

Sustainability in Gastronomy: Production of fermented beverage prepared with coconut green pulp (*Cocos nucifera* Linn.)

Maria Gorette de Queiroz Oliveira¹ , Tatiana Zanella Rodrigues¹ , Carlos Antonio Henrique Sobrinho¹ , Alline Lima de Souza Pontes¹ , Patrícia Pinheiro Fernandes Vieira¹ , Thialle Queiroz de Oliveira² , Ingrid Conceição Dantas Guerra^{1*} 

1 Federal University of Paraíba, Center for Technology and Regional Development, Department of Gastronomy - João Pessoa, PB, 58058-600, Brazil

2 Federal University of Paraíba, Center for Technology, Department of Chemical Engineering - João Pessoa, PB, 58051-900, Brazil

*Author for correspondence: ingridcdantas@hotmail.com

Received 11 April 2022.

Accepted 27 March 2023.

Published 30 April 2023.

Abstract - This study developed three fermented beverages added with different percentages of green coconut pulp (30%, 50%, and 70%). The formulations were analyzed during 21 days of storage, and the results showed microbiological and physical-chemical parameters very similar to a dairy drink without the presence of coconut. Lactic acid bacteria counts were always higher ($7 \log_{10}$ CFU g⁻¹) on the first day of storage, decreasing after 7 days ($6 \log_{10}$ CFU g⁻¹). The formulations were submitted to sensory evaluation, with similar values obtained for the flavor and aftertaste attributes. The formulations containing 50% and 70% of green coconut pulp obtained the highest scores for the attributes of color and texture, due to the presence of the coconut. The overall acceptance was greater than 70% (AF= 74.90%) for the 50% formulation, with a purchase intention of 45%. The overall acceptance average was 71,75%, a value considered satisfactory, allowing to conclude that the development of products with green coconut pulp is an alternative to combat the waste of this raw material, adding economic value to the coconut chain in the Brazil.

Keywords: Industrial waste. Food wastefulness. Fermented foods.

Sustentabilidade na Gastronomia: Produção de bebida fermentada elaborada com polpa de coco verde (*Cocos nucifera* Linn.)

Resumo - No presente estudo, foram desenvolvidas três bebidas fermentadas adicionadas de diferentes porcentagens de polpa de coco verde (30%, 50%, 70%). As bebidas foram analisadas durante 21 dias de armazenamento, e os resultados demonstraram parâmetros microbiológicos e físico-químicos

muito semelhante a uma bebida láctea sem a presença do coco. As contagens de bactérias ácido-láticas foram sempre maiores ($7 \log_{10}$ UFC g^{-1}) no primeiro dia de armazenamento, diminuindo após 7 dias ($6 \log_{10}$ UFC g^{-1}). As formulações foram submetidas à avaliação sensorial, tendo sido obtidos valores semelhantes para os atributos sabor e sabor residual. As formulações contendo 50% e 70% de polpa de coco verde obtiveram as maiores pontuações para os atributos de cor e textura, atribuídos a presença do fruto. A aceitação mensurada foi superior à 70% (AF= 74,90%) para a formulação 50%, com intenção de compra de 45%. A aceitação global média das formulações global foi de 71,65%, valor considerado satisfatório, permitindo concluir que o desenvolvimento de produtos com polpa de coco verde é uma alternativa para combater o desperdício dessa matéria-prima, agregando valor econômico à cadeia do coco no Brasil.

Palavras-chave: Resíduos industriais. Desperdício de alimentos. Alimentos fermentados.

Sustentabilidad en Gastronomía: Producción de bebida fermentada elaborada con pulpa de coco verde (*Cocos nucifera* Linn.)

Resumen - Este estudio desarrollado tres bebidas fermentadas con diferentes porcentajes de pulpa de coco verde (30%, 50%, 70%). Las bebidas fueron analizadas durante 21 días de almacenamiento, y los resultados mostraron parámetros microbiológicos y físico-químicos muy similares a una bebida láctea sin presencia de coco. Los recuentos de bacterias lácticas siempre fueron más altos ($7 \log_{10}$ UFC g^{-1}) el primer día de almacenamiento, disminuyendo después de 7 días ($6 \log_{10}$ UFC g^{-1}). Las formulaciones fueron sometidas a evaluación sensorial, obteniendo valores similares para los atributos de sabor y retrogusto. Las formulaciones que contenían 50% y 70% de pulpa de coco verde obtuvieron los puntajes más altos para los atributos de color y textura, atribuidos a la presencia del fruto. La aceptación medida fue superior al 70% (AF= 74,90%) para la formulación al 50%, con una intención de compra del 45%. La aceptación global promedio de las formulaciones globales fue de 71,65%, valor considerado satisfactorio, lo que permite concluir que el desarrollo de productos con pulpa de coco verde es una alternativa para combatir el desperdicio de esta materia prima, agregando valor económico a la cadena alimentaria. coco en Brasil.

Palabras-clave: Residuos industriales. Residuos alimentarios. Alimentos fermentados.

Introduction

The coconut palm (*Cocos nucifera* Linn.) is cultivated in over 90 tropical countries and it represents an important income source. (Martins and Jesus Júnior, 2014). Indonesia, India, and the Philippines are the major producers with almost 75% of world production. Brazil is the fourth-largest coconut producer in the world (FAO 2020), having reached a total of 1,63 million tons of coconuts produced in 2020 (IBGE 2021).

The products from the mature coconut are widely used and commercialized, as pulp and oil, besides lauric acid, coconut milk, fiber, and flour (Martins and Jesus Júnior 2014; Santana et al. 2020; Da Silva et al. 2021). Applications of these products include the food industry, animal feed, industrial syntheses, soaps, detergents, and cosmetics (Sampaio et al. 2018; Luz et al. 2020).

For many years, the production of coconut in Brazil has been directed to the extraction of the solid endosperm (coconut pulp) for the manufacture of the numerous derivatives already mentioned. However, on the coast of Brazil, there is an increase in the production of green coconut varieties destined for production and consumption of the liquid endosperm (coconut water).

The increasing demand for natural and healthy foods is one factor that has raised the consumption of this beverage (Brainer 2021). Besides being highly appreciated for its taste and freshness, it is considered an excellent natural isotonic, so it is also consumed for its nutritional qualities (Chagas et al. 2017).

Despite the health benefit due to its functional properties, increased consumption of coconut water generates a large amount of solid waste (Nagashree et al. 2017; Vasconcelos et al. 2021). It is estimated that 85% of the weight of a coconut correspond to the bark - which leads to sustainable alternatives as to the use of coconut shell in wastewater treatment or for the production of concrete paver blocks (Pennarasi et al. 2019, Detho et al. 2021, Rodiah et al. 2022).

The solid albumen (green coconut pulp) is known for its good nutritional qualities, and composition, such as water, sugars, proteins, and fats, but there are few actions to combat the waste of this food raw material and use it sustainably (Teixeira et al. 2019).

The few studies in the literature that have developed products using green coconut pulp, like yogurt, ice cream, smoothie (Teixeira et al. 2019; Santana et al., 2020; Silva et al. 2020), were microbiologically safe, with good physicochemical characteristics and sensorial acceptance. However, more research is necessary regarding the composition and properties of green coconut pulp in food production.

In the search to reduce the waste of green coconut pulp that is generated from the commercialization of coconut water on the Brazilian coast, giving this pulp a sustainable destination, the objective of this study was to produce fermented beverages from green coconut pulp and characterize them as for their microbiological, physicochemical and sensory parameters.

Materials and methods

Materials

The solid albumen of green coconut (pulp) was obtained from coconuts destined for sale of coconut water in the city of João Pessoa, Paraíba, Brazil. The coconut fermented beverages were prepared using the thermophilic culture, a mixed lyophilized culture of *Streptococcus salivarius* subsp. *Thermophilus* (1x10⁶ CFU/g), *Lactobacillus delbrueckii* subsp. *Bulgaricus* (1x10⁶ CFU/g), and *Bifidobacterium* BB-12 (1x10⁶ CFU/g) (Christian Hansen®, Valinhos, Minas Gerais, Brazil). Cow's milk with 3% fat and refined sugar were purchased in supermarkets in the city of João Pessoa, Paraíba, Brazil.

Methods

Obtainment of the solid albumen (pulp) of green coconut

The solid albumen of green coconut (pulp) was obtained from street sellers of coconut water in the city of João Pessoa. This material was collected by the research team in the days of greatest sales of coconut water in polyethylene bottles. The opened coconuts waste from the bottled water commercialization were collected in clean plastic bags and brought to the laboratory for further processing. The wasted coconut that were either used with the straw or directly thrown in the garbage were not considered in the present study. Solid albumen of green coconuts was used in the three stages of maturation: Stage I - Very fine and watery pulp, Stage II - Medium thickness, soft texture, and Stage III - Thicker and stiffer pulp.

In a laboratory, the coconuts were opened in the middle with a knife, and with a spoon the solid albumen was removed from the green coconut (pulp), avoiding removing parts of the endocarp. The removed pulp was washed rapidly and frozen in sterile plastic bags until the time of analysis. To guarantee the safety of the elaborated beverages, of the raw material (solid albumen of the green coconut) before the preparation of the products.

Products development

Three different types of fermented beverages were developed, having the base composition as follows: 30% green coconut pulp and 70% cow's milk, 50% green coconut pulp and 50% cow's milk, 70% green coconut pulp, and 30% cow's milk (Table 1). As a control formulation, a fermented beverage was produced without adding the solid albumen of the green coconut, with 100% of cow milk. Refined sugar and thermophilic culture were based upon the 100% milk and green coconut pulp, being equal values in all beverages.

Table 1. Formulations of fermented beverages with different contents of solid albumen of green coconut.

Ingredients	Control	Formulations (g / 100 g)		
		30%	50%	70%
Green coconut pulp	0	27,3	45,5	63,7
Milk	91,0	63,7	45,5	27,3
Refined sugar	9	9	9	9
Thermophilic culture	0,04	0,04	0,04	0,04

The coconut beverages were produced according to the methodology proposed by Machado et al. (2017). Cow's milk was pasteurized (65 °C / 30 min) using a triple wall-pan (Tramontina, Allegra, São Paulo, Brazil). The amounts of green coconut for each formulation were weighed (Even, B-15-110y, São Paulo, Brazil) and crushed. Coconut and sucrose were added to milk and homogenized, heated (90 ± 1 °C / 15 min), using a triple wall-pan (Tramontina, Allegra, São Paulo, Brazil). and cooled to 45 °C. The thermophilic lactic culture was added by direct inoculation according to the manufacturer's

recommendation. The mixture was incubated at 43 ± 1 °C for 4 h (Solab, B.O.D SL-200, São Paulo, Brazil) and cooled (4 ± 1 °C). The products obtained were packaged in sterile high-density polyethylene bottles protected against light (100 ml) and stored under refrigeration at 6 ± 1 °C (Consul, CRM44AB, São Paulo, Brazil) for 21 days. The beverages were evaluated for microbiological and physicochemical parameters after 1, 7, 14, and 21 days of storage, and sensory analysis after 1 and 21 days of storage.

Microbiological assessment

The microbiological parameters of the coconut beverages were assessed according to American Public Health Association, APHA (2001), for coliforms at 45 °C MPN/g, coagulase-positive *Staphylococci* (\log_{10} CFU/g), *Salmonella* spp. (presence or absence in 25 g), mold and yeasts \log_{10} CFU/g and acid lactic bacteria (BAL) \log_{10} CFU/g.

Physicochemical analysis

The coconut fermented beverages were evaluated for general quality parameters according to standard procedures (AOAC, 1995; 2016) consisting of determining the moisture (method 925.09), ash content (method 930.22), fat (method 985.05), protein (method 939.02), total carbohydrates (method by difference), titratable acidity (method 920.124) and pH parameters (method 943.02).

The moisture was assessed by drying the samples at 105 °C in a hot-air oven until constant weight was achieved (Labor, SL-100, São Paulo, Brazil), Ash content was quantified by carbonization followed by incineration in a muffle furnace (Zezimaq, 2000-1, Minas Gerais, Brazil), the fat content was determined according to the Gerber method, the crude protein content ($N \times 5,30$) was quantified using a micro-Kjeldahl method (Jacobis, 1951), and total carbohydrates were determined by difference, subtracting amounts of moisture content, protein, fat, and ash quantified by analyses. The pH values were measured using a calibrated digital pH meter (DIGIMED, pH 300M, São Paulo, Brazil). Titratable acidity (in lactic acid) was determined using phenolphthalein as an indicator agent with 0.1 mol/L NaOH. In both methods, 5 ml samples of each fermented beverage were previously mixed with 50 ml of distilled water.

Sensory analysis

Sensory evaluation was performed throughout the acceptance and purchase intention tests by sixty non-trained panelists, according to the methodology proposed by Meilgaard et al. (1991) and Stone and Sidel (1993).

The panelists received approximately 40 ml of each sample at temperatures between 7 °C and 8 °C in disposable plastic cups with a capacity of 50 ml, coded with three-digit random numbers. The panelists were asked to eat a salty biscuit and drink water between samples to avoid after-taste effects.

The panelists were instructed to evaluate the fermented beverages formulations for appearance, color, odor, flavor, texture, and overall acceptance using a nine-point hedonic scale where 1 = dislike extremely, 5 = neither like or dislike, and 9 = like extremely. The panelists were also submitted to a purchase intention test, using a five-point hedonic scale where 1 = would definitely buy, 3 = might or might not buy, and 5 = would definitely not buy.

To verify the acceptability of the tested beverages, an acceptability factor (*AF*) (Dutcosky 1996; Prado et al. 2015) using standardized criteria was calculated to evaluate each sensory attribute analyzed: $AF = A \cdot 100 \cdot B^{-1}$ where *A* is the mean value obtained for each attribute and *B* is the maximum mean value for each attribute.

Statistical analysis

All measurements were performed using triplicate samples, and results were expressed as the mean value of the three replicates. Statistical analyses were carried out using descriptive statistics (mean and standard deviation - SD) and inferential tests (Analysis of variance - ANOVA followed by Tukey's test) to determine statistically significant differences ($p \leq 0.05$) between formulations and storage times. For the statistical analyses, the computational Sigma Stat® software 2.03 was used.

Results and Discussion

Microbiological evaluation

As seen in Table 2, the results of the microbiological analysis revealed that all fermented coconut beverages maintained a satisfactory microbiological quality during the evaluated storage period, as demonstrated by the total and thermotolerant coliforms, positive coagulase *Staphylococcus* and mold, and yeast counts, as well as the absence of *Salmonella* spp. No differences ($p > 0.05$) were found for BAL counts between types of green coconut beverages. On the other hand, differences ($p < 0.05$) were found for BAL counts over storage (21 days).

Table 2. Mean values for microorganism count and *Salmonella* sp. in green coconut fermented beverages during refrigerated storage. Different superscript lowercase letters, on the same line (formulations) and different superscript uppercase letters on the same columns (times), indicate statistical differences at the 5% probability level in Tukey's test.

