*) estiveram presentes em 23 trabalhos, a carpa comum (*Cyprinus carpio*) em 11 trabalhos, *Micropterus salmoides* em 5 trabalhos e os cascudos (*Ptericoplichthys spp.*) em 5 trabalhos.

A família Cichlidae, foi representada por dois gêneros de tilápia e apresentados pelos autores como *Oreochromis niloticus*, *Oreochromis aureus*, *Oreochromis sp.* e *Coptodon*

(*Tilapia rendali*). Alguns trabalhos registraram mais de uma espécie e/ou gênero de tilápia (Apêndice A). Como as distintas espécies de tilápia apresentam características ecológicas semelhantes (Rodríguez-Aguilar et al., 2023), foi construído um gráfico com todos os registros das espécies de tilápias somados (total de 23 registros) para uma melhor visualização de sua proporção quando comparada aos peixes e às demais presas não nativas (Figura 2).

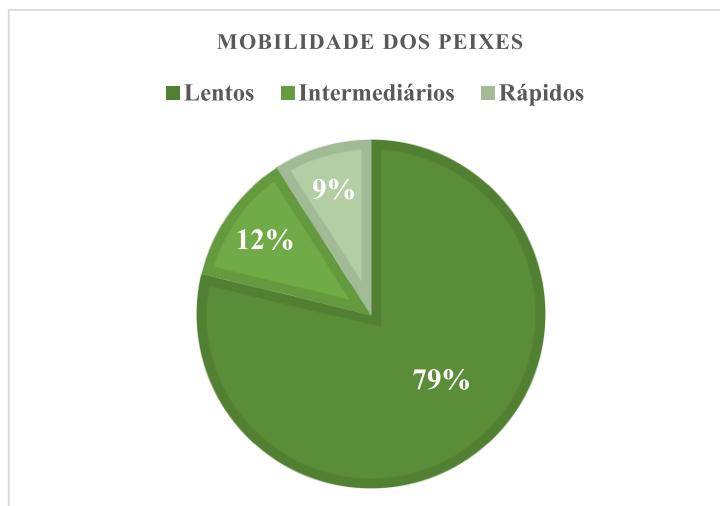
Figura 2 – Número de registros (eixo y) de cada espécie não-nativa (eixo x) em todos os 30 trabalhos selecionados.



Fonte: Elaborado pelo autor (2023)

Para a mobilidade dos peixes, 79% possuem mobilidade lenta, 12% intermediária e 9% rápida (Figura 3).

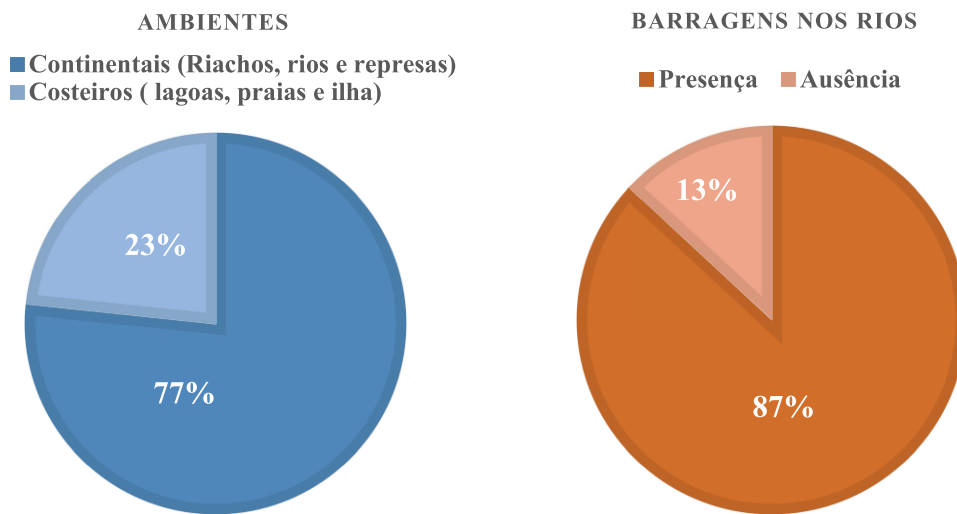
Figura 3 – Porcentagem das mobilidades de peixes invasores na dieta de *Lontra longicaudis*.



Fonte: Elaborado pelo autor (2023)

Dos 30 trabalhos encontrados, 7 foram realizados em ecossistemas costeiros (23%) e 23 água doce (rios, riachos e/ou represas) (77%). Destes últimos, 20 (87%) estão em ambientes com influência de barragens. Apenas 3 trabalhos (13%) foram realizados em rios sem barramento (Figura 4).

Figura 4 – Continentalidade dos ambientes e Presença/ Ausência de barragens nos rios pesquisados.



Fonte: Elaborado pelo autor (2023)

## 2.4 DISCUSSÃO

### 2.4.1 Cronologia dos trabalhos

Os anos com mais ocorrências de espécies não nativas na dieta das lontras (2004-2009) é resultante do número de pesquisas realizadas durante estes anos. Alguns dos períodos amostrais de trabalhos se sobrepunham, daí a não equivalência dos números totais com o número de publicações.

A primeira hipótese não foi corroborada pelos resultados desta análise cronológica, pois cogitamos que haveria um aumento expressivo nos números de registros de espécies invasoras ao longo do tempo. Entretanto, foi observado um grande atraso entre os períodos amostrais e as datas das publicações. Estes atrasos com mais de dez anos, nos proporcionam uma lacuna temporal sobre informações emergentes e que merecem atenção. Isto levanta questões sobre a necessidade de publicar materiais que envolvam a ecologia de invasão (Ahmed

et al., 2022). Apesar disso, um discreto aumento no número de publicações sobre o tema pode ser observado em azul (Figura 1) se comparado às primeiras publicações, todavia com datas reais dos registros concentrados entre os anos de 2004-2009 (em laranja).

#### 2.4.2 Proporções e características ecológicas das presas não-nativas

As ordens (Cichliformes, Siluriformes, Cypriniformes e Centrarchiformes) e as famílias (Cichlidae, Cyprinidae Centrarchidae e Loricariidae) mais predadas integram as espécies de peixes invasores com maior preocupação em termos de invasividade e distribuição nos ecossistemas neotropicais (Bernery et al., 2022; Gubiani et al., 2018). Os Cichliformes (principalmente Cichlidae) e Siluriformes (principalmente Loricariidae), estão de acordo com constatações de Rheingantz et al. (2017) sobre sua mobilidade lenta e sedentária. Todavia, as ordens Cypriniformes e Centrarchiformes, não são citadas pelos autores em revisão realizada envolvendo os estudos com dieta de *Lontra longicaudis*. Estas ordens e suas respectivas famílias são mais comumente observadas em trabalhos com a dieta da *L. canadensis* (Fretueg et al., 2015; Hansen, 2003; Melquis et al., 2003; Roberts et al., 2008; Sanders et al., 2023; Stearns & Serfass, 2011). Isso possivelmente pode estar ligado a novas atualizações taxonômicas sobre as famílias e/ou suas proporções na dieta das lontras não terem sido consideradas devido às baixas proporções. Apesar disto, todas estas famílias mais predadas, possuem movimentação lenta, exceto pelos Centrarchidae que são considerados “relativamente lentos” (Melquis et al., 2003) se comparados a peixes rápidos como os Salmonidae.

A *Oreochromis niloticus* foi uma das espécies mais predada pela lontras-neotropical e isto pode ser atribuído à sua vasta distribuição no Neotrópico, pois é a segunda espécie invasora mais registrada nos ecossistemas aquáticos dos subcontinentes Mesoamericano e Sul Americano (Gubiani et al., 2018). Esta espécie é um dos peixes invasores que causam mais impactos no mundo (Canónico et al., 2005) e nas Américas (Cassemiro et al., 2018; Gubiani et al., 2018). Dentre estes impactos pode-se citar o deslocamento competitivo de peixes nativos, alteração da qualidade da água e comunidade fitoplancônica (Cassemiro et al., 2018).

A relação entre *Lontra longicaudis* foi observada por Santos e Reis (2012) ao monitorarem marcações dos mustelídeos próximos a atividades de cultivo de tilápia (*Oreochromis niloticus*) em três trechos de sua área amostral. Em estudo de caso analisando a dieta nesta mesma paisagem com pisciculturas e represa, Santos et al. (2012) obtiveram resultados onde *Oreochromis niloticus* e *Cyprinus sp.* estiveram entre as presas principais das lontras-neotropicais (Apêndice A). Isto vai de encontro ao fato de que espécies de ciclídeos

como a *O. niloticus* e *C. rendali*, são os peixes não-nativos mais comuns nas represas neotropicais (Gubiani et al., 2018) principalmente Brasil (Cassemiro et al., 2018). A predação de *Oreochromis mossambicus* pela *Lutrogale perspicillata* em habitat antropizado também já foi documentada por Gowthan et al. (2022) na Índia, onde esta espécie também é invasora.

Em lagoa de parque ecológico urbano, D'Angelo e Sazima (2012), relatam interações de comensalismo entre a *Lontra longicaudis* e diferentes espécies de aves piscívoras, onde os peixes caçados se tratavam de cardumes da *Coptodon (Tilapia) rendali*. Além disso, Carvalho-Junior et al. (2010 a,b) citam essa espécie de tilápia ocorrendo na lagoa do Peri em monitoramentos de lontra-neotropical que ocorrem na região.

Estes registros e exemplos permitem uma perspectiva de que em sua maioria, estas espécies são predadas em ambientes com maior influência antrópica, que dada a sua baixa mobilidade e provável maior disponibilidade no ambiente devido às introduções, existe maior probabilidade de predação por parte destes mustelídeos semi-aquáticos.

Uma vez que todas as espécies de tilápias tem alto potencial invasor e podem habitar em condições selvagens nos países onde foram introduzidas (Canónico et al., 2005), pode ser observado que a *Lontra longicaudis* apresenta um potencial significativo para exercer predação e resistência biótica a estes ciclídeos. Este fato se dá principalmente devido aos peixes desta família estarem entre suas presas principais (Rheingantz et al., 2017), como demonstrado também pelas proporções aqui encontradas (Tabela 1, Figura 2).

A carpa asiática (*Cyprinus carpio*) é a espécie de peixe invasor com maior ocorrência no mundo e uma das mais frequentes nos Neotrópicos (Bernery et al., 2022). Os principais impactos que causam nos ambientes receptores consistem no aumento do total de sólidos em suspensão e erosão; diminuição da abundância de macrófitas submersas; diminuição dos invertebrados bentônicos e redução da abundância de peixes nativos (Badiou et al., 2011).

Apesar das tilápias terem tido uma maior expressividade somadas neste estudo, *Cyprinus carpio* foi a espécie com maior percentual de ocorrência na dieta da lontra-neotropical entre os táxons, se contabilizados separadamente (Tabela 1). Isso também pode estar associado ao fato desta família (Gubiani et al., 2018) e espécie (Bernery et al., 2022) estarem entre os peixes invasores com maior distribuição e números de ocorrências nos ecossistemas de água doce dos subcontinentes Neotropicais.

Na América do Norte a *Cyprinus carpio* e demais Cyprinidae também ocupam a posição de peixes comuns e preferenciais na dieta da *Lontra canadensis* (Fretueg et al., 2015; Hansen, 2003; Melquis et al., 2003; Stearns & Serfass, 2011). Neste subcontinente, esse Cyprinidae é a espécie invasora mais abundante nos ecossistemas dulcícolas (Bernery et al.,



2022). Assim como para outras espécies de lontra, a sua predação pela lontra-neártica tal fato também é atribuído à sua mobilidade lenta e maior facilidade de captura (Melquis et al., 2003; Ryder, 1955; Stearns & Serfass 2011).

Apesar de ser um animal cuja dieta principal consiste em crustáceos (Franco et al., 2011, 2013; Sepúlveda et al., 2009), existem registros da *Lontra provocax*, predando *Cyprinus carpio* (Fuentes & Arriagada 2022; Franco et al., 2011, 2013). Nestas publicações, a espécie invasora ocupa a maior proporção dentre os peixes depois dos crustáceos, evidenciando sua importância complementar na dieta destes animais ameaçados de extinção.

Os estudos de caso acima, somados aos dados aqui encontrados, podem evidenciar a capacidade natural da lontra-neotropical em predação a carpa comum. Uma vez que esta espécie invasora irá aumentar a sua distribuição mediante ao contexto das mudanças climáticas (Badiou et al., 2011; Rahel & Olden, 2008), a depender do tamanho dos corpos hídricos, as lontras poderiam atuar como potenciais redutores nesse espalhamento.

O *Micropterus salmoides* é uma espécie com alto grau de ameaça aos ecossistemas receptores e de grande preocupação mundial, que vem se espalhando rapidamente pelo globo, causando múltiplos danos aos habitats invadidos e perdas econômicas (Constantini et al., 2023). De acordo com Bae et al. (2018) e Constantini et al. (2023) as atividades antropogênicas (degradação dos habitats do entorno, alteração das comunidades) e alterações hidrológicas resultantes da construção de reservatórios cria condições favoráveis para esta espécie exótica altamente invasora. Por ser um predador, além de alterar as comunidades dos ambientes invadidos (Constantini et al., 2023; Hong et al., 2020), pode competir com as lontras (*Lutra lutra*) pelos mesmos recursos em rios represados (Hong et al., 2020).

Apesar de existirem casos onde a *Lutra lutra* se alimenta menos dessa espécie do que o esperado (Baliestreri et al., 2013), Martínez-Ibraín et al. (2020) registram o *Micropterus salmoides* entre as três mais predadas em represa na Espanha. Adicionalmente, ao compararem a dieta de *L. lutra* em uma represa e seus tributários em Portugal, Sales-Luís et al. (2007) registraram o *M. salmoides* como o peixe mais predado na represa.

Além da *Lutra lutra*, a *Lontra canadensis* também predam naturalmente este gênero (Roberts et al., 2008) e espécie, tanto em maiores proporções (Sanders et al., 2023) como em menores (Wolf-Gonzalez et al., 2022). Nesse contexto, a depender do ambiente, tais apontamentos demonstram a potencialidade destes mustelídeos em predarem a espécie invasora, incluindo a *L. longicaudis*. Pois o *M. salmoides* pode se espalhar rapidamente quando existe escassez de predadores locais (Constantini et al., 2023).

Essa espécie invasora já ocorre no Brasil (Freitas et al., 2023), todavia sua predação pela *L. longicaudis*, foi documentada apenas no México. Isso pode ser atribuído ao fato de que boa parte destes registros ocorreram em locais próximos a sua área de ocorrência natural e em represas. Estas represas são polos de pesca esportiva e esse é um dos principais mecanismos de propagação de espécies extralimitais/alóctones nos Neotrópicos (Gubiani et al., 2018).

Outra espécie de peixe que merece atenção do ponto de vista da ecologia de invasão, são os cascudos do gênero *Pterygoplichthys sp*, sobretudo a espécie *Pterygoplichthys pardalis*. Pois são invasores de grande preocupação na Guatemala (Elías et al., 2022), México (Meiners-Mandujano et al., 2019; Sarkar et al., 2023), Bangladesh (Sarkar et al., 2018), Iraque (Qasim & Jawad, 2022), EUA, Índia e outros (Sarkar et al., 2023).

Nativos da bacia Amazônica, eles se estabelecem em diferentes condições de habitats (Sarkar et al., 2023) e possuem alguma resistência fisiológica à salinidade, o que confere capacidade de invadir ambientes de água salobra (Capps et al., 2011; Kumar et al., 2018). Os múltiplos impactos negativos causados por este gênero nos ecossistemas receptores e às atividades humanas (Impactos econômicos na pesca e piscicultura) é comprovado em países como Porto Rico, México, EUA (Havaí e Flórida), Turquia, Filipinas, Índia e Siri-Lanka (Sarkar et al., 2023). Dentre estes impactos estão incluídos: redução da abundância de peixes nativos; asfíxia de pelicanos (*Pelecanus occidentalis*, Linnaeus, 1766); causarem feridas e stress em peixes-boi (*Trichechus manatus latirostris*, Harlan, 1823); reduzirem espécies de pesca esportiva, de subsistência e piscicultura; e alterações físico-químicas nos ambientes receptores (Sarkar et al., 2023).

Existem registros e observações de predação deste gênero por outras espécies de lontra. Nico (2010), relata sobre uma família de *Lontra canadensis* predando ocasionalmente indivíduos de *Pterygoplichthys* no estado da Flórida (EUA). Além desta, a *Lutrogale perspicillata* foi registrada predando *Pterygoplichthys pardalis* em habitat invadido na Índia (Gowthan et al., 2022) onde também são considerados um grande problema (Sarkar et al., 2023).

Na área de distribuição natural da *L. longicaudis*, este gênero está estabelecido na Guatemala (Elías et al., 2022), México (Amador Del Ángel et al., 2014) e na Bacia do Alto Paraná (Brasil) (Silva et al., 2022). Neste último, o primeiro registro da espécie *Pterygoplichthys ambrosettii* ocorreu pela primeira vez no reservatório de Itaipu em 1997, demonstrando a relevância das barragens e outras intervenções humanas no processo de invasão dos rios (Silva et al., 2022).

Além dos trabalhos com dieta aqui citados (Juarez-Sanchez et al., 2019; Mariano-Mendoza et al., 2022; Vázquez-Maldonado & Delgado-Estrella, 2022) Amador del Ángel et al. (2014) apontam a *Lontra longicaudis annectens* como predadores do gênero no México. Além disso, Gaitán et al. (2020) relatam observações em campo dessa relação predador-presa (*L. longicaudis* - *Pterygoplichthys spp.*) no rio La Pasi3n (Guatemala). Nesse mesmo rio, Juarez-Sanchez et al. (2019), observaram a influ3ncia destes cascudos na ecologia tr3fica das lontras, no sentido de que sua presen3a diminuiu a amplitude de nicho do predador ap3s sua introdu33o, onde os mustel3deos nativos passaram a optar por essa esp3cie de presa invasora em detrimento das nativas. Isso demonstra aptid3o ao controle, pois a *Lontra longicaudis* tende a buscar uma otimiza33o em seu forrageamento atrav3s da preda33o de esp3cies com h3bito de mobilidade lenta e sedent3ria (Pardini, 1998; Rheingantz et al., 2012; 2017; Volpi et al., 2023). Estas s3o caracter3sticas naturais dos Loricariidae (Rheingantz et al., 2012), que consiste em uma das fam3lias de preixes preferenciais na dieta das lontras-neotropicais (Pardini, 1998; Rheingantz et al., 2017).

Nesse sentido, dado que a invas3o dos cascudos do g3nero *Pterygoplichthys sp.* 3 uma amea3a emergente aos ecossistemas aqu3ticos, biodiversidade de peixes nativos e produ33o pesqueira (Sarkar et al., 2023); e a *Lontra longicaudis* possui uma tend3ncia natural 3 preda33o de peixes desta fam3lia (Pardini, 1998; Rheingantz et al., 2017) e g3nero (Amador Del 3ngel et al., 2014; Juarez-Sanchez et al., 2019; Gait3n et al., 2020; Mariano-Mendoza et al., 2022; V3zquez-Maldonado & Delgado-Estrella, 2022), pode-se inferir que elas possuem um bom potencial natural para reduzir as popula33es destes peixes em 3reas invadidas devido 3 ecologias predador-presa compat3veis.

Apesar da baixa frequ3ncia entre os estudos, existem aspectos importantes para a ecologia da *Lontra longicaudis* relacionados a truta-arco-3ris *Oncorhynchus mykiss* e que merecem ser destacados. Este salmon3deo tamb3m 3 uma das esp3cies invasoras com maior n3mero de registros nas ecorregi3es neotropicais (Gubiani et al., 2018) e no mundo (Bernery et al., 2022). Assim como o *M. salmoides* as trutas-arco-3ris (*O. mykiss*) foram documentadas apenas no M3xico em tr3s trabalhos.

Estes registros ocorreram em ambientes de clima subtropical e locais pr3ximos a criat3rios de trutas (Guerrero-Flores et al., 2013; Monroy-Vilchis & Mundo 2009), onde foram encontradas fezes contendo 100% destes peixes considerados r3pidos e de dif3cil captura (Melquist et al., 2006). Dadas as altitudes relatadas nos trabalhos, possivelmente esta alta porcentagem esteja associada 3 f3cil captura nos riachos de cabeceira, que possuem pouco volume de 3gua.

Andrade-Ponce e Angarita-Sierra (2017) registraram o mais novo recorde altitudinal para a espécie na Colômbia, atribuindo às mesmas questões que Guerrero-Flores et al. (2013) que demonstram evidências de que o escape de trutas (*Oncorhynchus mykiss*) no sistema fluvial pesquisado está atraindo as lontras para habitats que normalmente seriam inóspitos a elas. Dado que as lontras neotropicais são de natureza oportunista, tais apontamentos são de alta relevância, pois além de demonstrarem essa plasticidade com possível expansão em sua distribuição por conta da disponibilidade de presas exóticas, trazem aspectos de risco de conflitos com humanos. Isto foi relatado por Hernandez-Romero et al. (2018), em que lontras começaram a aparecer em vilarejo de altitude e chegaram a ser mortas, por estarem predando as criações de truta-arco-iris para subsistência da comunidade.

Dentre os moluscos, Silvester et al. (2007) apontam as lontras como potenciais predadores da espécie *Limnoperna fortunei*, foram poucos os registros em que esta espécie foi identificada na sua dieta. Tal fato também pode estar associado à capacidade de identificação de moluscos, onde muitos trabalhos não apresentam gênero ou espécie. Devido aos fatores relativos à digestibilidade e probabilidade de subestimação deste grupo, o ideal seriam trabalhos com ecologia trófica em áreas invadidas envolvendo a análise de isótopos estáveis das fezes, somados a estudos sobre a disponibilidade dos mesmos no ambiente monitorado.

As aves exóticas consumidas consistem em espécies domésticas predadas em povoado ou fazenda de forma oportunista. Em ambos os casos, os autores atribuem estas predações à escassez de presas aquáticas. Isto evidencia potenciais casos de retaliação a estas predações quando as condições tróficas dos ambientes não são favoráveis.

Tanto as ordens, famílias e espécies de peixe não-nativos mais consumidos pela lontra neotropical (*Tilapias (Oreochromis spp. Coptodon rendali), Cyprinus carpio, Micropterus salmoides, Pterygoplychtys spp.*), estão amplamente distribuídas de forma invasora nos ecossistemas dos subcontinentes neotropicais (Bernery et al., 2022; Gubiani et al., 2018). Exceto pelos Centrarchidae que possuem movimentação “relativamente lenta” (intermediária), mas também não são tão rápidos quanto os Salmonidae (Melquis et al., 2003; Ryder, 1955; Stearns & Serfass, 2011), todas estas espécies e famílias mais predadas são de movimentação lenta (Figura 3).

Este fator é de alta relevância quando se trata da ecologia trófica das lontras, principalmente se tratando de espécies invasoras. . Dado que o comportamento de caça desta espécie de lontra comprovadamente tende à economia de energia através da seleção de presas (Rheingantz et al., 2012,2017; Volpi et al., 2023), o fato das espécies de presas mais distribuídas

e invasivas serem lentas, pode aumentar as probabilidades das lontras as escolherem em detrimento das nativas.

Em contraponto, pode-se indagar sobre sua eficiência na predação a seguinte questão: E se estas famílias são mais predadas apenas pelo fato de serem mais abundantes nos ambientes, como apontado por Bernery et al. (2022); Cassemiro et al. (2018) e Gubiani et al. (2018)? Esta dúvida é sanada pela baixa mobilidade dos peixes mais predados associada ao forrageamento ótimo natural da espécie (Rheingantz et al., 2012, 2017; Volpi et al., 2023). Pois em primeiro lugar, a *Lontra longicaudis* prefere as presas lentas e com maior disponibilidade no ambiente (Pardini, 1998; Rheingantz et al., 2012, 2017; Volpi et al., 2023). Uma vez que essas espécies são muito frequentes nos habitats (Bernery et al., 2022; Cassemiro et al., 2018; Gubiani et al., 2018) e lentas, isso enaltece ainda mais seu potencial de controle para estas famílias de peixes invasores, culminando em uma junção de três fatores essenciais: Ecologia de forrageamento ótimo; espécies invasoras lentas; espécies invasoras lentas-abundantes. Isto é importante porque estes predadores aquáticos de topo de cadeia selecionam as presas com estas características naturais e condições populacionais (Rheingantz et al., 2012, 2017; Volpi et al., 2023).

### 2.4.3 Influências antrópicas

A predação de espécies de peixes não-nativos pela *Lontra longicaudis* foi mais frequente em ambientes continentais, sobretudo em rios com barragens (Figura 4, Anexo A) e isto também pode estar associado ao fato de que em toda a região Neotropical, existe maior ocorrência desses peixes nestes respectivos ambientes de água doce (Gubiani et al., 2018).

Uma vez que as barragens são consideradas a “porta de entrada” para a introdução de espécies nos sistemas hídricos (Daga et al., 2015; Poff et al., 2007) principalmente com pisciculturas nas proximidades (Ortega et al., 2019), os rios maiores se tornam mais suscetíveis a estas invasões devido à sua capacidade de dispersão resultante do maior fluxo de água (Biagioni et al., 2013). Tirando os distintos fatores estocásticos que podem influenciar na composição de presas e refletir na dieta da *L. longicaudis* de acordo com as bacias hidrográficas (Costa-Braga et al., 2019), esta liberação/facilitação das espécies invasoras decorrentes de ações antrópicas acaba se tornando uma oportunidade de presas mais fáceis para estes mustelídeos. O fato de a maior parte dos trabalhos em rios estarem em represas ou sofrerem influência delas, evidencia e pode corroborar que estes animais sejam atraídos oportunisticamente por estes ambientes apesar de não serem os mais adequados, podendo aumentar os riscos à espécie.

Contudo, a presença de barragens pode causar uma série de impactos nas comunidades de presas e refletirem de maneira negativa nas populações de lontra-neotropical (Quadros, 2012; Rheingantz et al., 2022) e seus efeitos em longo prazo são desconhecidos (Rheingantz et al., 2022).

Para a lontra-euroasiática (*L. Lutra*), Pedroso et al. (2014) apontam que elas podem enfrentar declínio nas condições de forrageamento em rios regulamentados. Além disso, Hong et al. (2021) constataram que a presença de espécies invasoras de peixes predadores (geralmente mais rápidos) afetam a distribuição das populações de lontras em rios com barragens na Coréia do Sul, pois competem com as lontras pelos mesmos recursos (peixes bentófagos e herbívoros), causando certo deslocamento competitivo dessa espécie de lontra. Estas constatações demonstram uma parca porção da gama de efeitos aleatórios que as represas podem desencadear nas comunidades e repercutir nestes predadores topo.

Em ambientes antropizados, a espécies não nativas podem constituir em importantes presas para a *Lutra lutra* (Baliestreri et al., 2013) e mediante aos dados encontrados é possível que estas presas também o sejam para a *Lontra longicaudis* sob estas condições ambientais.

Na Europa os registros de lontras (*L. lutra*) predando espécies invasoras tendem a ocorrer principalmente em locais sob influência antrópica (Balliestreri et al., 2013; Dettori et al., 2021; Duarte et al., 2021) inclusive dentro de cidades, onde constituem as presas principais do mustelídeo (Dettori et al., 2021; Duarte et al., 2021). Em diferentes localidades da Europa, as espécies invasoras são responsáveis por sustentarem populações da lontra-euroasiática (*Lutra lutra*). Dentre as presas o lagostin-vermelho-norte-americano (*Prochambarus clarkii*) provê fonte alimentar nos ambientes mediterrâneos (Baliestreri et al., 2013) e algumas espécies de peixes influenciam nas populações de lontras da Itália (Balliestreri et al., 2013). Em contrapartida, o inverso também pode acontecer, à exemplo da expressiva redução das populações de lontras-neárticas (*Lontra canadensis*) e outros predadores no Lago Yellowstone após a introdução da Truta do lago (*Salvelinus namaycush*) (Crait & Bem-David, 2006; Koel et al., 2017; Wengeler et al., 2010). Tais apontamentos também demonstram as aleatoriedades dos efeitos de espécies invasoras nas comunidades e nos predadores topo, onde geralmente culminam em homogeneizações destas comunidades (Poff et al., 2007; Rahel, 2002; Villéger et al., 2011) e a formação dos novos ecossistemas (Moyle, 2014; Moyle & Light, 1996).

Dado que as lontras-neotropicais predaram majoritariamente espécies altamente invasivas (pestes potenciais) e de movimento lento, podemos inferir que houve um serviço/função ecossistêmico de predação na provável redução dos efeitos per-capita (Hammerschlag et al., 2019) de invasores nos locais pesquisados. Todavia para afirmar com

maior precisão e de maneira mecanicista, seriam necessários estudos envolvendo a análise de disponibilidades de presas nos locais concomitantes às coletas e análises fecais. Uma vez que, as influências humanas sobre os ecossistemas aquáticos são crescentes (Reid et al., 2019), descobrir se as lontras-neotropicais preferem estas presas ao invés das nativas se apresenta como um fator relevante para a conservação da espécie (Ex. riscos de coexistência Humano-Fauna aos indivíduos mais oportunistas). Adicionalmente, destacamos aos pesquisadores em ecologia trófica de lontras a importância de se buscar a origem das espécies predadas, independentemente de serem exóticas ou alóctones. Isso possibilita melhor compreensão sobre o papel destes predadores e as presas invasoras.

Portanto os resultados desta revisão demonstram fortes evidências de que essa espécie pode contribuir para a ecologia de invasões em ecossistemas aquáticos no tocante ao controle de espécies baseado em processos naturais (Bajer et al., 2019) e restauração biômica de rios (Johnson et al., 2020; Wolf-Gonzalez et al., 2022) através do serviço ecossistêmico essencial de predação (Hammerschlag et al., 2019; Ritchie et al., 2012).

É possível que os dados e informações aqui obtidos auxiliem na sensibilização dentro dos processos de estreitamento benéfico na coexistência entre lontras e pessoas, dado que elas reduzem peixes que impactam nos ecossistemas nativos, incluindo a pesca.

## 2.5 CONCLUSÃO

Nos resultados obtidos, de acordo com as datas de amostragens dos trabalhos, não houve tendência de aumento na aparição de espécies invasoras na dieta da *Lontra longicaudis*, ao longo do tempo mas houve aumento do número de publicações com o tema. Tal fato enaltece a necessidade de se evitar longos atrasos em publicações que envolvam espécies invasoras.

Os peixes invasores mais predados pela *L. longicaudis* consistem em “pestes potenciais”, possuem movimento lento e são de ampla distribuição nos ecossistemas de água doce Neotropicais. Devido às suas respectivas ecologias (predador eficiente/oportunista e presas de baixa mobilidade), esses resultados demonstram a grande potencialidade destes mustelídeos para a redução/controle destas espécies e famílias de peixes invasores, sobretudo em rios antropizados. Para que isso seja afirmado com maior precisão, recomendamos estudos sobre a disponibilidade de presas nos ambientes receptores conjuntamente às coletas de fezes.

A barragens estão presentes em 87% das áreas de estudo nos trabalhos contendo espécies não-nativas e/ou invasoras na dieta da lontra-neotropical. Além da solicitação de monitoramento por partes das concessionárias hidroelétricas, reiteramos as recomendações da

IUCN para as ações de conservação da espécie que consiste na “exigência de estudos de impacto ambiental e instrumentos legais para garantir medidas compensatórias para impactos negativos sobre lontras” Rheingantz et al., 2022, p. 9).

### **3 CAPÍTULO 2: FLEXIBILIDADE TRÓFICA DE LONTRA NEOTROPICAL E PREDÇÃO DE ESPÉCIES INVASORAS EM PAISAGEM PASTORIL SOB EVENTOS CLIMÁTICOS EXTREMOS**

#### **3.1 INTRODUÇÃO**

Os ecossistemas de água doce estão entre os mais essenciais para a vida humana e são considerados os mais ameaçados do planeta (Albert et al., 2020; Cooke et al., 2022; Harisson et al., 2018; Reid et al., 2019). A ameaça alarmante aos ecossistemas de água doce é causada por pressões antrópicas multifatoriais, resultando em impactos irreversíveis à biodiversidade (Albert et al., 2020; Cooke et al., 2022; Dudgeon et al., 2006; Reid et al., 2019). Dentre estes impactos, a construção de barragens, poluição, alteração dos habitats marginais e a introdução de espécies não-nativas são responsáveis por causar alterações das comunidades originais (Albert et al., 2020; Dudgeon et al., 2006; Morse et al., 2014; Moyle, 2014; Reid et al., 2019). Essa invasão de espécies é uma das preocupações mais importantes para os ecossistemas aquáticos a nível mundial (Bernery et al., 2022; Haubrock et al., 2021; Moyle; Light, 1996; Roy et al., 2023; Sousa et al., 2014), onde causam diversos impactos e formam os chamdos novos ecossistemas aquáticos do antropoceno (Morse et al., 2014; Moyle 2014; Roy et al., 2023; Su et al., 2021).

Somado a isto, fenômenos climáticos extremos de escala global, como o El Niño Southern Oscillation (ENSO) que ocorreu entre 2015-2016, regulam o volume de vapor d'água que se move das porções continentais para a atmosfera (Mc Phaden et al., 2021; Miralles et al., 2014), influenciando diretamente na pluviosidade e regimes de fluxo hídrico nas bacias hidrográficas (McPhaden et al., 2006, 2021). Concomitantemente, o ENSO modifica os ecossistemas, influenciando na produtividade primária, com efeitos que irradiam até os níveis mais altos da cadeia alimentar (McPhaden et al., 2006).

No Sudeste Brasileiro, o último ENSO causou secas extremas (Cunha et al., 2019; Nobre et al., 2016; Santos et al., 2018; Silva & Mello, 2021), resultando em impactos socioeconômicos e ambientais significativos (Cai et al., 2020; Cunha et al., 2019; Nobre et al.,



2016). Eventos climáticos extremos como este, podem ter efeitos mais severos quando ocorrem em paisagens antrópicas cuja vegetação original foi removida (Malhi et al., 2020; McPhaden et al., 2006; Parmesan et al., 2022; Reid et al., 2019), refletindo negativamente na integridade, dinâmica e composição das comunidades de água doce (Carosi, 2022; Holbrook et al., 2021; Parmesan et al., 2022; Reid et al., 2019).

Diante das mudanças climáticas globais que limitarão a quantidade de água nos ecossistemas (Cai et al., 2020; Denissen et al., 2022) e reduzirão sua biodiversidade (Denissen et al., 2022), é crucial compreender como espécies dependentes de corpos hídricos degradados interagem com esses desafios (Cooke et al., 2022; Harisson et al., 2018; Malhi et al., 2020; Parmesan et al., 2022). Nesse contexto, são necessárias pesquisas em ecologia, que elucidem como os sistemas ecológicos estão funcionando, como eles mudam e continuarão mudando sob condições climáticas adversas (Malhi et al., 2020).

Dentre as abordagens do Painel Intergovernamental sobre Mudança do Clima (IPCC) que visam adaptação para a conservação da biodiversidade de sistemas fluviais às mudanças climáticas, deve-se determinar quais fatores são importantes para a persistência *in situ* de espécies, exigindo investigação e planejamento embasados na compreensão dos nichos individuais das mesmas (Parmesan et al., 2022).

As lontras são predadores topo dos sistemas fluviais e atuam na funcionalidade e estruturação destes ecossistemas através da função ecológica da predação (Gittleman & Gompper, 2005; Roemer et al., 2009). Uma vez que interações ecológicas podem ser afetadas pelo clima, o comportamento de caça dos predadores pode responder de distintas maneiras às forçantes do ENSO (Stenseth et al., 2002).

Existem poucos dados disponíveis no tocante aos impactos de secas extremas e enchentes em lontras, sendo considerada urgente a realização de mais estudos para o preenchimento dessa lacuna (Cianfrani et al., 2018; Loy & Cianfrani, 2018). Nesse sentido, é possível que a disponibilidade de recursos alimentares para as lontras seja afetada negativamente pelos eventos de seca extrema, com causas e efeitos ainda desconhecidos (Cianfrani et al., 2018). Além disso, a compreensão sobre a diversidade de presas sob os fatores antropogênicos e climáticos pode ser essencial para entender como a *Lontra longicaudis* (Olfers, 1818) se comporta mediante a redução de suas principais presas (Rheingantz et al., 2017).

Estes mustelídeos se alimentam principalmente de organismos aquáticos (principalmente peixes e crustáceos) mas são oportunistas facultativos, podendo pregar presas alternativas quando as principais não estão disponíveis no ambiente (Rheingantz et al., 2017).

A composição da dieta pode apresentar variações de acordo com a disponibilidade de presas (Pardini, 1998) ou não (Rheingantz et al., 2012). Quando existem flutuações temporais na disponibilidade, elas podem ser oriundas tanto de sazonalidade (Pardini, 1998) ou evidenciadas por escalas de tempo maiores como já demonstrado para outras espécies de lontra (Bedmar et al., 2022; Kloskowsky et al., 2013; Watt et al., 2000).

A análise da dieta de mustelídeos possibilita amostrar variações na composição de presas (Jedrzejewska et al., 2001; Yanuta et al., 2022) e as alterações nos padrões alimentares de animais como as lontras, podem indicar variações ambientais naturais e antrópicas (Hong et al., 2020; Remonti et al., 2009; Santos et al., 2012; Volpi et al., 2023), sobretudo para detectar espécies invasoras aquáticas nos ecossistemas nativos (Costa-Braga et al., 2019; Hong et al., 2020; Ogada et al., 2008; Smiroldo et al., 2019a; Wolf-Gonzalez et al., 2022).

Nesse sentido, o consumo de espécies invasoras pela *L. longicaudis* pode ser um diferencial importante para a conservação da espécie e da biodiversidade nativa (Rheingantz et al., 2017). Adicionalmente, existe a sugestão de Costa-Braga et al. (2019) para que sejam feitos estudos que avaliem se a espécie pode ser uma indicadora de degradação de rios da Mata Atlântica, quando ocorrem grupos associados à perda de qualidade dos habitats aquáticos em sua dieta (ex. espécies invasoras) (Costa-Braga et al., 2019). Portanto, o objetivo do presente estudo consistiu em descrever a composição da dieta de lontras durante o período final do ENSO (2015-2016) e o início da retomada das chuvas (2019-2021), para investigar quais grupos e espécies de presa variam em função do regime pluviométrico e averiguar se a diversidade de presas será influenciada pelo fenômeno em paisagem degradada com potencial ocorrência de espécies aquáticas invasoras.

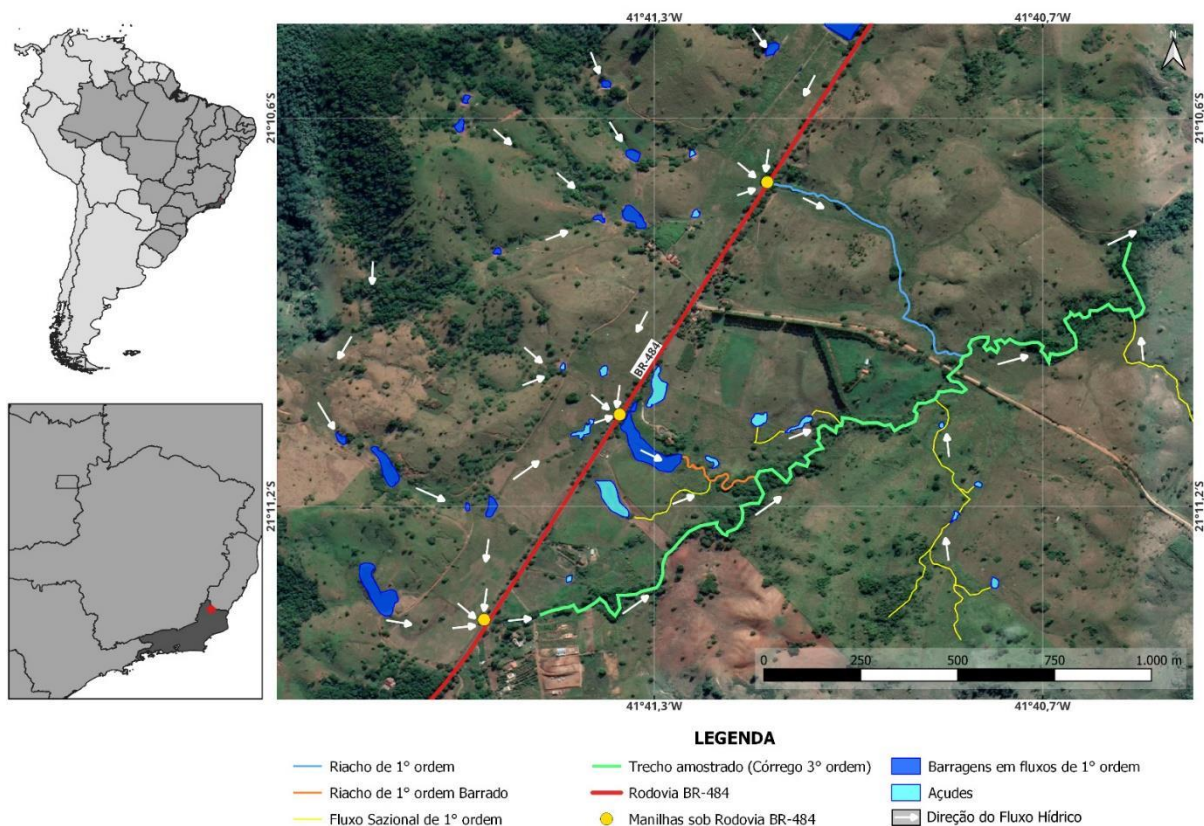
## 3.2 MATERIAL E MÉTODOS

### 3.2.1 Área de estudo

A área de estudo situa-se no Sudeste do Brasil, na Região Hidrográfica do Baixo Paraíba do Sul e Itabapoana (RH-IX). O rio Itabapoana marca a divisa entre os estados do Rio de Janeiro e Espírito Santo, com a margem direita pertencendo ao primeiro e a esquerda ao segundo. No domínio do Bioma Mata Atlântica, a paisagem é predominantemente composta por Floresta Estacional Semi-Decidual Submontana (Pougy et al., 2014), atualmente classificada como "Vegetação Secundária e Atividades Agrárias" no Mapa de Vegetação do Brasil ((Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística [IBGE], 2004). O uso do solo, conforme

o Mapa de Uso e Ocupação do Solo do Estado do Rio de Janeiro (Instituto Estadual do Ambiente [INEA], 2010), inclui "Pastagens" e "Solo Exposto". A primeira categorização consiste na pecuária, principal atividade agrícola da região. Enquanto o "Solo Exposto" evidencia a ausência de cobertura vegetal completa (Figura 5).

Figura 5 – Localização no mapa do Brasil e aspectos hidrológicos da paisagem pastoril em torno do trecho de córrego amostrado entre maio de 2016 a abril de 2021. As setas indicam a direção da água na paisagem que passa por todos os açudes e barragens (pisciculturas informais e bebedouros para o gado) que desaguam a montante ou dentro do trecho de córrego amostrado.



Fonte: Elaborado pelo autor (2023)

Localizado a 3,5 km da zona urbana de Bom Jesus do Itabapoana (RJ), apresenta uma precipitação média anual de 1000-1400 mm e uma temperatura média anual entre 22-25°C (Bohn et al., 2020), enquadrando-se no tipo climático Aw (Tropical com inverno seco) de Köppen (1936) (Alvarez et al., 2013). Este trecho é classificado como de "Alta Vulnerabilidade" a inundações (Agência Nacional de Águas [ANA] & INEA, 2014).

O local escolhido (21°11'07.08" S, 41°41'06.67" O) é um córrego de terceira ordem cercado por atividades humanas, como autoestradas, loteamentos, fazendas, açudes e pastagens degradadas. A vegetação original de Floresta Tropical Subperenifólia de Várzea nas margens e

alagadiços agora drenados (Lumbreras, 2009) é substituída por capins exóticos invasores (*Brachiaria brizantha* (Rich, 1837), *Panicum maximum* (Nees, 1841) e resquícios de Floresta ripária, formando um dossel intermitente sobre o leito. As espécies arbóreas nativas predominantes neste resquício são *Sapindus saponaria* (Linnaeus, 1753), *Gallesia integrifolia* (Harms, 1934) e *Guarea guidonia* (Sleumer, 1956) mescladas às espécies exóticas invasoras *Syzygium cumini* (Skeels, 1912), *Leucaena leucocephala* (Lam, 1961) e *Bambusa vulgaris* var. *vittata* (Rivière; C.Rivière, 1878). O trecho monitorado (3 km) está localizado a 6,7 km montante de sua foz (rio Itabapoana), possui fluxo lento, leito arenoso, margeado por altos taludes argilosos com raízes expostas, bancos de areia e árvores caídas dentro na calha. Na parte jusante do trecho, existem afloramentos rochosos onde a água corre com maior velocidade e vegetação ripária mais densa (Figura 5). O espelho d'água possui larguras que variam de 50cm a 3 m na maior das cinco piscinas existentes e sua profundidade de 15 cm a 1,20 m. O gado, sem restrições nas Áreas de Preservação Permanente (APPs), utiliza livremente as margens e o leito. Além disso, o trecho recebe esgoto de povoados, água de afluentes e o fluxo hídrico de 33 açudes durante o período chuvoso, usados para hidratação do gado e piscicultura informal.

O período de amostragem (2016-2021) coincidiu com o final do último ENSO (2014-2016), marcado por secas extremas e escassez hídrica prolongada até 2019 (Cunha et al., 2019). A partir de março de 2018, o córrego experimentou quatro enchentes, incluindo uma grande inundação em janeiro de 2020 e eventos menores em fevereiro de 2020 e 2021, evidenciando picos de alta pluviosidade. Essas informações foram registradas no Boletim Hidrometeorológico Diário no Sistema de Alerta de Cheias do INEA (INEA, 2023) e gentilmente cedidas pela Regional de Defesa Civil do Noroeste Fluminense (REDEC-Noroeste).

### 3.2.2 Coleta e preparação das amostras

O primeiro passo desse processo consistiu em incursões exploratórias em busca de vestígios indiretos das lontras, como cheiro, pegadas, fezes, camas, latrinas e comedouros. As coletas de amostras ocorreram mensalmente de maio de 2016, quando o fluxo do córrego foi interrompido pela seca, até abril de 2021, quando o fluxo normalizou. Isso totalizou pelo menos 60 etapas de campo no meio de cada mês. O trecho de três quilômetros foi percorrido a pé, em “zigue-zague” pelo leito sem água, bancos de areia e margens durante a seca. Nos períodos de cheias, quando não era possível adentrar o córrego, a abordagem incluiu ir por uma das margens e retornar pela outra.

Inicialmente, procurou-se explorar cada moita, raízes, bancos de areia e troncos caídos em uma distância de até 15 m distante das margens. No primeiro mês de coleta, as fezes frescas e/ou mais recentes (com massa fecal) foram priorizadas, e todas as fezes mais velhas foram removidas das latrinas. Estas poderiam incluir presas não relacionadas ao alimento das lontras naquele mês. Essa prática garantiu a certeza de que as amostras fecais nas latrinas no mês seguinte eram de fato do intervalo de tempo específico, independentemente de terem sido lavadas pela chuva.

Com base na abordagem mensal, todas as fezes, com ou sem massa fecal, foram incluídas nas coletas, exceto alguns resquícios das fezes mais frescas deixados nas latrinas, principalmente a parte com muco e sem estruturas sólidas, que desempenhavam seu papel na marcação territorial da espécie.

Na localidade, as fezes foram colocadas em potes de coleta com tampa hermética e etiquetados. Ao retorno do campo eram fixadas em uma solução de formol 4% e colocadas para descansar por cerca de 30 min com a tampa aberta a fim de retirar os gases da putrefação. Depois eram tampadas e acondicionadas em local sombreado e longe de altas temperaturas.

### **3.2.3 Triagens e identificação das presas**

As coletas resultaram em um total de 281 amostras fecais. Em laboratório, cada uma foi lavada em peneira de 0,5 mm sob água corrente. Durante a triagem inicial, itens maiores, como folhas secas, macroagregados de solo, galhos, raízes, pupas e larvas de moscas, foram removidos. Após a primeira triagem, as amostras foram lavadas novamente. Em seguida, as estruturas de presas, como escamas, ossos, pelos e exoesqueletos, foram separadas, seguindo a metodologia de Costa-Braga et al. (2019); Rheingantz et al. (2011) e Wolf-Gonzales et al. (2022). Os grandes grupos foram inicialmente separados em peixes, crustáceos, anfíbios, répteis, insetos, moluscos, mamíferos e aves.

Para a identificação dos moluscos, conchas coletadas no leito do córrego foram identificadas com base em referências como Bodon et al. (2020); Mansur et al. (2016); Santos et al. (2016) e Torre e Reyna (2013), e posteriormente confirmadas no Museu de Malacologia da Universidade Federal de Juiz de Fora (UFJF). Para a identificação de peixes, foi preparada uma coleção de referência seguindo a abordagem de Costa-Braga et al. (2019). Algumas espécies foram adquiridas de pescadores locais, enquanto outras foram coletadas nos açudes

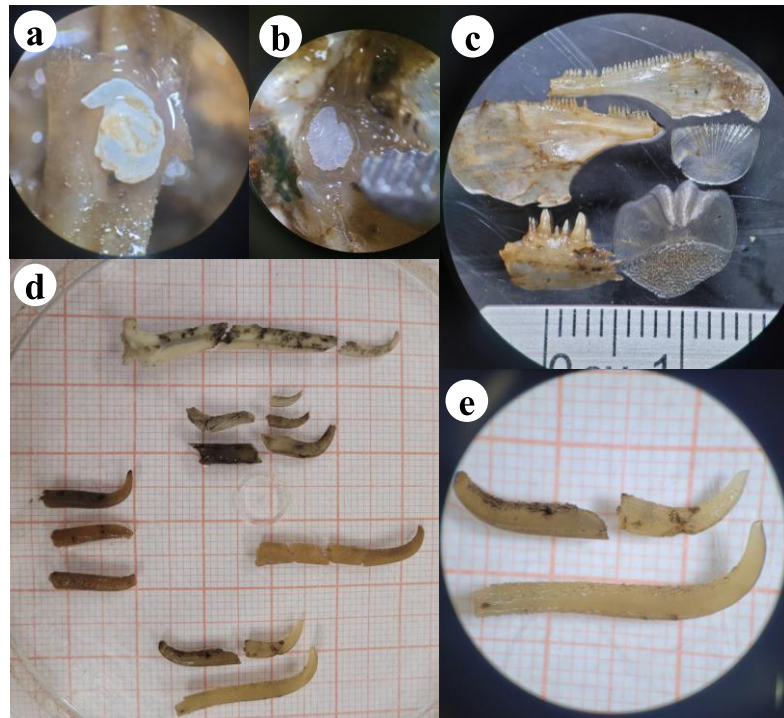
próximos ao córrego, com permissão dos proprietários rurais. Os espécimes foram cozidos, macerados e as partes duras restantes foram separadas e secas para fins de comparação.

Estruturas anatômicas como escamas, dentes orais, mandíbulas e espinhos de nadadeiras foram utilizadas para identificação, e otólitos foram enviados para a Dra. Barbara Maichak de Carvalho do Laboratório de Ecologia Marinha da Universidade Federal do Paraná (UFPR) para complementar a identificação.

Muitos dos otólitos não se mantiveram intactos e consistiram em fragmentos ou estavam muito desgastados para a identificação, possivelmente devido ao uso do formol na conservação das fezes. Ainda assim, foi possível realizar a identificação deste grupo com base em múltiplos aspectos que se complementam (otólitos e demais estruturas anatômicas) (Exemplo: os peixes sem escamas como *Rhamdia quelen* (Quoy; Gaimard, 1824) e *Clarias gariepinus* (Burchell, 1822) foram identificados com base em espinho de nadadeira peitoral, osso mesetmoide, vértebras e otólito; Cichlidae e Characiformes com base em mandíbulas, escamas, dentes maxilares e faríngeais, otólitos; *H. littorale*, escamas em formato de “unha cortada” mais densas (opacas/leitosas), espinhos de nadadeiras peitorais (dimorfismo sexual) e otólitos (Figura 6).

Existem duas espécies do gênero *Prochilodus sp.* no rio Itabapoana, contudo por vias de dúvidas nas identificações dos otólitos e demais estruturas anatômicas optou-se por manter apenas a nível de gênero. A ordem Gobiiforme também foi mantida neste nível taxonômico por falta de certeza e conhecimento sobre as outras estruturas anatômicas identificáveis, todavia é provável que seja *Awaous tajasica*, o único representante deste grupo nas águas continentais do rio Itabapoana (Sarmiento-Soares & Martins-Pinheiro, 2013).

Figura 6 – Exemplos de estruturas identificáveis. (a) Otólito sagita de *Hoplosternum littorale*; (b) Otólito sagita de *Geophagus brasiliensis*; (c) maxila com dentes e escama de *G. brasiliensis* (acima), pedaço de maxila com dentes e escama de *Hoplias malabaricus*; (d) espinhos das nadadeiras peitorais de *H. littorale* macho modificados para o período de reprodução; (e) detalhes das pontas curvadas dos espinhos modificados e textura áspera (quadrículas maiores possuem 1 cm).



Fonte: Fotografias e montagem feitas pelo autor (2023).

### 3.2.4 Análise de dados

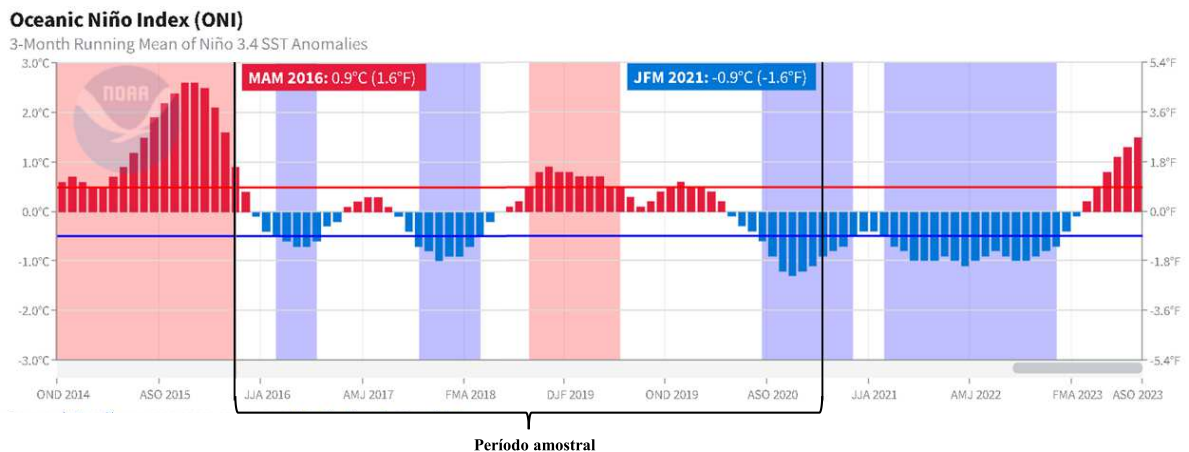
Aos dados obtidos nas triagens foram acrescentados dados pluviométricos, extraídos da Agência Nacional de Águas (ANA), e posteriormente foram realizadas as análises estatísticas, conforme apresentado nos tópicos seguintes.

#### 3.2.4.1 Pluviosidade

Os dados pluviométricos foram adquiridos na base de dados Hidroweb da Agência Nacional de Águas (ANA), provenientes de uma estação pluviométrica convencional localizada a 15 km do trecho de amostragem. Foi realizada uma média entre todas as medições diárias de cada mês e os resultados foram representados graficamente. Importante ressaltar que todas as estações na calha do rio Itabapoana não possuíam monitoramento contínuo no período de 2016-2021.

Durante os anos de 2014 e 2016, ocorreram dois eventos El Niño consecutivos (Double-Year El Niño) (Gao et al., 2022), relacionados ao ENSO (Gao et al., 2022). Dado que os impactos de secas extremas podem persistir por vários anos após a ocorrência desse fenômeno (Cunha et al., 2019; Silva & Melo, 2021; Van Loon, 2015; Wilhite, 2000), especialmente nos ecossistemas (Holmgren et al., 2006), considerou-se o período de influência do ENSO com base no intervalo de tempo em que o fluxo do córrego foi interrompido (observação e registros in loco), nas menores taxas de pluviosidade, e corroborado pelos estudos de Cunha et al. (2019) e Silva e Melo (2021) sobre a intensidade e duração da seca no Sudeste Brasileiro durante esse período (Figura 7).

Figura 7 – Contextualização temporal do período amostral iniciado ao final do ENSO (barras vermelhas) dentro do Oceanic Niño Index (ONI). As barras indicam as temperaturas trimestrais máximas (El Niño -vermelho) e mínimas (La Niña- Azul). As faixas indicam os períodos em que as temperaturas ultrapassaram os valores máximos (linhas vermelha e azul), que oficializam os períodos de El Niño (faixas vermelhas) e La Niña (faixas azuis). As faixas brancas consistem em períodos neutros, onde as temperaturas trimestrais (barras) não ultrapassam as linhas de El Niño (vermelha) e La Niña (azul).



Fonte: <https://www.ncei.noaa.gov/access/monitoring/enso/sst> adaptado pelo autor

Para fins de análise e para possibilitar uma distribuição equitativa das amostras, o período amostral foi dividido em duas metades de dois anos e meio. A primeira metade será referida como o período sob Alta Influência do ENSO (AIE), caracterizada pela interrupção do fluxo do córrego devido à severa seca da época. A segunda metade será denominada como o período sob Baixa Influência do ENSO (BIE), marcada pelo retorno de chuvas mais regulares e enchentes, permitindo a retomada do fluxo do córrego (Figura 8).



Figura 8 – Condições do córrego pesquisado durante a longa seca (Chave vermelha - Período sob Alta Influência do ENSO) em 2016 e com retomada do fluxo de base (Chave azul - Período sob Baixa Influência do ENSO) em 2021. A foice fincada possui cerca 1,60 m de comprimento e as duas fotos de baixo consistem na visada oposta (180°) à árvore de referência.



Fonte: Fotos pelo autor 2016, 2021. Montagem 2023

#### 3.2.4.2 Análises estatísticas

Inicialmente os dados foram agrupados e apresentados de acordo com a sua frequência de ocorrência (FO) seguida da porcentagem de ocorrência (PO) assim como Kasper et al. (2008); Kasper e Migliorini (2023), também chamada de frequência de ocorrência relativa (Vezzosi et al., 2013). A FO corresponde à porcentagem de amostras fecais que apresentaram um item em relação ao número total de fezes examinadas x 100, enquanto a PO indica a importância de um item na dieta, sendo calculada a partir da frequência absoluta de cada item alimentar dividido pela soma da frequência absoluta de todos os itens x 100 (Kasper et al., 2008).

Uma análise exploratória dos dados foi realizada por meio do programa R para melhor compreensão do conjunto de dados. Posteriormente, o teste de Shapiro-Wilk foi aplicado para verificar a distribuição e normalidade dos dados, que se mostraram não paramétricos.

O teste de Wilcoxon foi aplicado para comparar a variação dos grandes grupos entre os períodos de chuva e seca e períodos sob influência do ENSO. Foi feita a comparação entre a soma de cada grupo em todas as estações chuvosas e todas as secas. O segundo teste, foi feita a soma de cada grupo durante o período de Alta e Baixa Influência do ENSO.

O Coeficiente de Correlação de Spearman foi aplicado entre as frequências de todos os táxons para investigar a relação entre a elevada ocorrência de insetos aquáticos (Belostomatidae e Coleoptera) e o consumo dos vertebrados predadores de primeira ordem (peixes, serpentes e anuros) pelas lontras.

Para avaliar a variação da diversidade de presas de acordo com os períodos estacionais (chuvas e seca) e a Influência do ENSO, utilizamos o índice de Shannon-Wiener ( $H'$ ), considerando a proporção de cada presa em relação ao total (Krebs, 1999). Dois recortes temporais foram estabelecidos para os grandes grupos e os táxons:

- Recorte geral – Análise dos grande grupos e táxons em todas as estações seca e chuvosa de cada ano do período amostral com objetivo de visualizar padrões sazonais clássicos. Adicionalmente, foi calculado o índice para a diversidade de peixes nesse mesmo recorte temporal para observar possíveis alterações quando este grupo fosse mais ou menos frequente.
- Recorte ENSO- Análise dos totais do Período sob Alta Influência do ENSO e Período sob Baixa Influência do ENSO, para averiguar possíveis influências desses períodos na dieta.

### 3.3 RESULTADOS

#### 3.3.1 Componentes da dieta

O grupo mais frequente na dieta das lontras durante o período amostral foram os peixes com uma PO de 35,58%. O segundo consistiu nos anfíbios (Anuros) com PO de 24,55% e os insetos representaram o terceiro grupo mais observado nas fezes, com uma PO de 15,32%. Após estes, os crustáceos aparecem com 13,84% seguido dos répteis (5,77%), moluscos (2,31%), mamíferos (1,48%) e aves (1,15%) respectivamente (Tabela 2).

Os peixes foram representados por 12 categorias de identificação que compreenderam seis espécies, dois gêneros, duas famílias, uma ordem e peixes não identificados. As espécies *Geophagus brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1824), *Hoplosternum littorale* (Hancock, 1828), *Hoplias malabaricus* (Hancock, 1828), foram as mais frequentes (Tabela 2).

Tabela 2 - Frequência de Ocorrência Absoluta (FO) e Porcentagem de Ocorrência (PO) dos itens de presas de *Lontra longicaudis* encontrados ao longo de cinco anos no córrego Bom Jardim, Estado do Rio de Janeiro, nos períodos sob Alta Influência do ENSO (AIE) e sob Baixa Influência do ENSO (BIE). O- Ordem, F- Família, G- Gênero, E- Espécie, Ni- Não identificado).

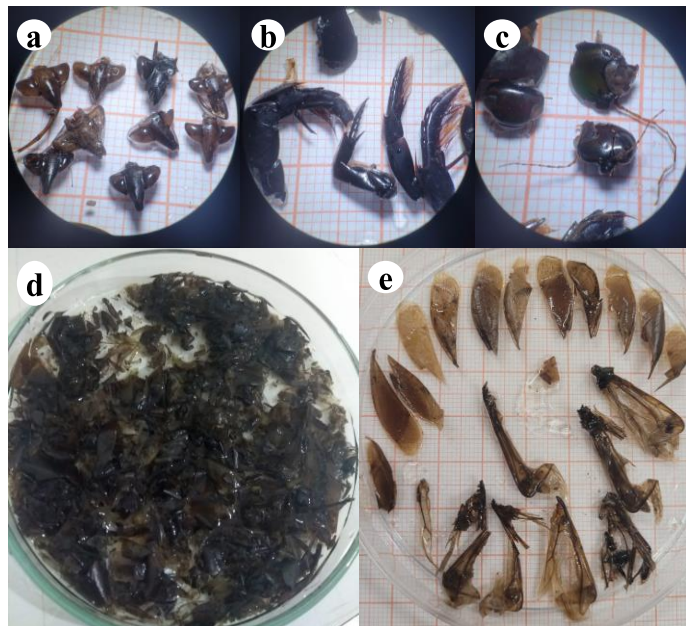
<b>FO e PO em Relação às estações chuvosas, secas e Influência do ENSO</b>						
Níveis taxonômicos identificados	AIE (n=147)		BIE (n=134)		Total (n=281)	
	FO	PO	FO	PO	FO	PO
<b>Peixes</b>	<b>72,11</b>	<b>29,94</b>	<b>82,09</b>	<b>43,48</b>	<b>76,87</b>	<b>35,58</b>
<i>E_Geophagus brasiliensis</i>	53,74	25,48	54,48	13,08	54,09	17,27
<i>E_Hoplosternum littorale*</i>	24,49	11,61	67,16	16,13	44,84	14,32
<i>E_Hoplias malabaricus</i>	25,17	11,94	27,61	6,63	26,33	8,41
<i>E_Rhamdia quelen</i>	6,80	3,23	9,70	2,33	8,19	2,61
<i>Peixes_ni</i>	8,16	3,87	8,21	1,97	8,19	2,61
<i>G_Prochilodus</i>	0,00	0,00	14,18	3,41	6,76	2,16
<i>O_Gobiiforme</i>	2,04	0,97	8,96	2,15	5,34	1,70
<i>Characif_ni</i>	1,36	0,65	6,72	1,61	3,91	1,25
<i>E_Oreochromis niloticus**</i>	2,72	1,29	3,73	0,90	3,20	1,02
<i>Ciclid_ni</i>	2,72	1,29	1,49	0,36	2,14	0,68
<i>G_Oligosarcus</i>	0,00	0,00	2,24	0,54	1,07	0,34
<i>E_Clarias gariepinus**</i>	1,36	0,65	0,00	0,00	0,71	0,23
<b>Anfibios</b>	<b>57,82</b>	<b>24,01</b>	<b>47,76</b>	<b>25,30</b>	<b>53,02</b>	<b>24,55</b>
<i>O_Anura</i>	57,82	27,42	47,76	11,47	53,02	16,93
<b>Insetos</b>	<b>46,26</b>	<b>19,21</b>	<b>18,66</b>	<b>9,88</b>	<b>33,10</b>	<b>15,32</b>
<i>F_Belostomatidae</i>	31,97	15,16	8,96	2,15	21,00	6,70
<i>O_Coleoptera</i>	20,41	9,68	8,21	1,97	14,59	4,66
<i>O_Lepidoptera</i>	2,04	0,97	1,49	0,36	1,78	0,57
<i>F_Tettigonidae</i>	1,36	0,65	0,75	0,18	1,07	0,34
<i>F_Grillidae</i>	1,36	0,65	0,00	0,00	0,71	0,23
<i>O_Megaloptera</i>	0,68	0,32	0,00	0,00	0,36	0,11
<b>Crustáceos</b>	<b>34,69</b>	<b>14,41</b>	<b>24,63</b>	<b>13,04</b>	<b>29,89</b>	<b>13,84</b>
<i>E_Trichodactylus fluviatilis</i>	34,69	16,45	24,63	5,91	29,89	9,55
<b>Répteis</b>	<b>20,41</b>	<b>8,47</b>	<b>3,73</b>	<b>1,98</b>	<b>12,46</b>	<b>5,77</b>
<i>F_Colubridae</i>	15,65	7,42	3,73	0,90	9,96	3,18
<i>E_Boa constrictor</i>	4,76	2,26	0,00	0,00	2,49	0,80
<b>Moluscos</b>	<b>4,76</b>	<b>1,98</b>	<b>5,22</b>	<b>2,77</b>	<b>4,98</b>	<b>2,31</b>
<i>E_Corbicula largilierti**</i>	1,36	0,65	2,24	0,54	1,78	0,57
<i>E_Melanoides tuberculata**</i>	2,72	1,29	0,00	0,00	1,42	0,45
<i>G_Pomaceae</i>	0,68	0,32	1,49	0,36	1,07	0,34
<i>G_Anodontite</i>	0,00	0,00	1,49	0,36	0,71	0,23
<b>Mamíferos</b>	<b>2,04</b>	<b>0,85</b>	<b>4,48</b>	<b>2,37</b>	<b>3,20</b>	<b>1,48</b>
<i>F_Cricetidae</i>	2,04	0,97	4,48	1,08	3,20	1,02
<b>Aves</b>	<b>2,72</b>	<b>1,13</b>	<b>2,24</b>	<b>1,19</b>	<b>2,49</b>	<b>1,15</b>
<i>O_Passeriformes</i>	1,36	0,65	1,49	0,36	1,42	0,45
<i>E_Anas platyrhynchos domesticus**</i>	1,36	0,65	0,00	0,00	0,71	0,23
<i>Ninhego</i>	0,00	0,00	0,75	0,18	0,36	0,11
<b>Microplásticos***</b>	<b>0,68</b>	<b>0,32</b>	<b>2,24</b>	<b>0,54</b>	<b>1,42</b>	<b>0,45</b>
Polystirene	0,00	0,00	1,49	0,36	0,71	0,23
Nylon	0,68	0,32	0,00	0,00	0,36	0,11
NI	0,00	0,00	0,75	0,18	0,36	0,11

\*Espécies Alóctones, \*\*Espécies Exóticas, \*\*\* itens não alimentares

Fonte: Elaborado pelo autor (2023)

Anuros foram a totalidade de anfíbios consumidos e ocuparam segundo item mais presente. Os insetos (terceiro grupo mais predado) consistiram principalmente nas Ordens hemiptera (Fam, Belostomatidae), Coleoptera (besouros aquáticos) (Tabela 2, Figura 9).