Parameters	Time (days)	Formulations			
		Control	30%	50%	70%
Coliforms at 45 °C (MPN/g)	1	< 3,0	< 3,0	< 3,0	< 3,0
	7	< 3,0	< 3,0	< 3,0	< 3,0
	14	< 3,0	< 3,0	< 3,0	< 3,0
	21	< 3,0	< 3,0	< 3,0	< 3,0
Positive coagulase <i>Staphylococcus</i> (CFU/g)	1	<100	<100	<100	<100
	7	<100	<100	<100	<100
	14	<100	<100	<100	<100
	21	<100	<100	<100	<100

Parameters	Time (days)	Formulations			
		Control	30%	50%	70%
<i>Salmonella</i> spp. (presence/absence)	1	absent	absent	absent	absent
	7	absent	absent	absent	absent
	14	absent	absent	absent	absent
	21	absent	absent	absent	absent
Mold and Yeasts (CFU/g)	1	<100	<100	<100	<100
	7	<100	<100	<100	<100
	14	<100	<100	<100	<100
	21	<100	<100	<100	<100
Lactic Acid bacteria (CFU/g)	1	$8.0^{Aa} \times 10^7$	$1.7^{Ab} \times 10^7$	$3.6^{Ac} \times 10^7$	$3.1^{Ad} \times 10^7$
	7	$4.0^{Ba} \times 10^6$	$2.9^{Bb} \times 10^6$	$4.9^{Bc} \times 10^6$	$4.3^{Bd} \times 10^6$
	14	$1.3^{Ba} \times 10^6$	$1.3^{Ba} \times 10^6$	$1.6^{Bb} \times 10^6$	$3.5^{Bc} \times 10^6$
	21	$2.0^{Ba} \times 10^6$	$2.3^{Bb} \times 10^6$	$1.2^{Bc} \times 10^6$	$4.0^{Bd} \times 10^5$

The microbial counts of fermented coconut beverages were below the limits recommended by Brazilian legislation (Brasil 2019a and Brasil 2019b), characterizing the product as suitable for human consumption. The high microbiological quality of coconut beverages can be attributed to the heat treatment, the quality of raw materials used and the good manufacturing practices applied at all stages of processing. In the 10 formulations of pasteurized green coconut beverages, Teixeira et al. (2019) found coliform counts values lower than 10 CFU/100g, considering the legislation limit, and *Salmonella* spp. was not detected in any sample tested.

When storage time was evaluated, the BAL count in coconut beverages was always higher ($7 \log_{10}$ CFU g^{-1}) on the first day of storage, while after 7 days, these values were decreased ($6 \log_{10}$ CFU g^{-1}). According to Khorshidian et al. (2020), various aspects are related when considering the viability of cultures, such as storage temperature, type of probiotic strain, pH value, presence of organic acids, and level of metabolites.

Physicochemical Evaluation

Physicochemical changes in green coconut fermented beverages were evaluated between types of green coconut beverages and during storage at low temperatures (Table 3). Fermented beverages showed no differences ($p > 0.05$) between the types of green coconut beverages for the parameters of titratable acidity on all days of storage and moisture at 7 days of storage.

There was a statistical difference ($p < 0.05$) between the green coconut beverage formulations and pH and ash parameters. A similarity was observed between the control formulation and the

beverage made with 70% green coconut. Moisture was lower in the formulation with a higher amount of coconut and a lower amount of milk at 1, 14, and 21 days of storage. The lower moisture value in the formulation with 70% of green coconut is due to the decrease in the added milk content.

Regarding the parameter of total proteins, differences were observed ($p < 0.05$) between the control formulation for the others, being smaller as the percentage of coconut increased. The values also showed a statistical difference ($p < 0.05$) for the fat parameter, with an increase in the values as the percentages of green coconut increased.

Table 3. Mean values of the physicochemical quality parameters green coconut fermented beverages during refrigerated storage. Data expressed as mean \pm SD. Different superscript lowercase letters, on the same line (formulations) and different superscript uppercase letters on the same columns (times), indicate statistical differences at the 5% probability level in Tukey's test.

Parameters	Time (days)	Formulations			
		Control	30%	50%	70%
pH	1	5.27 ^{aA} \pm 0.00	4.75 ^{bA} \pm 0.00	4.95 ^{bA} \pm 0.00	5.20 ^{aA} \pm 0.00
	7	4.83 ^{aB} \pm 0.02	4.53 ^{bB} \pm 0.09	4.62 ^{bB} \pm 0.02	4.76 ^{aB} \pm 0.02
	14	4.74 ^{aC} \pm 0.01	4.43 ^{bC} \pm 0.01	4.52 ^{bC} \pm 0.13	4.72 ^{aC} \pm 0.08
	21	4.60 ^{aD} \pm 0.01	4.39 ^{bD} \pm 0.01	4.45 ^{bD} \pm 0.00	4.88 ^{aD} \pm 0.08
Titratable acid (g/100g ⁻¹)	1	0.81 ^{aA} \pm 0.00	0.79 ^{aA} \pm 0.00	0.77 ^{aA} \pm 0.00	0.83 ^{aA} \pm 0.00
	7	0.85 ^{aB} \pm 0.02	0.81 ^{aA} \pm 0.01	0.74 ^{aA} \pm 0.01	0.75 ^{aA} \pm 0.05
	14	1.13 ^{aB} \pm 0.04	1.19 ^{aB} \pm 0.04	1.10 ^{aB} \pm 0.03	1.22 ^{aB} \pm 0.00
	21	1.28 ^{aB} \pm 0.02	1.21 ^{aB} \pm 0.03	1.23 ^{aB} \pm 0.13	1.28 ^{aB} \pm 0.02
Moisture (g/100g ⁻¹)	1	79.49 ^{aA} \pm 0.20	80.14 ^{aA} \pm 0.14	79.06 ^{aA} \pm 0.05	77.08 ^{bA} \pm 0.18
	7	79.75 ^{aB} \pm 0.10	79.85 ^{aB} \pm 0.12	78.91 ^{aB} \pm 0.26	78.33 ^{aB} \pm 1.89
	14	79.90 ^{aC} \pm 0.09	79.94 ^{aC} \pm 0.02	78.94 ^{bB} \pm 0.02	77.14 ^{aA} \pm 0.05
	21	79.63 ^{aD} \pm 0.13	80.15 ^{aA} \pm 0.05	79.03 ^{aA} \pm 0.07	77.36 ^{aC} \pm 0.10
Ash (g/100g ⁻¹)	1	0.82 ^{aA} \pm 0.03	0.55 ^{bB} \pm 0.04	0.60 ^{bB} \pm 0.02	0.78 ^{aA} \pm 0.04
	7	0.79 ^{aA} \pm 0.10	0.68 ^{bA} \pm 0.06	0.66 ^{bB} \pm 0.02	0.82 ^{aA} \pm 0.00
	14	0.60 ^{aB} \pm 0.00	0.66 ^{aB} \pm 0.06	0.73 ^{aB} \pm 0.02	0.68 ^{bB} \pm 0.03
	21	0.78 ^{aA} \pm 0.04	0.82 ^{bA} \pm 0.03	0.78 ^{aA} \pm 0.00	0.84 ^{bA} \pm 0.01

Parameters	Time (days)	Formulations			
		Control	30%	50%	70%
Total Proteins (g/100g ⁻¹)	1	3.09 ^{aA} ± 0.02	2.55 ^{aA} ± 0.79	2.67 ^{aA} ± 1.01	2.51 ^{aA} ± 0.08
	7	2.88 ^{aA} ± 0.00	2.52 ^{aA} ± 0.13	2.36 ^{aA} ± 0.05	2.45 ^{aA} ± 0.14
	14	2.88 ^{aA} ± 0.06	2.57 ^{aA} ± 0.23	2.33 ^{aA} ± 0.55	2.32 ^{aA} ± 0.16
	21	2.87 ^{bA} ± 0.22	2.56 ^{aA} ± 0.21	2.31 ^{aA} ± 0.18	2.37 ^{aA} ± 0.04
Fat (g/100g ⁻¹)	1	2.10 ^{bA} ± 0.00	1.95 ^{bB} ± 0.07	2.65 ^{aB} ± 0.07	3.35 ^{aA} ± 0.35
	7	1.85 ^{bA} ± 0.49	1.80 ^{bB} ± 0.28	3.35 ^{aA} ± 0.07	3.40 ^{aA} ± 0.17
	14	2.05 ^{bA} ± 0.07	2.65 ^{bA} ± 0.07	2.90 ^{aB} ± 0.07	3.35 ^{aA} ± 0.42
	21	2.55 ^{bA} ± 0.07	3.35 ^{aA} ± 0.35	3.40 ^{aA} ± 0.00	4.00 ^{aA} ± 0.01
Carbohydrates (g/100g ⁻¹)	1	14,50 ^{aA} ± 0.01	14,81 ^{aB} ± 0.03	15,02 ^{aC} ± 0.03	16,28 ^{aD} ± 0.03
	7	14,73 ^{bA} ± 0.01	15,15 ^{bB} ± 0.00	14,72 ^{bA} ± 0.02	15,00 ^{bC} ± 0.02
	14	14,57 ^{cA} ± 0.02	14,18 ^{cB} ± 0.02	15,10 ^{cC} ± 0.01	16,51 ^{cD} ± 0;03
	21	14,17 ^{dA} ± 0.00	13,12 ^{dB} ± 0.02	14,48 ^{dC} ± 0.02	15,43 ^{dD} ± 0.04

When analyzing the effect of storage on physicochemical parameters, a statistical difference was observed ($p < 0.05$) for moisture in 50% and 70% green coconut formulations. In the same way, the carbohydrates content presented statistical difference ($p < 0.05$) between all formulation and days of treatment, excepted by control and 50% formulation at 7th day. By the end of the 21st day, the carbohydrate content had decreased compared to the 1st day. The use of carbohydrates as substrate by lactic acid bacteria also justifies the reduced value.

Concerning total proteins parameters, no statistical difference was observed ($p > 0.05$). The fat contents showed variation during the storage times only for the beverages added with 30% and 50% of green coconut. Percentages different in formulations, and characteristics inherent to the green coconut production, efadoclimatic conditions, and maturation stage can influence values (Santos et al. 2020).

The pH values decreased during the 21 days of storage while there was an increase in titratable acidity ($p < 0.05$). The decrease in pH and consequent increase of acidity is due to the action of the microbial culture, since they ferment the sugars present, producing organic acids (Durmus et al. 2021). For titratable acidity, it is observed that from the seventh day there is a stabilization in the values. Stabilization of pH and acidity during storage has also been reported by other researchers who conducted studies with yogurt (Gomes et al. 2013; Pachekrepapol et. al 2021; Jiménez-Redondo et al. 2022). When observed the stabilization of pH and acidity at the end of the storage period for the dairy beverages, it can be assumed to the cessation or inhibition of enzymatic activity and decrease in bacterial population or even the depletion of sugars in the substrates (Gomes et al. 2013; Maní-López et al. 2014).

Sensory Evaluation

The green coconut fermented beverages were subjected to acceptance and purchase intention with 1 day of storage as shown in Table 4. All beverages received similar scores ($p > 0.05$) for flavor, after-taste, and overall acceptance. For the attributes of color and texture, the beverages added with 50% and 70% of green coconut obtained higher scores than the control formulation and the one added with 30% of green coconut. The addition of more than 50% of green coconut in the beverage caused a modification in the texture, making it thicker which was also noticed by the panelists.

The green coconut beverages received scores as “liked slightly” or “liked moderately” categories for all sensory attributes tested. To verify the acceptability of the beverages, the acceptability factor (AF) was calculated, obtaining the following values: Control: AF = 79,9%, 30%: AF = 69%, 50%: AF = 74,9%, and 70%: AF = 71,1%. The average was estimated at 71,75%, a well-accepted value. According to Prado et al. (2015) and Dutcosky (1996), a product needs to get the $AF > 70\%$ to be considered satisfactory. For acceptability index, panelists preferred control and formulation at 50%, followed by 70%. By contrast, the formulation with 30% of green coconut pulp obtained lower acceptance rate, demonstrating panelists’ preference for a beverage with mild coconut flavor.

Table 4. Mean values for attributes in the sensory evaluation of green coconut fermented beverages, followed by storage at low temperature. CV (%) = coefficient of variation. Data expressed as mean \pm SD. Different lowercase letters, on the same line, indicate statistical differences at the 5% probability level in Tukey’s test.

Attributes	Formulations			
	Control	30%	50%	70%
Appearance	7.69 ^a \pm 1.35	6.50 ^b \pm 1.89	6.79 ^b \pm 1.61	6.24 ^b \pm 1.96
Color	6.10 ^a \pm 1.15	6.76 ^a \pm 1.85	7.31 ^b \pm 1.33	7.38 ^c \pm 1.47
Flavor	7.21 ^a \pm 1.51	6.60 ^a \pm 1.72	6.40 ^a \pm 1.63	6.69 ^a \pm 1.74
After taste	6.76 ^a \pm 2.05	6.40 ^a \pm 1.82	6.41 ^a \pm 1.67	6.60 ^a \pm 1.54
Texture	5.95 ^a \pm 2.06	5.93 ^a \pm 2.10	6.86 ^b \pm 1.67	6.07 ^b \pm 2.15
Overall acceptance CV (%)	7.19 ^a \pm 1.73 0.10	6.21 ^b \pm 1.80 0.05	6.74 ^c \pm 1.58 0.05	6.40 ^d \pm 1.94 0.07

The purchase intention data of green coconut beverage (Table 5) revealed that the formulation with 30% of green coconut did not receive a higher purchase approval, presenting about 34% of rejection, while the control and 50% formulation demonstrated with greater acceptance (scores attributed from the neutral point “might or might buy” until “would certainly buy”). Teixeira et al. (2019) evaluated the acceptance of green coconut smoothies and obtained results similar to this study (6.45), with average scores of 7.

Table 5. Percentage for purchase intention in the sensory evaluation of green coconut fermented beverages, followed by storage at low temperature.

Scales	Formulations			
	Control	30%	50%	70%
Would definitely buy /	60%	26%	45%	41%
Would probably buy				
Might or might not buy	19%	40%	34%	22%
Would probably not buy /	21%	34%	21%	36%
Would definitely not buy				

Conclusion

The results of the present study revealed that the use of solid albumen (pulp) of green coconut is a good option to be used in the development of fermented beverages. For all percentages of green coconut used (30%, 50%, and 70%), beverages of good microbiological quality and physicochemical parameters were obtained, very similar to the composition of dairy beverages made with no coconut. In the sensory tests, the formulation added with 50% coconut was the one that obtained the highest AF and purchase intention. Thus, the development of products with green coconut pulp is an alternative to combat the waste of this raw material of good nutritional quality, in addition to adding economic value to coconut in Brazil and with the possibility of use in gastronomy.

Acknowledgments

The authors would like to thank Federal University of Paraíba (UFPB) for providing the physical and human resources to conduct the experiments.

Author's contributions: MGQO - conceptualization, data curation, formal analysis, investigation, writing – review & editing; TZR - formal analysis, investigation, writing – review & editing; CAHS and TQO - investigation; ALSP and PPFV - conceptualization, investigation; ICDG - conceptualization, data curation, formal analysis, supervision, writing – original draft, writing – review & editing.

Ethical approval and Research authorization: This article is the result of the research project approved by the Committee for Ethics in Research with Human Beings of the Federal University of Paraíba, number 068735/2019.

Data availability: The data are part of the graduate's degree of the first author. The Final Paper is available in the Federal University of Paraíba (UFPB): <https://repositorio.ufpb.br/jspui/handle/123456789/26570>.

Funding: The authors would like to thank to National Council for Scientific and Technological Development (CNPq) and Federal University of Paraíba (PROPESQ), Research Project 2018/2019.

Conflict of interest: The authors have no conflicts of interest to declare.

References

- AOAC. 1995. Association of Official Analytical Collaboration. Official Method 989.05 fat in milk: 16th ed. Arlington, VA, USA: AOAC International.
- AOAC. 2016. Association of Official Analytical Collaboration. Official Methods of Analysis of AOAC International, 20th ed., Maryland: Association of Official Analytical Collaboration, 3172 p.
- APHA. 2001. American Public Health Association. Compendium of methods for the microbiological examination of foods, 4th ed., Washington: American Public Health Association, chapter 7, 687 p.
- Brainer MS de CP. 2021. Coco: mercado e produção. Caderno Setorial ETENE. Fortaleza: Banco do Nordeste do Brasil, 6(206):1-13.
- Brasil. 2019a. Ministério da Saúde. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Instrução Normativa nº. 60 de 23 de dezembro de 2019. Estabelece as listas de padrões microbiológicos para alimentos prontos para oferta ao consumidor. Brasil: seção 1, Brasília, DF, 249, 33 p.
- Brasil. 2019b. Ministério da Saúde. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Resolução RDC nº. 331 de 23 de dezembro de 2019. Estabelece os padrões microbiológicos de alimentos e sua aplicação. Brasil: seção 1, Brasília, DF, 249, 33 p.
- Chagas TPN, Souza LMV, Santos T dos, Jesus, BO de, Dantas, EHMD, Prado ES. 2017. Impacto da reposição hídrica com água de coco sobre o estado de hidratação e cardiovascular drift durante o exercício. Journal of Physical Education, 28(1):e2804. <http://doi.org/10.4025/jphyseduc.v28i1.2804>.
- Da Silva FLAT, Meneses TSC, Fanchiotti, FE, Uchôa FO, Da Silva AG, Silva Borges da A, Santos JAB dos, Constant PBL. 2021. Prospecção tecnológica da importância econômica e industrial do coco e da chia no Brasil. Research, Society and Development, 10(17): e237101724840-e237101724840. <http://doi.org/10.33448/rsd-v10i17.24840>.
- Detho A, Daud Z, Rosli MA, Awang H, Ridzuan MBB, Halim AA, Tajarudin HAB. 2021. Comparison study of COD and ammoniacal nitrogen adsorption on activated coconut shell carbon, green mussel (*Perna viridis*), zeolite and composite material in stabilized landfill leachate treatment. Desalination and Water Treatment, 220(1):101-108. <https://doi.org/10.5004/dwt.2021.26942>.
- Durmus N, Capanoglu E, Kilic-Akyilmaz M. 2021. Activity and bioaccessibility of antioxidants in yogurt enriched with black mulberry as affected by fermentation and stage of fruit addition. International Dairy Journal, 117(21):105018. <http://doi.org/10.1016/j.idairyj.2021.105018>.
- Dutcosky SD. 1996. Análise sensorial de alimentos. Curitiba: Champagnat, 123 p.
- FAO. 2020. Food and Agriculture Organization of The United Nations Statistics. FAOSTAT statistical database, Rome. Available at: <https://www.fao.org/faostat/en/#data/QCL>. Last access on: 18 mar 2022.
- Gomes J JL, Duarte AM, Batista AS, Figueiredo R MF, Sousa EP, Souza EL, Queiroga R CRE. 2013. Physicochemical and sensory properties of fermented dairy beverages made with goat's milk, cow's milk and a mixture of the two milks. LWT - Food Science and Technology, 54(1):18-24. <https://doi.org/10.1016/j.lwt.2013.04.022>.
- IBGE. 2021. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Levantamento Sistemático da Produção Agrícola – Produção agrícola e safra permanente 2020. Available at: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pesquisa/15/11863>. Last access on: 23 mar 2022.
- Jacobs, MB. 1951. Micro-Kjeldahl method for biologicals. Journal of the American Pharmaceutical Association (Scientific ed.), 40(3), 151-153. <https://doi.org/10.1002/jps.3030400309>.
- Jiménez-Redondo N, Vargas AE, Teruel-Andreu C, Lipan L, Muelas R, Hernández-García, F, Cano-Lamadrid M. 2022. Evaluation of cinnammon (*Cinnamomum cassia* and *Cinnamomum verum*) enriched yoghurt during refrigerated storage. LWT - Food Science and Technology, 159:113240. <https://doi.org/10.1016/j.lwt.2022.113240>.

- Khorshidian NM, Yousefi, and Mortazavian. AM. 2020. Fermented milk: The most popular probiotic food carrier. In: Cruz AG da, Prudencio ES, Esmerino EA, Silva M da (Eds.) Probiotic and Prebiotics in Foods: Challenges, Innovations and Advances, Advances in Food and Nutrition Research. p. 91-114. <https://doi.org/10.1016/bs.afnr.2020.06.007>.
- Luz DA da, Oliveira MV da S, Mouchrek AN, Bandeira, M da GA. 2020. Elaboração, caracterização nutricional e microbiológica de iogurtes com adição de coco queimado e calda de coco, preparados a partir de polpa de coco verde da espécie (*Cocos nucifera* L.). Brazilian Journal of Development, 6(3):12283-12295. <https://doi.org/10.34117/bjdv6n3-187>.
- Machado TADG, Oliveira MEG de, Campos MIF, Assis, POA de, Souza EL de, Madruga MS, Pacheco MTB, Pintado MME, Egypto RCRD do. 2017. Impact of honey on quality characteristics of goat yogurt containing probiotic *Lactobacillus acidophilus*. LWT – Food Science and Technology, 80(1):221-229. <https://doi.org/10.1016/j.lwt.2017.02.013>.
- Mani-López E, Palou E, López-Malo A. 2014. Probiotic viability and storage stability of yogurts and fermented milks prepared with several mixtures of lactic acid bacteria. Journal of Dairy Science, 97(5), 2578-2590. <http://doi.org/10.3168/jds.2013-7551>.
- Martins CR, Jesus Júnior LD. 2014. Produção e comercialização de coco no Brasil frente ao comércio internacional: panorama 2014, 1st ed., Aracaju: Embrapa Tabuleiros Costeiros, 53 p.
- Meilgaard MC, Civille GV, Carr BT. 1991. Sensory Evaluation Techniques, 2nd ed., London: CRC Press: 287 p.
- Nagashree RS, Manjunath NK, Indu M, Ramesh M, Venugopal V, Srrehar P, Pavithra N, Nagendra HR. 2017. Effect of a diet enriched with fresh coconut saturated fats on plasma lipids and erythrocyte fatty acid composition in normal adults. Journal of the American College of Nutrition, 36(2899):1-5. <https://doi.org/10.1080/07315724.2017.1280713>.
- Pachekrepapol U, Kokhuenkhan Y, Ongsawat, J. 2021. Formulation of yogurt-like product from coconut milk and evaluation of physicochemical, rheological, and sensory properties. International Journal of Gastronomy and Food Science, 25:100393. <https://doi.org/10.1016/j.ijgfs.2021.100393>.
- Pennarasi G, Soumya S, Gunasekaran K. 2019. Study for the relevance of coconut shell aggregate concrete paver blocks. Materials Today: Proceedings, 14(2):368-378. <http://doi.org/10.1016/j.matpr.2019.04.159>.
- Prado FC, Lindner JDD, Inaba J, Thomaz-Soccol V, Kau-Brar S, Soccol CR. 2015. Development and evaluation of a fermented coconut water beverage with potential health benefits. Journal of Functional Foods, 12(1):489-497. <https://doi.org/10.1016/j.jff.2014.12.020>.
- Rodiah MH, Hafizah SN, Asiah HN, Nurhafizah I, Norakma MN, Norazlina I. 2022. Extraction of natural dye from the mesocarp and exocarp of *Cocos nucifera*, textile dyeing and colour fastness properties. Materials Today: Proceedings, 48(4):790-795. <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2021.02.315>.
- Sampaio I, Ferreira S, Luiz P. 2019. Estudo Prospectivo Relativo ao Uso do Fruto Coco como Matéria-prima para Fabricação de Cosméticos. Cadernos de Prospecção, 12(2), 314-314. <https://doi.org/10.9771/cp.v12i2.27238>.
- Santana I, Silva TT da, Mulder AP. 2020. Coqueiro (*Cocos nucifera* L.) e produtos alimentícios derivados: uma revisão sobre aspectos de produção, tecnológicos e nutricionais. In: Cordeiro CAM (Ed.). Tecnologia de alimentos: tópicos físicos, químicos e biológicos. p. 80-101. Guarujá: Editora Científica, Guarujá, Brasil. <https://doi.org/10.37885/200800949>.
- Santos, MMS., Lacerda, CF., Neves, ALR., de Sousa, CHC., de Albuquerque Ribeiro, A., Bezerra, MA, & Gheyi, HR. 2020. Ecophysiology of the tall coconut growing under different coastal areas of northeastern Brazil. Agricultural Water Management, 232, 106047. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2020.106047>.
- Stone H, Sidel JL. 1993. Sensory Evaluation Practices, 2nd ed., London: Academic Press, 338 p.
- Teixeira NS, Torrezan R, De Grandi D, Freitas-Sá C, Pontes SM, Ribeiro LO, Cabral, LMC, Matta, VM. 2019. Development of a fruit smoothie with solid albumen of green coconut. Ciência Rural, Santa Maria. 49(1):e20180110. <https://doi.org/10.1590/0103-8478cr20180110>.

Vasconcelos GMC de., Silva JCS, Tolentino JGF, Pacheco CSGR. 2021. Reaproveitamento da casca do coco verde no Brasil: um mapeamento sistemático. In: Pacheco CSGR (Ed), *Ambiente & Sociedade: concepções, fundamentos, diálogos e práticas para conservação da natureza*, Guarujá: Editora Científica, Guarujá, Brasil, p. 53-65. <https://doi.org/10.37885/210404394>.



Esta obra está licenciada com uma *Licença Creative Commons Atribuição Não-Comercial 4.0 Internacional*.

Variáveis ambientais e composição da comunidade fitoplanctônica do rio Água Doce, Maranhão, Brasil

Giovanna Santos de Souza^{1*} , Ruceline Paiva Melo Lins² , Maria Helena Alves² , Ivanilza Moreira de Andrade^{1,2,3} 

1 Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente em Rede (PRODEMA)- Universidade Federal do Piauí – UFPI, Av. Universitária, Ininga, Teresina - PI, Brasil, 64049-550.

2 Curso de Licenciatura em Ciências Biológicas, Universidade Federal do Delta do Parnaíba– UFDPAr, Av. São Sebastião, 2819 - Nossa Sra. de Fátima, Parnaíba - PI, Brasil, 64202-020.

3 Programa de Pós-Graduação em Biotecnologia (BIOTEC), Av. São Sebastião, 2819, Parnaíba, PI, Brasil, 64.202-020.

*Autor para correspondência: gjh.ssouza@gmail.com

Recebido em 07 de dezembro de 2022.

Aceito em 27 de março de 2023.

Publicado em 30 de abril de 2023.

Resumo - Os estuários fornecem recursos alimentares e habitat para diversas espécies, oportunidades recreativas, experiências científicas e educacionais e outros serviços ecossistêmicos importantes. Objetivou-se avaliar, sazonal e espacialmente, as variáveis físicas, químicas e biológicas do rio Água Doce no município de Água Doce, estado do Maranhão. As coletas ocorreram mensalmente, de julho de 2017 a junho de 2018, em seis pontos, durante a preamar e baixamar. Registrou-se *in situ* dados de temperatura, pH, salinidade, turbidez, condutividade elétrica e transparência da água, e em laboratório os valores de N-NH₄, N-NO₂, N-NO₃, nitrogênio total, fósforo total, sólidos totais, oxigênio dissolvido, clorofila a, e composição da comunidade fitoplanctônica, e por banco de dados, a precipitação pluviométrica. As análises estatísticas de variância e correlação de Spearman foram aplicadas. Temporalmente, evidenciou-se um período seco, julho a dezembro de 2017, e outro chuvoso, janeiro a junho de 2018. O rio Água Doce apresentou águas quentes, salinas e com baixa concentração de nutrientes. A comunidade fitoplanctônica foi representada por 22 espécies de diatomáceas (Bacillariophyta), 8 de dinoflagelados (Dinophyta) e duas de cianofíceas (Cyanophyta). O período chuvoso foi o principal fator de interferência na dinâmica físico-química e na composição da comunidade fitoplanctônica, apesar das flutuações de marés e das ações antrópicas.

Palavras-chave: Delta do Parnaíba. Fitoplâncton. Sazonalidade.

Environmental variables and phytoplankton community composition of Água Doce River, Maranhão, Brazil

Abstract - Estuaries provide food resources and habitat for several species, recreational opportunities, scientific and educational experiences and other important ecosystem services. We aimed to evaluate, seasonally and spatially, the physical, chemical and biological variables of the Água Doce River in the municipality of Água Doce, state of Maranhão. The samples were collected monthly, from July 2017 to

June 2018, at six points, during high and low tide. In situ data of temperature, pH, salinity, turbidity, electrical conductivity and transparency of the water were recorded, and in the laboratory the values of N-NH₄, N-NO₂, N-NO₃, total nitrogen, total phosphorus, total solids, dissolved oxygen, chlorophyll a, rainfall and phytoplankton community composition were recorded. Statistical analyses of variance and Spearman correlation were applied. Temporally, a dry period, July to December 2017, and a rainy period, January to June 2018, were evidenced. The Freshwater River showed warm, saline waters with low nutrient concentration. The phytoplankton community was represented by 22 generic taxa and 32 species distributed in the divisions Bacillariophyta (22), Dinophyta (eight) and Cyanophyta (two). The rainy season was the main factor of interference in the physicochemical dynamics and composition of the phytoplankton community, despite tidal fluctuations and anthropic actions.

Key-words: Parnaíba Delta. Phytoplankton. Seasonality

Variables ambientales y composición de la comunidad de fitoplancton del río Água Doce, Maranhão, Brasil

Resumen - Los estuarios proporcionan recursos alimenticios y hábitat para varias especies, oportunidades de recreo, experiencias científicas y educativas y otros importantes servicios del ecosistema. El objetivo fue evaluar estacional y espacialmente las variables físicas, químicas y biológicas del río Água Doce en el municipio de Água Doce, Estado de Maranhão, Brasil. Las recogidas se produjeron mensualmente, de julio de 2017 a junio de 2018, en seis puntos, durante la marea alta y baja. Se registraron datos in situ de temperatura, pH, salinidad, turbidez, conductividad eléctrica y transparencia del agua, y en laboratorio los valores de N-NH₄, N-NO₂, N-NO₃, nitrógeno total, fósforo total, sólidos totales, oxígeno disuelto, clorofila a, precipitación y composición de la comunidad fitoplanctónica. Se aplicaron análisis estadísticos de varianza y de correlación de Spearman. Temporalmente, se evidenció un período seco, de julio a diciembre de 2017, y otro lluvioso, de enero a junio de 2018. El río de agua dulce presentaba aguas cálidas, salinas y con baja concentración de nutrientes. La comunidad de fitoplancton estaba representada por 22 taxones genéricos y 32 especies distribuidas en las divisiones Bacillariophyta (22), Dinophyta (ocho) y Cyanophyta (dos). La estación de lluvias fue el principal factor de interferencia en la dinámica y composición físico-química de la comunidad fitoplanctónica, a pesar de las fluctuaciones de las mareas y de las acciones antrópicas.

Palabras clave: Delta del Parnaíba. Fitoplancton. Estacionalidad.

Introdução

Os lagos e rios são utilizados para múltiplos fins, tais como pesca, lazer, via de transporte e harmonia paisagística, além de importantes depositários de biodiversidade com grande função ecológica e importância econômica e social (Vasistha e Ganguly 2020). Dentre os ambientes aquáticos costeiros, os estuários são considerados um dos mais heterogêneos tendo em vista os pulsos de

nutrientes na coluna d'água e outras condições ambientais, como os gradientes térmicos e a salinidade, influenciadas tanto por ação fluvial como marinha e pela dinâmica dos processos de circulação das massas d'água (Affe et al. 2018).