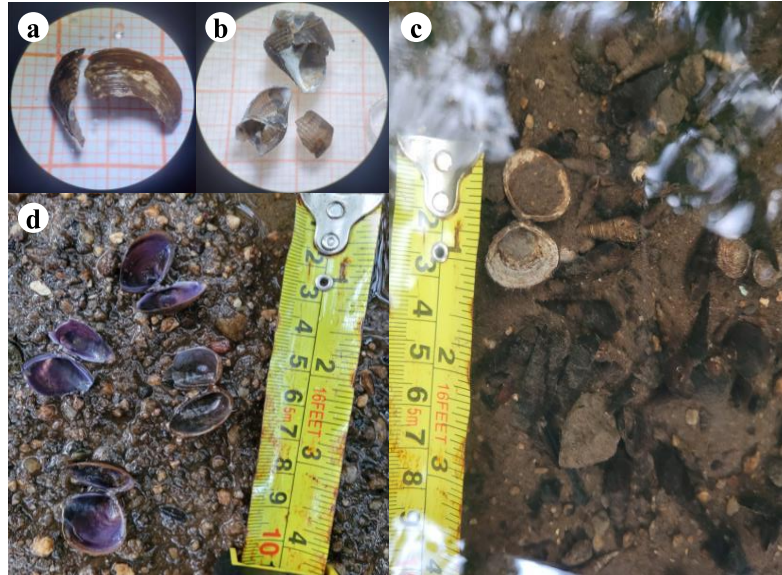
Figura 9 – Insetos mais predados pelas Lontras Neotropicais. (a) cabeças de 9 indivíduos pertencentes à família Belostomatidae; (b) pernas de coleópteros aquáticos; (c) cabeças de coleópteros aquáticos; (d) amostra fecal lavada para triagem contendo 100 % de insetos; (e) asas de Belostomatidae na borda superior da placa de petri e asas de coleópteros aquáticos na parte inferior (quadrículas laranja 1cm).



Fonte: Fotos e montagem feitos pelo autor 2022.

Os crustáceos aparecem na quarta posição, representado inteiramente pelo caranguejo de rio, *Trichodactylus fluviatilis* (Latreille, 1828). Os répteis foram todos pertencentes à subordem Serpentes e famílias Colubridae e Boidae (*Boa constrictor* (Linnaeus, 1758)). Os moluscos nativos predados foram pertencentes aos gêneros *Pomacea* sp, *Anodontite* sp.cf, além das espécies invasoras *Corbicula largillierti* (Phiippi, 1844) e *Melanoides tuberculata* (Müller, 1774), que foram identificadas com base em (Bodon et al., 2020; Latini et al., 2016; Torre; Reyna, 2013) e confirmadas pelo Laboratório de Malacologia da Universidade Federal de Juiz de Fora (Figura 10). Os mamíferos consistiram em pequenos roedores pertencentes à família Cricetidae, as aves foram o grupo menos predado com a presença de pequenas aves e identificada apenas a espécie *Anas platyrhynchos* f. *domesticus*, capturada em um açude localizado a 120 m e levada para o córrego, com penas e ossos confirmados nas análises fecais.

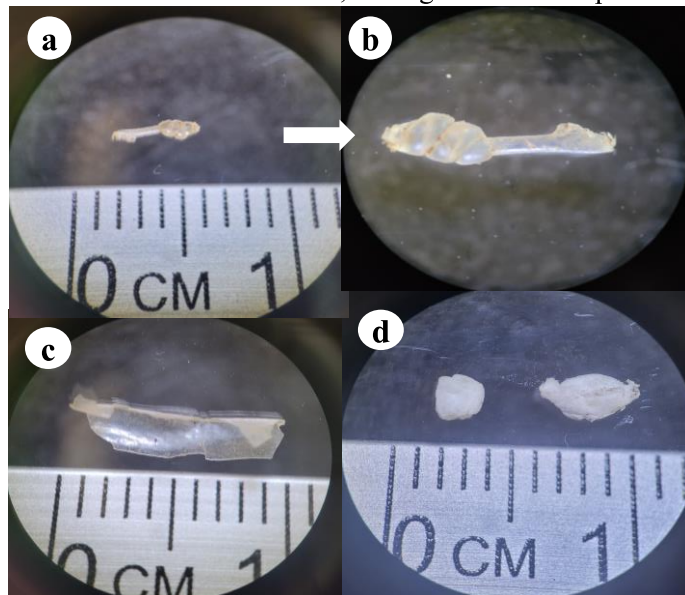
Figura 10 – Moluscos invasores, (a) Fragmentos da concha de Corbicula roxa (*C. largillierti*) encontrados nas fezes; (b) Fragmentos da concha de um Caramujo trombeta (*M. tuberculata*) encontrados nas fezes; (c) Aglomerado de Caramujos trombeta *in situ* (Cones pretos, marrons e brancos) sob lâmina d'água e concha vazia de corbícula roxa; (d) conchas de Corbícula roxa (*C. largillierti*) recém predadas *in situ*.



Fonte: Fotos e montagem feitos pelo autor , 2021.

Adicionalmente foi possível encontrar fragmentos de microplásticos registrados em quatro amostras (Figura 11).

Figura 11 – Microplásticos encontrados nas fezes de *Lontra longicaudis*. a- Nylon; b- Nylon aproximado; c- Plástico não identificado; d- fragmentos de isopor.



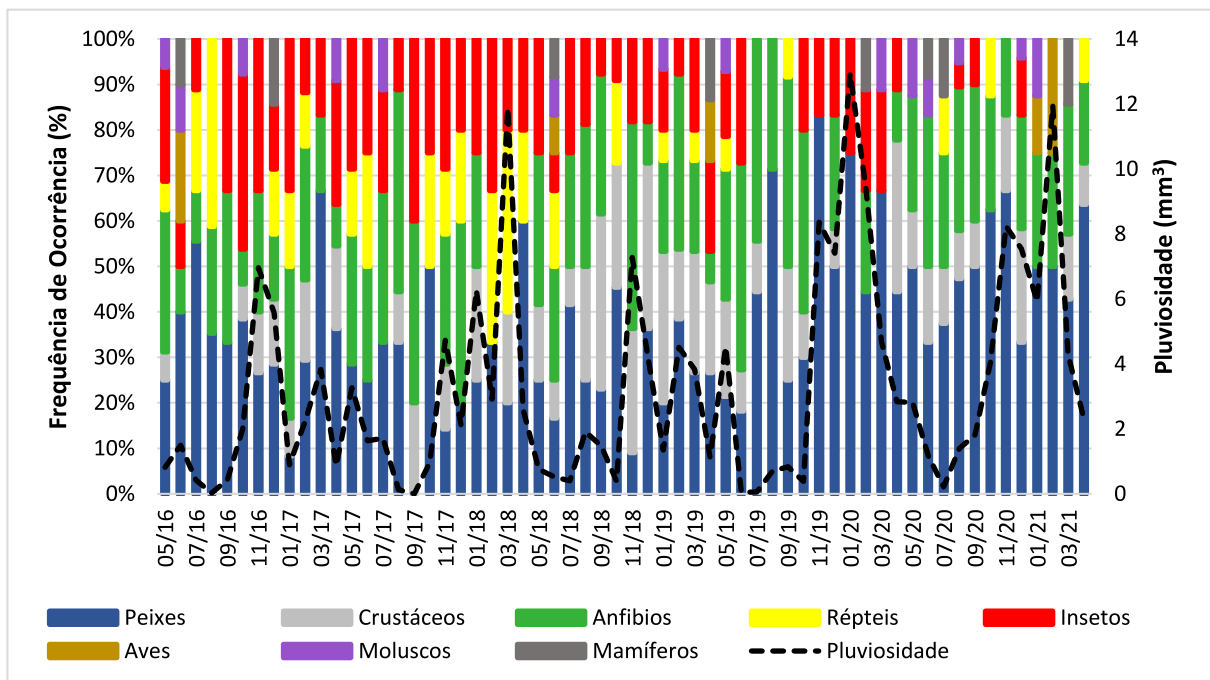
Fonte: Fotos e montagem feitos pelo autor, 2024

O coeficiente de Spearman entre os principais insetos predados e potenciais predadores, apresentou ranqueamentos com correlações fracas ou desprezíveis entre todos os táxons de peixes e com atenção principal para os anuros-Belostomatidae ( $r_s = 0.18$ ), anuros-Coleoptera ( $r_s = 0.18$ ) e Colubridae-Belostomatidae ( $r_s = 0.01$ ), colubridae-coleóptera ( $r_s = 0.01$ ).

### 3.3.2 Influência do ENSO e Pluviosidade

Os resultados demonstram uma maior frequência de insetos durante o período de secas do período sob AIE e o aumento na predação de peixes em detrimento dos insetos assim que as chuvas retornam e fluxo do córrego se restabelece (Figura 12).

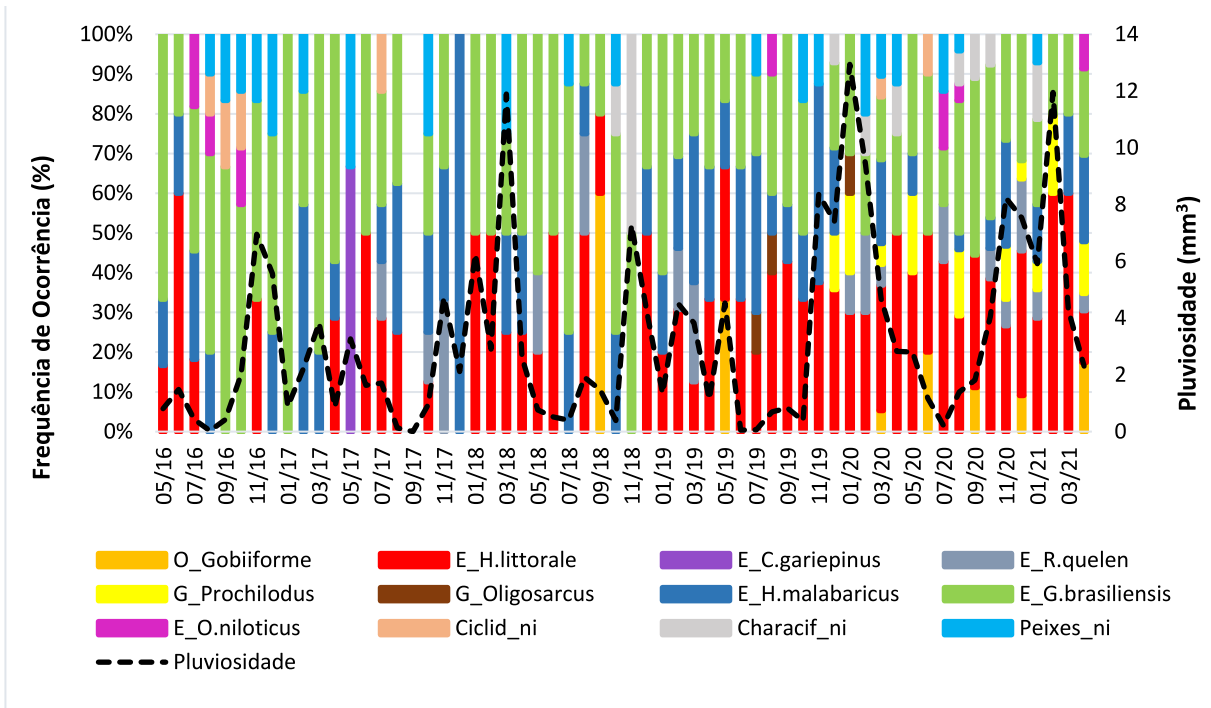
Figura 12 – Frequência de ocorrência mensal dos grandes grupos (peixes, crustáceos (caranguejos), anfíbios (anuros), insetos, répteis (serpentes), moluscos, aves e mamíferos (roedores) nos cinco anos amostrados no córrego. A linha tracejada consiste na pluviosidade mensal (Agência Nacional de Águas) com os três maiores picos representando enchentes no rio Itabapoana.



Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

A medida em que o fluxo hídrico retorna no final de 2019, ocorre um aumento no consumo de peixes da espécie *Hoplosternum littorale*, que compreendeu o taxon com maior PO (16,13 %) durante o período BIE. Os gêneros *Prochilodus sp* e *Oligosarcus sp* foram registrados somente durante o período sob BIE (Tabela 2, Figura 13).

Figura 13 – Frequência de ocorrência mensal dos subgrupos dos peixes identificados (O- Ordem, F- Família, G- Gênero, E- Espécie) nos cinco anos amostrados no córrego. A linha tracejada consiste na pluviosidade mensal (Agência Nacional de Águas) com os três maiores picos representando enchentes no rio Itabapoana.

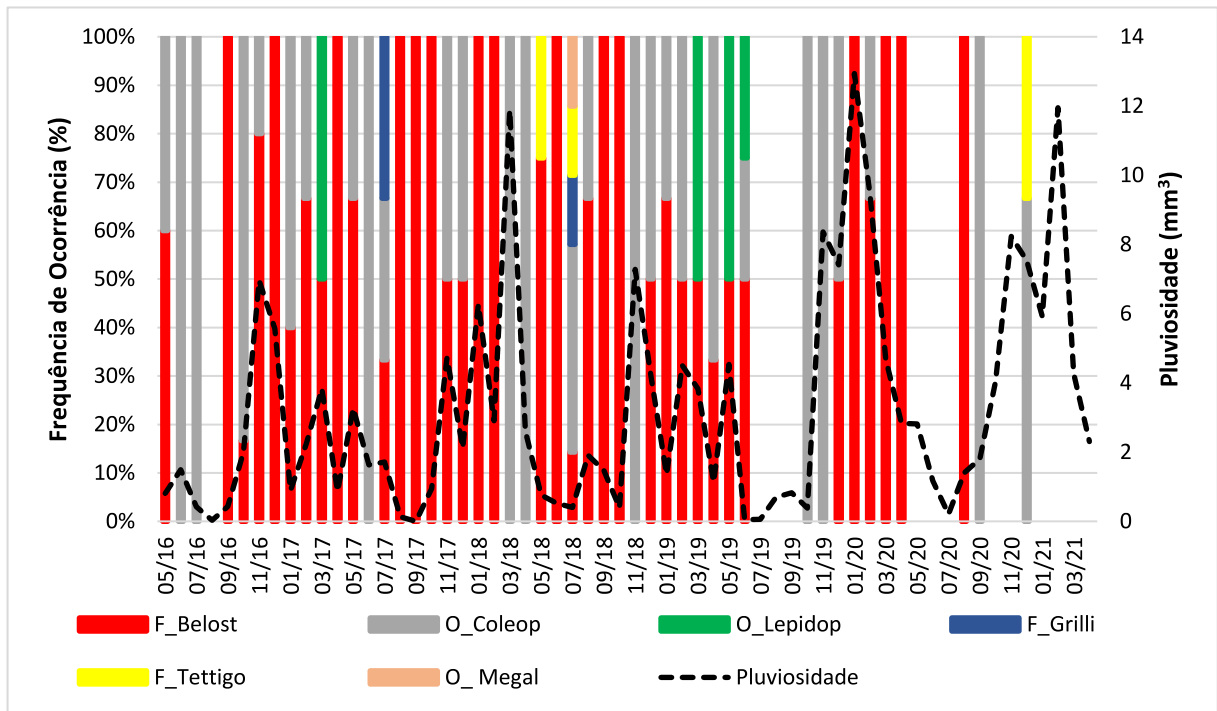


Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

As proporções dos insetos aquáticos Belostomatidae (PO 15,16%) e Coleoptera (PO 9,68%) foram muito superiores durante os períodos de seca (AIE) e não ocorreram em amostras de 11 meses dos anos chuvosos (BIE) (Tabela 2, Figura 14).

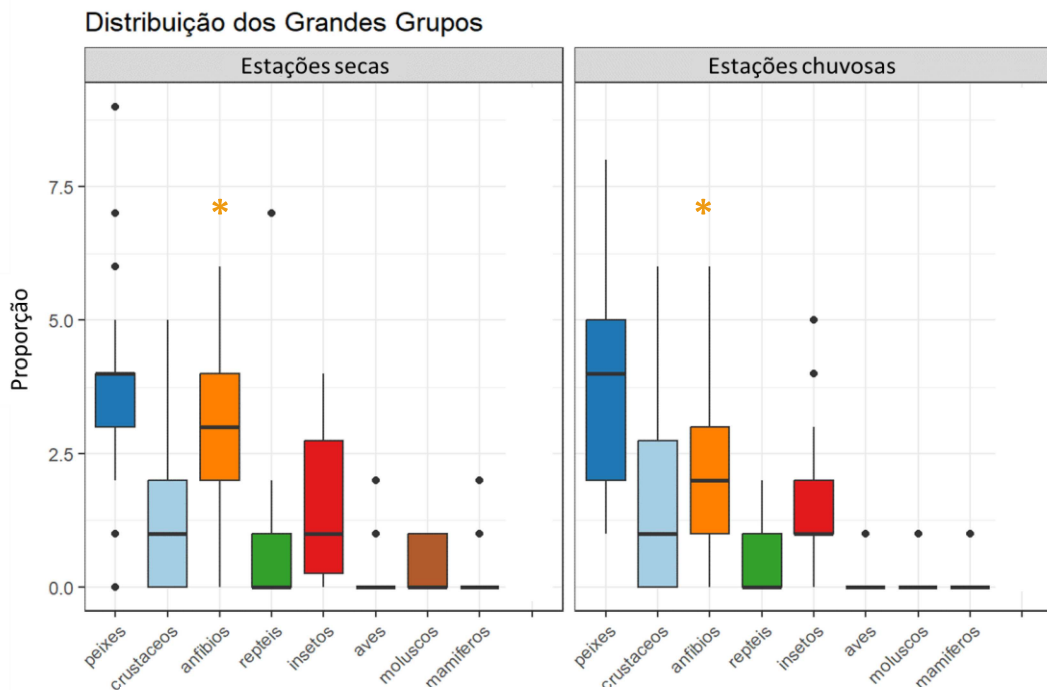
As frequências dos grandes grupos durante as estações chuvosas e secas de todo o período amostral obtida pelo teste de Wilcoxon apresentou diferença significativa apenas para os anfíbios ( $U= 590$ ,  $p= 0,0363$ ), com maior valor da mediana nos períodos secos (Figura 15).

Figura 14 – Frequência de ocorrência mensal dos subgrupos dos insetos nos cinco anos amostrados no córrego. A linha tracejada consiste na pluviosidade mensal (Agência Nacional de Águas) com os três maiores picos representando enchentes no rio Itabapoana.



Fonte: elaborado pelo autor (2023).

Figura 15 – Distribuição dos grandes grupos, (frequência das presas) durante o período amostral, de acordo com o período chuvoso e seco. Os asteriscos destacam as diferenças detectadas no teste de Wilcoxon.

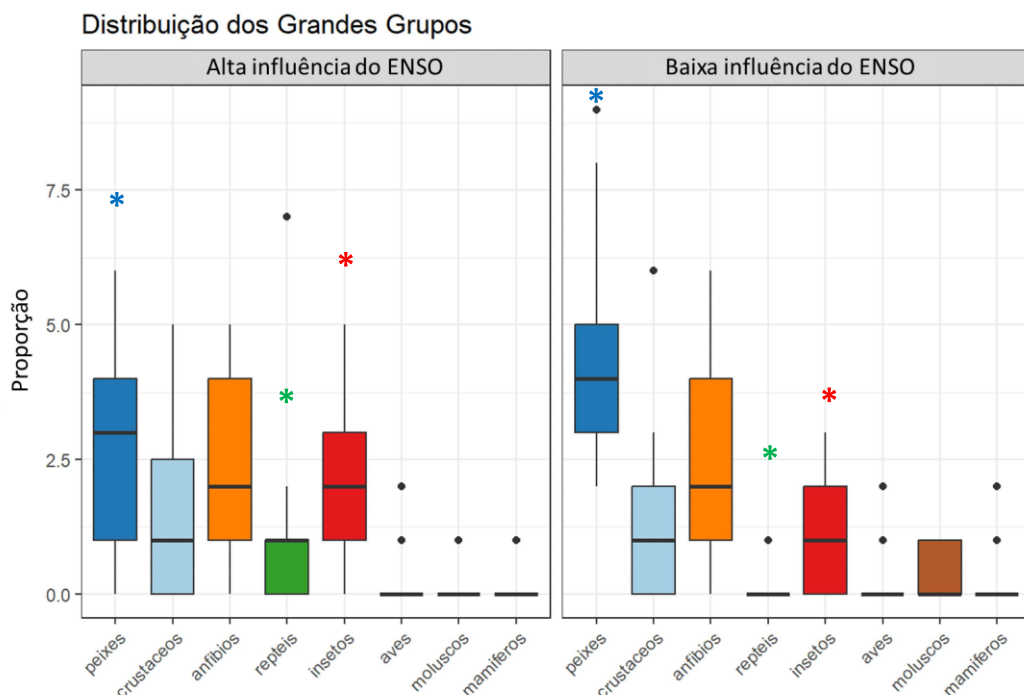


Fonte: Elaborado pelo autor (2023)



Foram observadas diferenças entre AIE e BIE em insetos ( $p = 0,00208$ ), répteis ( $p = 0,0073$ ) e peixes ( $p = 0,0106$ ). Para os totais de crustáceos, anfíbios, aves, moluscos e mamíferos, não há evidências suficientes para afirmar que este recorte temporal tenha diferenças significativas sobre eles (Figura 16).

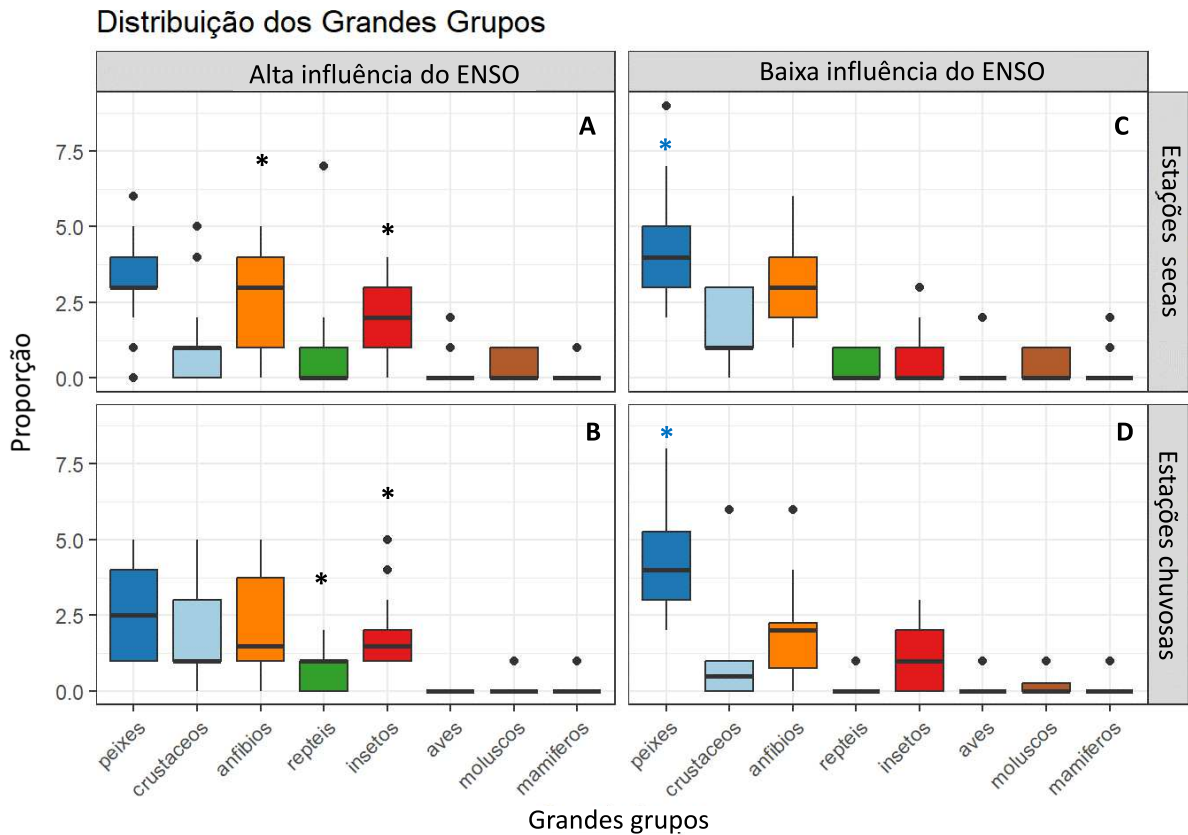
Figura 16 – Porcentagens de frequência dos grandes grupos de presas durante os períodos sob Alta Influência do ENSO (Seca severa, interrupção de fluxo do córrego) e Baixa Influência do ENSO (Aumento da pluviosidade, ocorrência de grandes cheias). Os asteriscos evidenciam as diferenças detectadas pelo teste de Wilcoxon.



Fonte: Elaborado pelo autor (2023)

A ocorrência de grandes grupos alimentares considerados complementares para a *L. longicaudis* (Anfíbios, insetos, répteis) é maior no período sob AIE (Figura 17-A, B). As proporções de consumo total de peixes em ambas as estações estão abaixo de 50%. Os anfíbios tiveram proporções com poucas alterações e estiveram como o segundo grupo mais predado em todos os contextos, exceto nas estações chuvosas do AIE, em que equaliza com os insetos (Figura 17-B). As proporções de peixes durante o período sob BIE foram similares em ambas as estações (Figura 17-C, D) e houveram maiores proporções de insetos nas estações chuvosas neste período (Figura 17-D).

Figura 17 – Proporções das frequências dos grandes grupos alimentares em todas as estações secas e chuvosas do período sob AIE comparadas às do período sob BIE. Os asteriscos pretos destacam grupos de presas alternativas e os azuis indicam as principais presas que merecem destaque.



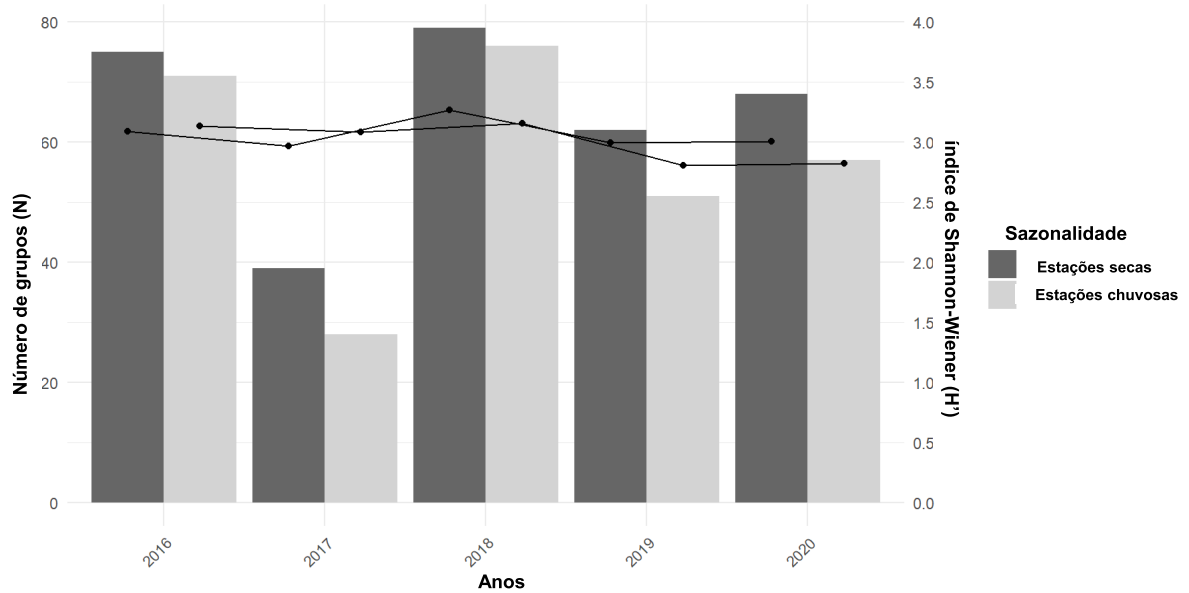
Fonte: Elaborado pelo autor (2023)

O índice de Shannon-Wiener mais alto ( $H' = 3.28$ ) ocorreu entre 2018-2019 (Apêndice D, Tabela 5). Além disso, o índice de diversidade mais baixo aconteceu em 2020, durante o período sob BIE. Os índices foram maiores nas estações seca e chuvosa de 2019 e menores índices nas estações chuvosas de 2020 e 2021 (Figura 18). Ainda para os grandes grupos, os índices de diversidade total das duas metades do período amostral para os grandes grupos foram:  $H' = 4.72$ , durante o período sob AIE e  $H' = 4.04$ , no período sob BIE (Apêndice D, Tabela 5).

O índice de diversidade para os táxons apresentou seus valores mínimos durante o ano de 2017, com  $H' = 3.41$  para a estação seca e  $H' = 3.51$ , para estação chuvosa; e máximos na estação seca de 2018, com  $H' = 3.74$ . Ao calcularmos o índice do AIE, este também indicou um valor maior para este recorte temporal ( $H' = 5.33$ ) do que o período sob BIE ( $H' = 5.04$ ). Os demais apresentaram pouca ou nenhuma variação (Figura 19, Apêndice D - Tabela 6).

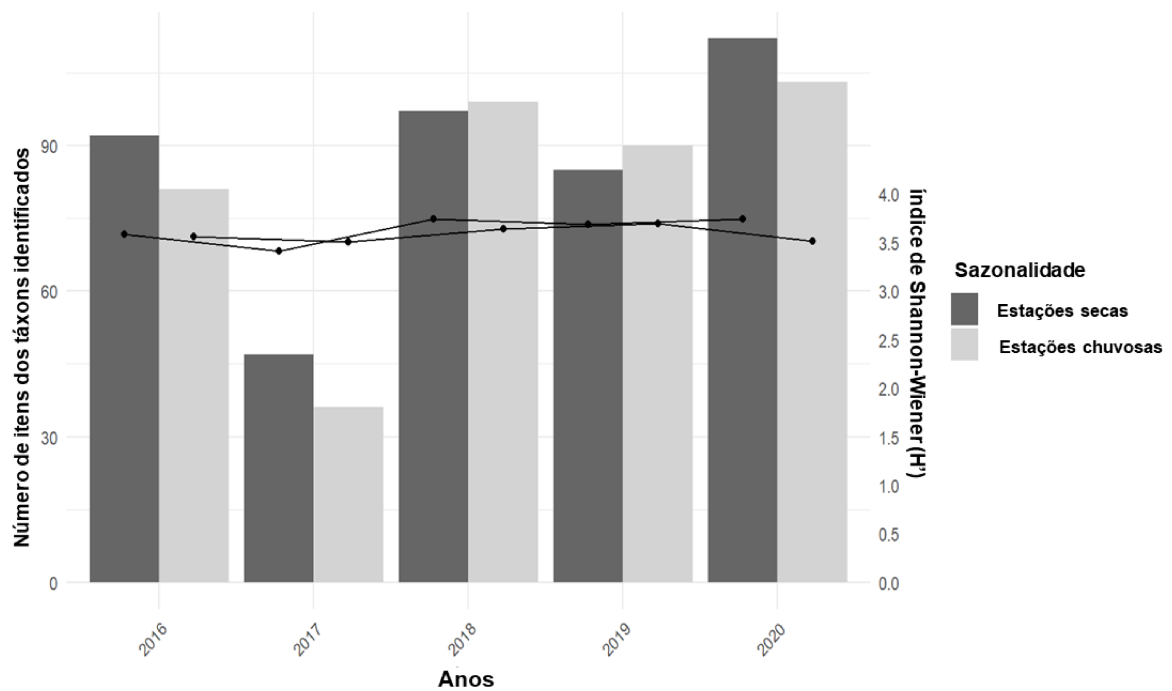
O índice de diversidade para peixes apresentou menores valores durante o AIE e maiores valores durante o período sob BIE (Apêndice D - Tabela 5).