A retenção ou exportação de materiais dissolvidos e particulados para a zona costeira adjacente ofertam condições de abrigo e de suporte à reprodução e alimentação nas fases iniciais de vida de muitas das espécies que habitam a região costeira (Santana et al. 2018). Por outro lado, as atividades antropogênicas como o desmatamento, extração de sal, aquicultura, expansão agrícola, desenvolvimento de indústrias, urbanização, mudanças climáticas globais, aumento da temperatura global média, mudanças no padrão de precipitação e os padrões complexos de mudança ocorrentes ao longo do tempo podem ocasionar a eutrofização dos estuários, modificando o crescimento, dinâmica, distribuição, persistência e estrutura de suas comunidades, incluindo-se aqui a composição do fitoplâncton, o que pode influenciar, por efeito cascata, toda a cadeia trófica planctônica e bentônica local. (Cloern et al. 2014).

Informações sobre as variações sazonais na qualidade da água de estuários são importantes em processos de governança ambiental, uma vez que permitem um melhor gerenciamento das águas em si e uma utilização mais racional de seus recursos, sejam eles biológicos ou paisagísticos (Costa et al. 2017). Para qualquer iniciativa de gerenciamento de um sistema complexo como um estuário, se faz necessário compreender como o ambiente funciona, integrando conhecimentos dos meios físico, químico e biológico (Costa 2019).

No estado do Maranhão, especialmente na área de proteção (APA) do Delta do Parnaíba, dentre os estudos sobre variáveis ambientais e comunidade fitoplanctônica citam-se os de Teixeira et al. (1988) com abordagem na produtividade e os parâmetros hidrológicos no estreito dos Coqueiros; Alcântara et al. (2004) sobre a modelagem e a concentração de clorofila A no estuário do rio Anil; Azevedo e Cutrim (2007) que trataram a distribuição do teor de biomassa total e fracionada do fitoplâncton no litoral norte-nordeste da ilha de São Luís; Azevedo et al. (2008) sobre a biomassa fitoplanctônica e variáveis ambientais dos estuários do Golfão Maranhense; Carvalho et al. (2016) sobre a distribuição do fitoplâncton em um gradiente costeiro situado na zona pelágica da plataforma continental do Maranhão; Carvalho (2018) sobre a influência da dinâmica estuarina associada aos descritores ambientais sobre a distribuição da comunidade fitoplanctônica em período seco e chuvoso na Baía de São José; e Diniz et al. (2020) que caracterizou a comunidade fitoplanctônica e as variáveis ambientais em áreas da costa norte do município de Raposa, com ênfase na investigação de espécies bioindicadoras potencialmente tóxicas e ou danosas para a saúde humana.

Diferente dos ambientes citados nos estudos na região do Delta do Parnaíba, o rio Água Doce com 4,3 km de extensão e profundidade média de aproximadamente 3 m, pertencente ao município de Água Doce do Maranhão no estado do Maranhão, é utilizado para múltiplos fins, como atividades de pesca de peixes, caranguejos, mariscos, ostras, além do cultivo comercial de camarões constituem-se em importante fonte de renda para os pescadores artesanais do Município (Maranhão 2013). Entretanto, por muitos anos, a extração de sal foi a atividade econômica dominante em seu curso, modificando sua paisagem natural, econômica e social. Essas atividades tanto pretéritas como atuais podem ter efeito na dinâmica e qualidade da água do rio, assim como na comunidade fitoplanctônica.

Dessa forma, objetivou-se analisar temporal e espacialmente a qualidade de água do rio Água Doce, município Água Doce do Maranhão, no estado do Maranhão, levando-se em consideração aspectos da composição da comunidade fitoplanctônica ao longo de um ciclo sazonal e suas relações com variáveis físicas e químicas da água.

Material e métodos

Área de estudo e delineamento amostral

O estudo foi realizado no município de Água Doce do Maranhão, que limita-se ao Norte com os municípios de Tutóia e Araiozes, ao sul com os municípios de Araiozes, Santana do Maranhão e São Bernardo, a leste com Araiozes e a oeste com o município de Tutóia (Correia Filho et al. 2011), compreendendo uma área de 443,267 km², altitude de 6 metros acima do nível do mar e faz parte da APA do Delta do Parnaíba. Esta abrange os estados do Ceará, Piauí e Maranhão, com sobreposição da APA Foz do Rio das Preguiças e a RESEX Marinha do Delta do Parnaíba. Apresenta solos do tipo Podzólico Vermelho-Amarelo, Gleissolos, Solos Aluviais, de Mangue e Areias Quartzosas (Embrapa 2018).

O clima é Tropical Semiúmido com ação da Zona Tropical Equatorial quente, apresentando dois períodos distintos: um chuvoso, de dezembro a maio e outro seco de junho a novembro (Nascimento et al. 2017). A densidade demográfica do Município é de 26,13 hab/km² e população de 11.581 habitantes, conforme dados censitários do IBGE (2011), sendo a vegetação representada pelo complexo vegetacional da zona litorânea, restinga, dunas e mangues (Correia Filho et al. 2011).

O rio Água Doce, objeto deste estudo, margeia a sede do município de Água Doce, localizado no litoral Oriental do Maranhão, sendo um dos subafluentes da zona de mistura do Delta do rio Parnaíba. A região é influenciada por processos costeiros de meso-marés semidiurnas, com amplitude de 3 m, que ocorrem na porção oriental do estado (Pereira et al. 2016). Ao longo do seu percurso, com extensão de aproximadamente 4,3 km, são encontradas áreas de extração de sal desativadas.

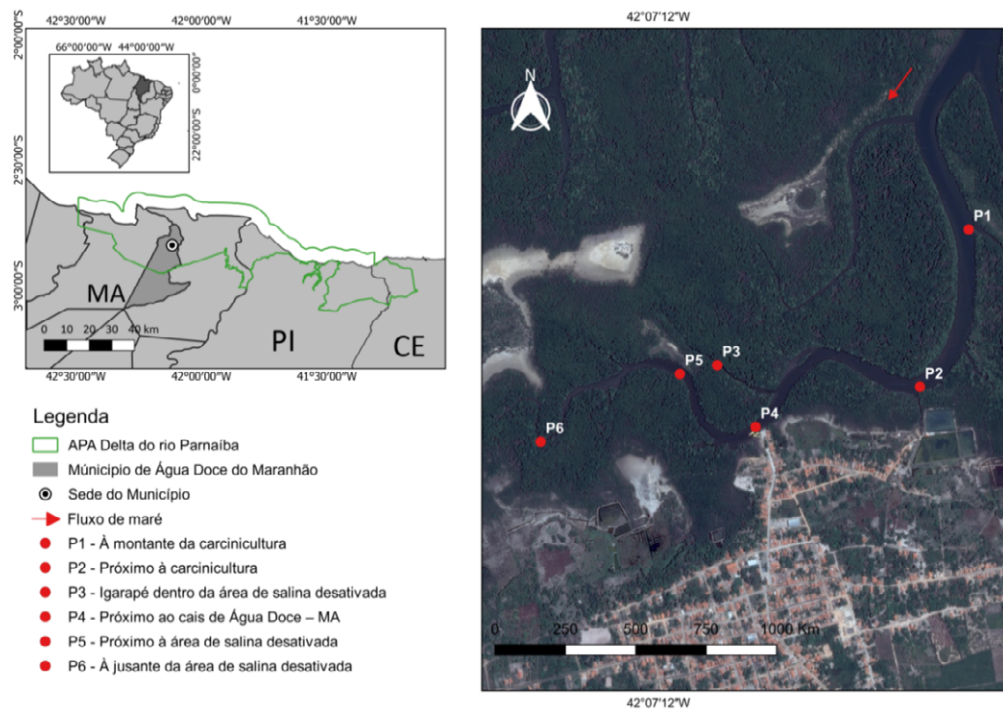
As amostras de água foram obtidas mensalmente em seis pontos do rio, separados entre si por uma distância de aproximadamente 500 m, entre julho de 2017 e junho de 2018, em períodos de preamar e baixamar (Tabela 1, Figura 1). Os pontos de coleta foram localizados próximos de interferências antrópicas, tais como: salina desativada, carcinicultura e atracadouros/piers/portos (Figura 2).

Tabela 1. Pontos de coleta no rio Água Doce, município de Água Doce do Maranhão, Maranhão, no período de julho de 2017 a junho de 2018.

Pontos	Localização	Latitude	Longitude	Profundidade Média (m)*
P1	À montante da carcinicultura	02°49'59,1" S	042°07'00,9" W	2,50
P2	Próximo à carcinicultura	02°49'54,5" S	042°06'42,0" W	2,84
P3	Igarapé dentro da área de salina desativada	02°49'52,0" S	042°07'05,3" W	1,90
P4	Próximo ao cais de Água Doce – MA	02°49'54,5" S	042°06'36,5" W	2,36
P5	Próximo à área de salina desativada	02°49'53,0" S	042°07'09,6" W	1,85
P6	À jusante da área de salina desativada	02°50'00,8" S	042°07'25,6" W	2,65

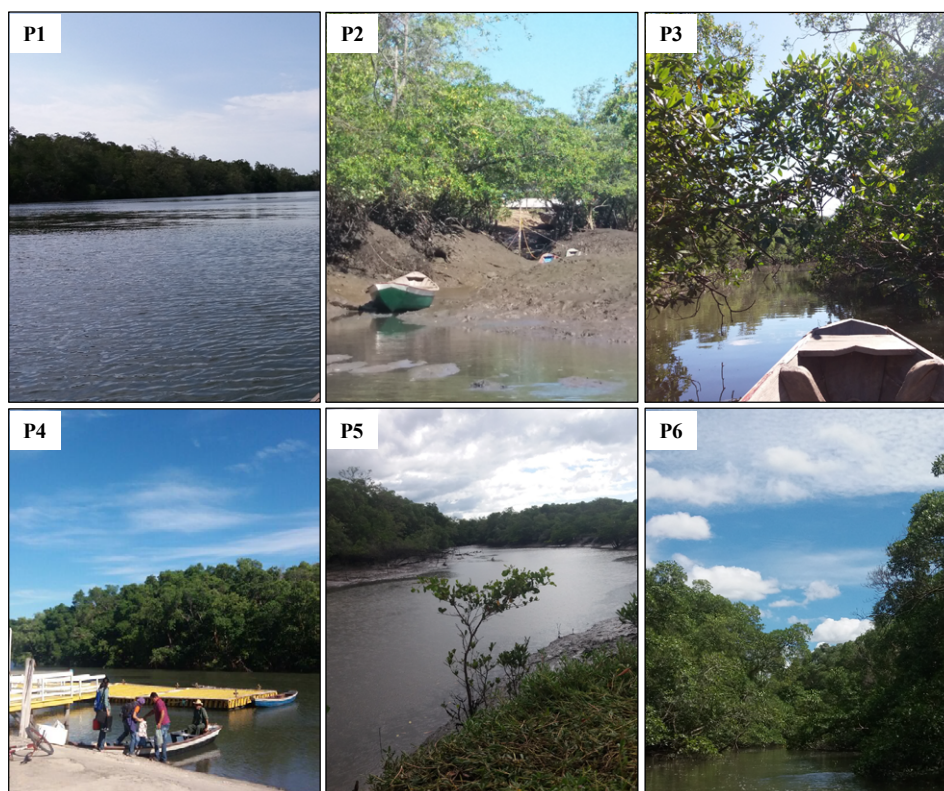
*Profundidade Média (m)= Média mensal dos valores de profundidade no momento da coleta.

Figura 1. Mapa demarcando os pontos de coleta de água no rio Água Doce, município de Água Doce do Maranhão, Maranhão, no período de julho de 2017 a junho de 2018.



Fonte: IBGE (2020), modificado por Glauber Carvalho (2022).

Figura 2. Vista geral dos pontos de coleta no rio Água Doce, município de Água Doce do Maranhão, Maranhão, no período de julho de 2017 a junho de 2018. P: À montante da carcinicultura; P2: Próximo à carcinicultura; P3: Igarapé dentro da área de salina desativada; P4: Próximo ao cais de Água Doce – MA; P5: Próximo à área de salina desativada; P6: À jusante da área de salina desativada.



Coleta e análise dos dados

A licença para a coleta do material biológico foi concedida pelo Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade (SISBIO) com número 67592-1, como determinado pela Instrução Normativa ICMBio nº 03/2014. O cadastro de acesso ao Patrimônio Genético/CTA recebeu o nº AE57515 no Sistema Nacional de Gestão do Patrimônio Genético e do Conhecimento Tradicional Associado (SisGen).

Os dados de precipitação pluviométrica foram obtidos da série histórica de 20 anos (1998 a 2018), no *site* do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET 2022), coletados na estação pluviométrica localizada na cidade de Parnaíba, Piauí.

As variáveis físicas e químicas da água foram obtidas mediante coletas amostrais na subsuperfície durante a preamar e baixamar, mensalmente, em garrafas de polietileno, com capacidade para 500 ml. As amostras foram armazenadas em caixas de isopor, resfriadas e transportadas para o Laboratório de Ecologia Aquática (LEA) da Universidade Federal do Delta do Parnaíba (UFDPAr), onde posteriormente foram filtradas e analisadas.

As variáveis ambientais amostradas foram: temperatura da água (°C), pH com phmetro Digimed DM-2P, salinidade (‰) com refratômetro BRUX 0-90 ‰, turbidez (NTU) com Turbidímetro HI98703 e condutividade elétrica (mS.cm²) com condutivímetro Lucadema 150P, todos medidos *in situ*. A transparência da água (m) foi obtida com auxílio do disco de Secchi. Os nutrientes nitrogênio total (mg.L⁻¹), amônia (µg.L⁻¹), nitrito (µg.L⁻¹), nitrato (mg.L⁻¹) foram analisados a partir de amostras filtradas em microfiltro fibra de vidro GF-1 (47 mm). Enquanto o fósforo total (mg.L⁻¹), sólidos totais (mg.L⁻¹) e oxigênio dissolvido (mg.L⁻¹) em amostras não filtradas, seguiram a metodologia descrita em APHA (2017). A clorofila A (mg.L⁻¹) foi determinada com espectrofotômetro, seguindo a metodologia de Nush (1980) e Jespersen e Christoffersen (1987).

Para análise qualitativa da comunidade fitoplanctônica foram coletadas, mensalmente, amostras de água subsuperfície, com auxílio de uma rede de plâncton com malha de 20 µm de abertura. A rede foi deixada na correnteza por três vezes, armazenado em garrafa de polietileno, com capacidade para 500 ml, em seguida o volume amostrado foi filtrado novamente na rede, fixado com formol 4%. Posteriormente, foi realizada a identificação dos espécimes utilizando o microscópio óptico *Zeiss Primo Star* com câmera *Axio cam 105* acoplada para a captura de imagens. Foram consultadas chave de identificação e comparação com a literatura especializada, Wood (1968) para Dinophyta, Bicudo e Menezes (2017) para Cyanophyta, Tomas (1997) e Round et al. (1990) para Bacillariophyta.

As atualizações de sinônimas foram feitas mediante a literatura utilizada na identificação taxonômica, bem como o Sistema de informação digital Algae Base (2022) e Flora e Funga do Brasil (2022). A nomenclatura das espécies seguiu o Código Internacional de Nomenclatura para algas, fungos e plantas - Código de Shenzhen (Greuter e Rodríguez 2018).

Para o cálculo da média aritmética das variáveis ambientais foram adotados medida de tendência central e o desvio padrão como medida de dispersão absoluta. Gráficos de *Box Plots* foram produzidos com a finalidade de interpretar a variabilidade e a discrepância dos dados. Os testes Shapiro-Wilk, Bartlett, Fligner-Killeen, Kruskal-Wallis e análise de variância (ANOVA) foram aplicados sobre os dados temporais, espaciais e de marés, onde considera-se como resultados estatisticamente significativos aqueles para os quais o valor da probabilidade (p) for igual ou menor que 0,05, com nível de confiança de 95 %.

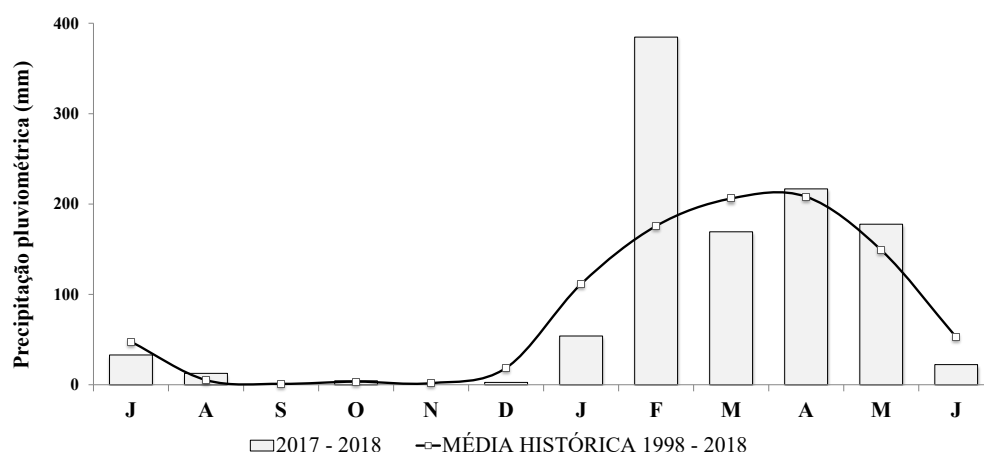
O coeficiente de correlação de *Spearman* (ρ) foi aplicado para analisar a intensidade da relação entre as variáveis físicas e químicas. Para as análises dos dados utilizou-se linguagem estatística R, versão 3.6.2 (R Core Team 2022). A lista de taxa está apresentada em ordem alfabética de família e espécie, bem como os dados de frequência de ocorrência, origem, endemismo e ocorrência no Brasil (Flora e Funga do Brasil, 2022).

Para tabulação dos dados e elaboração do gráfico de precipitação foi utilizado o *software* Excel 2010.

Resultados

A precipitação pluviométrica para a área de estudo apresentou média mensal de 89,8 mm no período de julho/2017 a junho/2018, estando acima da média mensal histórica (1998 a 2018) que foi de 78 mm. Foram registrados dois períodos distintos: o período seco, abrangendo os meses de julho a dezembro de 2017, sendo que os meses de setembro e novembro não acumularam precipitação, enquanto período chuvoso foi registrado nos meses de janeiro a junho de 2018 (Figura 3).

Figura 3. Média da precipitação pluviométrica mensal histórica (1998-2018) e a do período de julho de 2017 a junho de 2018, na cidade de Parnaíba, Piauí.



Fonte: Instituto Nacional de Meteorologia – INMET (2022).

O valor médio de salinidade no rio Água Doce foi de 34,47 ‰, o que conforme a Resolução nº 357/2005 CONAMA, entra na classificação de águas salinas (igual ou superior a 30 ‰) com referência de parâmetros da classe I, devido ausência de enquadramento do rio. O valor máximo de (43 ‰) foi registrado durante o período seco, em julho de 2017, e com o aumento das chuvas foi observada diluição da salinidade, chegando ao valor mínimo de 18 ‰ em abril de 2018 (Tabela 2, Figura 4).

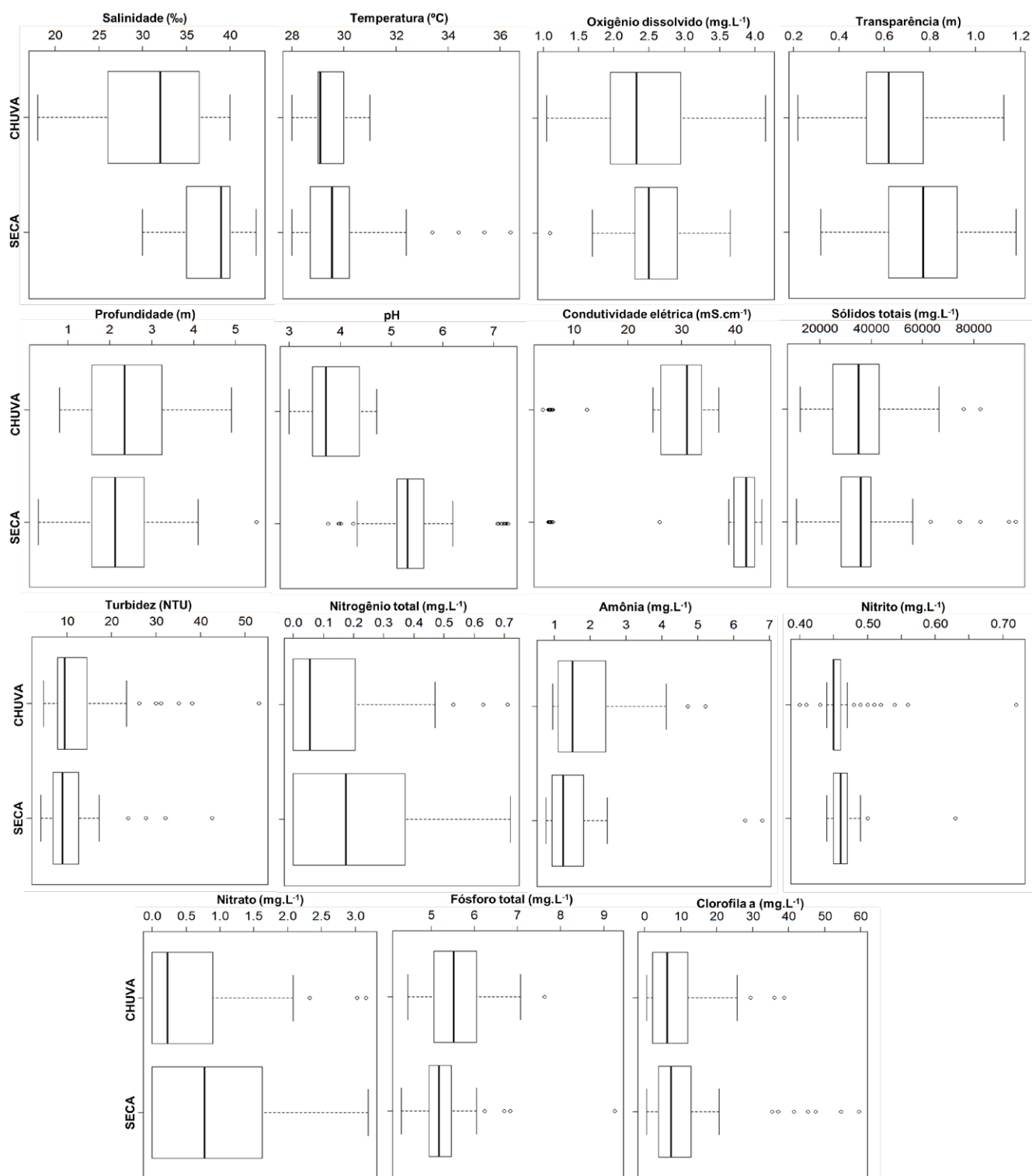
Tabela 2. Variáveis físico-químicas da água do rio Água Doce, Maranhão, no período de julho de 2017 a junho de 2018.

Variáveis	Mín	Méd	Máx	DP
PP (mm)	0,00	89,77	384,60	117,07
Sal (‰)	18,00	34,47	43,00	5,86
Temp (°C)	28,00	29,58	36,40	1,33
OD (mg.L ⁻¹)	1,05	2,49	4,15	0,61
Transp (m)	0,22	0,71	1,18	0,20
pH	3,00	4,67	7,28	1,09
Cond (mS.cm ⁻¹)	4,29	31,15	44,95	13,41
Sol (mg.L ⁻¹)	10.900	37.426	96.400	16.272
Tur (NTU)	4,10	11,97	53,20	7,97
NT (mg.L ⁻¹)	0,00	0,17	0,72	0,19
N-NH ₄ (µg.L ⁻¹)	0,77	1,71	6,80	1,02
N-NO ₂ (µg.L ⁻¹)	0,40	0,46	0,72	0,04
N-NO ₃ (mg.L ⁻¹)	0,00	0,74	3,19	0,84
PT (mg.L ⁻¹)	0,004	0,005	0,009	0,001
CIA (mg.L ⁻¹)	0,55	10,71	59,52	11,86

Legenda: CIA= Clorofila A; Cond= Condutividade elétrica; NT= Nitrogênio total; OD= Oxigênio dissolvido; PT= Fósforo total; Sal= Salinidade; Sol= Sólidos totais; Temp= Temperatura; Transp= Transparência; Tur= Turbidez. Mín= Mínimo; Méd= média; Máx= máximo, DP= desvio padrão.

Fonte: Dados da pesquisa (2022).

Figura 4. Boxplots das variáveis físico-químicas do rio Água Doce, Maranhão, em período seco e chuvoso, de julho de 2017 a junho de 2018.



Os resultados evidenciam correlação negativa significativa entre as variáveis estudadas com a precipitação pluviométrica (Tabela 2). Não foi observado gradiente de salinidade e diferenças estatísticas significativas ocorreram apenas entre os meses (Figura 4). A temperatura da água variou de 28 °C a 36,4 °C (Tabela 2), onde diferenças significativas foram registradas entre marés e meses

(Tabela 4) e o valor máximo de 36,4 °C foi registrado no período seco durante a preamar (Figura 4). A água do Rio apresentou oxigênio com valor médio de 2,60 mg.L⁻¹ no período seco e de 2,38 mg.L⁻¹ no período chuvoso (Figura 4), estando esses valores abaixo do limite de 5 mg.L⁻¹, preconizado pela Resolução nº 357/2005 CONAMA para corpos de águas salinas de classe I. Diferenças estatísticas significativas ($p < 0,05$) ocorreram apenas entre os meses (Tabela 4).

Quanto às propriedades ópticas, a água apresentou transparência média de 0,71 m, com máxima de 1,18 m, em dezembro/2017 na baixamar (Tabela 2). A zona eufótica foi extensa (média=2,14 m) em relação à profundidade (média=2,37 m), com diminuição de valores em todos os meses chuvosos. Maiores valores de transparência foram observados no período seco (Figura 4), sendo evidenciadas diferenças estatísticas significativas entre os meses e pontos (Tabela 4) e uma correlação negativa significativa entre transparência e turbidez (Tabela 3).

Os resultados de pH mostraram que o rio Água Doce apresentou águas ácidas (média=4,67) com maior redução nos meses chuvosos, o que contribuiu para evidenciar correlação negativa significativa do pH com a precipitação pluviométrica (Tabela 3). Não foram encontradas diferenças estatísticas significativas entre os pontos amostrados (Tabela 4).

Tabela 3. Variáveis físicas e químicas que apresentaram correlações estatísticas significativas, no rio Água Doce no período de julho de 2017 a junho de 2018 utilizando a correlação de Spearman.

Variáveis	PP (mm)	Transp (m)	NT (mg.L ⁻¹)
Sal (%)	-0,57	-	-
pH	-0,65	-	-
Cond (μS.cm ⁻¹)	-0,71	-	-
Tur (NTU)	-	-0,53	-
N-NO ₃ (mg.L ⁻¹)	-	-	1,00

Legenda: Cond= Condutividade elétrica; NT= Nitrogênio total; PPp= Precipitação pluviométrica; Sal= Salinidade; Transp= Transparência; Tur= Turbidez.

Tabela 4. Variáveis físicas e químicas do rio Água Doce, no período de julho de 2017 a junho de 2018, com Shapiro-Wilk, Bartlett, Fligner-Killeen, Kruskal-Wallis e Anova com $p < 0,05$.

Variáveis	Estatística	Shapiro-Wilk	Bartlett		Anova	
			Meses	Pontos	Meses	Pontos
OD (mg.L ⁻¹)	f	0,985	36,451	12,259	4,912	2,949
	p	0,227	<0,001*	0,199	<0,001*	0,004*
Transp (m)	f	0,985	21,151	10,240	7,895	3,122
	p	0,204	0,032*	0,331	<0,001*	0,002*

Variáveis	Estatística	Shapiro-Wilk	Fligner-Killeen		Kruskal-Wallis	
			Meses	Pontos	Meses	Pontos
Temp (°C)	f	0,781	40,219	9,178	39,895	7,963
	p	<0,001	<0,001*	0,421	<0,001*	0,538
Sal (‰)	f	0,894	36,126	5,481	82,580	6,151
	p	<0,001	<0,001*	0,791	<0,001*	0,725
pH	f	0,924	23,683	5,359	107,749	1,847
	p	<0,001	0,014*	0,802	<0,001*	0,994
Cond (mS.cm ⁻¹)	f	0,799	49,006	2,710	106,361	0,755
	p	<0,001	<0,001*	0,975	<0,001*	1,000
Sol (mg.L ⁻¹)	f	0,886	12,827	6,914	18,495	10,573
	p	<0,001	0,305	0,646	0,071	0,306
Tur (NTU)	f	0,706	30,389	13,488	73,509	7,190
	p	<0,001	0,001*	0,142	<0,001*	0,617
NT (µg.L ⁻¹)	f	0,835	50,303	11,159	86,009	3,546
	p	<0,001	<0,001*	0,265	<0,001*	0,939
N-NH ₄ (µg.L ⁻¹)	f	0,740	26,837	6,440	48,504	5,865
	p	<0,001	0,005*	0,695	<0,001*	0,753
N-NO ₂ (µg.L ⁻¹)	f	0,656	34,116	6,976	29,198	7,660
	p	<0,001	<0,001*	0,640	0,002*	0,569
N-NO ₃ (µg.L ⁻¹)	f	0,832	51,392	10,070	85,971	3,456
	p	<0,001	<0,001*	0,345	<0,001*	0,943
PT (µg.L ⁻¹)	f	0,829	17,089	5,479	45,458	8,487
	p	<0,001	0,105	0,791	<0,001*	0,486
Cla (mg.L ⁻¹)	f	0,744	20,942	15,732	17,490	10,956
	p	<0,001	0,034*	0,073	0,094	0,279

Legenda: Cla= Clorofila a; Cond= Condutividade elétrica; NT= Nitrogênio total; OD= Oxigênio dissolvido; PT= Fósforo total; Sal= Salinidade; Sol= Sólidos totais; Temp= Temperatura; Transp= Transparência; Tur= Turbidez; * = p<0,05.

Para a condutividade elétrica foi registrado valor mínimo de 4,29 mS.cm⁻¹ no mês de março/2018 durante a baixamar e valor máximo de 44,95 mS.cm⁻¹ em janeiro durante a preamar, ambos no período

chuvoso (Tabela 2). Houve correlação negativa dessa variável com a precipitação pluviométrica (Tabela 3) e diferenças estatísticas significativas ($p < 0,05$) entre os meses amostrados (Tabela 4).

Os sólidos totais apresentaram valor máximo de 96.400 mg.L^{-1} em julho/2018 e valor mínimo de 10.900 mg.L^{-1} em outubro/2017 (Tabela 2), ambos na preamar. Os valores médios do período seco (37.699 mg.L^{-1}) e chuvoso (37.151 mg.L^{-1}) foram similares (Figura 4), sendo essa a única variável onde diferenças significativas ($p < 0,05$) não foram observadas nos pontos, meses e marés (Tabela 4).