Figura 18 – Índice de diversidade de Shannon-Wiener para os grandes grupos nas estações chuvosas e secas de todos os anos amostrados. A linha representa o índice e as barras as proporções de grupos (Peixes, crustáceos, anfíbios, insetos, répteis, moluscos, aves e mamíferos).



Fonte: elaborado pelo autor (2023).

Figura 19 – Índice de diversidade de Shannon-Wiener para todos os táxons registrados nas estações chuvosas e secas de todos os anos amostrados. A linha representa o índice e as barras as proporções de itens identificados.



Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

### 3.4 DISCUSSÃO

#### 3.4.1 Componentes da dieta

A frequência de ocorrência dos itens nas fezes de lontra não é capaz de revelar as proporções totais de presas, todavia, é considerado o método mais indicado para estudos de campo e permite comparações sazonais ou entre diferentes áreas (Perini et al., 2009). Clavero et al. (2009) destacam que esse método oferece uma estimativa realista da importância relativa de cada presa, garantindo precisão suficiente para detectar mudanças na composição da dieta em uma escala mais ampla.

Nos resultados obtidos, os peixes ocorreram em maior frequência, seguidos dos anuros e insetos aquáticos respectivamente. Em todo o período amostral as presas principais (peixes e crustáceos) somadas representaram uma PO 49, 42% e as alternativas (anfíbios, insetos, répteis, moluscos, aves e mamíferos) consistiram em 50,58%.

Dentre os peixes, a maior proporção de *Geophagus brasiliensis*, condizem com o encontrado por José e Andrade (1997) e Volpi et al. (2023) no Espírito Santo e por Carrasco et al. (2019) na Ilha de Santa Catarina como a principal espécie de presa. Apesar de sua escama ter um alto índice de aparição nas fezes de lontras, podendo ser sobrestimada (Perini et al., 2009), Carrasco et al. (2019) analisaram isótopos estáveis, comprovando que esta espécie de fato é uma presa preferencial de lontras. Além disso a maior ocorrência dos ciclídeos, também é condizente com o observado por Costa-Braga et al. (2019) em todo o estado do Espírito Santo, incluindo o rio Itabapoana. Segundo Rheingantz et al. (2017), esta família é a mais consumida por *Lontra longicaudis* no Brasil e a PO aqui registrada, corrobora com estes apontamentos.

A família Erythrinidae (*Hoplias malabaricus*) é observada em menores proporções na dieta da lontra, se comparada aos ciclídeos (Carrasco et al., 2019; Costa-Braga et al. 2019; José; Andrade, 1997; Quadros; Monteiro-Filho, 2000; Rheingantz et al., 2012; Silva et al., 2012), apesar disso, essa família também é uma presa preferencial da *L. longicaudis* devido à sua mobilidade reduzida (Rheingantz et al., 2012, 2017). Para a bacia do Itabapoana, Costa-Braga et al. (2019) registraram pouca expressividade na dieta como um todo, incluindo na região do presente estudo. Mediante aos resultados encontrados (terceira espécie de peixe mais predada) isso demonstra como variam a composição da dieta de acordo com os corpos hídricos (Costa-Braga et al., 2019).

É comum que no Bioma da Mata Atlântica as espécies *Geophagus brasiliensis* e *Hoplias malabaricus* ocorram entre as principais presas da *L. longicaudis* (Carrasco et al., 2019;

Costa-Braga et al., 2019; José; Andrade, 1997; Quadros et al., 2000; Silva et al., 2012), havendo registros sobre as espécies na região Sudeste (José; Andrade, 1997; Silva et al., 2012). Contudo, são poucos os trabalhos nesta região do país que registraram a família Callichthyidae na dieta da lontra (Pardini, 1998; Costa-Braga et al., 2019) e nenhum deles com a expressividade aqui encontrada (PO 14,32%). Tal expressividade pode ser observada apenas em pesquisas realizadas na Região Sul do Brasil (Carrasco et al., 2019; Quintela et al., 2012; Santos, 2012; Sousa et al., 2013). Este agrupamento de peixes mais predados (Cichlidae, Callichthyidae e Erythrinidae), também é observado apenas em trabalhos realizados no Sul do país, tanto para os três táxons (Carrasco et al., 2019), como as respectivas Famílias (Quintela et al., 2008, 2012; Santos, 2011; Sousa et al., 2013). Isto provavelmente está associado ao fato do *Hoplosternum littorale* ser nativo na Bacia do Baixo Paraná e sistemas costeiros do Sul (Reis, 1997). Sua confirmação como espécie na dieta de lontras foi feita apenas através de isótopos estáveis por Carrasco et al. (2019) e os demais trabalhos identificaram apenas a nível de família (Apêndice C - Tabela 4). Quintela et al. (2008) comentam a sua ocorrência na paisagem pesquisada, mas não apresentam as proporções.

Na região deste estudo, o *Hoplosternum littorale* é uma espécie alóctone invasora, com registros mais antigos para a bacia hidrográfica limítrofe à do Itabapoana (Paraíba do Sul) (Moraes et al., 2016) onde é considerada generalista oportunista (Pacheco et al., 2018). Na paisagem pesquisada é abundante nas pequenas barragens e açudes (Figura 5), que por serem rasos e com vegetação marginal (obs pessoal), imitam as condições pantanosas nativas propícias para sua reprodução (Mol, 1993).

O Bagre africano (*Clarias gariepinus*) foi registrado na dieta das lontras em todas as bacias hidrográficas pesquisadas por Costa-Braga et al. (2019) incluindo o rio Itabapoana. Todavia, aqui estes foram identificados em apenas um evento em que cinco cabeças grandes desse peixe, foram encontradas em comedouro e suas vertebrae confirmada nas fezes coletadas na latrina ao lado. Em contraste a este trabalho, Costa-Braga et al. (2019) encontraram a segunda maior porcentagem de peixes nativos (79%) para esta região, denotando mais uma vez as variações locais na composição de presas.

As principais espécies de peixes predadas possuem características em comum: são lentas e/ou sedentárias, bentônicas, crepuscular/noturno ou matutino (Cassati, 2002; Hahn et al., 1997). Este resultado corrobora com um aspecto importante na ecologia trófica de lontras, que é a preferência por presas com mobilidade reduzida (Pardini, 1998; Rheingantz et al., 2012, 2017), um comportamento especialista explicado pela a teoria de forrageamento ótimo (MacArthur & Pianka, 1966; Rheingantz et al., 2012).

Os anfíbios são uma categoria importante na dieta da lontra-euroasiática (*Lutra lutra* (Linnaeus, 1758)), tanto os Anura quanto os Caudata (Clavero et al., 2005; Smioldo et al., 2019b; Weber, 1990), sendo que para a lontra-neotropical, este grupo é representado majoritariamente pelos Anura (Chemes et al., 2010; José; Andrade, 1997; Monroy-Milchis; Mundo, 2009; Pardini, 1998; Rheingantz et al., 2011). As maiores proporções de anfíbios anuros na América Latina encontradas até o momento para a *L. longicaudis enudris* (Cuvier, 1823), consistem em FO 10% (Rheingantz et al., 2011), FO 17% (Costa-Braga et al., 2019) e PO 10,75% (Chemes et al., 2010), permitindo-nos afirmar que a PO de 24,55 % é a mais alta já encontrada para espécie. De acordo com as observações feitas em campo durante o período amostral, é possível que parte dos anuros encontrados, sejam filhotes de *Leptodactylus sp* pois estes animais foram vistos com frequência na localidade (mesmo durante o dia). Também existe a possibilidade de os *Rhinella sp* também podem compor a porcentagem de anuros aqui encontrada, assim como registrado por Rheingantz et al. (2011).

A ocorrência de insetos entre os três grupos mais predados para a lontra-neotropical já foi registrada no Brasil (Pardini, 1998; Passamani & Camargo, 1995; Silva et al., 2012), Argentina (Chemes et al., 2010; Gori et al., 2003; Vezzosi et al., 2014) e México (Macías-Sanchez; Aranda, 1999; Monroy-Milchis; Mundo, 2009). Nos trabalhos de Chemes et al. (2010) e Silva et al. (2012) este grupo prevaleceu em segundo grau de importância e Pardini (1998), em terceiro. No presente estudo, os Belostomatidae e Coleoptera foram os mais predadas respectivamente (Figura 14), sendo também os insetos encontrados com maior frequência e mesmo grau de importância dentro deste grupo por Vezzosi et al. (2014) na Argentina, mas em proporções muito abaixo do que o presente estudo. Além disso, Belostomatidae foi a principal família de insetos consumidos nos trabalhos de Gori et al. (2003) (~19%), Vezzosi et al. (2014) (1,48%) na Argentina e Sousa et al. (2012) (1%) no Brasil. Chemes et al. (2010) registraram esta família em segundo (4,18%) para o grupo total de insetos, que também ficou em segundo lugar após os peixes (PO 23,27%). Além disso, até a presente pesquisa, todos estes estudos supracitados têm apresentando as maiores proporções de insetos na dieta de lontras-neotropicais na América do Sul, onde Pardini (1998) totaliza (FO 21%) e Gori et al. (2003) (PO ~19%). Isto faz com que este estudo (PO 15, 32%), seja uma das mais altas proporções de insetos já registradas para a espécie na América Latina. É importante enfatizar que os insetos predados pelas lontras neste córrego são facilmente distinguíveis daqueles ingeridos pelas presas das lontras, pois, apesar de não termos analisado o tamanho de peixes, anuros e serpentes, a maior parte destes, eram de tamanho pequeno a médio, impossibilitando a ingestão de tantos insetos maiores (Figura 9). Talvez por isso (não suprirem as demandas energéticas dos mustelídeos)

elas tenham buscado uma proporção considerável de insetos como complemento. O coeficiente de Spearman aplicado corroborou as observações empíricas sobre este fato ao apresentar correlações fracas ou desprezíveis entre os insetos aquáticos e as presas das lontras que se alimentam desses insetos (peixes, anuros e répteis), isentando a possibilidade de ingestão secundária desse grupo.

Os crustáceos, representados inteiramente pelos caranguejos de rio (*Trichodactylus fluviatilis*) foram o quarto grupo mais consumido. Em contrapartida é mais comum que este grupo esteja em segundo lugar na dieta de *Lontra longicaudis* (Costa-Braga, 2019; José & Andrade, 1997; Monteiro-Filho, 2000; Pardini, 1998, Quadros; Rheingantz et al., 2011, 2017). Mesmo sem um estudo incluso, é provável que isto esteja relacionado à menor disponibilidade deste crustáceo devido às condições de alta degradação do córrego (Cumberlidge, 2016), pois eles integram as presas principais da *L. longicaudis* neste bioma (Costa-Braga et al., 2019; José; Andrade, 1997; Pardini, 1998; Quadros; Monteiro-Filho, 2000). Os camarões de água doce do gênero *Macrobrachium spp* também são presas preferidas das lontras (Spinola; Vaughan, 1998; Macías-Sánchez; Aranda, 1999; Pardini, 1998) e também na bacia hidrográfica do Itabapoana (Costa-Braga et al., 2019). A família a qual pertence (Palaemonidae) é uma das mais predadas no Brasil pela espécie (Rheingantz et al., 2017). Todavia, estes crustáceos não foram observados nas fezes coletadas durante os cinco anos de amostragens, provavelmente devido a fatores de degradação (Magalhães et al., 2016) e baixa disponibilidade de água em boa parte do estudo.

As Serpentes, variaram entre as Famílias Colubridae e Boidae representado pela *Boa constrictor*. Quadros e Monteiro-Filho (2000) também registraram apenas serpentes em pesquisa realizada no Sul do Brasil.

Os moluscos nativos predados consistiram em uma espécie de gastrópode pertencente ao gênero *Pomacea sp* e uma de bivalve (*Anodontites cf*). As outras duas espécies foram as exóticas invasoras *Melanooides tuberculata* (Gastropoda) e *Corbicula largillierti* (Bivalvia) (Figura 10). Animais de estruturas mole como os moluscos são difíceis ou não podem ser identificados através de fezes (Gori et al., 2003) e as lontras podem retirá-los das conchas (Parera, 1993) principalmente mexilhões de água doce, que segundo Gori et al. (2003), não deixam vestígios nas fezes. Todavia, é possível que devido ao tamanho reduzido das espécies exóticas predadas, mais lascas de conchas quebradas “recentemente” apresentando arestas finas e coloração mais escura, seriam perceptíveis nas fezes e nos locais de alimentação. Além disso, Brandt (2004) conseguiu identificar uma proporção considerável de mexilhões dourados em estudo realizado no Rio Grande do Sul.

As espécies de moluscos exóticos invasores documentados na dieta da *L. longicaudis* até o momento foram a Ameijoia asiática (*Corbicula fluminea*) no Brasil (Santos et al., 2012) e no México (Rangel-Aguillar & Gallo-Reynoso 2013) (1.45%); e o mexilhão dourado *Limnoperma fortunei*, reportado no Brasil por Brandt (2004) e na Argentina por Vezzosi et al (2013). Nesse contexto, provavelmente não existam outros registros da predação de *Melanoides tuberculata* e *Corbicula largillierti* pela lontra-neotropical além deste estudo. Esta última espécie, é menor e possui uma concha mais frágil do que espécies mais robustas como a *C. fluminea* e *C. fluminalis* (Mansur et al., 2016). Isso facilitaria a quebra das conchas e acesso ao molusco, aumentando a probabilidade das lontras predarem a espécie em proporção maior do que a registrada, tal qual Brandt (2004), cuja espécie *L. fortunei* também possui conchas frágeis (Mansur et al., 2016). Contudo, compreendendo as limitações das análises visuais das fezes no tocante aos moluscos, recomendamos estudos que envolvam a análise de disponibilidade de presas somado aos isótopos estáveis das fezes. Isto poderia solucionar a questão sobre baixa proporção de moluscos exóticos invasores na dieta em locais onde existe uma abundância evidente, como neste córrego.

Os roedores da família cricetidae, foram identificados através de dentes, patas e unhas preservados nas fezes. Eles são comuns na dieta da espécie, onde os Rodentia são os mamíferos mais frequentes (Kasper et al., 2004; Quintela et al., 2008; Silva et al., 2012; Sousa et al., 2013).

As aves mais frequentes foram espécies de pequeno porte (Passeriformes) adultos e um filhote, evidenciado pelos canhões de pena em desenvolvimento. A única espécie identificada consistiu no pato doméstico exótico (*Anas platyrhynchos domesticus*), que ocorreu durante o período de seca extrema. Apesar de ocasional, isso atenta para a problemática da coexistência Humano-Fauna com as comunidades rurais cujas criações são suas fontes de proteína e podem abater os mustelídeos em retaliação aos ataques.

Os microplásticos são um problema cada vez mais constante quando se trata de ecologia trófica de ecossistemas aquáticos (Alava, 2020; Parker et al., 2021), inclusive em espécies de lontras pelo mundo (Heun et al., 2022; O'Connor et al., 2021, 2022; Santillán et al 2020; Smiroldo et al., 2019a), que parece ser crescente na última década. Apesar disso, O'Connor et al. (2022), sugerem que as lontras possuem poucas chances de bioacumularem microplásticos em seu interior. A ocorrência destes poluentes confundidos com alimento pelos peixes e macroinvertebrados (O'Connor et al., 2022), atestam sobre a poluição presente e necessidade de conservação destes habitats. Apesar de incidental, é provável que este seja o primeiro registro de microplásticos para esta espécie de lontra (Figura 11).



Costa-Braga et al. (2019) obtiveram maiores PO de anfíbios e insetos no complexo que abrange esta bacia hidrográfica (rio Itabapoana). Mesmo assim, as PO dos grupos, famílias e espécies são muito distintas do que eles registraram para esta região. Tais diferenças podem ser resultantes da sua maior escala de abrangência, grande número de corpos hídricos e soma de três bacias hidrográficas onde apenas a margem oposta (Estado do ES) do rio Itabapoana foi incluída. Além disso, o presente estudo ocorreu em escala local e foi realizado em um afluente da margem direita (Estado do Rio de Janeiro) durante um período mais longo. Outro fator, é que estas diferenças ocorrem de acordo com as variações nos recursos locais (Costa-Braga et al., 2019). Adicionalmente, as proporções de anfíbios e insetos do presente estudo são bem mais altas do que os trabalhos anteriores com dieta de *L. longicaudis* dentro ou às margens do Bioma Mata Atlântica (e.g. Carrasco et al., 2019; Costa-Braga et al., 2019; José; Andrade, 1997; Kasper, 2004; Kasper et al 2008; Monteiro-Filho, 2000; Pardini, 1998; Quadros; Rheingantz et al., 2011, 2012; Santos et al 2012; Silva et al. 2012; Volpi et al., 2023). Portanto, isto atenta para a perturbação da comunidade de presas principais na localidade e possível relação com as múltiplas alterações antrópicas na paisagem.

### **3.4.2 Influência do ENSO, sazonalidade e regime hidrológico na dieta**

As alterações climáticas causadas pelo fenômeno El Niño Southern Oscillation (ENSO) e sua influência nos regimes hidrológicos e nas dinâmicas dos ecossistemas aquáticos, perduram durante longos períodos após sua ocorrência (Alves et al., 2021; McPhaden et al., 2006, 2021). Isso reflete nas interações entre predador-presa (Stenseth et al., 2002), sobretudo em predadores como as lontras sob eventos de secas extremas (Rheingantz et al 2022; Ruiz-Olmo et al., 2001).

Segundo o Índice Integrado de Secas que Cunha et al. (2019) aplicaram para todo o país, as secas nesta paisagem pesquisada tiveram início em 2012-2014 (anormalmente seco), 2014-2016 (seca severa/ seca extrema), 2016-2017 (seca moderada), 2017-2018 (normal), 2018-2019 (anormalmente seco). O período com os índices de seca mais altos, foi durante a ocorrência do ENSO 2015-2016. O único ano “normal” na análise de Cunha et al. (2019), ocorreu a primeira enchente no rio Itabapoana durante o período amostral (março de 2018) (Figura 12), evidenciado pelo primeiro grande pico de chuvas.

Durante o longo período de secas (AIE) o maior consumo de presas alternativas como os insetos e répteis é perceptível pelos gráficos (Figura 12, Figura 16 e Figura 19). Isto pôde

ser comprovado através do teste de Wilcoxon que comparou os períodos de influência do ENSO onde o valor de  $p$  para estes dois grupos foi dado por  $p = 0,00208$  (Insetos) e  $p = 0,0073$  (Répteis), podendo isto também ser visualizado na Figura 16. Nas estações mais secas é perceptível a maior presença de outras presas alternativas como os anfíbios, aves e mamíferos, além dos moluscos invasores e jiboias (Tabela 2, Figura 17). Isto ocorre por questões de demanda energética não atendida pelas presas principais (Kruuk & Carss, 1996).

Assim como demonstrado pelo teste de Wilcoxon ( $p=0,0363$ ) para a sazonalidade, a proporção de anfíbios, é maior nos totais que representam as secas (Figura 15). Apesar de um grande número de avistamentos de *Lepidodactylus sp.* no córrego durante todo o período amostral, esta ocorrência mais alta de anfíbios anuros neste período (Tabela 2, Figura 15) também pode ser associada à fase reprodutiva dos *Rhinella sp.* assim como apontado por Rheingantz et al. (2011), cuja maior representatividade de anuros durante as estações secas se deu devido à reprodução dos sapos da espécie *Rhinella crucifer* (Wied-Neuwied, 1821).

Adicionalmente, o resultado do teste de Wilcoxon para as frequências durante os períodos sob AIE e BIE, não apresentou significância para os anuros (Figura 16). Se somarmos estas observações, às da Tabela 2 e Figura 12 (barras verdes), torna perceptível uma representatividade constante deste grupo na dieta das lontras durante todo o período amostral. Isto demonstra que os anfíbios são um importante item nesta localidade, não significando que sejam em termos de contribuição energética (Kasper & Migliorini, 2023), pois em geral os tamanhos dos anuros predados não ultrapassaram os 5-10 cm (observação pessoal).

A maior ocorrência de insetos (principalmente Belostomatidae) durante o período sob AIE (secas e interrupção do fluxo do córrego), observada nas Figura 12, Figura 14 e Figura 16, confirmada pelo teste de Wilcoxon ( $p = 0,00208$ ), pode ser atribuída a alguns fatores. Em pequenos riachos cuja perda de fluxo superficial pelas secas culmina em poças desconectadas, a riqueza de espécies de macroinvertebrados diminui (Saffarina et al., 2022). Estas piscinas e poças atuam como refúgio para espécies mais tolerantes (Saffarina et al., 2022) (exemplo. Belostomatidae (Mase et al., 2023)) podendo ficar superlotadas (Herbst et al., 2019; Verdonschot et al., 2014), o que facilita a captura para as lontras. Isso explicaria a massiva presença deste grupo durante o período sob AIE, as quais algumas amostras fecais chegaram a conter 100% de insetos dentre Belostomatidae e Coleoptera respectivamente (Figura 14, Figura 9). Essa maior facilidade de captura durante eventos de seca é demonstrada por Martínez-Ibraín et al. (2019) para a *Lutra lutra* predando peixes. Ruiz-Olmo et al. (2007), enfatizam a importância destas piscinas remanescente para a permanência da *L. lutra* em paisagens durante as secas mediterrâneas devido a biomassa de presas nela contidas, sendo imprescindíveis para

sua reprodução. É possível que isso esteja relacionado à teoria de que as lontras-neotropicais sobem os córregos com seus filhotes durante a estação seca (Rheingantz pc.), onde provavelmente encontrariam maior biomassa de presas e maior facilidade de captura nas piscinas para os filhotes treinarem a caça.

A maior predação de peixes (presa principal) durante o período sob BIE ( $p = 0,0106$ ), pode ser atribuída ao retorno das chuvas e grandes enchentes resultantes dos altos índices de pluviosidade, onde a assembleia de peixes foi renovada por aqueles que sobem em piracema e os que escapam dos açudes.

Dentre os peixes que fazem piracema, o mais expressivo foi o gênero *Prochilodus sp.*, que utilizam as planícies de inundação para a reprodução nestes períodos (Baillly et al., 2020). No rio Itabapoana ocorrem duas espécies de *Prochilodus sp.*, o nativo *P. vimboides* (Sarmiento-Soares & Martins-Pineiro, 2013) e o invasor *P. lineatus* (Bizerril & Lima, 2001, citado por Azevedo et al., 2002). Este gênero, ocorreu nas fezes somente depois da maior cheia do rio Itabapoana (Período sob BIE) e não ocorreu no período sob AIE. Isto pode ser explicado pelo fato deste gênero ser amplamente influenciado pela quantidade de água que escoar nos sistemas hídricos e a diminuição das descargas fluviais (como a seca do período sob AIE) causa declínio desses peixes (Stassen et al., 2010). Desta forma, suas populações são significativamente influenciadas pelas variações climáticas resultantes de El Niños e La Niñas (Stassen et al., 2010). Isso pode ser observado na dieta das lontras neotropicais que após a redução dos pulsos de inundação, encontram estes peixes presos nas piscinas, o que facilita a sua captura pelos mustelídeos.

A variação nas frequências do *H. littorale* pode ser atribuída a alguns fatores. A escassez de recursos no córrego pode levar as lontras se deslocarem para os açudes durante os períodos de seca e as fezes posteriormente depositadas nas margens do córrego. O aumento na predação de *H. littorale* durante o período com maior pluviosidade, está relacionado também ao transbordamento dos açudes à montante (Figura 5) que não secaram durante o AIE e ao alagamento da planície de inundação no BIE (tabela anexa). Durante as chuvas, as águas dos açudes do outro lado da estrada, passam pelos bueiros e são despejadas em abundância no trecho amostrado do córrego (Figura 5) conduzindo os propágulos em período de reprodução. Isso foi observado nas análises de estruturas anatômicas, onde foram registrados indivíduos machos em idade reprodutiva, identificados pelos espinhos modificados de suas nadadeiras (Reis, 1998). As Tilápias (*Oreochromis niloticus*) também tiveram maior ocorrência neste período sob BIE e isto pode ser atribuído ao mesmo fato que o *H. littorale*.

Além de maior frequência de peixes, ocorreu maior diversidade deste grupo no período sob BIE, que pode ser observado nos índices de Shannon-Wiener, o que também pode ser atribuído às questões dos açudes e dinâmica de reprodução.

Os resultados dos índices de diversidade de Shannon-Wiener dos grandes grupos taxonômicos para cada estação (como as de 2016), indicaram pouca variação entre si. É possível que isto esteja relacionado às condições hídricas de interrupção do fluxo em que o córrego esteve durante ambas as estações neste ano, fornecendo os mesmos recursos nas piscinas remanescentes e sem renovação das comunidades de peixes. Em contrapartida o ano com os índices mais altos de grandes grupos ocorreu em 2018. Essa disparidade sugere que depois de um longo período de seca ocorreram alterações na comunidade após a enchente relâmpago em março deste ano, gerando resposta das presas às condições ambientais.

Esse aumento do índice em 2018, pode ser atribuído ao maior consumo do caranguejo de rio (*Trichodactylus fluviatilis*), cujas maiores frequências ocorreram após esta enchente, exemplificado pela concentração e constância de barras cinza neste período (Figura 12). Estes provavelmente se enterraram na areia, lama e/ou em tocas da zona hiporréica para se livrarem da dessecação durante os anos de seca (Bliss, 1968) e foram mais predados depois que saíram dos refúgios durante a primeira enchente relâmpago.

Em rio de pequena escala e fluxo contínuo, Volpi et al. (2023) registraram o maior consumo de caranguejos *T. fluviatilis* durante os períodos chuvosos. Todavia, dado que o presente estudo se inicia em um período de perda de fluxo, isto é menos nítido em nossos resultados. O gráfico evidencia um provável comportamento de ressurgimento de uma estivação forçada pela seca (Bliss, 1968) após o primeiro pico de cheia em março de 2018. Quando sobrepomos o índice de Shannon-Wiener dos grandes grupos ao gráfico na Figura 12, isto pode ser percebido. Isto permite observar, que as análises realizadas são complementares, possibilitando visualizar padrões e alterações na composição da dieta muito sutis se vistos isoladamente.

Os índices de diversidade mais baixos (dois últimos anos) apresentaram graus muito próximos entre si (Figura 18) demonstrando uma certa estabilidade na diversidade e são concomitantes ao período de maiores volumes de chuvas e maior predação de peixes (Figura 12, Figura 16 e Figura 17), sua presa principal (Rheingantz et al., 2017). Isto pode estar atribuído ao BIE, evidenciado pela maior constância de pluviosidade e grandes picos de chuva (enchentes 2020-2021), quando o fluxo hídrico foi restabelecido a partir de 2019-2020 (Figura 12). Também está refletido nos índices totais das duas metades do período amostral (AIE e

BIE), onde o índice de diversidade do período sob AIE teve uma diversidade de grandes grupos um pouco maior ( $H' = 4.86$ ) do que o BIE ( $H' = 4.29$ ).

O índice de diversidade para os táxons apresentou uma variação bem menor entre os anos e entre as estações (Figura 19). Todavia uma observação interessante que merece atenção, é a de que o ano com a menor diversidade (2017), coincidiu com o ano de menor precipitação de todo o período amostral (Figura 12). Além disso este foi o mês com o índice pluviométrico mais baixo do ano de 2017, onde não ocorreram peixes nas amostras (Figura 13). Neste período o córrego estava sem fluxo e sob AIE, onde as lontras se alimentaram das maiores proporções de presas complementares com relação ao restante (ex. pato doméstico).

As diferentes mensurações dos índices de Shannon-Wiener quando comparados à Figura 12 possibilitaram visualizar aspectos de influência da pluviosidade na diversidade de grandes grupos e táxons. Pois a aplicação do índice nos dois contextos taxonômicos, possibilitou perceber padrões complementares às outras análises, como o exemplo dos caranguejos após a primeira enchente, que só foi evidenciado graças à aplicação do índice aos grandes grupos.

Aqui, percebemos as alterações na dieta da *Lontra longicaudis* diante de condições extremas de secas e enchentes que haviam sido recordes até aquele momento, em um período amostral de meia década que abrangeu o final do ENSO 2015-2016 e seu período de influência até o ano de 2019, com posterior retomada das chuvas em 2020-2021. Uma vez que a precipitação durante o trimestre mais chuvoso é o fator climático mais importante que afeta a distribuição da espécie mediante a questões de mudanças climáticas (Cianfrani et al., 2018), esses dados permitem um panorama de fatores preponderantes sobre a ecologia alimentar da espécie. No córrego pesquisado, a formação de piscinas durante as secas e a reposição de presas nas cheias, parece ser uma fonte de recursos importante, assim como ocorre no mediterrâneo (Ruiz-Olmo et al., 2007).

Uma vez que as secas alteram a dinâmica e estrutura dos ecossistemas (Ledger et al., 2013), as mudanças climáticas aumentarão os eventos extremos, afetando negativamente as populações de lontras, a exemplo da escassez de água (Loy & Cianfrani, 2018) e consequente escassez de alimentos (Cianfrani et al., 2018). Nesse contexto, longos períodos de seca severa como no período amostral deste estudo causam estresse ecológico adicional a essa espécie, se tornando pior quando somado a impactos que seriam normalmente tolerados, como a poluição, pecuária e desmatamento (Rheingantz et al., 2022). Visto que as condições do córrego e da paisagem são exatamente estas, podemos afirmar que as lontras desta paisagem estiveram sob severo estresse ecológico, a perceber pelas altas porcentagens de presas alternativas (insetos,

anfíbios, répteis) e predação de marreco em uma propriedade rural. Mediante este cenário, vale ressaltar que durante a seca extrema do período sob AIE, época em que todos açudes próximos ao córrego secaram completamente (junho de 2017) e a dieta das lontras foi representada por 55,65 % de presas alternativas, dois indivíduos foram atropelados simultaneamente (Figura 20) em frente a açudes de peixe que não secaram (Figura 5). Uma vez que as lontras são limitadas pela disponibilidade de água e alimento em climas semi-áridos como o mediterrâneo (Ruiz-Olmo et al. 2001), possivelmente o deslocamento das *L. longicaudis* e consecutivo atropelamento tenham sido influenciados pela falta de água/recursos alimentares no córrego e açudes próximos a ele, fazendo com que as lontras buscassem alimento na maior lâmina d'água que restou na paisagem e fossem atropeladas.

Existe relato de atropelamento de lontra-neotropical no Estado do Maranhão, em rodovia ao lado de um complexo de piscicultura (Mesquita & Menezes, 2015). Nesse mesmo contexto, Guter et al. (2005) constataram que a maior ocorrência de atropelamentos de lontras-euroasiáticas em Israel, estavam associados a estradas com açudes de peixes localizados a menos de 100 m das rodovias (mesmas condições do presente caso (~30m de distância)). Além disso, o índice mais alto de atropelamentos de lontras-neárticas na Flórida, está diretamente correlacionado a evento climático de seca extrema no ano 2000 (Kinlaw, 2004). Neste período com alto índice de atropelamentos de *Lontra canadensis*, esta região da América do Norte também se encontrava sob influência de dois fortes fenômenos ENSO com La Niña (1998-2000) (Abtew & Trimble, 2010; Cook et al., 2011; NOAA, 2024; Wang & Asefa, 2017; Wang & Kumar, 2015), que resultaram em secas extremas prolongadas com diversos impactos (Abtew & Trimble, 2010; Seager et al., 2009; Wang & Asefa, 2017; Wang & Kumar, 2015 ).

Figura 20 – Lontras atropeladas durante o Período sob AIE (julho de 2017) (a) panorâmica dos dois indivíduos de lontras atropelados (elipses vermelhas) em frente às habitações rurais com açudes de peixe dentro do vale (seta azul indica o açude mais próximo à rodovia); (b) visada do indivíduo maior com o menor ao fundo (elipse vermelha); (c) visada oposta à anterior. indivíduo menor, com o maior ao fundo (elipse vermelha).



Fonte: Fotos tiradas pelo autor (2017)

Adicionalmente, em paisagem de clima semi-árido, Ruiz-Olmo et al. (2001) observaram que houve uma maior concentração no número de carcaças de lontras-euroasiáticas (principalmente atropelamentos), coincidindo precisamente com a diminuição repentina da abundância de peixes nos córregos. Estes exemplos envolvendo o atropelamento de lontras, apresentam contextos análogos ao do presente estudo, que além da proximidade dos açudes de peixe com a rodovia, foi realizado em um recorte temporal de evento climático extremo (o El Niño mais forte já registrado (NOAA, 2024)).

Uma vez que as mudanças climáticas aumentarão a frequência e intensidade desses eventos (Cai et al., 2020; Denissen et al., 2022), casos como esses atropelamentos tenderiam a ocorrer com maior frequência. Isso pode demonstrar um vislumbre sobre os potenciais efeitos indiretos da degradação somada aos eventos climáticos extremos que estas populações poderiam sofrer.