A turbidez teve maior média durante o período chuvoso (13,08 NTU), sendo o valor máximo de 53,20 NTU registrado em P5, durante o mês de maio/2018, na baixamar, enquanto o valor mínimo de 4,10 NTU foi observado em novembro/2017 durante a preamar, no período seco (Tabela 2). Diferenças estatísticas significativas ($p < 0,05$) foram observadas entre os meses (Tabela 4).

Em relação aos nutrientes, o nitrogênio total apresentou maiores valores durante o período seco, com máximo de $0,72 \text{ mg.L}^{-1}$ em dezembro/2017. Correlação positiva significativa foi evidenciada entre essa variável e o nitrato (Tabela 3) e diferenças estatísticas significativas ($p < 0,05$) ocorreram apenas entre os meses amostrados (Tabela 4). A amônia mostrou maiores valores no período chuvoso, com média de $1,71 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$ (Tabela 2), assim como o nitrito, com valor máximo de $0,72 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$ em janeiro/2018 e mínimo de $0,40 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$ no mês de março/2018 (Figura 4). Já o nitrato teve valor máximo de $3,19 \text{ mg.L}^{-1}$ no período seco (Tabela 2) e redução de valores durante todo o período chuvoso, assim como o nitrogênio total (Figura 4). As frações inorgânicas de nitrogênio apresentaram diferenças estatísticas significativas ($p < 0,05$) apenas entre os meses amostrados (Tabela 3 e 4).

O fósforo total apresentou o valor máximo de $9,26 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$ no ponto 2, próximo à carcinicultura e o mínimo de $4,31 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$, registrado em dezembro/2017 no ponto 3, dentro da área de salina desativada, no período seco (Tabela 2). Durante as chuvas foram observados os maiores valores de fósforo total (Figura 4). Com relação à clorofila A, o valor médio foi de $0,55 \text{ mg.L}^{-1}$, com pico de $59,52 \text{ mg.L}^{-1}$ (Tabela 2), durante o mês de novembro/2017, no período seco.

Com relação a comunidade fitoplanctônica, foram registradas 27 gêneros e 32 taxa distribuídas em três divisões: Bacillariophyta (22 taxa), Dinophyta (oito taxa) e Cyanophyta (dois taxa). Conforme a lista de espécies da Flora e Funga do Brasil (2022) para o Maranhão estão registrados 12 classes, 132 gêneros e 225 espécies. As espécies identificadas neste estudo e já registradas para o Maranhão foram *Coscinodiscus radiatus* Ehrenb., *Cylindrotheca closterium* (Ehrenb.) Lewin & Reimann, *Gyrosigma balticum* (Ehrenb.) Rabenh., *Triplos furca* (Ehrenb.) F.Gómez, *Prorocentrum micans* Ehrenb., *Peridinium willei* Huitfeldt-Kaas e *Protoperdinium globulus* (F.Stein) Balech. Todas as espécies são nativas e duas são endêmicas: *Trieres chinensis* (Grev.) M.P.Ashworth & E.C.Theriot e *T. mobiliensis* (J.W.Bailey) Ashworth & Theriot (Tabela 5). Baseado nestas informações, são listadas, neste estudo, 25 espécies como novos registros para o estado do Maranhão.

Tabela 5. Lista de espécies da comunidade fitoplanctônica do rio Água Doce, município de Água Doce do Maranhão, Maranhão, entre o período de julho de 2017 a junho de 2018.

Classes/Espécies	Origem	Endemismo	Ocorrência
Baccilariophyta			
<i>Actinopterychus vulgaris</i> Schum.	NA	NE	PA, PE, PR, RS, SC
<i>Bacteriastrum delicatulum</i> Cleve	NA	NE	AL, PA, PE, PR, RJ, RS, SE, SP

Classes/Espécies	Origem	Endemismo	Ocorrência
<i>Craticula cuspidata</i> (Kützing) D. G. Mann. T.	NA	NE	DF, MG, PR, RJ, RS, SP
<i>Coconeis scutellum</i> Ehrenb.	NA	NE	PE, SP
<i>Coscinodiscus radiatus</i> Ehrenb.	NA	NE	AL, AM, ES, MA, PA, PE, PR, RJ, RN, RS, SC, SE, SP
<i>Cylindrotheca closterium</i> (Ehrenb.) Lewin & Reimann	NA	NE	AL, ES, MA, PB, PE, PR, RJ, RS, SE, SP
<i>Cymbella tumida</i> (Bréb. ex Kütz.) Van Heurck	NA	NE	GO, PR, RJ, RS, SC
<i>Diploneis gruendleri</i> (A.W.F.Schmidt) Cleve	NA	NE	PR, SP
<i>Entomoneis alata</i> (Ehrenb.) Ehrenb.	NA	NE	PE, PR, RN, RS, SP,
<i>Gyrosigma acuminatum</i> (Kütz.) Rabenh.	NA	NE	GO, PE, PR, RJ, RS, SP
<i>G. balticum</i> (Ehrenb.) Rabenh.	NA	NE	ES, MA, PE, PR, RJ, RS, SP
<i>Lithodesmium undulatum</i> Ehrenb.	NA	NE	AL, BA, PB, PE, PR, RJ, RN, RS, SC, SE, SP
<i>Pinnularia</i> sp.	-	-	-
<i>Pseudo-nitzschia seriata</i> (Cleve) H.Perag.	NA	NE	ES, PA, PE, SP
<i>Rhizosolenia setigera</i> Brightwell	NA	NE	AL, BA, ES, PA, PE, PR, RJ, RS, SC, SP
<i>Stenopterobia curvula</i> (W.Sm.) Krammer	NA	NE	ES, PR
<i>Surirella</i> sp.	-	-	-
<i>Thalassionema nitzschioides</i> (Grunow) Moreschkowsky	NA	NE	AL, BA, ES, PA, PB, PE, PR, RJ, RN, RS, SC, SE, SP
<i>Triceratium</i> sp.	-	-	-
<i>Trieres chinensis</i> (Grev.) M.P.Ashworth & E.C.Theriot	NA	EN	PA, RJ, RS, SC, SP
<i>T. mobiliensis</i> (J.W.Bailey) Ashworth & Theriot	NA	EN	AM, BA, ES, PA, PB, PE, PR, RJ, RN, RS, SC, SP
<i>Trybionella</i> sp.	-	-	-
Cyanophyta			
<i>Oscillatoria</i> sp.	-	-	-
<i>Planktothrix</i> sp.	-	-	-
Dinophyta			
<i>Metadinophysis cf. sinensis</i> Niew & Wang	-	-	BA

Classes/Espécies	Origem	Endemismo	Ocorrência
<i>Peridinium willei</i> Huitfeldt-Kaas	NA	NE	MA, MG, RJ, RS, SP
<i>Prorocentrum micans</i> Ehrenb.	NA	NE	BA, ES, MA, PA, PE, PR, RJ, RN, RS, SC, SP
<i>Protoperidinium depressum</i> (Bailey) Balech	NA	NE	AM, BA, ES, RJ, RN, RS, SC, SP
<i>P. globulus</i> (F.Stein) Balech	NA	NE	MA, PA, RS, SC
<i>P. pacificum</i> (Kof. & J.R.Michener) F.J.R.Taylor & Balech	NA	NE	RS
<i>Tripos furca</i> (Ehrenb.) F.Gómez	NA	NE	BA, ES, MA, PA, PB, PE, PR, RJ, RN, RS, SC, SP
<i>T. trichoceros</i> (Ehrenberg) Gómez	NA	NE	AL, AM, BA, CE, ES, PA, PE, PR, RJ, RS, SC, SE, SP

Legenda: NA=Nativa, NE=Não endêmica, EN=Endêmica no Brasil.

Bacillariophyta foi a divisão mais representativa em número de táxons e em riqueza, tendo *Coscinodiscus radiatus* e *Gyrosigma acuminatum* como muito frequentes (>66,66%) durante todo o estudo, indicando sua capacidade adaptativa apesar das variações de salinidade, nutrientes e disponibilidade de luz. Já *Craticula cuspidata*, *Diploneis gruendleri*, *Gyrosigma balticum*, *Thalassionema nitzschioides* e *Metadinophysis cf. sinensis* que foram muito frequentes no período seco, passaram a ser apenas frequentes (>33,33% ≤ 66,66%) durante o período chuvoso. *Pinnularia* sp., *Pseudo-nitzschia seriata*, *Trieres mobiliensis* foram frequentes no período seco a pouco frequentes (<33,33%) no período chuvoso (Tabela 6).

Tabela 6. Frequência de ocorrência da comunidade fitoplanctônica nos pontos de coleta (P1, P2, P3, P4, P5, P6) e períodos seco (S) e chuvoso (C) do rio Água Doce, entre julho de 2017 a junho de 2018.

Divisões/Taxa	P1	P2	P3	P4	P5	P6	S	C
Bacillariophyta								
<i>Coscinodiscus radiatus</i>	MF	MF	MF	MF	MF	MF	MF	MF
<i>Gyrosigma acuminatum</i>	MF	MF	F	MF	MF	MF	MF	MF
<i>Diploneis gruendleri</i>	MF	F	MF	MF	F	F	MF	F
<i>Gyrosigma balticum</i>	F	MF	F	F	F	MF	MF	F
<i>Craticula cuspidata</i>	MF	F	F	F	F	F	MF	F
<i>Thalassionema nitzschioides</i>	MF	F	F	F	F	F	MF	F
<i>Actinopterychus vulgaris</i>	F	F	F	F	F	F	F	F

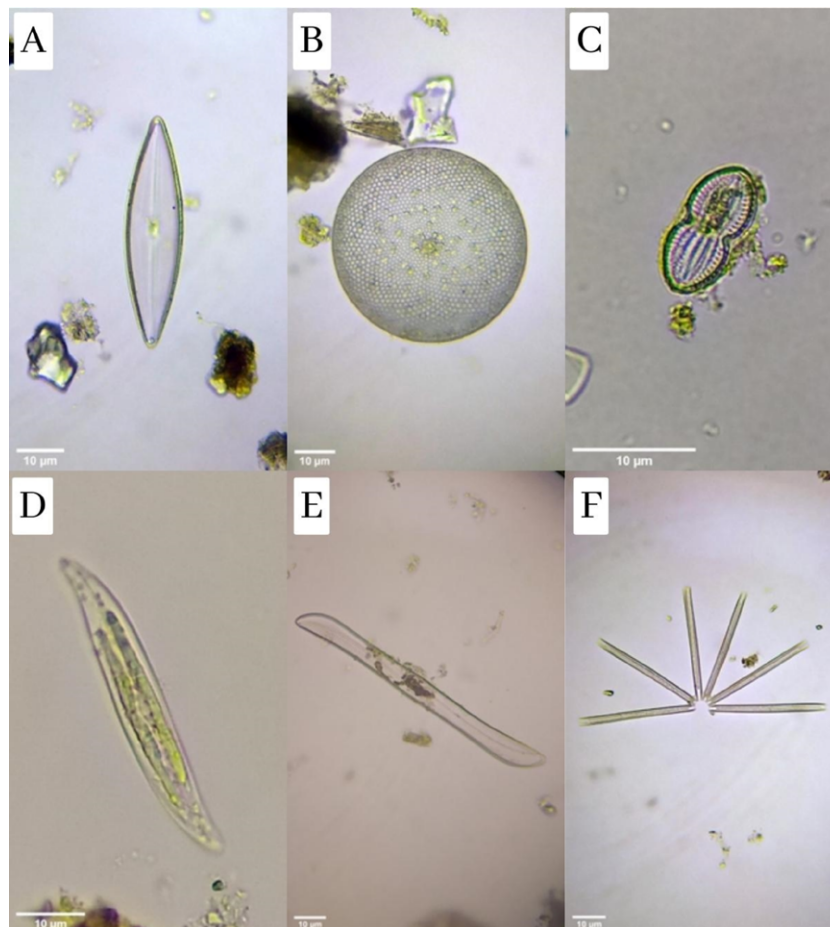
<i>Coconeis scutellum</i>	F	F	F	F	F	F	F	F
<i>Lithodesmium undulatum</i>	F	F	F	F	F	F	F	F
<i>Entomoneis alata</i>	F	MF	PF	F	F	F	F	F
<i>Stenopterobia curvula</i>	MF	F	PF	F	PF	PF	F	F
<i>Triceratium</i> sp.	PF	F	F	F	F	F	F	F
<i>Trybionella</i> sp.	F	F	PF	F	F	F	F	F
<i>Trieres chinensis</i>	PF	F	PF	F	F	F	F	F
<i>Surirella</i> sp.	F	F	PF	F	PF	PF	F	F
<i>Rhizosolenia setigera</i>	F	PF	PF	F	F	PF	F	F
<i>Pinnularia</i> sp.	F	F	PF	F	PF	PF	F	PF
<i>Pseudo-nitzschia seriata</i>	F	F	PF	PF	PF	PF	F	PF
<i>Trieres mobiliensis</i>	PF	F	PF	PF	PF	F	F	PF
<i>Bacteriastrum delicatulum</i>	PF	PF	F	F	PF	PF	PF	PF
<i>Cylindrotheca closterium</i>	F	PF	PF	PF	PF	PF	PF	PF
<i>Cymbella tumida</i>	F	PF	PF	PF	PF	PF	PF	PF
Cyanophyta								
<i>Oscillatoria</i> sp.	F	F	F	F	F	PF	F	F
<i>Planktothrix</i> sp.	F	F	PF	F	F	F	F	F
Dinophyta								
<i>Metadinophysis cf. sinensis</i>	F	F	F	F	F	F	MF	F
<i>Peridinium willei</i>	F	F	F	F	F	F	F	F
<i>Tripos furca</i>	F	F	F	F	F	F	F	F
<i>Prorocentrum micans</i>	F	F	PF	PF	F	F	F	F
<i>Protoperidinium globulus</i>	PF	PF	F	F	F	F	F	F
<i>P. depressum</i>	F	PF	PF	PF	F	F	F	PF
<i>P. pacificum</i>	PF	PF	PF	PF	F	F	F	PF
<i>Tripos trichoceros</i>	PF	PF	F	PF	F	PF	PF	F

Legenda: PF= pouco frequente (<33,33%); F= frequente (>33,33% ≤ 66,66%); MF= muito frequente (> 66,66%).

Foram identificadas cianobactérias dos gêneros *Oscillatoria* e *Planktothrix* em todos os pontos e meses amostrados. No período chuvoso a frequência de ocorrência das espécies diminuiu, em

sua maioria, se mantendo apenas *Coscinodiscus radiatus* e *Gyrosigma acuminatum*, e aumentando apenas *Tripes trichoceros*. Essa diminuição pode estar associada a perturbação causada pela chuva e lixiviamento, que interferiu nas variáveis físicas e químicas do rio Água Doce, como observado na figura 4.

Figura 5 - Táxons com frequência de ocorrência acima de 66,66% (muito frequente) do rio Água Doce, no período de julho de 2017 a junho de 2018: A- *Craticula cuspidata* (Kützing) D. G. Mann. T.; B- *Coscinodiscus radiatus* Ehrenb.; C- *Diploneis gruendleri* (A.W.F.Schmidt) Cleve; D- *Gyrosigma acuminatum* (Kütz.) Rabenh.; E- *G. balticum* (Ehrenb.) Rabenh.; F- *Thalassionema nitzschioides* (Grunow) Moreschkowsky.



Discussão

O ciclo sazonal apresentado foi semelhante à série histórica (1998 – 2018) que, segundo Silva et al. (2015), é caracterizado por dois períodos, um chuvoso com rápido aumento na precipitação, nos meses de dezembro a janeiro, atingindo o máximo em abril, seguido do período seco, em que ocorre diminuição rápida até junho, com precipitação praticamente ausente nos meses de agosto, setembro, outubro e novembro. O mês de fevereiro de 2018 apresentou o maior valor de precipitação (384,6 mm), bem acima da média histórica registrada. Segundo o Infoclima (2018), neste mês o aumento das chuvas foi em decorrência da formação de episódios de Zona de Convergência do Atlântico Sul (ZCAS) que ocorre nas regiões Norte, Nordeste e Sudeste do Brasil e vórtices ciclônicos na alta troposfera,

com atuação mais ao sul da Zona de Convergência Intertropical (ZCIT), e a passagem de pulsos de oscilações intrassazonais.

Apesar da variação nos valores de salinidade registrados no rio Água Doce, ocasionada pela precipitação pluviométrica, é possível notar maior influência das águas costeiras na planície do estuário em relação ao fluxo de água doce, pois o valor mínimo de 18 ‰ fica dentro do intervalo de águas salobras ($>0,5\%$ a $\leq 30\%$), conforme a Resolução nº 357/2005 CONAMA. Diferentemente desse estudo, Paula Filho et al. (2020) registraram para a foz do rio Parnaíba, valores de salinidade zero, em decorrência do aporte fluvial, com variação do nível de salinidade pelo influxo das marés. Na região da Plataforma Continental Norte do Brasil entre o Cabo Orange, Amapá e a Foz do rio Parnaíba, Piauí, Santos et al. (2017) registraram salinidade média de 35,27 ‰ no período seco.

O baixo influxo dos rios e a barreira natural da linha de praia tende a diminuir a taxa e o tempo de renovação da água dentro do sistema estuarino, elevando a salinidade das águas em áreas intermediárias entre a fonte de água doce e o oceano, podendo levar a condições de hipersalinidade em períodos de estiagem (Diniz e Oliveira 2016). Essa variação de salinidade, bem como a instabilidade de seus fatores ambientais devido a elevada capacidade de renovação periódica de suas águas e a drenagem continental, que influenciam na qualidade das águas, no transporte de nutrientes e material particulado, são aspectos inerentes aos estuários (Moura e Nunes 2016).

No litoral do Maranhão, as temperaturas mais altas geralmente ocorrem no período que antecede as chuvas, em que se verificam o aumento de insolação e menores médias de nebulosidade, dentro da estabilidade térmica que é típica de ambientes tropicais (Fogaça et al. 2018). Diniz et al. (2020), ao estudar áreas estuarinas da costa norte do município de Raposa, Maranhão, observou discreta variação sazonal na temperatura da água, com menores valores ocorrendo no período chuvoso (média=29,5 °C) e maiores no período seco (média=30,3 °C), corroborando com as médias registradas no rio Água Doce.

Em relação ao oxigênio dissolvido, os baixos valores evidenciados no rio Água Doce, principalmente no período chuvoso, corroboram com os obtidos por Fernandes et al. (2019). Estes registraram no estuário do rio das Conchas, Rio Grande do Norte, próximo a uma unidade de extração de sal, redução nos valores de OD na estação chuvosa, devido a menor incidência solar e velocidade dos ventos, com consequente diminuição da atividade fotossintética e entrada de oxigênio dissolvido por difusão, somado ao aumento e oxidação de matéria orgânica. Com menor aporte de água no período seco, os valores de oxigênio são influenciados pela movimentação das marés, elevando sua concentração como observado por Cavalcanti et al. (2018) na Baía de São Marcos, Maranhão e Paula Filho et al. (2020) na foz dos rios Igaracu e Parnaíba, ao estudarem as variações sazonais e de maré de variáveis hidrológicas.

Os maiores valores de transparência ocorreram no período seco devido a menor ressuspensão de partículas, bem como o menor fluxo de sedimentos e material particulado, o que pode ter sido favorecido pela estabilidade da coluna de água. No estuário do rio Bacanga, Maranhão, Santos et al. (2017) observaram que as variações pluviométricas causam mudanças na dinâmica do estuário, e entre elas está a redução nos valores de transparência e salinidade da água. Para Costa (2018) o aporte de água mais intenso e o aumento do nível de mistura da água, ambos comuns durante o período chuvoso, promovem diminuição da zona eufótica pelo carreamento e suspensão de partículas.

O pH valores abaixo dos preconizados pela Resolução nº 357/2005 CONAMA para corpos de águas salinas de classe I, principalmente no período chuvoso. Para Silva et al. (2017), valores baixos de pH ocorrem em meses de precipitação pluviométrica mais intensa, visto que a água doce é mais ácida que a água marinha. A elevada degradação da matéria orgânica e a redução de atividades

fotossintéticas aumentam a concentração de CO_2 , implicando também no aumento da acidificação da água em estuários (Mosley e Liss 2019).

Em relação a condutividade elétrica, os resultados registrados no presente estudo são semelhantes aos de Milazzo et al. (2016), registrados para os rios Jaguaripe e São Paulo na Baía de Todos os Santos, Bahia, onde os valores mais baixos ocorreram durante a estação chuvosa, possivelmente relacionados à diluição na concentração dos íons presentes na água. Jesus e Cruz (2019), ao estudarem os parâmetros físicos e químicos do rio Una, Bahia, registraram o valor máximo de CE de 21,20 $\text{mS} \cdot \text{cm}^{-1}$ e observaram que essa variável muda de acordo com a concentração, mobilidade iônica, produção primária, decomposição, fontes poluidoras e diferenças geoquímicas nos afluentes.

Tanto os valores de turbidez quanto de sólidos totais foram maiores no período chuvoso, corroborando com os resultados encontrados por Cavalcanti et al. (2018), na Baía de São Marcos, Maranhão e por Paula Filho et al. (2020), nos rios Igaracu e Parnaíba, Piauí. Estes autores associaram o aumento destes valores à ressuspensão de matéria orgânica e inorgânica na água, conseqüentemente interferindo no processo de fotossíntese, produção de oxigênio dissolvido e no metabolismo de organismos autotróficos e heterotróficos subaquáticos. Para Costa et al. (2017), o aumento das chuvas, escoamento de sólidos, aumento no fluxo de água e erosão das margens, bem como a ressuspensão do sedimento, aumentam os valores de turbidez e sólidos totais, mudando até a cor da água que, embora não seja característica necessariamente relacionada à qualidade da água, mas sim à estética, é uma variável importante quando a mesma é utilizada para fins públicos.

Os nutrientes foram encontrados em baixas concentrações. Este resultado também foi evidenciado por Cordeiro et al. (2018) ao estudarem a região estuarina da Baía de Suape, Pernambuco e por Cavalcanti et al. (2018), na Baía de São Marcos, Maranhão. Mesmo com a entrada da água das chuvas, os valores de fósforo total foram maiores no período chuvoso, o que, para Santos et al. (2017), pode indicar uma dificuldade na assimilação fitoplanctônica já que houve uma diminuição dos valores de clorofila a, em função do aumento da turbidez e conseqüente redução da luz solar na coluna de água.

O nitrito é a forma inorgânica de nitrogênio mais instável no ambiente, pois na presença de oxigênio dissolvido pode ser rapidamente convertido em nitrato, no processo de desnitrificação, com menores concentrações, quando comparadas a outras formas inorgânicas de nitrogênio (Zobbas 2016). Altos valores de nitrito e também de amônia no ambiente podem indicar a presença recente de fontes difusas de poluição, tais como os efluentes domésticos, o que contribui para a eutrofização do ambiente (Santos et al. 2017). A decomposição da matéria orgânica presente no sedimento e sua conseqüente ressuspensão, por correntes e turbulência, promovem a eutrofização do ambiente, enquanto a entrada de água do mar no estuário favorece os processos de diluição e nitrificação (Jesus e Cruz 2019).

Embora a clorofila a não tenha apresentado variação temporal significativa, foram observadas concentrações mais altas na estação seca. Moura e Nunes (2016), ao estudarem os efeitos das marés de sizígia na qualidade da água do estuário do Caeté no estado do Pará, observaram que as chuvas acarretam aumento na carga de sedimentos, nutrientes e matéria orgânica particulada e dissolvida que entram no corpo d'água, o que pode reduzir a penetração de luz e, conseqüentemente, a atividade fotossintética, interferindo significativamente nos valores de clorofila a.

Para entender a funcionalidade dos ecossistemas, a caracterização da comunidade fitoplanctônica é uma ferramenta importante (Soria-Píriz et al. 2017). O número de espécies registrado para o rio Água Doce está abaixo dos valores registrados para outros ambientes estuarinos, como Baía de São Marcos, onde 178 taxa foram registrados por Cavalcanti et al. (2018), 201 por Affe et al. (2018) para

o estuário da Baía de Camamu, na Bahia e 90 por Carvalho (2018) para o estuário do rio São José em São Luís, no Maranhão. Essa diferença de valores pode estar relacionada a diferenças nas características morfológicas dos estuários. No entanto, ressalta-se o grande número de novos registros para o Estado, contribuindo assim para o conhecimento da diversidade e distribuição da comunidade fitoplanctônica.

A predominância de Bacillariophyta seguiu o padrão típico de águas costeiras, apresenta maior contribuição em termos de riqueza específica, por sua capacidade de suportar variações de salinidade e sua alta taxa de crescimento (Fernandes et al. 2017). Os processos físicos (por exemplo, correntes, marés e turbulência) e variações químicas (por exemplo, influxo de nutrientes) em rios estuarinos contribui para uma maior riqueza de diatomáceas no ambiente (Affe et al. 2018). Seu curto ciclo de vida, abundância, diversidade e a sensibilidade a alterações e distúrbios ambientais fazem das diatomáceas boas indicadoras da qualidade da água e dentre as identificadas neste estudo não foram observadas espécies potencialmente nocivas e/ou tóxicas.

A maior frequência de espécies ocorreu no período seco, com destaque para *Coscinodiscus radiatus*, *Diploneis gruendleri*, *Gyrosigma balticum* e *Thalassionema nitzschioides* de origem marinha e *Craticula cuspidata*, *G. acuminatum* e *Metadinophysis cf. sinensis* de água doce. A frequência de espécies no período seco pode estar associada a maior disponibilidade de luz, entrada de água do mar no rio e maior disponibilidade de nutrientes na coluna d'água, o que, para Fernandes et al. 2017, permite a dominância de algumas espécies em detrimento da variedade que ocorre durante o período chuvoso. O regime pluviométrico e conseqüentemente alteração dos valores de salinidade e outras variáveis ambientais, mostraram ser os principais agentes modificadores da estrutura da comunidade fitoplanctônica local.

Portanto, os resultados mostraram que a principal influência nas variáveis limnológicas do rio Água Doce é a sazonalidade. O período chuvoso interferiu na dinâmica físico-química da água e na composição da comunidade fitoplanctônica, que foi dominada por diatomáceas, com poucos gêneros de cianobactérias, e no período chuvoso a frequência de ocorrência da maioria das espécies diminuiu com o aumento das chuvas, mostrando uma maior diversidade no período seco. Com a ausência de diferenças significativas entre espacialmente e baixa concentração de nutrientes, percebe-se que os impactos antrópicos não interferem na dinâmica do rio, indicando um ambiente conservado em suas características ambientais, porém podem causar maiores interferências em longo prazo, sendo necessário monitoramento do corpo d'água visando à conservação do ambiente e dos múltiplos usos das águas do rio Água Doce.

Agradecimentos

As autoras agradecem aos srs. Francisco Rodrigues, Edino Sousa, Salomão Rocha e demais pescadores da colônia Z-78 do município de Água Doce do Maranhão, Maranhão. À FAPEPI, pela concessão de bolsa (Edital FAPEPI 005/2018) à primeira autora.

Participação dos autores: GSS – conceitualização, curadoria de dados, análise formal, investigação, visualização e redação – rascunho original; RPML – conceitualização, visualização, validação e redação – revisão e edição; MHA – visualização, validação e redação – revisão e edição; IMA - conceitualização, visualização, supervisão e redação – revisão e edição.

Aprovação ética ou licenças de pesquisa: Para o presente estudo não foi necessária aprovação ética. A licença para a coleta do material biológico foi concedida pelo Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade (SISBIO) com número 67592-1, como determinado pela Instrução Normativa ICMBio nº 03/2014 e foi feito o cadastro de acesso ao

Patrimônio Genético/CTA de nº AE57515 no Sistema Nacional de Gestão do Patrimônio Genético e do Conhecimento Tradicional Associado (SisGen).

Disponibilidade dos dados: O manuscrito teve como base os dados do projeto de dissertação da primeira autora, disponível no repositório do programa de mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente, da Universidade Federal do Piauí (https://sigaa.ufpi.br/sigaa/public/programa/portal.jsf?lc=pt_BR&id=340 ou https://drive.google.com/drive/folders/1pfpKToq5syBZ2l_PCXDUDEy5feeWtAhR).

Fomento: As autoras agradecem à FAPEPI, pela concessão de bolsa (Edital FAPEPI 005/2018) à primeira autora.

Conflito de Interesses: As autoras declaram não haver conflito de interesses.

Referências

Affe HM, Menezes M, Castro JMN. 2018. Microphytoplankton in a tropical oligotrophic estuarine system: spatial variations and tidal cycles. *Brazilian Journal of Botany* 41(2): 337-349. DOI: <https://doi.org/10.1007/s40415-018-0447-y>.

ALGAEBASE. Listing the world's algae. 2022. Disponível em: <https://www.algaebase.org/>. Acesso em: 17 nov. 2022.

Alcântara EH, Mochel FR, Amorim A de JE, Thevand A. 2004. Modelagem da profundidade secchi e da concentração de clorofila a no estuário do rio Anil, São Luís - MA. *Caminhos da Geografia* 5(13):19-40. DOI: <https://doi.org/10.14393/RCG51315350>.

APHA. Standard methods for the examination of water and wastewater, 23rd edition edited by E. W. Rice, R. B. Baird, A. D. Eaton and L. S. Clesceri. American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA) and Water Environment Federation (WEF), Washington, D.C., USA. 2017.

Azevedo ACG, Feitosa FAN, Koenig ML. 2008. Distribuição espacial e temporal da biomassa fitoplanctônica e variáveis ambientais no Golfão Maranhense, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 22(3): 870-877. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0102-33062008000300022>.

Azevedo ACG e Cutrim MVJ. 2007. Fitoplâncton costeiro das porções norte-nordeste da ilha de São Luís, MA, Brasil. In: *Diversidade biológica, uso e conservação de recursos naturais no Maranhão: Projetos e Ações em Biologia e Química*. São Luís: UEMA 2:67-92.

Bicudo CEM e Menezes M. 2017. Gêneros de algas de águas continentais do Brasil (chave para identificação e descrições). 3. ed. São Carlos: RiMa, 554 p.

Carvalho RCQ, Cutrim Marco V.J, Eschrique Samara A, Azevedo-Cutrim Andrea C.G, Moreira Evaldeni G, Silveira Paula C.A et al. 2016. Microphytoplankton composition, chlorophyll-a concentration and environmental variables of the Maranhão Continental Shelf, Northern Brazil. *Latin american journal of aquatic research* 44(2):256-266. DOI: <http://dx.doi.org/10.3856/vol44-issue2-fulltext-7>.

Carvalho RCQ. 2018. Descritores ambientais da qualidade da água e comunidade fitoplanctônica da baía de São José, Maranhão, Brasil. Dissertação. Universidade Federal do Maranhão, São Luis. Disponível em: <https://tedebc.ufma.br/jspui/bitstream/tede/2259/2/RonnessaCarvalho.pdf>. Acesso em: 11 nov. 2022.