Esses fatores alarmantes sobre degradação do habitat, escassez de recursos (dieta) e secas extremas, que possivelmente “empurram” os animais para as propriedades rurais e estradas, ocorrem numa paisagem categorizada como “Área Perdida” para a *Lontra longicaudis* no mapeamento de vulnerabilidade às mudanças climáticas de Cianfrani et al. (2018).

Portanto, tais evidências atentam para a necessidade de proteção e restauração de nascentes, brejos e zonas ripárias (Parmesan et al., 2022) a fim de evitar potencial extinção a nível local mediante às mudanças climáticas (Cianfrani et al., 2018), sendo que a espécie é considerada quase ameaçada e suas populações estão em declínio (Rheingantz et al., 2022).

### **3.4.3 Degradação ecológica refletida na dieta**

#### *3.4.3.1 Presença das espécies invasoras*

A espécie alóctone *Hoplosternum littorale* é conhecida pela alta tolerância a poluição (Hahn et al., 1997) sendo muito resistente a diferentes condições prejudiciais para a maioria dos peixes. Nestas, estão incluídas as altas temperaturas por longos períodos, inanição (Rossi et al., 2017), ingestão de microplásticos (Silva-Cavalcanti et al., 2016), metais pesados e pesticidas (Araújo et al., 2018), altas concentrações de sulfeto na água (eutrofização) (Affonso et al., 2004) e como biomarcadores genéticos para poluição (Silva et al., 2016). A respiração bimodal e a rara peculiaridade em suas hemoglobinas chamado cofator “mamífero”, confere uma alta tolerância a ambientes hipóxicos (Weber et al., 2000). Nesse sentido, devido a sua elevada resistência fisiológica a variados tipos de stress, o *H. littorale* é requisitado por pesquisadores como modelo de monitoramento em condições extremas (Araújo et al., 2018; Braz-Mota et al., 2017; Rossi et al., 2017; Silva-Cavalcanti et al., 2016;). Essa espécie obtém sucesso em invadir rios antrópicos no Sudeste brasileiro, principalmente àqueles com a presença de barragens e são considerados indicadores de baixa integridade biótica (Bartolette et al., 2018; Bueno et al., 2021 (Sup); Pacheco et al., 2018; Petesse et al., 2014; Petesse & Petre Jr, 2012; Rocha et al., 2011; Queiroz-Souza et al., 2019; Terra & Araújo, 2011). Considerada uma espécie que impacta e compete com a fauna nativa, eles podem alterar a



comunidade de peixes e invertebrados dos locais em que invade (Bueno et al., 2021; Latini et al., 2016; Leão et al., 2011; Souza et al., 2021) e atingem abundâncias elevadas nos ecossistemas receptores (Latini et al., 2016). Devido a isto, pode causar a diminuição dos recursos pesqueiros para populações humanas locais (Latini et al., 2016) como por exemplo, os pescadores artesanais remanescentes impactados pelas hidroelétricas no rio Itabapoana (Souza Jr & Teixeira, 2017; Gomes & Teixeira, 2023).

Além disso, existem poucos dados sobre sua relação com as comunidades dos ambientes receptores (Bueno et al., 2021(Sup); Latini et al., 2016) e não existem trabalhos sobre controle desta espécie em ambiente natural (Latini et al., 2016).

A Tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) é uma espécie muito resistente à baixa qualidade da água (Latini et al., 2016) e consideradas em IBI como uma espécie tolerante (Cassati et al., 2009; Petesse et al., 2014). Dentre os seus principais impactos está a redução da diversidade de peixes e macroinvertebrados nativos, além da competição por recursos em geral (GISD 2023a; Latini et al., 2016).

O Bagre africano (*Clarias gariepinus*) também resiste a condições extremas e respira oxigênio atmosférico (Latini et al., 2016). Essa espécie causa impactos reduzindo a biodiversidade nativa, possui capacidade de se locomover em locais onde a maior parte dos peixes não o fazem (GISD 2023b; Latini et al., 2016; Vitule et al., 2006) e sua erradicação é praticamente impossível.

Dentre os moluscos invasores, espécies do gênero *Corbicula*, causam impactos diretos na dinâmica de matéria orgânica de córregos arenosos como este, principalmente durante os períodos de baixo fluxo e fluxo de base (Bodon et al., 2020; Hakencamp & Palmer, 1999). Isto causa alterações na comunidade de plâncton (Hakencamp et al., 2001; Rong et al., 2021) e redução drástica na fauna nativa de moluscos bentônicos (Hakencamp; Palmer, 1999; Mansur et al., 2016; Souza et al., 2014). Além disso, a *Corbicula largillierti* também impacta de maneira negativa nos habitats receptores causando afastamento da fauna nativa (como os camarões) ao interferir na estrutura destes ecossistemas (Mansur et al., 2016).

Ambientes com substrato arenoso associados a alta temperatura da água e mata ripária degradada, como este córrego, estão relacionados a alta abundância de *Melanoides tuberculata* (Paula et al., 2019). Os locais de águas rasas e poluídos por atividades antrópicas são um fator preponderante para o sucesso e estabelecimento desta espécie (De Marco Junior, 1999; De Sousa Souto 2011; Martins-Silva e Barros 2001), que atua como hospedeira de uma diversidade de doenças para a fauna silvestre e seres humanos pelo mundo (Literák et al 2013; Krailas et al 2014; Pinto et al 2018). Estes gastrópodes com sério potencial zoonótico, também causam

impactos ecológicos que levam ao deslocamento dos macroinvertebrados nativos por competição (Santos et al., 2016). Eles alteram a estrutura dos ecossistemas que invadem, na qual sua dieta composta de matéria orgânica em decomposição e algas verdes (Santos et al., 2016), pode afetar populações de macroinvertebrados que possuem dieta semelhante, à exemplo dos camarões (*Macrobrachium carcinus*) (Lewis et al., 1966; Lima et al., 2014).

#### 3.4.4 Ausência de espécies nativas

A ausência dos camarões (*Macrobrachium*) podem indicar degradação de habitats (Hernández et al., 2007). Neste estudo, ela pode estar associada à soma de fatores danosos aos ecossistemas aquáticos, como a interrupção do fluxo e assoreamento de origem agrícola; a barragem de uma UHE no rio a jusante (Gomes & Teixeira, 2023) que impede sua migração de reprodução diádroma nos estuários (Anger, 2016; Bauer, 2011); poluição e presença de espécies exóticas de água doce (Alvarez & Villa-Lobos, 2016) como os moluscos (Santos et al., 2014) e peixes (Alvarez & Villa-Lobos, 2016). Estes fatores de origem antrópica, são as ameaças mais importantes a crustáceos como o *Macrobrachium carcinus* (Linnaeus, 1758) (Magalhães et al., 2016), principalmente pela presença do *Hoplosternum littorale* (considerado carcinófago por Ribeiro et al. (2014)) e dos moluscos exóticos invasores

O peixe nativo *Callichthys callichthys* (Linnaeus, 1758) também seria passível de ocorrer, pois foi registrado por Sarmiento-Soares e Martins-Pinheiro (2013) em estudo sobre ictiofauna e na dieta de lontras por Costa-Braga et al. (2019) nesta bacia. Todavia, além de não terem sido encontradas estruturas e/ou otólitos dos Callichthyideos nativos, os pescadores locais não encontram mais a espécie em pontos onde o *H. littorale* ocorre. Nesse sentido, segundo Souza et al. (2021), devido às suas demandas ecológicas semelhantes, é possível que a competição com o invasor *H. littorale* tenha afetado negativamente a população de *C. callichthys* em lago fluvial na bacia do rio Doce, onde a espécie nativa não foi mais registrada após a introdução do *H. littorale*. É possível que isso aconteça no devido à constante pressão de propágulos deste invasor (Bueno et al., 2021; Latini et al., 2016), pois os açudes rasos nesta paisagem funcionam como criadouros do *H. littorale* com constantes liberações destes competidores.

A família Loricariidae é a mais representativa dentre os Siluriformes no rio Itabapoana (Sarmiento-Soares & Martins-Pinheiro, 2013) e Costa-Braga et al. (2019) registraram como a segunda família mais predada pelas lontras nesta bacia. Adicionalmente, com a existência de afloramentos de rocha no trecho pesquisado, certamente seriam registrados indivíduos, pois as

lontras tendem a preferir esses peixes tanto no rio Itabapoana (Costa-Braga et al., 2019), no bioma Mata Atlântica (Kasper et al., 2008; Pardini, 1998; Silva et al., 2012) ou no Brasil (Rheingantz et al., 2017). Na maioria dos casos, eles são associados a córregos prístinos (Cassati, 2002; Cassati et al., 2009) e a baixa estabilidade do substrato no leito assoreado, intenso aporte de sedimentos oriundos de atividades antrópicas, impossibilitam o estabelecimento de táxons pertencentes desta família (Ferreira & Cassati, 2006). Somado a isto, a pressão de propágulos de um bentônico onívoro invasor (*H. littorale*) competitivo, também afasta suas populações (Latini et al., 2016).

Todos os principais peixes predados e exóticos invasores são tolerantes a hipoxia e indicadores de alta degradação dos ecossistemas aquáticos, principalmente as duas espécies de peixes mais predadas (*G. brasiliensis* e *H. littorale*). Os invertebrados nativos amplamente predados (Belostomatidae) são indicadores de degradação e córregos intermitentes (Masese et al., 2023). Os moluscos exóticos invasores corbícula roxa (*C. largillierti*) e o caramujo trombeta (*M. tuberculata*) também são fortes indicadores.

A depender das condições da paisagem, os efeitos das espécies de presa invasoras na ecologia das lontras podem ser variados, pois Juárez-Sanches et al. (2019) constataram que as lontras neotropicais alteraram o seu nicho trófico após a invasão de uma espécie de cascudo em sistemas hídricos da Costa-Rica. Na Europa, estudos constataram que as espécies invasoras podem contribuir para o estabelecimento da lontra-euroasiática (*Lutra lutra*) (Mc Caferthy, 2005; Romanowski, 2006). Em contrapartida, para a mesma espécie, Hong et al. (2020) demonstram evidências de que rios com fluxos alterados por barragens, não conseguem sustentar populações de lontras devido à forte alteração nas comunidades aquáticas, onde os peixes carnívoros invasores competem com as lontras pelos mesmos recursos.

Nesse contexto, estabelecimento de espécies invasoras é mais provável de acontecer em comunidades nativas que perderam sua integridade original e os sistemas aquáticos sofreram com degradação antrópica (Moyle & Light, 1996). Além disso, espécies invasoras com características fisiológicas e morfológicas adequadas (como as do *H. littorale*) possuem mais chances de se estabelecer em ambientes aquáticos com níveis de perturbação antrópica no mínimo intermediária (Moyle & Light, 1997). Isso traz um tom de alerta para as ameaças à conservação da biodiversidade nativa deste córrego e dos demais corpos hídricos conectados a ele, como é o caso do rio Itabapoana localizado a 6,5 km jusante.

Dado que este rio já é impactado por cinco barragens hidroelétricas implantadas (Gomes & Teixeira, 2023; Souza Jr & Oliveira 2017) e existem mais quatro sendo planejadas (Gomes & Teixeira, 2023), um invasor onívoro e muito resistente como o *H. littorale* têm suas

chances de sucesso e estabelecimento amplamente potencializadas pelo represamento da água (Bernery et al., 2022; Muniz et al., 2019; Rahel, 2002). Nesse sentido, a liberação constante de espécies como essa no córrego, se apresenta como um dos principais fatores que causam homogeneização da assembleia de peixes dos rios (Muniz et al., 2019; Ortega et al., 2014; Petesse & Petrere Jr, 2012; Poff et al., 2007; Rahel, 2002; Su et al., 2021), sobretudo em sistemas fluviais com barragens em cascata (Araújo et al., 2009; Bernery et al., 2022; Petesse & Petrere Jr, 2012; Poff et al., 2007; Reid et al., 2019) como o rio Itabapoana.

O sucesso do estabelecimento de presas invasoras pode ser maior se os predadores nativos não as reconhecerem como presas (Hammerschlag et al., 2019; Saul & Jeschke, 2015) e as lontras predam consideravelmente o *H. littorale* em seu habitat nativo (Tabela 4 Apêndice C). Adicionalmente, este siluriforme foi o segundo peixe mais frequente no presente estudo e que possui características de movimentação lenta e hábito crepuscular/noturno (Hahn et al., 1997). Tais características são compatíveis à ecologia da *Lontra longicaudis*, pois elas preferem presas lentas (Rheingantz et al., 2017) e seu padrão de atividade também é crepuscular/noturno no Bioma Mata Atlântica (Rheingantz, et al., 2016). Estes fatos somados, possibilitam inferir que as lontras possivelmente podem atuar como inimigos naturais do *H. littorale*, sobretudo por predarem indivíduos em período reprodutivo.

Estas constatações se mostram fatores positivos do ponto de vista da ecologia de invasões (Parker et al., 1999; Saul & Jeschke, 2015) em favor dos serviços/funções ecossistêmicas realizados por este predador-topo nesses socioagroecossistemas degradados. Dado o seu potencial nesse sentido, seria relevante que estudos possam averiguar se a *Lontra longicaudis* de fato poderia atuar dentro da “*abordagem biômica na restauração de rios*” (Johnson et al., 2020), assim como a lontra-neártica no estudo de caso de Wolf-Gonzalez et al. (2022). Informações como esta poderiam ser um auxílio nos processos de restauração de ecossistemas aquáticos (Cooke et al., 2022; Johnson et al., 2020) e conscientização sobre o papel da espécie no Bioma Mata Atlântica, visando a proteção e conservação de suas populações e habitats.

### 3.5 CONCLUSÃO

A composição da dieta de lontra-neotropical neste estudo constituiu em 50% de presas alternativas, com um dos maiores registros de insetos para a América Latina e a maior proporção de anfíbios (anuros) para a espécie. Isso salienta a importância destes grupos alternativos na dieta da lontra sob condições antrópicas e estresse climático, indicando possíveis impactos negativos na comunidade de presas principais (peixes e crustáceos), e sugere degradação no ecossistema aquático local.

A análise da dieta nesta localidade também possibilitou detectar a ausência de espécies nativas que seriam comuns (cascudos e camarões), a presença de espécies invasoras e a ingestão de microplásticos, que revelam uma potencial formação de novo ecossistema de água doce pelas interferências antrópicas, o que requer maior atenção na preservação da integridade ambiental do córrego.

Dentre as espécies invasoras encontradas houve registros inéditos de predação de moluscos invasores (*Corbicula largilerti* e *Melanoides tuberculata*) e do peixe *Hoplosternum littorale* fora de sua área nativa. A informação sobre a existência de um potencial inimigo natural deste siluriforme invasor nos ambientes receptores, pode contribuir para a ecologia de invasão da espécie. Apesar das lontras predarem a espécie, essas descobertas instigam a consideração de intervenção humana em mitigação/controle da pressão de propágulos no córrego para evitar impactos prejudiciais à biodiversidade.

A análise da dieta possibilitou observar variações qualitativas e temporais na composição de presas durante os eventos climáticos extremos de secas (ENSO) e grandes enchentes. Durante a longa seca (AIE), as lontras se alimentaram em maior proporção de presas alternativas nas piscinas remanescentes do córrego. Com o retorno das chuvas (BIE), o fluxo de água aumentou expressivamente e as comunidades de peixes se renovaram, o que refletiu nas maiores proporções e diversidade de presas principais.

Estas respostas dinâmicas às condições climáticas extremas em um habitat influenciado por múltiplos fatores antrópicos evidenciam a alta plasticidade trófica da *Lontra longicaudis* e sua classificação de generalista facultativo.

Os resultados deste estudo proporcionaram informações importantes sobre ecologia alimentar da *Lontra longicaudis*, através de um panorama de como ela lida com as alterações das comunidades de presas principais mediante a fatores estressores de caráter antropogênico e extremos climáticos. Nesse sentido, para constatações acerca das reais flutuações das

comunidades (além daquelas refletidas na dieta), recomenda-se pesquisar a disponibilidade de presas no ambiente durante os períodos de coletas das fezes durante estes eventos climáticos.

Durante a longa seca extrema (período sob Alta Influência do ENSO) neste ambiente com diversos fatores antrópicos alarmantes (pecuária, habitações rurais, açudes de peixes próximos a rodovia, degradação do córrego), as lontras estiveram sob severo estresse ecológico, que pôde ser observado principalmente através das altas porcentagens de presas alternativas correlacionadas ao baixo índice pluviométrico. Nesse sentido, recomenda-se ações prioritárias para a conservação da espécie, as quais incluem a “mitigação dos impactos das atividades humanas, como barragens, mineração de ouro, agricultura e pecuária ao longo dos rios, desmatamento, pesca excessiva, bem como a regulação do lançamento de resíduos domésticos e tóxicos em sistemas ribeirinhos próximos a populações críticas de lontras” (Rheingantz et al., 2022, p. 8) na Bacia Hidrográfica do rio Itabapoana.

Em conclusão, este trabalho apresenta um recorte espaço-temporal de como as alterações antrópicas na paisagem (agropecuária, expansão imobiliária e rodovia) somadas aos eventos climáticos extremos (seca) podem afetar negativamente a obtenção de recursos alimentares (peixes) para a espécie no Bioma Mata Atlântica. Essas informações são importantes para determinar ameaças regionais à espécie nessas condições de pastagens e podem auxiliar no planejamento de ações de conservação. A partir dessa visão, ações de cunho político/fiscal recomendadas pela IUCN como prioritárias também se fazem necessárias na Bacia Hidrográfica do Rio Itabapoana, como a “aplicação da proteção legal existente, expansão das áreas protegidas que considerem os requisitos das lontras e adoção de ações que mitiguem os impactos humanos nos habitats ribeirinhos” (Rheingantz et al., 2022, p. 9).

#### 4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

As investigações bibliográficas e o monitoramento de cinco anos, apresentados neste trabalho permitiram a observação de alguns padrões na predação de espécies exóticas e alóctones pelas lontras-neotropicais. Dentre estes padrões, a predação de espécies não nativas pela espécie está associada a ambientes antropicamente alterados, seja devido à implantação de barragens ou demais ocupações humanas na paisagem. Além deste, outros padrões foram observados no tocante às escalas geográficas. Pois tanto em escala intercontinental (Américas Central e do Sul), como no estudo de caso em escala local, as lontras predaram altas proporções de peixes, que são amplamente invasivos aos habitats receptores e que possuem movimentação lenta.

Estes fatos, associados às preferências dietárias da *Lontra longicaudis* por presas lentas, demonstraram um elevado potencial natural da espécie para a predação de ordens como Cichliformes, Cypriniformes, Siluriformes e Centrarchiformes invasores. Nesse sentido, estes mustelídeos podem promover a redução de propágulos nos ambientes e potencial controle de espécies de peixes invasores com média e baixa mobilidade nos ecossistemas aquáticos neotropicais, podendo atuar como inimigos naturais dos peixes que possuem estas características.

Apesar de possuírem seu valor intrínseco inato indiscutível, essas constatações enaltecem os papéis/serviços/funções ecossistêmicas de predação que as lontras-neotropicais podem proporcionar para os ecossistemas aquáticos e aos seres humanos, enquanto predadores topo de cadeia. Isto as torna fortes candidatas a exercerem o controle de peixes invasores baseado em processos naturais (principalmente em águas rasas) e potencialmente auxiliarem na restauração de ecossistemas aquáticos degradados pelas invasões de espécies com mobilidade reduzida.

Contudo, para constatações precisas são necessários estudos que considerem a monitorização de longo prazo sobre a disponibilidade de presas e abundância de espécies invasoras nos ambientes invadidos, concomitante às análises fecais (estruturas anatômicas ou isótopos estáveis). Além destes, estudos que consigam monitorar as comunidades de presas em ecossistemas invadidos, que sejam semelhantes em sua estrutura trófica, profundidade e volume de água, mediante à presença e ausência de lontras, forneceriam informações mais mecanicistas desse contexto. Estes direcionamentos, possibilitariam observar as flutuações populacionais, potencial escolha das presas e as variações nas populações de invasores com e sem a presença desses predadores.

Além de prover novos e importantes esclarecimentos sobre a ecologia trófica da *Lontra longicaudis* com relação às espécies de presas invasoras, o presente trabalho proporciona informações que podem ser utilizadas em programas de conscientização e educação ambiental sobre o importante papel dessa espécie para a manutenção do equilíbrio nas comunidades aquáticas nativas, principalmente sua potencialidade de atuar como inimigos naturais de peixes invasores com mobilidade reduzida.



## REFERÊNCIAS

- Abtew, W., & Trimble, P. (2010). El Niño–Southern Oscillation link to South Florida hydrology and water management applications. *Water resources management*, 24, 4255-4271.
- Adrian, M. I., & Delibes, M. (1987). Food habits of the otter (*Lutra lutra*) in two habitats of the Doñana National Park, SW Spain. *Journal of Zoology*, 212(3), 399-406.
- Affonso, E. G., Polez, V. L. P., Corrêa, C. F., Mazon, A. D. F., Araújo, M. R. R., Moraes, G., & Rantin, F. T. (2004). Physiological responses to sulfide toxicity by the air-breathing catfish, *Hoplosternum littorale* (Siluriformes, Callichthyidae). *Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology*, 139(4), 251-257.
- Agência Nacional de Águas (Brasil) & Instituto Estadual do Ambiente (INEA). (2014). *Atlas de Vulnerabilidade a Inundações - Rio de Janeiro* [Mapa]. [https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/api/records/e09c6b10-a2ab-4f9c-b08e-813c199870b6/attachments/Plotagem\\_A3\\_RJ\\_20\\_12\\_2013.pdf](https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/api/records/e09c6b10-a2ab-4f9c-b08e-813c199870b6/attachments/Plotagem_A3_RJ_20_12_2013.pdf)
- Ahmed, D. A., Hudgins, E. J., Cuthbert, R. N., Kourantidou, M., Diagne, C., Haubrock, P. J., ... & Courchamp, F. (2022). Managing biological invasions: the cost of inaction. *Biological Invasions*, 24(7), 1927-1946.
- Bae, M. J., Murphy, C. A., & García-Berthou, E. (2018). Temperature and hydrologic alteration predict the spread of invasive Largemouth Bass (*Micropterus salmoides*). *Science of the Total Environment*, 639, 58-66.
- Alava, J. J. (2020). Modeling the bioaccumulation and biomagnification potential of microplastics in a cetacean foodweb of the northeastern pacific: a prospective tool to assess the risk exposure to plastic particles. *Frontiers in Marine Science*, 7, 566101.
- Albert, J. S., Destouni, G., Duke-Sylvester, S. M., Magurran, A. E., Oberdorff, T., Reis, R. E., ... & Ripple, W. J. (2021). Scientists' warning to humanity on the freshwater biodiversity crisis. *Ambio*, 50(1), 85-94.
- Almansa, F. A. C. (2019). Hábitos alimentares de Lontra longicaudis (Carnivora: Mustelidae) e sua relação com a disponibilidade de presas no Pampa Gaúcho. Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Curso de Ciências Biológicas da Universidade Federal do Pampa.
- Almeida, L. R., & Pereira, M. J. R. (2017). Influence of the water quality on the occurrence of the Neotropical otter (*Lontra longicaudis*)(Olfers, 1818) in a human-altered river basin. *Marine and Freshwater Research*, 69(1), 122-127.
- Alvares, C. A., Stape, J. L., Sentelhas, P. C., Gonçalves, J. D. M., & Sparovek, G. (2013). Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische zeitschrift*, 22(6), 711-728.
- Alvarez, F., & Villalobos, J. L. (2016). Freshwater decapod diversity and conservation in Mexico. *A global overview of the conservation of freshwater decapod crustaceans*, 237-266.
- Alves, J. C., Andreotti, G. F., Agostinho, A. A., & Gomes, L. C. (2021). Effects of the El Niño Southern Oscillation (ENSO) on fish assemblages in a Neotropical floodplain. *Hydrobiologia*, 848(8), 1811-1823.

Amador del Ángel, L. E., Guevara-Carrió, E. dC., Brito-Pérez, R., & Endañú-Huerta, E. (2014). *Aspectos biológicos e impacto socio-económico de los pecos del género Pterygoplichthys y dos ciclidos no nativos en el sistema fluvio lagunar deltaico Río Palizada, en el Área Natural Protegida Laguna de Términos, Campeche*. Universidad Autónoma del Carmen, México. Disponible en: [http://www.conabio.gob.mx/institucion/proyectos/resultados/GN004\\_Ficha\\_Pez\\_Diablo.pdf](http://www.conabio.gob.mx/institucion/proyectos/resultados/GN004_Ficha_Pez_Diablo.pdf)

Andrade-Ponce, G. P., & Angarita-Sierra, T. (2017). Notable altitudinal range expansion of *Lontra longicaudis* (Carnivora: Mustelidae) in Colombian Paramos. *Therya*, 8(1), 75-78.

Anger, K. (2016). Adaptation to life in fresh water by decapod crustaceans: evolutionary challenges in the early life-history stages. *A global overview of the conservation of freshwater decapod crustaceans*, 127-168.

Araújo, F. G., Pinto, B. C. T., & Teixeira, T. P. (2009). Longitudinal patterns of fish assemblages in a large tropical river in southeastern Brazil: evaluating environmental influences and some concepts in river ecology. *Hydrobiologia*, 618, 89-107.

Ayres, C., & García, P. (2011). Features of the predation of the Eurasian otter upon toads in north-western Spain. *Mammalian biology*, 76(1), 90-92.

Azevedo, J., Thomé, M., da Silva, L. G., Novelli, R., Dansa-Petretski, M., & Lima, N. L. W. (2018). Parasitismo de *Riggia paranensis* (Crustacea, Cymothoidea) em populações de *Cyphocharax gilbert* (Teleostei, Curimatidae) do norte do estado do Rio de Janeiro. *Boletim do Instituto de Pesca*, 28(1), 61-69.

Badiou, P., Goldsborough, L. G., & Wrubleski, D. (2011). Impacts of the common carp (*Cyprinus carpio*) on freshwater ecosystems: a review. In: Sanders, J. D., Peterson, S. B. (Eds). *Carp: habitat, management and diseases*. Nova Science Publishers, Hauppauge, NY. Disponible en: [https://www.researchgate.net/profile/Pascal-Badiou/publication/288110284\\_Impacts\\_of\\_the\\_common\\_carp\\_Cyprinus\\_carpio\\_on\\_freshwater\\_ecosystems\\_A\\_review/links/56aa2c3c08aef6e05df44ea5/Impacts-of-the-common-carp-Cyprinus-carpio-on-freshwater-ecosystems-A-review.pdf](https://www.researchgate.net/profile/Pascal-Badiou/publication/288110284_Impacts_of_the_common_carp_Cyprinus_carpio_on_freshwater_ecosystems_A_review/links/56aa2c3c08aef6e05df44ea5/Impacts-of-the-common-carp-Cyprinus-carpio-on-freshwater-ecosystems-A-review.pdf)

Bailly, D., Batista-Silva, V. F., Silva Casseiro, F. A., Lemes, P., da Graça, W. J., de Oliveira, A. G., ... & Agostinho, A. A. (2021). The conservation of migratory fishes in the second largest river basin of South America depends on the creation of new protected areas. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 31(9), 2515-2532.

Bajer, P. G., Ghosal, R., Maselko, M., Smanski, M. J., Lechelt, J. D., Hansen, G., & Kornis, M. S. (2019). Biological control of invasive fish and aquatic invertebrates: a brief review with case studies. *Management of Biological Invasions*, 10(2).

- Balestrieri, A., Remonti, L., Vezza, P., Prigioni, C., & Copp, G. H. (2013). Do non-native fish as prey favour the conservation of the threatened indigenous Eurasian otter?. *Freshwater Biology*, 58(5), 995-1007.
- Barrientos, R., Merino-Aguirre, R., Fletcher, D. H., & Almeida, D. (2014). Eurasian otters modify their trophic niche after the introduction of non-native prey in Mediterranean fresh waters. *Biological invasions*, 16, 1573-1579.
- Bartolette R., Lima D., Pacheco A. C. G., Carvalho A., Peçanha E. L. S., Souza G., Caramaschi E. P. (2018) Composição e riqueza de espécies da ictiofauna no domínio das ilhas fluviais da bacia do Rio Paraíba do Sul. In Berriel T. C. S., Caramaschi E. P. C., Polaz C. N. M. (ed(s)) *Monitoramento da fauna aquática: funções ecossistêmicas do domínio das ilhas fluviais do Rio Paraíba do Sul* (pp. 101-129). Projeto Piabanha.
- Basak, S., Pandav, B., Johnson, J. A., & Hussain, S. A. (2021). Resource utilisation by smooth-coated otter in the rivers of Himalayan foothills in Uttarakhand, India. *Global Ecology and Conservation*, 32, e01896.
- Bauer, R. T. (2011). Amphidromy and migrations of freshwater shrimps. II. Delivery of hatching larvae to the sea, return juvenile upstream migration, and human impacts. In *New frontiers in crustacean biology* (pp. 157-168). Brill.
- Bedmar, S., Blanco-Garrido, F., Delibes, M., & Clavero, M. (2022). Temporal and spatial patterns in the shifting of otter diet to invasive prey after river damming. *River Research and Applications*, 38(8), 1450-1459.
- Beja, P. R. (1996). An analysis of otter *Lutra lutra* predation on introduced American crayfish *Procambarus clarkii* in Iberian streams. *Journal of applied ecology*, 1156-1170.
- Bernery, C., Bellard, C., Courchamp, F., Brosse, S., Gozlan, R. E., Jarić, I., ... & Leroy, B. (2022). Freshwater fish invasions: A comprehensive review. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 53, 427-456.
- Biagioni, R., Ribeiro, A., & Smith, W. (2013). Checklist of non-native fish species of Sorocaba River Basin, in the State of São Paulo, Brazil. *Check List*, 9(2), 235-239.
- Bizerril, C. R. S. F., & Lima, N. R. W. (2001). Espécies de peixes introduzidas nos ecossistemas continentais do estado do Rio de Janeiro. *Comunicações do Museu de Ciências e Tecnologia, PUCRS*, 14(1), 43-59.
- Bodon, M., López-Soriano, J., Quiñonero-Salgado, S., Nardi, G., Niero, I., Cianfanelli, S., ... & Costa, S. (2020). Unraveling the complexity of *Corbicula* clams invasion in Italy (Bivalvia: Cyrenidae). *Bollettino Malacologico*, 56, 127-171.
- Bohn, L., Lyra, G. B., Oliveira-Júnior, J. F., Zeri, M., & Cunha-Zeri, G. (2021). Desertification susceptibility over Rio de Janeiro, Brazil, based on aridity indices and geoprocessing. *International journal of climatology*, 41, E2600-E2614.

- Brandt, A. P. (2004). *Dieta e uso do habitat por Lontra longicaudis (Carnivora: Mustelidae) no Parque Estadual de Itapuã, Viamão, RS* [Dissertação de Mestrado, Pós-Graduação e Ecologia, Instituto de Biociências da Universidade Federal do Rio Grande do Sul]. <https://www.lume.ufrgs.br/bitstream/handle/10183/3996/000451629.pdf?sequence=1>
- Braz-Mota, S., Fé, L. M. L., Delunardo, F. A. C., Sadauskas-Henrique, H., de Almeida-Val, V. M. F., & Val, A. L. (2017). Exposure to waterborne copper and high temperature induces the formation of reactive oxygen species and causes mortality in the Amazonian fish *Hoplosternum littorale*. *Hydrobiologia*, 789, 157-166.
- Brito-Ríos, J. G. A., Íñiguez-Dávalos, L. I., Gallo-Reynoso, J. P., Martínez-Rivera, L. M., & Flores-Real, C. A. (2022). Hábitos alimenticios y consumo de peces exóticos por la nutria neotropical (*Lontra longicaudis*) en la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán, Jalisco, México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 93.
- Bueno, M. L., Magalhaes, A. L. B., Andrade Neto, F. R., Alves, C. B. M., Rosa, D. D. M., Junqueira, N. T., ... & Zenni, R. D. (2021). Alien fish fauna of southeastern Brazil: species status, introduction pathways, distribution and impacts. *Biological Invasions*, 23(10), 3021-3034.
- Cai, W., McPhaden, M. J., Grimm, A. M., Rodrigues, R. R., Taschetto, A. S., Garreaud, R. D., ... & Vera, C. (2020). Climate impacts of the El Niño–southern oscillation on South America. *Nature Reviews Earth & Environment*, 1(4), 215-231.
- Canonico, G. C., Arthington, A., McCrary, J. K., & Thieme, M. L. (2005). The effects of introduced tilapias on native biodiversity. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 15(5), 463-483.
- Capps, K. A., Nico, L. G., Mendoza-Carranza, M., Arévalo-Frías, W., Ropicki, A. J., Heilpern, S. A., & Rodiles-Hernández, R. (2011). Salinity tolerance of non-native suckermouth armoured catfish (Loricariidae: Pterygoplichthys) in south-eastern Mexico: implications for invasion and dispersal. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 21(6), 528-540.
- Carosi, A. (2022). Effects of Climate Change on Freshwater Biodiversity. *Water*, 14(23), 3953.
- Carrasco, T. S., Botta, S., Machado, R., Simões-Lopes, P. C., Carvalho-Junior, O., Ott, P. H., ... & Secchi, E. R. (2019). Isotopic niche of the neotropical otter, *Lontra longicaudis* (Carnivora, Mustelidae), in different coastal aquatic systems in southern Brazil. *Hydrobiologia*, 835, 83-100.
- Carrasco, T. S., Botta, S., Machado, R., Simões-Lopes, P. C., Carvalho-Junior, O., Ott, P. H., ... & Secchi, E. R. (2019). Isotopic niche of the neotropical otter, *Lontra longicaudis* (Carnivora, Mustelidae), in different coastal aquatic systems in southern Brazil. *Hydrobiologia*, 835, 83-100.
- Carvalho-Junior, O., Birolo, A. B., & Macedo-Soares, L. D. (2010). Ecological aspects of neotropical otter (*Lontra longicaudis*) in Peri lagoon, south Brazil. *IUCN Otter Specialist Group Bulletin*, 27(2), 105-115.

- Casatti, L. (2002). Alimentação dos peixes em um riacho do Parque Estadual Morro do Diabo, bacia do Alto Rio Paraná, sudeste do Brasil. *Biota Neotropica*, 2, 1-14.
- Casatti, L., Ferreira, C. P., & Langeani, F. (2009). A fish-based biotic integrity index for assessment of lowland streams in southeastern Brazil. *Hydrobiologia*, 623, 173-189.
- Casemiro, F. A., Bailly, D., da Graça, W. J., & Agostinho, A. A. (2018). The invasive potential of tilapias (Osteichthyes, Cichlidae) in the Americas. *Hydrobiologia*, 817, 133-154.
- Charre-Medellín, J. F., López-González, C., Lozano, A., & Guzmán, A. F. (2011). Conocimiento actual sobre la nutria neotropical (*Lontra longicaudis annectens*) en el estado de Durango, México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 82(4), 1343-1347.
- Chemes, SB, Giraudo, AR, & Gil, G. (2010). Dieta de *Lontra longicaudis* (Carnivora, Mustelidae) no Parque Nacional El Rey (Salta, Argentina) e sua comparação com outras populações da bacia do Paraná. *Mastozoologia Neotropical*, 17 (1), 19-29.
- Cianfrani, C., Broennimann, O., Loy, A., & Guisan, A. (2018). More than range exposure: Global otter vulnerability to climate change. *Biological Conservation*, 221, 103-113.
- Clavero, M., Prenda, J., & Delibes, M. (2005). Amphibian and reptile consumption by otters (*Lutra lutra*) in a coastal area in southern Iberian Peninsula. *The Herpetological Journal*, 15(2), 125-131.
- Clavero, M., Ruiz Olmo, J., Sales Luis, T., Blanco Garrido, F., Romero, R., Pedroso, N. M., Prenda Marín, J., Santos Reis M., Narváez, M., Delibes, M. (2008). Lo que comen las nutrias ibéricas. In: J. M. López-Martín y J. Jiménez (eds.) *La nutria en España. Veinte años de seguimiento de un mamífero amenazado* (pp: 345-367). SECEM.
- Cook, B. I., Cook, E. R., Anchukaitis, K. J., Seager, R., & Miller, R. L. (2011). Forced and unforced variability of twentieth century North American droughts and pluvials. *Climate dynamics*, 37, 1097-1110.
- Cooke, S. J., Frempong-Manso, A., Piczak, M. L., Karathanou, E., Clavijo, C., Ajagbe, S. O., ... & Piccolo, J. (2022). A freshwater perspective on the United Nations decade for ecosystem restoration. *Conservation Science and Practice*, 4(11), e12787.
- Costa, L. P., Bergallo, H. G., Caldara Junior, V., Evaldt, B. H. C., Fagundes, V., Geise, L., ... & Zortéa, M. (2019). Mamíferos ameaçados de extinção no estado no Espírito Santo. *Fauna e flora ameaçadas de extinção no estado do Espírito Santo. Instituto Nacional da Mata Atlântica, Santa Teresa*, 314-341.
- Costa-Braga, D., Rossi, J. L., & Srbek-Araujo, A. C. (2019). Exotic species as the main prey items of the neotropical otter in the Atlantic Forest, southeastern Brazil. *Tropical Ecology*, 60, 30-40.
- Costa-Braga, D., Rossi, J. L., & Srbek-Araujo, A. C. (2019). Exotic species as the main prey items of the neotropical otter in the Atlantic Forest, southeastern Brazil. *Tropical Ecology*, 60, 30-40.

- Costantini, M. L., Kabala, J. P., Sporta Caputi, S., Ventura, M., Calizza, E., Careddu, G., & Rossi, L. (2023). Biological Invasions in Fresh Waters: *Micropterus salmoides*, an American Fish Conquering the World. *Water*, 15(21), 3796.
- Cote, D., Stewart, H. M. J., Gregory, R. S., Gosse, J., Reynolds, J. J., Stenson, G. B., & Miller, E. H. (2008). Prey selection by marine-coastal river otters (*Lontra canadensis*) in Newfoundland, Canada. *Journal of Mammalogy*, 89(4), 1001-1011.
- Cruz-García, F., Contreras-Balderas, AJ, García Salas, JA e Gallo-Reynoso, JP (2017). Dieta da lontra neotropical (*Lontra longicaudis annectens*) em Pueblo Nuevo, Durango, México. *Revista Mexicana de Biodiversidade*, 88 (3), 701-709.
- Cumberlidge, N. (2016). Global diversity and conservation of freshwater crabs (Crustacea: Decapoda: Brachyura). *A global overview of the conservation of freshwater decapod crustaceans*, 1-22.
- Cunha, A. P. M., Zeri, M., Deusdará Leal, K., Costa, L., Cuartas, L. A., Marengo, J. A., ... & Ribeiro-Neto, G. (2019). Extreme drought events over Brazil from 2011 to 2019. *Atmosphere*, 10(11), 642.
- Day, C. C., Westover, M. D., & McMillan, B. R. (2015). Seasonal diet of the northern river otter (*Lontra canadensis*): what drives prey selection?. *Canadian Journal of Zoology*, 93(3), 197-205.
- D'Angelo, G. B., & Sazima, I. (2014). Commensal association of piscivorous birds with foraging otters in southeastern Brazil, and a comparison with such a relationship of piscivorous birds with cormorants. *Journal of Natural History*, 48(3-4), 241-249.
- Daga, V. S., Skóra, F., Padial, A. A., Abilhoa, V., Gubiani, E. A., & Vitule, J. R. S. (2015). Homogenization dynamics of the fish assemblages in neotropical reservoirs: comparing the roles of introduced species and their vectors. *Hydrobiologia*, 746, 327-347.
- Terra, B. F. & Araújo, F. G. (2011). A preliminary fish assemblage index for a transitional river-reservoir system in southeastern Brazil. *Ecological Indicators*, 11(3), 874-881.
- De Marco Júnior, P. (1999). Invasion by the introduced aquatic snail *Melanooides tuberculata* (Müller, 1774) (Gastropoda: Prosobranchia: Thiaridae) of the Rio Doce State Park, Minas Gerais, Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 34(3), 186-189.
- Denissen, J. M., Teuling, A. J., Pitman, A. J., Koirala, S., Migliavacca, M., Li, W., ... & Orth, R. (2022). Widespread shift from ecosystem energy to water limitation with climate change. *Nature Climate Change*, 12(7), 677-684.
- Dettori, E. E., Balestrieri, A., Zapata-Perez, V. M., Bruno, D., Rubio-Saura, N., & Robledano-Aymerich, F. (2021). Distribution and diet of recovering Eurasian otter (*Lutra lutra*) along the natural-to-urban habitat gradient (river Segura, SE Spain). *Urban Ecosystems*, 1-10.

- Diagne, C., Leroy, B., Gozlan, R. E., Vaissière, A. C., Assailly, C., Nuninger, L., ... & Courchamp, F. (2020). InvaCost, a public database of the economic costs of biological invasions worldwide. *Scientific data*, 7(1), 277.
- Duarte, J., Rodríguez, D., Farfán, M. Á., & Fa, J. E. (2021). Fishing in your backyard: otters that prey on urban resources. <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-415007/v1>
- Dudgeon, D., Arthington, A. H., Gessner, M. O., Kawabata, Z. I., Knowler, D. J., Lévêque, C., ... & Sullivan, C. A. (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological reviews*, 81(2), 163-182.
- Dudgeon, D. (2019). Multiple threats imperil freshwater biodiversity in the Anthropocene. *Current Biology*, 29(19), R960-R967.
- Eisenberg, J., Redford, K. (1999). *Mammals of the Neotropics* Volume 3, Chicago. USA. 624 pp.
- Elías, D. J., Fuentes-Montejo, C. E., Quintana, Y., & Barrientos, C. A. (2022). Non-native freshwater fishes in Guatemala, northern Central America: introduction sources, distribution, history, and conservation consequences. *Neotropical Biology and Conservation*, 17(1), 59-85.
- Eliss, D. E. (1968). Transition from water to land in decapod crustaceans. *American Zoologist*, 8(3), 355-392.
- Ferreira, C. D. P., & Casatti, L. (2007). Stream biotic integrity assessed by fish assemblages in the Upper Rio Paraná basin. *Biota Neotropica*, 6.
- Franco, M., & Soto-Gamboa, M. (2011). Prey selection and trophic position of southern river otter (*Lontra provocax*). In *The wetlands of the "Carlos Adwandter Nature Sanctuary", Southern Chile. Proceedings of X International Otter Colloquium, IUCN Otter Spec. Group Bull A* (pp. 86-96).
- Franco, M., Guevara, G., Correa, L., & Soto-Gamboa, M. (2013). Trophic interactions of the endangered Southern river otter (*Lontra provocax*) in a Chilean Ramsar wetland inferred from prey sampling, fecal analysis, and stable isotopes. *Naturwissenschaften*, 100, 299-310.
- Freitas, M. O., Ribeiro, V. M., Abilhoa, V., & Vitule, J. R. S. (2023). Reproduction of the invasive largemouth bass *Micropterus salmoides* (Lacepède, 1802) in a Neotropical reservoir with suggestions to management and control. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 35, e11.
- Froese, R. & D. Pauly. (2023) Editors. FishBase. World Wide Web electronic publication. [www.fishbase.org](http://www.fishbase.org)
- Fuentes, N., & Arriagada, A. (2023). New records of the Endangered southern river otter *Lontra provocax*, with notes on its diet, in threatened wetlands of southern Chile. *Oryx*, 57(1), 76-79.
- Gaitán, C. A., Fuentes-Montejo, C. E., García, M. J., & Romero-Guevara, J. C. (2020). An update of the invasive *Pterygoplichthys* Gill, 1858 (Actinopterygii, Loricariidae) in Guatemala:

new records and notes on its interactions with the local fauna. *Neotropical Biology and Conservation*, 15(3), 285-300.

Gallo-Reynoso, J. P. (1986). Otters in Mexico. *Otters, Journal of the Otter Trust*, 1(10), 19-24.

Gallo-Reynoso, J. P. (1997). Situación y distribución de las nutrias en México, con énfasis en *Lontra longicaudis annectens*. *Revista Mexicana de Mastozoología*, 2, 10-32.

Gallo-Reynoso, J. P., Ramos-Rosas, N. N., & Rangel-Aguilar, Ó. (2008). Depredación de aves acuáticas por la nutria neotropical (*Lontra longicaudis annectens*), en el río Yaqui, Sonora, México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 79(1), 275-279.

Gallo-Reynoso, Juan Pablo, Ramos-Rosas, Nadia Nayeli, & Rangel-Aguilar, Óscar. (2008). Depredación de aves acuáticas por la nutria neotropical (*Lontra longicaudis annectens*), en el río Yaqui, Sonora, México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 79(1), 275-279.

Gao, Z., Hu, Z. Z., Zheng, F., Li, X., Li, S., & Zhang, B. (2023). Single-year and double-year El Niños. *Climate Dynamics*, 60(7-8), 2235-2243.

García-Díaz, P., & Ayres, C. (2010). The role of common toads in the winter diet of recolonising Eurasian otters (*Lutra lutra*). *Hystrix*, 21(2).

García-Silva, O., Gallo-Reynoso, J. P., Bucio-Pacheco, M., Medrano-López, J. M., Meza-Inostroza, P. M., & Grave-Partida, R. A. (2021). Neotropical otter diet variation between a lentic and a lotic systems. *Therya*, 12(1), 93-103.

Gittleman, J. L., & Gompper, M. E. (2005). Plight of predators: the importance of carnivores for understanding patterns of biodiversity and extinction risk. *Ecology of predator-prey interactions*, 370-388.

Global Invasive Species Database (GISD) (2023). Species profile *Clarias gariepinus*. <http://www.iucngisd.org/gisd/species.php?sc=1900>

Global Invasive Species Database (GISD). (2023). Species profile *Oreochromis niloticus*. <http://www.iucngisd.org/gisd/species.php?sc=1322>

Gomes, E. & Texeira, S. (Eds). (2023). *Pequenas Centrais Hidrelétricas no Brasil. Legislação, conflitos e impactos*. Editora da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro (UENF) e Rede WATERLAT-GOBACIT. DOI:10.5281/zenodo.10355194.

Gori, M., Carpaneto, G. M., & Ottino, P. (2003). Spatial distribution and diet of the Neotropical otter *Lontra longicaudis* in the Ibera Lake (northern Argentina). *Acta theriológica*, 48, 495-504.

Gowtham, R., Sharma, K., & Sathishkumar, S. (2022). Smooth-Coated Otter (*Lutrogale perspicillata*) Preys on Invasive Fishes in Vaduvor Bird Sanctuary, Tamil Nadu, Southern India: Can Otters be Potential Bio-Controllers. *IUCN Otter Spec. Group Bull*, 39(2), 73-80.



- Gubiani, E. A., Ruaro, R., Ribeiro, V. R., Eichelberger, A. C. A., Bogoni, R. F., Lira, A. D., ... & da Graca, W. J. (2018). Non-native fish species in Neotropical freshwaters: how did they arrive, and where did they come from? *Hydrobiologia*, 817, 57-69.
- Guerrero, S., Zalapa, S. S., Pérez-Arteaga, A., Del Río-Vélez, A. E., Camacho-Rodríguez, A., & Navarrete-Heredia, J. L. (2018). Dieta de la nutria neotropical *Lontra longicaudis* (Carnivora: Mustelidae) en el río Santiago, Nayarit-Jalisco, México. *Acta Zoologica Mexicana (nueva serie)*, 34, NA-NA.
- Guerrero, S., Zalapa, S. S., Pérez-Arteaga, A., Río-Vélez, A. E. D., Camacho-Rodríguez, A., & Navarrete-Heredia, J. L. (2018). Diet of the neotropical otter *Lontra longicaudis* (Carnivora: Mustelidae) from the Santiago River basin, Mexico. *Acta zoológica mexicana*, 34.
- Guerrero-Flores, J. J., Macías-Sánchez, S., Mundo-Hernández, V., & Méndez-Sánchez, F. (2013). Ecología de la nutria (*Lontra longicaudis*) en el municipio de Temascaltepec, estado de México: estudio de caso. *Therya*, 4(2), 231-242.
- Guter, A., Dolev, A., Saltz, D., & Kronfeld-Schor, N. (2005). Temporal and spatial influences on road mortality in otters: conservation implications. *Israel Journal of Ecology and Evolution*, 51(3), 199-207.
- Hahn, L. (2007). *Deslocamento de peixes migradores no rio Uruguai e no sistema misto de migração da barragem de Itaipu* (Doctoral dissertation, Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais.).
- Hahn, N. S., Almeida, V. L. L. D., & Luz, K. D. G. D. (1997). Alimentação e ciclo alimentar diário de *Hoplosternum littorale* (Hancock)(Siluriformes, Callichthyidae) nas lagoas Guaraná e Patos da planície do alto rio Paraná, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 14, 57-64.
- Hakenkamp, C. C., & Palmer, M. A. (1999). Introduced bivalves in freshwater ecosystems: the impact of *Corbicula* on organic matter dynamics in a sandy stream. *Oecologia*, 119, 445-451.
- Hakenkamp, C. C., Ribblett, S. G., Palmer, M. A., Swan, C. M., Reid, J. W., & Goodison, M. R. (2001). The impact of an introduced bivalve (*Corbicula fluminea*) on the benthos of a sandy stream. *Freshwater Biology*, 46(4), 491-501.
- Hale, J. R. (2022). *Foraging Ecology and Population Dynamics of Northern Sea Otters (Enhydra lutris kenyoni) in Washington State*. University of Washington.
- Hammerschlag, N., Schmitz, O. J., Flecker, A. S., Lafferty, K. D., Sih, A., Atwood, T. B., ... & Cooke, S. J. (2019). Ecosystem function and services of aquatic predators in the Anthropocene. *Trends in ecology & evolution*, 34(4), 369-383.
- Harrison, I., Abell, R., Darwall, W., Thieme, M. L., Tickner, D., & Timboe, I. (2018). The freshwater biodiversity crisis. *Science*, 362(6421), 1369-1369.

- Haubrock, P. J., Cuthbert, R. N., Ricciardi, A., Diagne, C., & Courchamp, F. (2022). Economic costs of invasive bivalves in freshwater ecosystems. *Diversity and Distributions*, 28(5), 1010-1021.
- Herbst, D. B., Cooper, S. D., Medhurst, R. B., Wiseman, S. W., & Hunsaker, C. T. (2019). Drought ecohydrology alters the structure and function of benthic invertebrate communities in mountain streams. *Freshwater Biology*, 64(5), 886-902.
- Hernández, L., Murugan, G., Ruiz-Campos, G., & Maeda-Martínez, A. M. (2007). Freshwater shrimp of the genus *Macrobrachium* (Decapoda: Palaemonidae) from the Baja California peninsula, Mexico. *Journal of Crustacean Biology*, 27(2), 351-369.
- Hernández-Romero, P. C., Botello López, F. J., Hernández García, N., & Espinoza Rodríguez, J. (2018). New altitudinal record of neotropical otter (*Lontra longicaudis* Olfers, 1818) and conflict with fish farmers in Mexico. *IUCN Otter Specialist Group Bulletin*, 35(4), 193-197.
- Heun, C. M., Schley, H. L., & Crimmins, S. M. (2022). River Otter Feeding Habits in Wisconsin, USA: Evidence of Microbead Contamination. *The American Midland Naturalist*, 187(2), 279-286.
- Hobbs RJ et al (2006) Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological old order. *Glob Ecol Biogeogr* 15:1–7
- Holbrook, N. J., Claar, D. C., Hobday, A. J., McInnes, K. L., Oliver, E. C., Gupta, A. S., ... & Zhang, X. (2020). ENSO-driven ocean extremes and their ecosystem impacts. *El Niño Southern Oscillation in a changing climate*, 409-428.
- Holmgren, M., Stapp, P., Dickman, C. R., Gracia, C., Graham, S., Gutiérrez, J. R., ... & Squeo, F. A. (2006). Extreme climatic events shape arid and semiarid ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 4(2), 87-95.
- Hong, S., Recknagel, F., Kim, H. G., Chon, T. S., & Joo, G. J. (2020). Relationships of otter populations with fish, macroinvertebrates and water quality across three Korean rivers revealed by inferential modelling based on evolutionary computation. *Ecological Informatics*, 59, 101108.
- Hong, S., Recknagel, F., Kim, H. G., Chon, T. S., & Joo, G. J. (2020). Relationships of otter populations with fish, macroinvertebrates and water quality across three Korean rivers revealed by inferential modelling based on evolutionary computation. *Ecological Informatics*, 59, 101108.
- Hossain, M. Y., Vadas Jr, R. L., Ruiz-Carus, R., & Galib, S. M. (2018). Amazon sailfin catfish *Pterygoplichthys pardalis* (Loricariidae) in Bangladesh: a critical review of its invasive threat to native and endemic aquatic species. *Fishes*, 3(1), 14.
- INEA (Instituto Estadual do Ambiente). (2018). *Boletim Hidrometeorológico – 09/Março/2018*. [http://alertadecheias.inea.rj.gov.br/alertadecheias/boletim/BoletimHidrometeorologico\\_09-03-2018.pdf](http://alertadecheias.inea.rj.gov.br/alertadecheias/boletim/BoletimHidrometeorologico_09-03-2018.pdf)

INEA (Instituto Estadual do Ambiente). (2020). *Boletim Hidrometeorológico – 14/02/2020*. [http://alertadecheias.inea.rj.gov.br/alertadecheias/boletim/BoletimHidrometeorologico\\_14-02-2020.pdf](http://alertadecheias.inea.rj.gov.br/alertadecheias/boletim/BoletimHidrometeorologico_14-02-2020.pdf)

INEA (Instituto Estadual do Ambiente). (2020). *Boletim Hidrometeorológico – 24/02/2020* [http://alertadecheias.inea.rj.gov.br/alertadecheias/boletim/BoletimHidrometeorologico\\_24-02-2020.pdf](http://alertadecheias.inea.rj.gov.br/alertadecheias/boletim/BoletimHidrometeorologico_24-02-2020.pdf) aCESSO EM 20/06/2023

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). (2004). *Mapa da Vegetação Brasileira* [Mapa]. [https://geofpt.ibge.gov.br/informacoes\\_ambientais/vegetacao/mapas/brasil/vegetacao.pdf](https://geofpt.ibge.gov.br/informacoes_ambientais/vegetacao/mapas/brasil/vegetacao.pdf)

Instituto Estadual do Ambiente (INEA). (2010). *Mapa de uso e ocupação do solo do Estado do Rio de Janeiro* [Mapa]. <https://www.terrabrasilis.org.br/ecotecadigital/index.php/estantes/mapas/2623-uso-e-cobertura-do-solo-no-estado-do-rio-de-janeiro-2010>

Instituto Estadual do Ambiente (INEA). (2023). *Sistema de Alerta de Cheias*. <http://alertadecheias.inea.rj.gov.br/analise.php> Acesso em 20/06/2023

IPBES (2023). *Summary for Policymakers of the Thematic Assessment Report on Invasive Alien Species and their Control of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. Roy, H. E., Pauchard, A., Stoett, P., Renard Truong, T., Bacher, S., Galil, B. S., Hulme, P. E., Ikeda, T., Sankaran, K. V., McGeoch, M. A., Meyerson, L. A., Nuñez, M. A., Ordonez, A., Rahlaio, S. J., Schwindt, E., Seebens, H., Sheppard, A. W., and Vandvik, V. (eds.). Bonn, Germany. IPBES secretariat.

Jedrzejewska, B., Sidorovich, V. E., Pikulik, M. M., & Jeź drzejewski, W. (2001). Feeding habits of the otter and the American mink in Białowieża Primeval Forest (Poland) compared to other Eurasian populations. *Ecography*, 24(2), 165-180.

Johnson, M. F., Thorne, C. R., Castro, J. M., Kondolf, G. M., Mazzacano, C. S., Rood, S. B., & Westbrook, C. (2020). Biomic river restoration: A new focus for river management. *River Research and Applications*, 36(1), 3-12.

Jones, F. C. (2008). Taxonomic sufficiency: the influence of taxonomic resolution on freshwater bioassessments using benthic macroinvertebrates. *Environmental Reviews*, 16(NA), 45-69.

José, H., Andrade, H. K. (1997) Food and feeding habits of the Neotropical river otter *Lontra longicaudis* (Carnivora, Mustelidae). *Mammalia*, 61(2), 193–203.

Juarez-Sanchez, D., Blake, J. G., & Hellgren, E. C. (2019). Variation in neotropical river otter (*Lontra longicaudis*) diet: Effects of an invasive prey species. *Plos One*, 14(10), e0217727.

Kasper, C. B., & Migliorini, R. P. (2023). Hábitos alimentares de *Hypoteticus carnivoros*: uma avaliação crítica dos principais índices utilizados em estudos de dieta e sugestão de um protocolo descritivo mínimo. *Brazilian Journal of Mammalogy*, (e92), e922023103-e922023103.

- Kasper, C. B., Bastazini, V. A. G., Salvi, J., & Grillo, H. C. Z. (2008). Trophic ecology and the use of shelters and latrines by the neotropical otter (*Lontra longicaudis*) in the Taquari Valley, Southern Brazil. *Iheringia. Série Zoologia*, 98, 469-474.
- Kasper, C. B., Feldens, M. J., Salvi, J., & Grillo, H. C. Z. (2004). Estudo preliminar sobre a ecologia de *Lontra longicaudis* (Olfers)(Carnivora, Mustelidae) no Vale do Taquari, Sul do Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 21, 65-72.
- Kasper, C. B., Feldens, M. J., Salvi, J., & Grillo, H. C. Z. (2004). Estudo preliminar sobre a ecologia de *Lontra longicaudis* (Olfers)(Carnivora, Mustelidae) no Vale do Taquari, Sul do Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 21, 65-72.
- Kinlaw, A. (2004). High mortality of Nearctic river otters on a Florida, USA Interstate highway during an extreme drought. *IUCN Otter Spec. Group Bull*, 21(2), 76-88.
- Kloskowski, J., Rechulicz, J., & Jarzynowa, B. (2013). Resource availability and use by Eurasian otters *Lutra lutra* in a heavily modified river-canal system. *Wildlife Biology*, 19(4), 439-451.
- Krailas, D., Namchote, S., Koonchornboon, T., Dechruksa, W., & Boonmekam, D. (2014). Trematodes obtained from the thiarid freshwater snail *Melanoides tuberculata* (Müller, 1774) as vector of human infections in Thailand. *Zoosystematics and Evolution*, 90(1), 57-86.
- Kruuk, H. & Carss, D.N. (1996). Costs and benefits of fishing by semi-aquatic carnivore, the otter *Lutra lutra*. In: Greenstreet, S.P. & Tasker, M.L. (eds) *Aquatic predators and their prey*. Fishing News Books, Oxford. pp. 10–16.
- Kumar, A. B., Schofield, P. J., Raj, S., & Satheesh, S. (2018). Salinity tolerance of non-native suckermouth armoured catfish (Loricariidae: *Pterygoplichthys* sp.) from Kerala, India. *Management of Biological Invasions*, 9(1).
- Lacher Jr, T. E., Davidson, A. D., Fleming, T. H., Gómez-Ruiz, E. P., McCracken, G. F., Owen-Smith, N., ... & Vander Wall, S. B. (2019). The functional roles of mammals in ecosystems. *Journal of Mammalogy*, 100(3), 942-964.
- Latini, A. O., Resende, D. C., Pombo, V. B., Coradin, L. (2016). *Espécies exóticas invasoras de águas continentais no Brasil*. Série Biodiversidade, 39. Brasília: Ministério do Meio Ambiente (MMA).
- Leão, T. C. C.; Almeida, W. R.; Dechoum, M.; Ziller, S. R. (2011). *Espécies Exóticas Invasoras no Nordeste do Brasil: Contextualização, Manejo e Políticas Públicas*. Recife, PE. Centro de Pesquisas Ambientais do Nordeste e Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental.
- Ledger, M. E., Brown, L. E., Edwards, F. K., Milner, A. M., & Woodward, G. (2013). Drought alters the structure and functioning of complex food webs. *Nature Climate Change*, 3(3), 223-227.

- Lewis, J. B., Ward, J., & McIver, A. (1966). The breeding cycle, growth and food of the fresh water shrimp *Macrobrachium carcinus* (Linnaeus). *Crustaceana*, 48-52.
- Leyva-García, G., Gallo-Reynoso, J. P., & Barba-Acuña, I. D. (2023). Exploring new sites: the neotropical otter (*Lontra longicaudis annectens*) in Bahía del Tóbari, Sonora, México. *Therya Notes*, 4, 68-73.
- Lima, J. D. F., Garcia, J. D. S., & Silva, T. C. D. (2014). Natural diet and feeding habits of a freshwater prawn (*Macrobrachium carcinus*: Crustacea, Decapoda) in the estuary of the Amazon River. *Acta Amazonica*, 44, 235-244.
- Literák, I., Heneberg, P., Sitko, J., Wetzel, E. J., Callirgos, J. M. C., Čapek, M., ... & Papoušek, I. (2013). Eye trematode infection in small passerines in Peru caused by *Philophthalmus lucipetus*, an agent with a zoonotic potential spread by an invasive freshwater snail. *Parasitology international*, 62(4), 390-396.
- Louzada-Silva, D., Vieira, T. M., de Carvalho, J. P., Hercos, A. P., & de Souza, B. M. (2003). Uso de espaço e de alimento por *Lontra longicaudis* no Lago Paranoá, Brasília, DF. *Universitas: Ciências da Saúde*, 1(2), 305-316.
- Louzada-Silva, D., Vieira, T. M., de Carvalho, J. P., Hercos, A. P., & de Souza, B. M. (2003). Uso de espaço e de alimento por *Lontra longicaudis* no Lago Paranoá, Brasília, DF. *Universitas: Ciências da Saúde*, 1(2), 305-316.
- Loy, A. & Cianfrani, A. (2018). Otters Vulnerability to Climate Change. In: Duplaix, Nicole & Savage, Melissa (eds). *The Global Otter Conservation Strategy*. Salem, Oregon, USA. IUCN/SSC Otter Specialist Group, pp.125-136.
- Lumbreras, J. F. (2008). *Relações solo-paisagem no noroeste do estado do Rio de Janeiro: Subsídios ao planejamento de uso sustentável em áreas de relevo acidentado do bioma Mata Atlântica*. UFRJ.
- MacArthur, R. H., & Pianka, E. R. (1966). On optimal use of a patchy environment. *The American Naturalist*, 100(916), 603-609.
- Magalhães, C., Campos, M. R., Collins, P. A., & Mantelatto, F. L. (2016). Diversity, distribution and conservation of freshwater crabs and shrimps in South America. *A global overview of the conservation of freshwater decapod crustaceans*, 303-322.
- Malhi, Y., Franklin, J., Seddon, N., Solan, M., Turner, M. G., Field, C. B., & Knowlton, N. (2020). Climate change and ecosystems: Threats, opportunities and solutions. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 375(1794), 20190104.
- Mandal, A. K. (1988). Studies on the Haematozoa of Catfishes from India. *Records of the Zoological Survey of India*, 85(2), 271-299.
- Mansur, M. C. D., dos Santos, C. P., Pereira, D., Bergonci, P. E. A., Callil, C. T. (2016). Moluscos límnicos – bivalves. In: Latini, A. O., Resende, D. C., Pombo, V. B., Coradin, L (eds). *Espécies exóticas invasoras de águas continentais no Brasil*. Série Biodiversidade, 39. Ministério do Meio Ambiente (MMA). pp. 127-130.

- Mariano-Mendoza, V. G., Vázquez-Maldonado, L. E., Gallo-Reynoso, J. P., & Delgado-Estrella, A. (2022). Ecological aspects of the neotropical otter, *Lontra longicaudis annectens* (Major, 1897), in La Lagartera Lagoon, Campeche, Mexico. *Hidrobiológica*, 32(2), 93-103.
- Martínez-Abraín, A., Marí-Mena, N., Vizcaíno, A., Vierna, J., Veloy, C., Amboage, M., ... & Vila, M. (2020). Determinants of Eurasian otter (*Lutra lutra*) diet in a seasonally changing reservoir. *Hydrobiologia*, 847, 1803-1816.
- Martínez-Abraín, A., Santidrián Tomillo, P., & Veiga, J. (2020). Otter diet changes in a reservoir during a severe autumn drought. *Journal of Mammalogy*, 101(1), 211-215.
- Martins-Silva, M. J.; Barros, M. (2001). Occurrence and distribution of freshwater molluscs in the Riacho Fundo Creek Basin, Brasília, Brazil. *Revista de Biologia Tropical*, 49 (3), p. 864-870.
- Masese, F. O., Wanderi, E. W., Nyakeya, K., Achieng, A. O., Fouchy, K., & McClain, M. E. (2023). Bioassessment of multiple stressors in Afrotropical rivers: Evaluating the performance of a macroinvertebrate-based index of biotic integrity, diversity, and regional biotic indices. *Frontiers in Environmental Science*, 11, 307.
- McCafferty, D. J. (2005). The dietary response of otters (*Lutra lutra*) to introduced ruffe (*Gymnocephalus cernuus*) in Loch Lomond, Scotland. *Journal of Zoology*, 266(3), 255-260.
- McPhaden M.J. et al (2021). Introduction to El Niño Southern Oscillation in a Changing Climate. In: *McPhaden El Nino Southern Oscillation in a Changing Climate, Geophysical Monograph 253*, First Edition. Edited by Michael J. McPhaden, Agus Santoso, and Wenju Cai. © 2021 American Geophysical Union. Published 2021 by John Wiley & Sons, Inc.
- McPhaden, M. J., Zebiak, S. E., & Glantz, M. H. (2006). ENSO as an integrating concept in earth science. *science*, 314(5806), 1740-1745.
- Meiners-Mandujano, C., González-Gómez, R., Jiménez-Badillo, L., Galindo-Cortes, G., & Morillo-Velarde, P. S. (2019). Emerging aquatic alien invasive species: trends and challenges for Mexican fisheries in the extended gulf of Mexico basin. *Mexican Aquatic Environments: A General View from Hydrobiology to Fisheries*, 195-217.
- Melquist, W.E., Polechla, P.J. and Towell, D. (2003). River Otter (*Lontra canadensis*). Pp. 708-734. In Feldhamer, G. A., Thompson, B. C., & Chapman, J. A. (Eds.). *Wild mammals of North America: biology, management, and conservation*. JHU Press.
- Mesquita, G. P., & Meneses, R. F. (2015). Registro de *Lontra longicaudis* (Olfers, 1818) no estado do Maranhão, Nordeste do Brasil. *Scientia Plena*, 11(7), 7-7.
- Mili, P. S. M., & Teixeira, R. L. (2006). Notas ecológicas do bagre-africano, *Clarias gariepinus* (Burchell, 1822) (Teleostei, Clariidae), de um córrego do Sudeste do Brasil. *Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão*, 19(1), 45-51.

- Miralles, D. G., Van Den Berg, M. J., Gash, J. H., Parinussa, R. M., De Jeu, R. A., Beck, H. E., ... & Johannes Dolman, A. (2014). El Niño–La Niña cycle and recent trends in continental evaporation. *Nature Climate Change*, 4(2), 122-126.
- Mol, J. H. (1993). Structure and function of floating bubble nests of three armoured catfishes (Callichthyidae) in relation to the aquatic environment. In *The freshwater ecosystems of Suriname* (pp. 167-197). Dordrecht: Springer Netherlands.
- Mol, J. H. (1996). Impact of predation on early stages of the armoured catfish *Hoplosternum thoracatum* (Siluriformes-Callichthyidae) and implications for the syntopic occurrence with other related catfishes in a neotropical multi-predator swamp. *Oecologia*, 107(3), 395-410.
- Monroy-Vilchis, O., & Mundo, V. (2009). Nicho trófico de la nutria neotropical (*Lontra longicaudis*) en un ambiente modificado, Temascaltepec, México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 80(3), 801-806.
- Monroy-Vilchis, O., & Mundo, V. (2009). Nicho trófico de la nutria neotropical (*Lontra longicaudis*) en un ambiente modificado, Temascaltepec, México. *Revista mexicana de biodiversidad*, 80(3), 801-806.
- Moorhouse, T. P., & Macdonald, D. W. (2015). Are invasives worse in freshwater than terrestrial ecosystems?. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 2(1), 1-8.
- Moraes, C. G., Hegg, J., Giarrizzo, T., & Andrade, M. C. (2021). Feeding behavior and trophic niche partitioning between co-existing river otter species. *Hydrobiologia*, 848(18), 4167-4177.
- Moraes, M. B., Polaz, C. N. M., Caramaschi, E. P., Santos Júnior, S., Souza, G, Carvalho, F. L. (2016) Espécies Exóticas e Alóctones da Bacia do Rio Paraíba do Sul: Implicações para a Conservação. *Revista Biodiversidade Brasileira – BioBrasil*. Número misto: Conservação de Peixes Continentais e Manejo de Unidades de Conservação. 7 (1). pp 34-54. Disponível em: <https://revistaelectronica.icmbio.gov.br/BioBR/article/view/563/519>
- Morse, N. B., Pellissier, P. A., Cianciola, E. N., Brereton, R. L., Sullivan, M. M., Shonka, N. K., ... & McDowell, W. H. (2014). Novel ecosystems in the Anthropocene: a revision of the novel ecosystem concept for pragmatic applications. *Ecology and Society*, 19(2).
- Moyle, P. B. (2014). Novel aquatic ecosystems: the new reality for streams in California and other Mediterranean climate regions. *River Research and Applications*, 30(10), 1335-1344.
- Moyle, P. B., & Light, T. (1996). Biological invasions of fresh water: empirical rules and assembly theory. *Biological conservation*, 78(1-2), 149-161.
- Mueller, M., Pander, J., & Geist, J. (2013). Taxonomic sufficiency in freshwater ecosystems: effects of taxonomic resolution, functional traits, and data transformation. *Freshwater Science*, 32(3), 762-778.
- Muniz, C. M., Ganassin, M. J. M., Agostinho, A. A., & Gomes, L. C. (2020). Spatial and environmental factors predict the composition of non-native fish assemblages in Neotropical reservoirs. *Biological Invasions*, 22(2), 499-508.

- Nico, L. G. (2010). Nocturnal and diurnal activity of armored suckermouth catfish (Loricariidae: Pterygoplichthys) associated with wintering Florida manatees (*Trichechus manatus latirostris*). *Neotropical Ichthyology*, 8, 893-898.
- Nobre, C. A., Marengo, J. A., Seluchi, M. E., Cuartas, L. A., & Alves, L. M. (2016). Some characteristics and impacts of the drought and water crisis in Southeastern Brazil during 2014 and 2015. *Journal of Water Resource and Protection*, 8(2), 252-262.
- NOAA, 2024. <https://www.ncei.noaa.gov/access/monitoring/enso/sst>
- Nowak, R. M. *Walker's carnivores of the world*. (The Johns Hopkins University Press, 1999).
- O'Connor, J. D., Lally, H. T., Koelmans, A. A., Mahon, A. M., O'Connor, I., Nash, R., ... & Murphy, S. (2022). Modelling the transfer and accumulation of microplastics in a riverine freshwater food web. *Environmental Advances*, 8, 100192.
- O'Connor, J. D., Lally, H. T., Mahon, A. M., O'Connor, I., Nash, R., O'Sullivan, J. J., ... & Murphy, S. (2022). Microplastics in Eurasian otter (*Lutra lutra*) spraints and their potential as a biomonitoring tool in freshwater systems. *Ecosphere*, 13(7), e3955.
- Ogada, M. O., Aloo, P. A., & Muruthi, P. M. (2009). The African clawless otter *Aonyx capensis* (Schinz, 1821) and its diet as an indicator of crayfish invasion dynamics in aquatic systems. *African Journal of Ecology*, 47(1), 119-120.
- Ortega, J. C., Júlio, H. F., Gomes, L. C., & Agostinho, A. A. (2015). Fish farming as the main driver of fish introductions in Neotropical reservoirs. *Hydrobiologia*, 746, 147-158.
- Ostfeld, R. S. (1982). Foraging strategies and prey switching in the California sea otter. *Oecologia*, 53, 170-178.
- Pacheco, A., Araújo, J. R. S., Silva, M. B., Polaz, C. N. M. (2018) Peixes como indicadores de integridade biótica do domínio das ilhas fluviais na bacia do rio Paraíba do Sul. In: Berriel TCS, Caramaschi EPC, Polaz CNM (eds). *Monitoramento da fauna aquática: funções ecossistêmicas do domínio das ilhas fluviais do Rio Paraíba do Sul*. Projeto Piabanha. pp 130-158.
- Pacini, N., & Harper, D. M. (2008). Aquatic, semi-aquatic and riparian vertebrates. In *Tropical stream ecology* (pp. 147-197). Academic Press.
- Pardini, R. (1998). Feeding ecology of the neotropical river otter *Lontra longicaudis* in an Atlantic Forest stream, south-eastern Brazil. *Journal of Zoology*, 245(4), 385-391.
- Pardini, R. (1998). Feeding ecology of the neotropical river otter *Lontra longicaudis* in an Atlantic Forest stream, south-eastern Brazil. *Journal of Zoology*, 245(4), 385-391.
- Parera, A. (1993). The neotropical river otter *Lutra longicaudis* in Iberá lagoon, Argentina. *IUCN Otter Specialist Group Bulletin*, 8, 13-16.



- Parker B, Andreou D, Green ID, Britton JR. (2021). Microplastics in freshwater fishes: Occurrence, impacts and future perspectives. *Fish and Fisheries*. 22, 467–488.
- Parker, I. M., Simberloff, D., Lonsdale, W. M., Goodell, K., Wonham, M., Kareiva, P. M., ... & Goldwasser, L. (1999). Impact: toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. *Biological invasions*, 1, 3-19.
- Parmesan, C., Morecroft, M. D., Trisurat, Y., Adrian, R., Anshari, G. Z., Arneth, A., ... & Young, K. (2022). Terrestrial and freshwater ecosystems and their services. Cambridge University Press. In: *IPCC, 2022: Climate Change 2022: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. H.-O. Pörtner, D.C. Roberts, M. Tignor, E.S. Poloczanska, K. Mintenbeck, A. Alegría, M. Craig, S. Langsdorf, S. Löschke, V. Möller, A. Okem, B. Rama (eds.). Cambridge University Press. pp. 197-378.
- Parry, G. S. (2010). *Analyses of the Eurasian otter (Lutra lutra L.) in South Wales: diet, distribution and an assessment of techniques*. Swansea University (United Kingdom).
- Passamani, M., & Camargo, S. L. (1995). Diet of the river otter *Lutra longicaudis* in Furnas Reservoir, south-eastern Brazil. *IUCN Otter Specialist Group Bulletin*, 12, 32-33.
- Passamani, M., & Camargo, S. L. (1995). Diet of the river otter *Lutra longicaudis* in Furnas Reservoir, south-eastern Brazil. *IUCN Otter Specialist Group Bulletin*, 12, 32-33.
- Paula, C. M., Vaz, A. A., Pelizari, G. P., Robayo, H. M. S., Garcia, T. D., Avelino, D., ... & Smith, W. S. (2017). Occurrence of the invasive mollusc *Melanoides tuberculata* (Müller, 1774) in different aquatic systems of the Sorocaba River Basin, Brazil. *Ambiente & Água*, 12(5), 829-841.
- Pérez, L. M. F., Hincapié-Usma, P. A., Restrepo, C. A., Balaguera-Reina, S. A., & Guevara, G. (2020). Distribution and habitat use intensity of the Neotropical Otter (*Lontra longicaudis*) in a Colombian hydroelectric dam. *Revista de Biología Tropical*, 68, 177-189.
- Perini, A. A., Vieira, E. M., & Schulz, U. H. (2009). Evaluation of methods used for diet analysis of the neotropical otter *Lontra longicaudis* (Carnivora, Mustelidae) based on spraints. *Mammalian Biology*, 3(74), 230-235.
- Petesse, M. L. (2018). Study approach and step by step development of a fish-based multimetric index for reservoirs: a case study presentation from a neotropical cascade system. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 30, e305.
- Petesse, M. L., & Petrere Jr, M. (2012). Tendency towards homogenization in fish assemblages in the cascade reservoir system of the Tietê river basin, Brazil. *Ecological Engineering*, 48, 109-116.
- Petesse, M. L., Petrere Jr, M., & Agostinho, Â. A. (2014). Defining a fish bio-assessment tool to monitoring the biological condition of a cascade reservoirs system in tropical area. *Ecological Engineering*, 69, 139-150.

- Pinillosa, L., Pérez-Torres, J., & Botero-Botero, A. (2018). Diet of *Lontra longicaudis* in Espejo River, Quindío, Colombia. *IUCN Otter Specialist Group Bulletin*, 35(4), 222-229.
- Pinto, H. A., Goncalves, N. Q., Lopez-Hernandez, D., Pulido-Murillo, E. A., & Melo, A. L. (2018). The life cycle of a zoonotic parasite reassessed: Experimental infection of *Melanoides tuberculata* (Mollusca: Thiaridae) with *Centrocestus formosanus* (Trematoda: Heterophyidae). *PLoS One*, 13(4), e0194161.
- Piorski, N. M., Alves, J. D. R. L., Machado, M. R. B., & Correia, M. M. F. (2005). Alimentação e ecomorfologia de duas espécies de piranhas (Characiformes: Characidae) do lago de Viana, estado do Maranhão, Brasil. *Acta Amazonica*, 35, 63-70.
- Poff, N. L., Olden, J. D., Merritt, D. M., & Pepin, D. M. (2007). Homogenization of regional river dynamics by dams and global biodiversity implications. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(14), 5732-5737.
- Pombo, V. B. (2016) Moluscos límnicos. In: Latini, A. O., Resende, D. C., Pombo, V. B., Coradin, L. (eds). *Espécies exóticas invasoras de águas continentais no Brasil*. Série Biodiversidade, 39. Ministério do Meio Ambiente (MMA). pp. 122-124.
- Porciuncula, R. A., & Quintela, F. M. (2010). A record of invasive black catfish (*Trachelyopterus lucenai*) predation by the neotropical river otter (*Lontra longicaudis*) in restinga of Rio Grande, southern Brazil. *IUCN Bulletin*, 27(1), 50-53.
- Pougy, N., Martins, E., Verdi, M., Fernandez, E., Loyola, R., Silveira-Filho, T. B., Martinelli, G. (orgs.) (2018). *Plano de Ação Nacional para a conservação da flora endêmica ameaçada de extinção do estado do Rio de Janeiro*. Rio de Janeiro. Secretaria de Estado do Ambiente - SEA: Andrea Jakobsson Estúdio.
- Qasim, A. M., & Jawad, L. A. (2022). Presence of the Amazon sailfin catfish, *Pterygoplichthys pardalis* (Castelnau, 1855) (Pisces: Loricariidae), in the Shatt al-Arab River. *Integrative Systematics: Stuttgart Contributions to NaturalHistory*. 5(1). pp: 95-103.
- Quadros, J., & Monteiro-Filho, E. L. (2001). Diet of the neotropical otter, *Lontra longicaudis*, in an Atlantic forest area, Santa Catarina State, southern Brazil. *Studies on Neotropical fauna and Environment*, 36(1), 15-21.
- Queiroz-Sousa, J., Keith, S. A., David, G. S., Brandão, H., Nobile, A. B., Paes, J. V., ... & Richardson, K. (2019). Species richness and functional structure of fish assemblages in three freshwater habitats: effects of environmental factors and management. *Journal of Fish Biology*, 95(4), 1125-1136.
- Quintela, F. M., Artioli, L. G. S., & Porciuncula, R. A. (2012). Diet of *Lontra longicaudis* (Olfers, 1818) (Carnivora: Mustelidae) in three limnic systems in southern rio grande do Sul state, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 55, 877-886.
- Quintela, F. M., Da Silva, F. A., Assis, C. D., & Antunes, V. C. (2012). Data on *Lontra longicaudis* (Carnivora: Mustelidae) mortality in southeast and southern Brazil. *IUCN Otter Specialist Group Bulletin*, 29(1), 5-8.

- Quintela, P. M., Pinheiro, R. M., & Sokefun, O. (2021). On the occurrence of the neotropical otter (*Lontra longicaudis* olfers, 1818) in the Environmental Protection Area of Lagoa Santa karst and surroundings, Southeastern Brazil. *IUCN Otter Specialist Group Bulletin*, 38(5).
- Quintela, F. M., Porciuncula, R. A., Colares, E. P. (2008) Dieta de *Lontra longicaudis* (Olfers) (Carnivora, Mustelidae) em um arroio costeiro da região sul do Estado do Rio Grande do Sul, Brasil. *Neotrop. Biol. Cons.* 3: 119-125.
- Rahel, F. J. (2002). Homogenization of freshwater faunas. *Annual review of ecology and systematics*, 33(1), 291-315.
- Rahel, F. J., & Olden, J. D. (2008). Assessing the effects of climate change on aquatic invasive species. *Conservation biology*, 22(3), 521-533.
- Rangel-Aguilar, O., & Gallo-Reynoso, J. P. (2013). Hábitos alimentarios de la nutria neotropical (*Lontra longicaudis annectens*) en el río Bavispe-Yaqui, Sonora, México. *Therya*, 4(2), 297-309.
- Rangel-Aguilar, O., & Gallo-Reynoso, J. P. (2013). Hábitos alimentarios de la nutria neotropical (*Lontra longicaudis annectens*) en el río Bavispe-Yaqui, Sonora, México. *Therya*, 4(2), 297-309.
- Reid, A. J., Carlson, A. K., Creed, I. F., Eliason, E. J., Gell, P. A., Johnson, P. T., ... & Cooke, S. J. (2019). Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. *Biological Reviews*, 94(3), 849-873.
- Reis, R. E. (1997). Revision of the neotropical catfish genus *Hoplosternum* (Ostariophysi: Siluriformes: Callichthyidae), with the description of two new genera and three new species. *Ichthyological Exploration of Freshwaters*, 7, 299-326.
- Reis, R. E. (1998). Anatomy and phylogenetic analysis of the neotropical callichthyid catfishes (Ostariophysi, Siluriformes). *Zoological Journal of the Linnean Society*, 124(2), 105-168.
- Remonti, L., Balestrieri, A., & Prigioni, C. (2009). Altitudinal gradient of Eurasian otter (*Lutra lutra*) food niche in Mediterranean habitats. *Canadian Journal of Zoology*, 87(4), 285-291.
- Rheingantz, M. L., Leuchtenberger, C., Zucco, C. A., & Fernandez, F. A. (2016). Differences in activity patterns of the Neotropical otter *Lontra longicaudis* between rivers of two Brazilian ecoregions. *Journal of Tropical Ecology*, 32(2), 170-174.
- Rheingantz, M. L., de Menezes, J. F. S., Galliez, M., & dos Santos Fernandez, F. A. (2017). Biogeographic patterns in the feeding habits of the opportunist and semiaquatic neotropical otter. *Hydrobiologia*, 792, 1-15.
- Rheingantz, M. L., Oliveira-Santos, L. G., Waldemarin, H. F., & Caramaschi, E. P. (2012). Are otters generalists or do they prefer larger, slower prey? Feeding flexibility of the Neotropical Otter *Lontra longicaudis* in the Atlantic Forest. *IUCN Otter Specialist Group Bulletin*, 29(2), 80-94.

Rheingantz, M. L., Rosas-Ribeiro, P., Gallo-Reynoso, J., Fonseca da Silva, V.C., Wallace, R., Utreras, V. & Hernandez-Romero, P. (2022). Lontra longicaudis, neotropical Otter - amended version. *The IUCN Red List of Threatened Species*. ISSN 2307-8235 (online). 22p. Disponível em:

[https://www.researchgate.net/publication/359497738\\_Lontra\\_longicaudis\\_Neotropical\\_Otter\\_View\\_on\\_wwiucnredlistorg\\_THE\\_IUCN\\_RED\\_LIST\\_OF\\_THREATENED\\_SPECIES](https://www.researchgate.net/publication/359497738_Lontra_longicaudis_Neotropical_Otter_View_on_wwiucnredlistorg_THE_IUCN_RED_LIST_OF_THREATENED_SPECIES)

Rheingantz, M. L., Valenzuela, A., Botero-Botero, A., Thoisy, B. d., Trujillo, F., González, I., . . . Utreras Bucheli, V. M. (2018). Lontra longicaudis. In N. Duplaix & M. Savage (Eds.), *Global Otter Conservation Strategy* (pp. 81-89). Salem, Oregon, USA: IUCN Otter Specialist Group.

Rheingantz, M. L., Waldemarin, H. F., Rodrigues, L., & Moulton, T. P. (2011). Seasonal and spatial differences in feeding habits of the Neotropical otter *Lontra longicaudis* (Carnivora: Mustelidae) in a coastal catchment of southeastern Brazil. *Zoologia (Curitiba)*, 28, 37-44.

Ribeiro, A. R., Biagioni, R. C., & Smith, W. S. (2014). Study of the natural diet of the fish fauna of a centenary reservoir, São Paulo, Brazil. *Iheringia. Série Zoologia*, 104, 404-412.

Roberts, N. M., Rabeni, C. F., Stanovick, J. S., & Hamilton, D. A. (2008). River otter, *Lontra canadensis*, food habits in the Missouri Ozarks. *The Canadian Field-Naturalist*, 122(4), 303-311.

Rocha, O., Espíndola, E. L., Rietzler, A. C., Fenerich-Verani, N., & Verani, J. R. (2011). Animal invaders in São Paulo state reservoirs. *Oecologia Australis*, 15(3), 631-642.

Rodrigues, L. A., Leuchtenberger, C., Kasper, C. B., Junior, O. C., & da Silva, V. C. F. (2013). Avaliação do risco de extinção da lontra neotropical *Lontra longicaudis* (Olfers, 1818) no Brasil. *Biodiversidade Brasileira*, 3(1), 216-227.

Roemer, G. W., Gompper, M. E., & Van Valkenburgh, B. (2009). The ecological role of the mammalian mesocarnivore. *BioScience*, 59(2), 165-173.

Romanowski J. (2006). Monitoring of the otter recolonisation of Poland. *Hystrix* 17, 37–46.

Roncancio, N., & Guzmán-Valencia, C. (2022). *Lontra longicaudis* (Mustelidae) in La Vieja river basin, Risaralda, Colombia. *Mammalogy Notes*, 8(2), 338-338.

Rong, Y., Tang, Y., Ren, L., Taylor, W. D., Razlutskiy, V., Naselli-Flores, L., ... & Zhang, X. (2021). Effects of the filter-feeding benthic bivalve *Corbicula fluminea* on plankton community and water quality in aquatic ecosystems: A mesocosm study. *Water*, 13(13), 1827.

Rossi, A., Cazenave, J., Bacchetta, C., Campana, M., & Parma, M. J. (2015). Physiological and metabolic adjustments of *Hoplosternum littorale* (Teleostei, Callichthyidae) during starvation. *Ecological indicators*, 56, 161-170.

Ruiz-Olmo, J., Jimenez, J., & Chacón, W. (2007). The importance of ponds for the otter (*Lutra lutra*) during drought periods in Mediterranean ecosystems: a case study in Bergantes River. *Mammalia*, 71(1-2), 16-24.

- Ruiz-Olmo, J., López-Martín, J. M., & Palazón, S. (2001). The influence of fish abundance on the otter (*Lutra lutra*) populations in Iberian Mediterranean habitats. *Journal of Zoology*, 254(3), 325-336.
- Ryder, R. A. (1955). Fish predation by the otter in Michigan. *The Journal of Wildlife Management*, 19(4), 497-498.
- Saffarinia, P., Anderson, K. E., & Herbst, D. B. (2022). Effects of experimental multi-season drought on abundance, richness, and beta diversity patterns in perennially flowing stream insect communities. *Hydrobiologia*, 849(4), 879-897.
- Sales-Luís, T., Pedroso, N. M., & Santos-Reis, M. (2007). Prey availability and diet of the Eurasian otter (*Lutra lutra*) on a large reservoir and associated tributaries. *Canadian Journal of Zoology*, 85(11), 1125-1135.
- Sánchez, S. M., & Aranda, M. (1999). Análisis de la alimentación de la nutria *Lontra longicaudis* (Mammalia: Carnivora) en el sector del Río Pescados, Veracruz, México. *Acta Zoológica Mexicana (nueva serie)*, (76), 49-57.
- Sanders, C. W., Spear, S. F., Black, K., Olfenbuttel, C., & DePerno, C. S. (2023). Diet of the North American river otter (*Lontra canadensis*) in North Carolina using 2 methods. *Wildlife Society Bulletin*, e1502.
- Santillán, L., Saldaña-Serrano, M., & De-La-Torre, G. E. (2020). First record of microplastics in the endangered marine otter (*Lontra felina*). *Mastozoología neotropical*, 27(1), 211-215.
- Santos, F. A. P. (2011). Distribuição espaço-temporal e dieta de *Lontra longicaudis* (Carnivora: Mustelidae) em região costeira do sul do RS. **Dissertação** (Mestrado em Biologia de Ambientes Aquáticos Continentais) - Setor de Ciências Biológicas.
- Santos, F.A.P. (2011). *Distribuição espaço-temporal e dieta de Lontra longicaudis (Carnivora:Mustelidae) em região costeira do Sul do RS*. [Dissertação de Mestrado, Pós graduação em Biologia de Ambientes Aquáticos Continentais, Universidade Federal do Rio Grande (FURG)]. <https://repositorio.furg.br/handle/1/6185>
- Santos, L. B., & Reis, N. R. D. (2012). Use of shelters and marking sites by *Lontra longicaudis* (Olfers, 1818) in lotic and semilotic environments. *Biota Neotropica*, 12, 199-205.
- Santos, L. B., Reis, N. R. D., & Orsi, M. L. (2012). Trophic ecology of *Lontra longicaudis* (Carnivora, Mustelidae) in lotic and semilotic environments in southeastern Brazil. *Iheringia. Série Zoologia*, 102, 261-268.
- Santos, L. B., Reis, N. R. D., & Orsi, M. L. (2012). Trophic ecology of *Lontra longicaudis* (Carnivora, Mustelidae) in lotic and semilotic environments in southeastern Brazil. *Iheringia. Série Zoologia*, 102, 261-268.
- Santos, S. B., Thiengo, S. C., Fernandez, M. A., Miyahira, I. C., Silva, E. F. .... Lacerda, L. E. M. (2016). In: Latini, A. O., Resende, D. C., Pombo, V. B., Coradin, L. (eds). *Espécies exóticas*

*invasoras de águas continentais no Brasil*. Série Biodiversidade, 39. Ministério do Meio Ambiente (MMA). pp. 220-248.

Santos, V., Dias de Oliveira, M., Boll, J., Sánchez-Murillo, R., Menegário, A. A., Gozzo, L. F., & Gastmans, D. (2019). Isotopic composition of precipitation during strong El Niño–Southern Oscillation events in the Southeast Region of Brazil. *Hydrological Processes*, 33(4), 647-660.

Sarkar, A., Rana, S., Bhowmik, P., Hasan, M. N., Shimul, S. A., & Al Nahid, S. A. (2023). A Review of Suckermouth Armoured Catfish (Siluriformes: Loricariidae) Invasion, Impacts and Management: Is Its Invasion a Threat to Bangladesh's Fisheries Sector? *Asian Fisheries Science* 36:128–143.

Sarmiento-Soares, L. M., & Martins-Pinheiro, R. F. (2013). A fauna de peixes nas bacias do sul do Espírito Santo, Brasil. *Sitientibus série Ciências Biológicas*, 13.

Saul, W. C., & Jeschke, J. M. (2015). Eco-evolutionary experience in novel species interactions. *Ecology Letters*, 18(3), 236-245.

Seager, R., Tzanova, A., & Nakamura, J. (2009). Drought in the southeastern United States: Causes, variability over the last millennium, and the potential for future hydroclimate change. *Journal of Climate*, 22(19), 5021-5045.

Sepúlveda, M. A., Bartheld, J. L., Meynard, C., Benavides, M., Astorga, C., Parra, D., & Medina-Vogel, G. (2009). Landscape features and crustacean prey as predictors of the Southern river otter distribution in Chile. *Animal Conservation*, 12(6), 522-530.

Silva, F. A. D., Schneider, C. H., Feldberg, E., Baccaro, F. B., Carvalho, N. D. M., & Gross, M. C. (2016). Genomic organization under different environmental conditions: *Hoplosternum littorale* as a model. *Zebrafish*, 13(3), 197-208.

Silva, F. A., de Melo Nascimento, E., & Quintela, F. M. (2012). Diet of *Lontra longicaudis* (Carnivora: Mustelidae) in a pool system in Atlantic forest of Minas Gerais State, southeastern Brazil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 34(4), 407-412.

Silva, J. C., Reinas, G. C. Z., Agostinho, A. A., & Bialecki, A. (2022). Chronology of invasion and establishment of *Pterygoplichthys ambrosettii* (Holmberg 1893), in the upper Paraná River basin. *Journal of Applied Ichthyology*, 38(4), 434-441.

Silva, J.A.S. (1998). *Lontra longicaudis* (Olfers, 1818). In: Machado, A.B.M.; Fonseca, G.A.B.; Machado, R.B.; Aguiar, L.M.S.; Lins, L.V. (Eds.). *Livro vermelho das espécies Ameaçadas de extinção da fauna de Minas Gerais*. pp. 96-98. Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte.

Silva, R. E., Rosas, F. C. W., & Zuanon, J. (2014). Feeding ecology of the giant otter (*Pteronura brasiliensis*) and the Neotropical otter (*Lontra longicaudis*) in Jaú National Park, Amazon, Brazil. *Journal of Natural History*, 48(7-8), 465-479.

Silva, V. O., & Mello, C. R. (2021). Meteorological droughts in part of southeastern Brazil: Understanding the last 100 years. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 93.

- Silva-Cavalcanti, J. S., Silva, J. D. B., de França, E. J., de Araújo, M. C. B., & Gusmao, F. (2017). Microplastics ingestion by a common tropical freshwater fishing resource. *Environmental pollution*, 221, 218-226.
- Sittenthaler, M., Koskoff, L., Pinter, K., Nopp-Mayr, U., Parz-Gollner, R., & Hackländer, K. (2019). Fish size selection and diet composition of Eurasian otters (*Lutra lutra*) in salmonid streams: Picky gourmets rather than opportunists?. *Knowledge & Management of aquatic ecosystems*, (420), 29.
- Smiroldo, G., Balestrieri, A., Pini, E., & Tremolada, P. (2019). Anthropogenically altered trophic webs: alien catfish and microplastics in the diet of Eurasian otters. *Mammal Research*, 64, 165-174.
- Smiroldo, G., Villa, A., Tremolada, P., Gariano, P., Balestrieri, A., & Delfino, M. (2019). Amphibians in Eurasian otter *Lutra lutra* diet: osteological identification unveils hidden prey richness and male-biased predation on anurans. *Mammal review*, 49(3), 240-255.
- Somers, M. J. (2000). Foraging behaviour of Cape clawless otters (*Aonyx capensis*) in a marine habitat. *Journal of Zoology*, 252(4), 473-480.
- Sousa, R., Novais, A., Costa, R., & Strayer, D. L. (2014). Invasive bivalves in fresh waters: impacts from individuals to ecosystems and possible control strategies. *Hydrobiologia*, 735, 233-251.
- Souto, L. D. S., Brito, M. F. G. D., & Rosa, L. C. D. (2011). *Melanoides tuberculatus* (Müller, 1774): a new threat to the conservation of native aquatic species in Sergipe, Brazil. *Scientia Plena*.
- Souza Jr, E. G. (2021). Agrotóxicos na Água Potável: Considerações sobre os Municípios da Bacia Hidrográfica do rio Itabapoana. *Boletim do Observatório Ambiental Alberto Ribeiro Lamego*. 15 (2021). p 60-74.
- Souza Junior, E. G. & Oliveira V. P. S. (2017) Qualidade da Água do rio Itabapoana: Análise dos Parâmetros Físico-Químicos e Microbiológicos e Influência de Empreendimentos Hidrelétricos. *Boletim do Observatório Ambiental Alberto Ribeiro Lamego*, 11 (1). p. 29-41.
- Souza, C. P. D., Rodrigues-Filho, C. A. D. S., Barbosa, F. A. R., & Leitão, R. P. (2021). Drastic reduction of the functional diversity of native ichthyofauna in a Neotropical lake following invasion by piscivorous fishes. *Neotropical Ichthyology*, 19 (3).
- Souza, K. S., Bastazini, V. A., & Colares, E. P. (2013). Feeding ecology of the Neotropical otter *Lontra longicaudis* in the Lower Arroio Grande River, southern Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 85, 285-294.
- Spínola, R. M., & Vaughan, C. (1995). Dieta de la nutria neotropical (*Lutra longicaudis*) en la estación biológica La Selva, Costa Rica. *Vida Silvestre Neotropical*, 4(2), 125-132.
- Stassen, M. J., van de Ven, M. W., van der Heide, T., Hiza, M. A. G., van der Velde, G., & Smolders, A. J. (2010). Population dynamics of the migratory fish *Prochilodus lineatus* in a

neotropical river: the relationships with river discharge, flood pulse, El Niño and fluvial megafan behaviour. *Neotropical Ichthyology*, 8, 113-122.

Stenseth, N. C., Mysterud, A., Ottersen, G., Hurrell, J. W., Chan, K. S., & Lima, M. (2002). Ecological effects of climate fluctuations. *Science*, 297(5585), 1292-1296.

Su, G., Logez, M., Xu, J., Tao, S., Villéger, S., & Brosse, S. (2021). Human impacts on global freshwater fish biodiversity. *Science*, 371(6531), 835-838.

Terra, R. F. D. C. (2016). *Uso de área e hábitos alimentares de Lontra longicaudis (Olfers, 1818) em uma área de caatinga do baixo rio São Francisco, Sergipe/Alagoas, Brasil*. [Dissertação de Mestrado, Pós-Graduação em Ecologia e Conservação, Universidade Federal de Sergipe].  
[https://ri.ufs.br/bitstream/riufs/4470/1/RODRIGO\\_FARIAS\\_CARVALHO\\_TERRA.pdf](https://ri.ufs.br/bitstream/riufs/4470/1/RODRIGO_FARIAS_CARVALHO_TERRA.pdf)

Thompson, L., & Stelle, L. L. (2014). Prey preference of the North American river otter (*Lontra canadensis*) evaluated based on optimal foraging theory. *IUCN Otter Specialist Group Bulletin*, 31(1), 15-29.

Tseng, Z. J., Su, D. F., Wang, X., White, S. C., & Ji, X. (2017). Feeding capability in the extinct giant Siamogale melilutra and comparative mandibular biomechanics of living Lutrinae. *Scientific reports*, 7(1), 15225.

Van Loon, A.F. (2015), Hydrological drought explained. *WIREs Water*, 2, 359-392.

Vázquez-Maldonado, L. E., & Delgado-Estrella, A. (2022). Diet of *Lontra longicaudis* in La Sangría Lagoon, México. *Therya Notes*, 3, 125-132.

Verdonschot, R. C., van Oosten-Siedlecka, A. M., ter Braak, C. J., & Verdonschot, P. F. (2015). Macroinvertebrate survival during cessation of flow and streambed drying in a lowland stream. *Freshwater Biology*, 60(2), 282-296.

Vezzosi, R. I., Eberhardt, A. T., Raimondi, V. B., Gutierrez, M. F., & Pautasso, A. A. (2014). Seasonal variation in the diet of *Lontra longicaudis* in the Paraná River basin, Argentina. *Mammalia*, 78(4), 451-463.

Vezzosi, R. I., Eberhardt, A. T., Raimondi, V. B., Gutierrez, M. F., & Pautasso, A. A. (2014). Seasonal variation in the diet of *Lontra longicaudis* in the Paraná River basin, Argentina. *Mammalia*, 78(4), 451-463.

Villegas, M. J., Aron, A., & Ebensperger, L. A. (2007). The influence of wave exposure on the foraging activity of marine otter, *Lontra felina* (Molina, 1782)(Carnivora: Mustelidae) in northern Chile. *Journal of Ethology*, 25, 281-286.

Vitule, J. R., Umbria, S. C., & Aranha, J. M. R. (2006). Introduction of the African catfish *Clarias gariepinus* (BURCHELL, 1822) into Southern Brazil. *Biological Invasions*, 8, 677-681.



- Volpi, T. D. A., Luz, T. F. B. D., Duboc, L. F., Nascimento, C. A., & Nunes, S. D. F. (2023). Optimal foraging of neotropical otters (Carnivora: Mustelidae) in an urban river and predominance of generalist and sedentary fish in their diet. *Zoologia (Curitiba)*, *40*, e22033.
- Volpi, T. D. A., Luz, T. F. B. D., Duboc, L. F., Nascimento, C. A., & Nunes, S. D. F. (2023). Optimal foraging of neotropical otters (Carnivora: Mustelidae) in an urban river and predominance of generalist and sedentary fish in their diet. *Zoologia (Curitiba)*, *40*, e22033.
- Wang, H., & Asefa, T. (2017). Impact of different types of ENSO conditions on seasonal precipitation and streamflow in the Southeastern United States. *International Journal of Climatology*, *38*(3), 1438-1451.
- Wang, H., & Kumar, A. (2015). Assessing the impact of ENSO on drought in the US Southwest with NCEP climate model simulations. *Journal of Hydrology*, *526*, 30-41.
- Watt, J., Siniff, D. B., & Estes, J. A. (2000). Inter-decadal patterns of population and dietary change in sea otters at Amchitka Island, Alaska. *Oecologia*, *124*, 289-298.
- Weber, J. M. (1990). Seasonal exploitation of amphibians by otters (*Lutra lutra*) in north-east Scotland. *Journal of Zoology*, *220*(4), 641-651.
- Weber, R. E., Fago, A., Val, A. L., Bang, A., Van Hauwaert, M. L., Dewilde, S., ... & Moens, L. (2000). Isohemoglobin differentiation in the bimodal-breathing Amazon catfish *Hoplosternum littorale*. *Journal of Biological Chemistry*, *275*(23), 17297-17305.
- Wilhite, D. A. (2000). Drought as a natural hazard: Concepts and definitions. In: *Drought: A global Assessment*. 1st Ed. London, UK. Routledge. pp. 3–18.
- Wolf-Gonzalez, G. A., Murphy, S. M., Springer, M. T., & Cox, J. J. (2022). Dryland river restoration via carnivore reintroduction: Nonnative fauna dominate diets of river otters reintroduced to the Upper Rio Grande. *Journal of Arid Environments*, *204*, 104793.
- Yanuta, G., Klich, D., Głogowski, R., Shilovich, N., & Balcerak, M. (2022). Alien versus Alien: The American mink, *Neovison vison*, as an indicator of invasive crayfish presence in the environment. *Ecological Indicators*, *139*, 108927.

## APÊNDICE A

Tabela 3 – Revisão sobre espécie não-nativas predadas pela *Lontra longicaudis* em sua área de distribuição. Legenda- Tipo de consumo: P= Principal, O= Ocasional; Origem: E=Exótica, A= Alóctone; Presença de barragens: Não se aplica (NA), Presente, Ausente; Conservação da Paisagem: UC= Unidade de Conservação

Autores/ano publicação	País	Corpo Hídrico	Espécies Não-nativas	Tipo de consumo	Origem	Presença de barragens	Conservação da Paisagem	Tipo de publicação	Ano das amostragens
Brandt 2004	Brasil	Lago costeiro	<i>Limnoperna fortunei</i>	P	E	NA	UC	Dissertação de Mestrado	2002-2003
			<i>Micropterus salmonoides</i>	P	A				
			<i>Coptodon (Tilapia) rendali</i>	P	E				
			<i>Lepomis macrochirus</i>	O	A				
			<i>Oreochromis aureus</i>	O	E		Reserva da Biosfera /		
Brito-Ríos et al. 2022	México	Rios	<i>Cyprinus carpio</i>	O	E	Pres	Antrópica	Artigo	2018
Carrasco et al. 2019	Brasil	Ilha costeira	<i>Coptodon (Tilapia) rendali</i>	P	E	NA	antropizada	Artigo	1981-2016
Carvalho-Junior et al. 2010	Brasil	Lagoa costeira	<i>Coptodon (Tilapia) rendali</i>	P	E	NA	UC / Influência Antrópica	Relatório de Pesquisa	2003-2009
			<i>Micropterus salmoides</i>	O	A				
			<i>Carassius auratus</i>	O	E			Nota científica	
Charre-Medellín et al 2011	Mexico	Rio	<i>Ictalurus punctatus</i>	O	A	Pres	Antropizada		1994/2009
			<i>Coptodon (Tilapia) rendali</i>	P	E				
			<i>Clarias gariepinus</i>	P	E				
Costa-Braga et al. 2019	Brasil	Rios	<i>Pygocentrus sp.</i>	O	A	Pres	Preservados e Antropizados	Artigo	2014
			<i>Hoplosternum littorale</i>	P	A				
			<i>Oreochromis niloticus</i>	O	E				
Faber-Lopes	Brasil	Córrego	<i>Clarias gariepinus</i>	O	E	Pres	Antropizado-Pastagens	Artigo	2016-2021

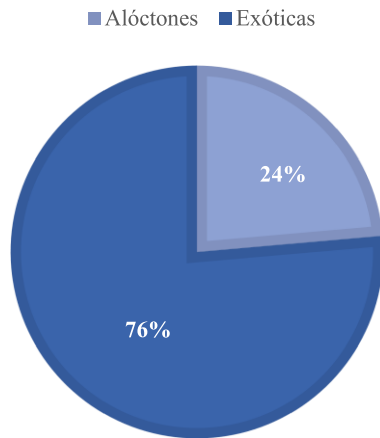
			<i>Corbicula largilierti</i>	O	E				
			<i>Melanoides tuberculata</i>	O	E				
			<i>Anas platyrrynchos domesticus</i>	O	E				
			<i>Tilapia nilotica</i>	O	E				
			<i>Cyprinus carpio</i>	O	E			Artigo	
Gallo-Reynoso 1986	Mexico	Rios	<i>Gallus domesticus</i>	O	E	Pres			1986
			<i>Tilapia nilotica</i>	O	E				
			<i>Micropterus salmoides</i>	O	A				
			<i>Oncorhynchus mykiss (S. gairdneri)</i>	O	E				
Gallo-Reynoso 1997	Mexico	Rios e arroios	<i>Cyprinus carpio</i>	O	E	Pres	Misto	Artigo	1986-1988
			<i>Oreochromis sp.</i>	P	E				
Gallo-Reynoso et al. 2008	Mexico	Rio	<i>Cyprinus carpio</i>	O	E	Pres	Antropizado	Nota científica	2002/2005
			<i>Oreochromis sp.</i>	P	E				
			<i>Cyprinus carpio</i>	P	E				
García-Silva et al. 2021	Mexico	Rio e Represa	<i>Micropterus salmoides</i>	P	A	Pres	Antropizado	Artigo	2009-2010
			<i>Oreochromis aureus</i>	P	E				
Guerrero et al. 2018	Mexico	Rios e represa	<i>Cyprinus carpio</i>	P	E	Pres	Antropizado	Nota científica	2005-2008
Guerrero-Flores et al. 2013	Mexico	Rios	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	P	E	Pres	Misto	Artigo	2004-2006
			<i>Coptodon (Tilapia) rendali</i>	O	E	Pres	UC / Antropizado	Artigo	1986-1987
Helder-José & Andrade 1997	Brasil	Córregos e represa	<i>Pterygoplichthys spp.</i>	P	E				
			<i>Oreochromis aureus</i>	P	E	Aus	UC/Antropizado	Artigo	2009-2010; 2015-2016
Juarez-Sanchez et al. 2019	Guatemala	Rios					Floresta conservada e antrópico	Artigo	
Kasper et al. 2004	Brasil	Rios	<i>Cyprinus carpio</i>	O	E	Pres			2000-2001
			<i>Oreochromis sp.</i>	P	E				
Leiva-García et al. 2023	Mexico	Costa	<i>Cyprinus carpio</i>	P	E	NA	Antrópico	Nota científica	2006
			<i>Oreochromis niloticus</i>	P	E				
Louzada-Silva et al. 2008	Brasil	Represa urbana	<i>Cyprinus carpio</i>	O	E	Pres	Antrópico	Artigo	2000-2001

			<i>Coptodon (Tilapia) rendali</i>	O	E				
			<i>Pterygoplichthys sp.</i>	P	E				
Mariano-Mendoza et al. 2022	Mexico	Lagoa fluvial costeira	<i>Pterygoplichthys pardalis</i>	P	E				
			<i>Oreochromis niloticus</i>	P	E	NA	Conservado	Artigo	2017
Monroy-Vilchis & Mundo 2009	Mexico	Rios	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	P	E	Pres	Antropizado	Artigo	2004-2006
Passamani & Camargo 1995	Brasil	Represa	<i>Coptodon (Tilapia) rendali</i>	P	E	Pres	Antropizado	Relatório de Pesquisa	1994
Pinillos et al 2018	Colômbia	Rio	<i>Hypostomus nicefroi</i>	P	A	Pres	Antropizado	Relatório de Pesquisa	2009
Porciúncula & Quintela 2010	Brasil	Área úmida costeira	<i>Trachelyopteus lucenai</i>	O	A	NA	Preservado	Relatório de Pesquisa	2007
			<i>Oreochromis sp.</i>	P	E				
			<i>Cyprinus carpio</i>	P	E				
			<i>Ictalurus punctatus</i>	O	A				
			<i>Lepomis cyanellus</i>	O	A			Artigo	
			<i>Lepomis macrochirus</i>	O	A				
Rangel-Aguillar & Gallo-Reynoso 2013	Mexico	Rio	<i>Micropterus salmoides</i>	O	A				1995, 1999, 2001, 2002
			<i>Corbicula fluminea</i>	O	E	Pres	Antropizado		
			<i>Oreochromis niloticus</i>	P	E				
			<i>Cyprinus sp.</i>	P	E				
			<i>Cichla kelberi</i>	O	A				
			<i>Plagioscion squamosissimus</i>	O	A			Preservado/Antropizado	
Santos et al 2012	Brasil	Rio e Barragem	<i>Corbicula fluminea</i>	O	E	Pres	Preservado/Antropizado	Artigo	2008-2009
			<i>Oreochromis niloticus</i>	O	E			Preservado/Antropizado	
Silva et al 2012	Brasil	Rio e Barragem	<i>Salminus brasiliensis</i>	O	A	Pres	Preservado/Antropizado	Artigo	2008-2009
			<i>Oreochromis niloticus</i>	P	E	Pres	UC-Antropizado	Disertação de Mestrado	2015
			<i>Pterygoplichthys sp.</i>	P	E				
Vázquez-Maldonado & Delgado-Estrella 2022	Mexico	Lagoa	<i>Pterygoplichthys pardalis</i>	P	E	NA	Preservado	Nota científica	2016-2017

			<i>Oreochromis niloticus</i>	P	E				
Vezzozi et al 2013	Argentina	Rio	<i>Limnoperna fortunei</i>	O	E	Aus	Antropizado	Artigo	2003-2004
			<i>Coptodon (Tilapia) rendali</i>	P	E			Artigo	
Volpi et al 2023	Brasil	Rio	<i>Clarias gariepinus</i>	O	E	Aus	Preservado		2006-2007

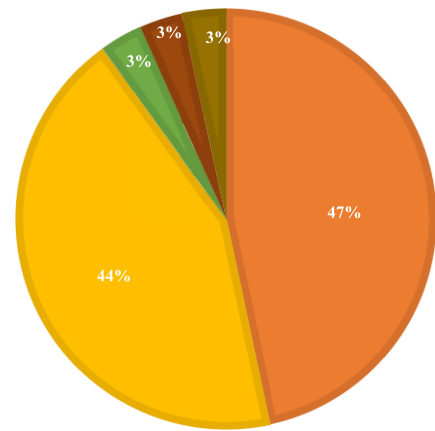
## APÊNDICE - B

ORIGEM DAS ESPÉCIES



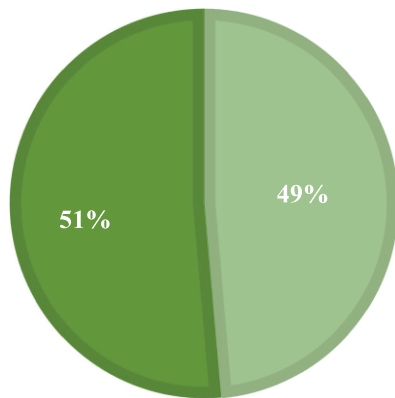
PORCENTAGEM DE TRABALHOS POR PAÍSES

Brasil México Argentina Guatemala Colômbia



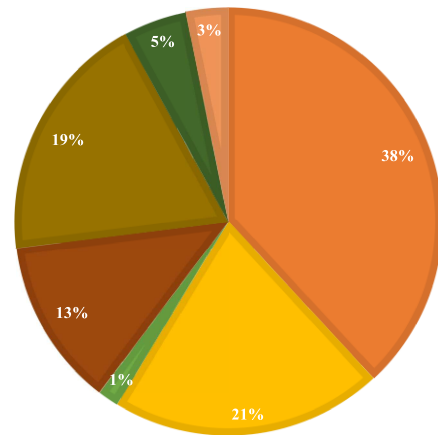
CATEGORIA DE CONSUMO

Presas principais Presas Ocasionais



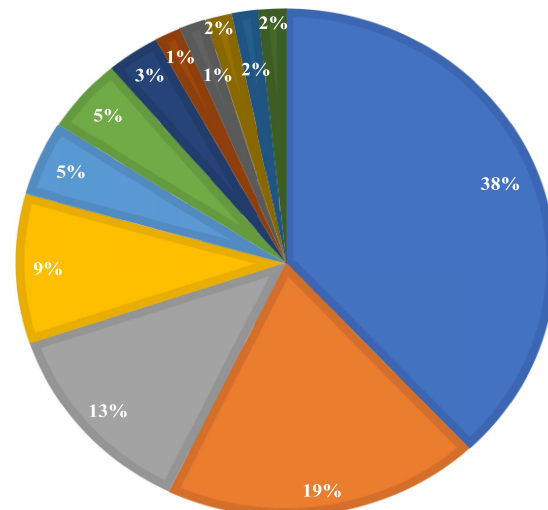
ORDENS DE PEIXES NÃO NATIVOS

Cichliforme Siluriformes Perciforme Centrarchiforme  
Cypriniformes Salmoniforme Characiformes



FAMILIAS DE PEIXES NÃO NATIVOS

Cichlidae Cyprinidae Centrarchidae  
Loricariidae Clariidae Salmonidae  
Ictaluridae Serrasalmididae Bryconidae  
Auchenipteridae Sciaenidae Callichthyidae



## APÊNDICE - C

Tabela 4 – Compilação de trabalhos que relatam predação da família Callichthyidae e do *Hoplosternum littorale* pela *Lontra longicaudis*. Situação das Espécies nas Respectivas Áreas de Estudo - SERA; Método: Análises visuais de fezes -AV, Isótopos estáveis – IE. Trabalhos com Callichthyidae entre as presas principais em amarelo.

Estado País	Referência	Identificação taxonômica pelos autores	SERA	Método
Suriname	Mol 1996	<i>Hoplosternum sp</i> <i>Callichthys</i>	Nativo	Duplaix 1980 AV
SP	Pardini et al 1998			AV
Brasil		Callichthyidae	Nativo *	
Corrientes Argentina	Gori et al 2003	Callichthyidae	Nativo	AV
RS	Brandt (2004)	Callichthyidae	Nativo	AV
Brasil				
RS	Kasper et al 2004	Callichthyidae**	Nativo	AV
Brasil				
RS	Quintela et al 2008	Callichthyidae ***		AV
Brasil			Nativo	
AM	Silva (2013)		Nativo	AV
Brasil		Callichthyidae		
RS	Santos (2011)	Callichthyidae	Nativo	AV
Brasil				
RS	Quintela et al 2012		Nativo	AV
Brasil		Callichthyidae		
RS	Sousa et al 2013	Callichthyidae	Nativo	AV
Brasil				
Argentina	Vezzosi et al 2014	Callichthyidae	Nativo	AV
RS	Almansa 2019	Callichthyidae “Tamoatás”	Nativo	AV
SC/RS Brazil	Carrasco et al 2019	<i>Hoplosternum littorale</i>	Nativo	IE
ES	Costa-Braga et al 2019	<i>Callichthys callichthys</i>		
Brasil			Nativo	AV
RJ	<b>Este trabalho</b>	<i>Hoplosternum littorale</i>	<b>Não-nativo</b>	
Brasil			<b>Invasor</b>	AV

\* As boas condições de preservação do habitat, tipo de corpo hídrico, localização e data em que o trabalho foi realizado, indicam que os Callichthyidae encontrados, tenham sido os nativos *Corydoras sp* e/ou *Callichthys callichthys*.

\*\* Os autores apresentam as famílias Callichthyidae e Loricariidae somadas

\*\*\* Os autores não identificam à nível de espécie, mas apontam para a ocorrência de *Corydoras paleatus*, *Callichthys callichthys* e *Hoplosternum littorale* na área de estudo.

## APÊNDICE – D

Tabela 5 – Índice de Shannon-Wiener dos grandes grupos por ano e sazonalidade.

<b>Índice de Shannon-Wiener dos grandes grupos por ano e sazonalidade</b>					
<b>Ano</b>	<b>Sazonalidade</b>	<b>n</b>	<b>H'</b>	<b>Variância</b>	<b>H'(peixes)</b>
2016	Estações secas	75	3.09	0.0133	2.87
2017	Estações chuvosas	71	3.16	0.0141	<b>2.60</b>
2017	Estações secas	39	2.97	0.0256	2.61
2018	Estações chuvosas	28	3.08	0.0357	2.79
2018	Estações secas	80	<b>3.28</b>	0.0125	2.73
2019	Estações chuvosas	76	3.16	0.0132	2.86
2019	Estações secas	64	3.04	0.0156	3.02
2020	Estações chuvosas	50	<b>2.76</b>	0.02	<b>3.25</b>
2020	Estações secas	69	3.04	0.0145	3.22
2021	Estações chuvosas	57	2.83	0.0175	3.09

<b>Índice de Shannon-Wiener dos grandes grupos em Função do ENSO</b>			
<b>ENSO</b>	<b>n</b>	<b>H'</b>	<b>Variância</b>
Alta Influência	311	<b>4.72</b>	0.0032
Baixa Influência	268	4.04	0.0037
Total do período amostral	609	5.32	0.0016

Fonte: Elaborado pelo autor (2023).

Tabela 6 – Índice de Shannon-Wiener para os taxons por ano e sazonalidade.

<b>Índice de Shannon-Wiener para os taxons por ano e sazonalidade</b>				
<b>Ano</b>	<b>Sazonalidade</b>	<b>n</b>	<b>H'</b>	<b>Variância</b>
2016	Estações secas	92	3,58	0.0109
2017	Estações chuvosas	81	3,56	0.0123
2017	Estações secas	47	<b>3.41</b>	0.0213
2018	Estações chuvosas	36	3,51	0.0278
2018	Estações secas	97	<b>3,74</b>	0.0103
2019	Estações chuvosas	99	3,64	0.0101
2019	Estações secas	85	3,69	0.0118
2020	Estações chuvosas	90	3,69	0.0111
2020	Estações secas	112	3,75	0.00893
2021	Estações chuvosas	103	3.52	0.00971

<b>Índice de Shannon em Função do ENSO</b>			
<b>ENSO</b>	<b>n</b>	<b>H'</b>	<b>Variância</b>
Alta Influência	452	5.33	0.0022
Baixa Influência	390	5.04	0.0025
Total do período amostral	842	5.88	0.0011

Fonte: Elaborado pelo autor (2023).



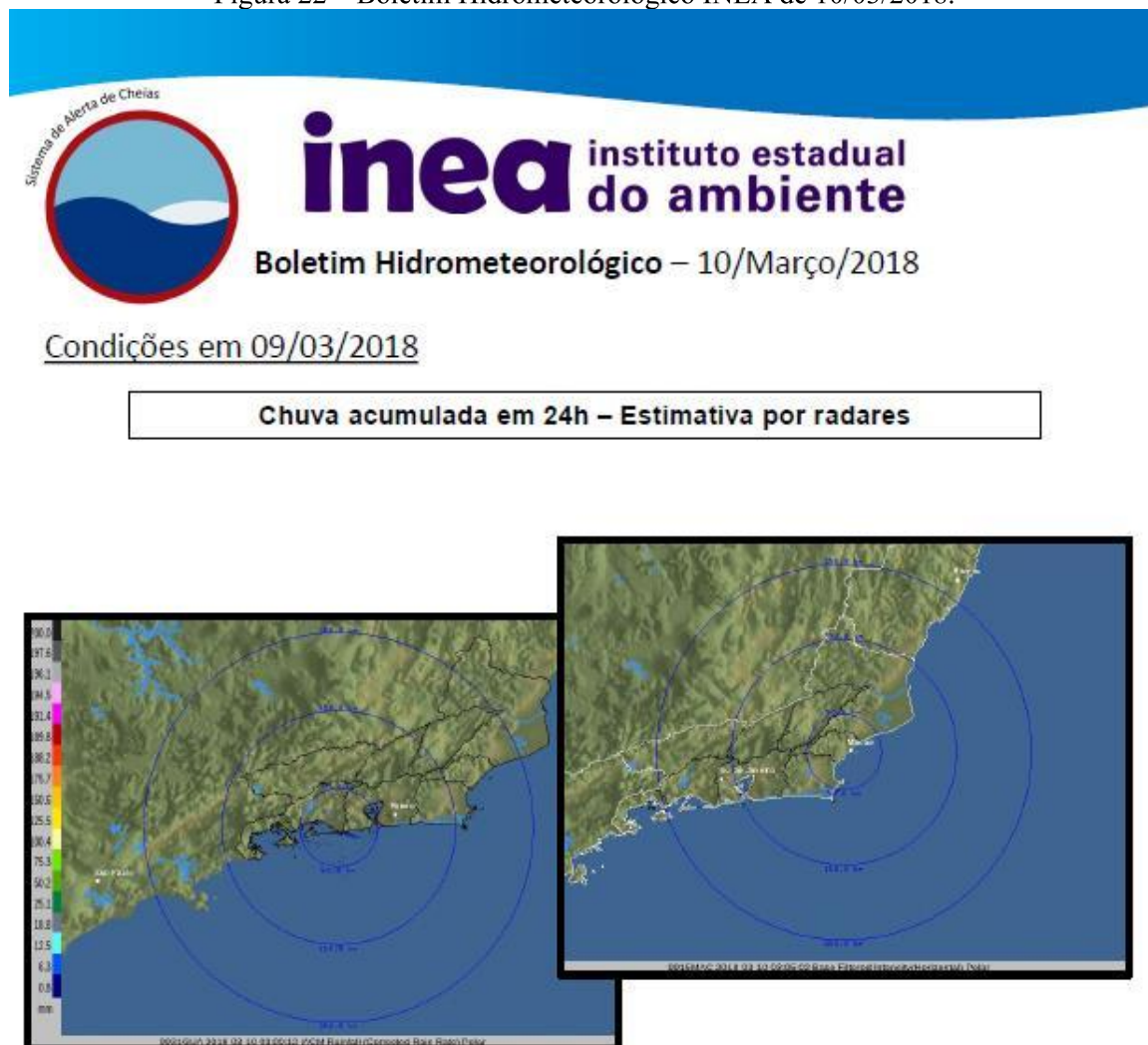
## ANEXO

Figura 21 – Boletim Hidrometeorológico INEA de 09/03/2018.



Fonte: INEA.

Figura 22 – Boletim Hidrometeorológico INEA de 10/03/2018.



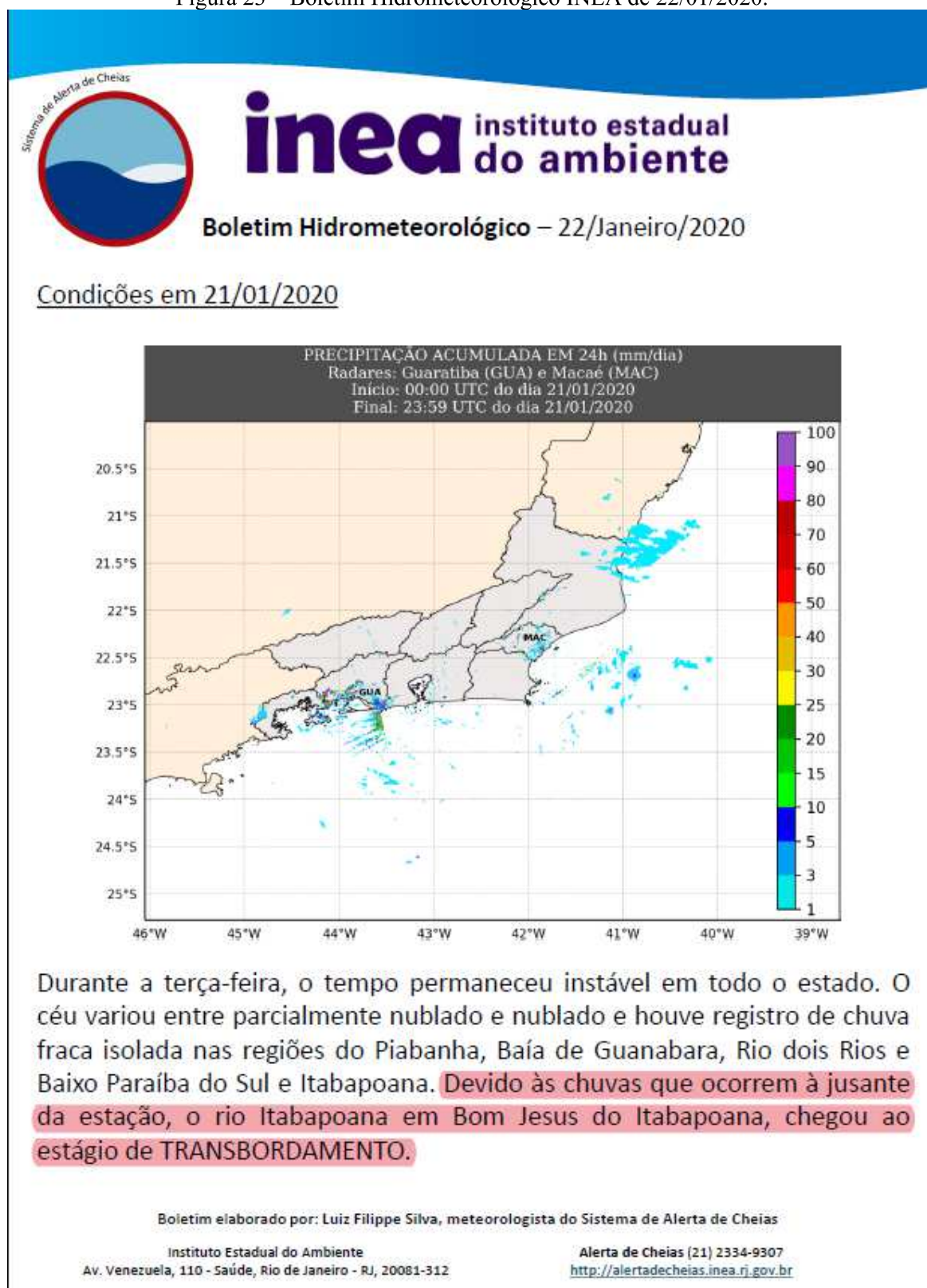
Ontem, o céu variou entre parcialmente nublado e nublado em todo o estado do Rio de Janeiro. Houve registro de chuva fraca isolada nas bacias do Baixo Paraíba do Sul e Itabapoana, Piabanha e Rio Dois Rios. Por conta do acumulado de chuva dos últimos dias, **o rio Itabapoana permaneceu em estágio de TRANSBORDAMENTO** e o rio Pomba se manteve em ALERTA MÁXIMO. Além destes rios citados, os rios Saracuruna e Capivari, no município de Duque de Caxias, chegaram ao estágio de ALERTA.

Boletim elaborado pelo meteorologista: Luiz Felipe Rodrigues do Carmo

Instituto Estadual do Ambiente  
Av. Venezuela, 110 - Saúde, Rio de Janeiro - RJ, 20081-312

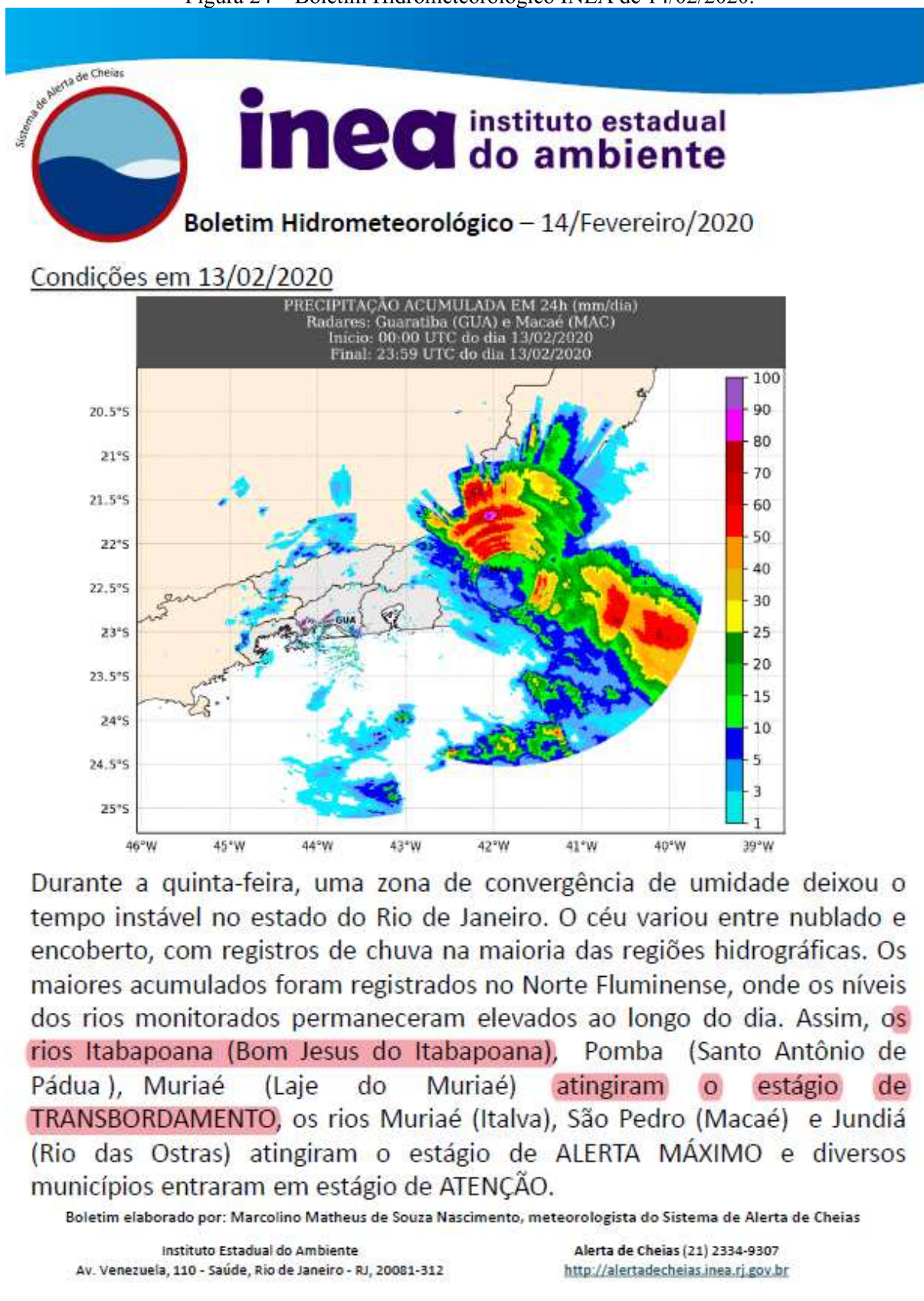
Alerta de Cheias (21) 2334-9307  
<http://alertadecheias.inea.rj.gov.br>

Figura 23 – Boletim Hidrometeorológico INEA de 22/01/2020.



Fonte: INEA.

Figura 24 – Boletim Hidrometeorológico INEA de 14/02/2020.



Fonte: INEA.

Figura 25 – Boletim Hidrometeorológico INEA de 24/02/2020.



Durante o domingo, o tempo permaneceu instável no estado do Rio de Janeiro, principalmente no norte do estado. O céu variou entre parcialmente nublado a encoberto, com registros de chuva fraca na região do Baixo Paraíba do Sul e Itabapoana. Dessa forma, diversos municípios permaneceram em estágio de ATENÇÃO ao longo do dia e o rio Itabapoana, no município de Bom Jesus do Itabapoana, entrou em estágio de TRANSBORDAMENTO.

Boletim elaborado por: Marcolino Matheus de Souza Nascimento, meteorologista do Sistema de Alerta de Cheias

Instituto Estadual do Ambiente  
Av. Venezuela, 110 - Saúde, Rio de Janeiro - RJ, 20081-312

Alerta de Cheias (21) 2334-9307  
<http://alertadecheias.inea.rj.gov.br>

Fonte: INEA.