Cavalcanti LF, Azevedo-Cutrim acg, Oliveira ALL, Furtado JA, Araújo BO, Sá AKDS, Ferreira FS, Santos NGR, Dias FJS, Cutrim MVJ. 2018. Structure of microphytoplankton community and environmental variables in a macrotidal estuarine complex, São Marcos Bay, Maranhão - Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography* 66(3):83-100. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1679-87592018021906603>.

Cloern JE, Foster SQ, Kleckner AE. 2014. Phytoplankton primary production in the world's estuarine-coastal ecosystems. *Biogeosciences* 11(9):2477. DOI: <https://doi.org/10.5194/bg-11-2477-2014>.

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. 2005. Resolução n 357, de 17 de março de 2005. Ministério do Meio Ambiente, Brasília.

- Cordeiro IA, Feitosa FADN, Flores Montes MDJ, Otsuka AY, Costa Silva A. 2019. Environmental conditions of the Suape estuarine-port complex area (Pernambuco, Brazil): phytoplankton biomass and hydrological parameters. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*; Cambridge 99(2): 291-301. DOI: <https://doi.org/10.1017/S0025315418000176>.
- Correia Filho FL, Gomes ER, Nunes OO, Lopes Filho JB. 2011. Projeto cadastro de fontes de abastecimento por água subterrânea: estado do Maranhão: relatório diagnóstico do município de Água Doce do Maranhão, Serviço Geológico do Brasil. Disponível em: <https://rigeo.cprm.gov.br/xmlui/bitstream/handle/doc/15305/rel-agua_doce_ma.pdf?sequence=1&isAllowed=y>.
- Costa CR, Costa MFC, Barletta M, Alves LHB. 2017. Interannual water quality changes at the head of a tropical estuary. *Environmental Monitoring and Assessment* 189(1):628. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-017-6343-2>.
- Costa FWD. 2019. Aspectos geográficos e a gestão de ambientes costeiros: um enfoque na Resex do Delta do Parnaíba. *Regne* 5(Especial):1-16. DOI: <https://doi.org/10.21680/2447-3359.2019v5n0ID18406>.
- Diniz ALC, Sousa AKR, França AP, Freitas J, Batista WS, Lenz TM. 2020. O uso múltiplo da área de pesca do município de Raposa, Maranhão/Brasil/The multiple use of the fishing area in the municipality of Raposa, Maranhão/Brazil. *Brazilian Journal of Development* 6(2): 6999-7010. DOI: <https://doi.org/10.34117/bjdv6n2-121>.
- Diniz MTM e Oliveira GP. 2016. Proposta de Compartimentação em Mesoescala para o Litoral do Nordeste Brasileiro. *Revista Brasileira Geomorfologia (Online)*, São Paulo 17(3): 565-590. DOI: <https://doi.org/10.20502/rbg.v17i3.844>.
- EMBRAPA. 2018. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. 5. ed., rev. e ampl. – Brasília, DF : Embrapa, 356 p.
- Fernandes RTV, Oliveira JF, Fernandes RTV, Pinto ARM, Nascimento L, Oliveira JCD. 2019. Monitoramento ambiental das águas do estuário do rio das Conchas (RN) próximo a uma unidade de extração de sal. *Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental* 8(2):361-385.]. DOI: 10.19177/rgsav8e22019361-385. Disponível em: 15 nov. 2022.
- Flora e Funga do Brasil. 2022. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>>. Acesso em: 18 nov. 2022
- Fogaça FHS, Furtado AAL, Silva, CA, Tavares-Dias M, Routledge EAB. 2018. Vida na água: contribuições da Embrapa. Objetivos de desenvolvimento sustentável. Embrapa. Brasília, DF. Disponível em: <<http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/183493/1/ODS-14.pdf>>. Acesso em: 8 nov. 2022
- Greuter W e Rodríguez RR. 2018. Código Internacional de Nomenclatura para algas, hongos y plantas (Código de Shenzhen). Occasional papers from the Herbarium Greuter-4, Berlín, 377 p.
- IBGE. 2011. Censo Demográfico 2010, Área territorial brasileira. Rio de Janeiro: IBGE, 261 p. Disponível em: <<https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv49230.pdf>>. Acesso em: 02 nov. 2022.
- INFOCLIMA. 2018. *Boletim de informações climáticas do INPE/CPTEC*. INFOCLIMA 25(03). Disponível em: <http://infoclima.cptec.inpe.br/~rinfo/progclima/abr_2018.shtml>. Acesso em: 12 nov. 2022.
- INMET - Instituto Nacional de Meteorologia. 2022. Estação Meteorológica de Observação de Superfície Automática, Brasília, DF, Brasil. Disponível em: <https://portal.inmet.gov.br/?r=estacoes/estacoesAutomaticas>. Acesso em: 12 nov. 2022
- Jespersen AM e Christoffersen K. 1987. Measurements of chlorophyll-a from phytoplankton using ethanol as extraction solvent. *Archiv für Hydrobiologie*, 109(3):445-454.
- Jesus SB e Cruz MJM. 2019. Caracterização geoquímica do estuário do rio Una, BA, Brasil. *Geochimica Brasiliensis*, 33(3):286 – 302. DOI: <https://doi.org/10.21715/GB2358-2812.2019333286>.
- Maranhão. 2013. Inventário Turístico. Maranhão: Prefeitura Municipal de Água Doce do Maranhão, 68 p.
- Milazzo ADD, Cruz MJM, Melo EGV. 2017. Physicochemical parameters in estuarine zones of the Todos os Santos Bay in Bahia, Brazil. *Geochimica Brasiliensis*, 30(2):202. DOI: <https://doi.org/10.21715/GB2358-2812.2016302202>.

Mosley LM e Liss PS. 2019. Particle aggregation, pH changes and metal behaviour during estuarine mixing: review and integration. *Marine and Freshwater Research*, 71(3): 300-310. DOI: <https://doi.org/10.1071/MF19195>.

Moura H e Nunes Z. 2016. Caracterização sazonal das águas do sistema estuarino do Caeté (Bragança-PA). *Boletim do Instituto de Pesca*, 42(4):844-854. DOI: <https://10.20950/1678-2305.2016v42n4p844>.

Nascimento FCA, Braga CC, Araújo FRCD. 2017. Análise Estatística dos Eventos Secos e Chuvosos de Precipitação do Estado do Maranhão. *Revista Brasileira de Meteorologia*, 32(3):375-386. DOI: <https://doi.org/10.1590/0102-77863230005>.

Nusch E. 1980. Comparison of Different Methods for Chlorophyll and Phaeopigment Determination. *Archiv für Hydrobiologie*, 14(1):14-36.

Paula Filho FJ, Marins RV, Chicharo L, Souza RB, Santos GV, Braz EMA. 2020. Evaluation of water quality and trophic state in the Parnaíba River Delta, northeast Brazil. *Regional Studies in Marine Science*. 34(1):20-35. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2019.101025>.

Pereira LCC, Nascimento Trindade W, Silva IR, Vila-Concejo A, Short AD. 2016. Maranhão beach systems, including the human impact on São Luís Beaches. In: *Brazilian Beach Systems*. Springer, Cham, 17(1):125-152. DOI: https://doi.org/10.1007/978-3-319-30394-9_5.

R CORE TEAM. 2022. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Disponível em: <https://www.R-project.org.com>. Acesso em: 2 nov. 2022.

Round FE, Crawford RM, Mann DG. 1990. *The Diatoms. Biology and Morphology of the Genera*. Cambridge University Press, Cambridge, 758 p.

Santana FM, Morize E, Labonne M, Lessa RP, Clavier J. 2018. Connectivity between the marine coast and estuary for white mullet (*Mugil curema*) in northeastern Brazil revealed by otolith Sr: Ca ratio. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 215(1):124-131. DOI: [10.1016/j.ecss.2018.09.032](https://doi.org/10.1016/j.ecss.2018.09.032).

Santos AKD, Oliveira ALL, Furtado JA, Ferreira FS, Araújo BO, Corrêa JJM, Cavalcanti LF, Cutrim ACGA, Cutrim MVJ. 2017. Spatial and seasonal variation of microphytoplankton community and the correlation with environmental parameters in a hypereutrophic tropical estuary-Maranhão-Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 65(3):356-372. DOI: <https://doi.org/10.1590/s1679-87592017134406503>.

Soria-Píriz SP, García-Robledo E, Papaspyrou S, Aguilar V, Seguro I, Acuña J, Morales A, Corzo A. 2017. Size fractionated phytoplankton biomass and net metabolism along a tropical estuarine gradient. *Limnology and Oceanography*, 62(1), 309-326. DOI: <https://doi.org/10.1002/lno.10562>.

Teixeira C, Aranha, FJ, Barbieri R, Melo O. T1988. Produção primária e clorofila-a do fitoplâncton e parâmetros físicos e químicos do Estreito do Coqueiros - Maranhão, Brasil. *Revista Brasileira Biologia*, 48(1):29-39.

Tomas CR. 1997. *Identifying Marine Phytoplankton*. New York: Academic Press, 858 p. DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-693018-4.X5000-9>.

Vasistha P, Ganguly R. 2020. Assessment of spatio-temporal variations in lake water body using indexing method. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(33):41856-41875. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-020-10109-3>.

Wood EJJ. 1968. *Dinoflagellates of the Caribbean Sea and Adjacent Areas*. Miami, University of Miami Press, 8(3):253. DOI: [https://doi.org/10.1016/0041-0101\(70\)90213-8](https://doi.org/10.1016/0041-0101(70)90213-8).



Esta obra está licenciada com uma *Licença Creative Commons Atribuição Não-Comercial 4.0 Internacional*.

Wastewater management in the state of Alagoas, Brazil: greenhouse gas emissions and organic load removal efficiency of wastewater treatment plants

Crislânny Canuto dos Santos^{1*} , Elane Pereira Gomes² , Carolina Ferreira Simon Maia² , Stoécio Malta Ferreira Maia² 

1 Programa de Pós graduação em Agronomia, Universidade Federal de Alagoas, Campus de Engenharias e Ciências Agrárias, BR-104, Km 85, s/n, Rio Largo - AL, 57100-000.

2 Mestrado em Tecnologias Ambientais, Instituto Federal de Alagoas, Campus Marechal Deodoro. Rua Odilon Vasconcelos, 103, Maceió - AL, 57035-660.

*Corresponding author: crislanycanuto@outlook.com.

Received 13 December 2022.

Accepted 10 April 2023.

Published 28 April 2023.

Abstract - Domestic and industrial wastewater treatment plants are categorized as anthropogenic sources of direct greenhouse gases (GHG) emissions. In this study, greenhouse gases emissions from the wastewater sector in the state of Alagoas – Brazil were estimated, and the efficiency of sewage treatment plants was evaluated, based on biochemical oxygen demand (BOD) removal. In addition, possible GHG emission scenarios for direct emission sources were evaluated. To evaluate these emissions, calculation tool developed by the GHG Protocol (scopes 1 and 2) and the Intergovernmental Panel on Climate Changes (IPCC) Guidelines were used. As a result, in 2018, a total of 66.524.76 tCO₂e was emitted, of which 52.677.53 tCO₂e were due to sewage treatment. Electricity consumption was responsible for emitting 13.023.77 tCO₂e. Among wastewater treatment systems, the most efficient for BOD removal was septic tank with stabilization ponds, with 80% removal efficiency. Through scenario evaluations, this study suggests that the replacement of current treatments by well-operated aerobic systems is the most effective strategy in reducing total GHG emissions from sewage wastewater treatment plants. The results obtained constitute a management tool, helping the company in the strategic planning to achieve sustainability.

Keywords: Climate change. Biochemical oxygen demand. Corporate GHG emissions.

Gestão de águas residuais em Alagoas – Brasil: emissões de gases de efeito estufa e eficiência de remoção de carga orgânica das estações de tratamentos

Resumo - As estações de tratamento de águas residuais domésticas e industriais são categorizadas como fontes antropogênicas de emissão direta de gases do efeito estufa (GEE). Neste estudo, foram estimadas as emissões de gases de efeito estufa do setor de águas residuais no estado de Alagoas – Brasil e avaliada a eficiência das estações de tratamento de esgoto, com base na remoção da demanda

bioquímica de oxigênio (DBO). Além disso, possíveis cenários de emissões de GEE para as fontes de emissão direta foram avaliados. Para contabilização dessas emissões foram utilizadas a ferramenta de cálculo elaborada pelo *GHG Protocol* (escopos 1 e 2) e as Guias do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC). Como resultados, foram emitidos em 2018, o total de 66.524,76 tCO₂e, destes, 52.677,53 tCO₂e foram decorrentes do tratamento de esgoto. O consumo de energia elétrica foi responsável por emitir 13.023,77 tCO₂e. Dentre os sistemas de tratamentos de efluente, o mais eficiente para a remoção da DBO foi o de tanque séptico com lagoas de estabilização, com uma eficiência de remoção de 80%. Por meio das avaliações dos cenários, este estudo sugere que a substituição dos tratamentos atuais por sistemas aeróbicos bem operados é a estratégia mais eficaz na redução das emissões totais de GEE das estações de tratamento de esgoto. Os resultados obtidos constituem uma ferramenta de gestão, ajudando a empresa no planejamento estratégico para alcançar a sustentabilidade.

Palavras-chave: Mudanças climáticas. Demanda bioquímica de oxigênio. Emissões de GEE corporativas.

Gestión de aguas residuales en Alagoas – Brasil: emisiones de gases de efecto invernadero y eficiencia en la remoción de carga orgánica de las plantas de tratamiento

Resumen - Las plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas e industriales se clasifican como fuentes antropogénicas de emisiones directas de gases de efecto invernadero (GEI). En este estudio, se estimaron las emisiones de gases de efecto invernadero del sector de aguas residuales en el estado de Alagoas – Brasil y se evaluó la eficiencia de las plantas de tratamiento de aguas residuales, con base en la eliminación de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO). Además, se evaluaron posibles escenarios de emisión de GEI para fuentes de emisión directa. Para dar cuenta de estas emisiones se utilizaron herramienta de cálculo desarrollada por GHG Protocol (alcances 1 y 2) y el Directrices de Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (IPCC). A consecuencia, en 2018 se emitieron un total de 66.524,76 tCO₂e, de las cuales 52.677,53 tCO₂e provinieron del tratamiento de aguas residuales. El consumo de energía eléctrica fue responsable de la emisión de 13.023,77 tCO₂e. Entre los sistemas de tratamiento de efluentes, el más eficiente para la remoción de DBO fue el tanque séptico con lagunas de estabilización, con una eficiencia de remoción del 80%. A través de evaluaciones de escenarios, este estudio sugiere que reemplazar los tratamientos actuales con sistemas aeróbicos bien operados es la estrategia más efectiva para reducir las emisiones totales de GEI de las plantas de tratamiento de aguas residuales. Los resultados obtenidos constituyen una herramienta de gestión, ayudando a la empresa en la planificación estratégica para lograr la sostenibilidad.

Palabras clave: Cambio climático. Demanda de oxígeno bioquímico. Emisiones corporativas de GEI.

Introducion

The increase in the average global temperature, as a result of anthropic activities, is a reality according to the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC 2021). In its sixth evaluation report, IPCC presented scenarios with increases between 1.4 and 4.4 °C by the end of the century if actions are not adopted to reduce GHG emissions (IPCC 2021).

Wastewater treatment results in the direct carbon dioxide (CO₂), methane (CH₄) and nitrogen oxide (N₂O) emissions. The direct CO₂ emission in biological treatment processes is of natural origin (biogenic), and, therefore, is not considered a contributor to the greenhouse effect since it does not alter the GHG balance in the atmosphere (Lima and Salvador 2014). However, future improvements to the IPCC Guidelines should include a method for estimating these non-biogenic emissions associated with wastewater treatment operations and wastewater discharges (IPCC 2019). The indirect CO₂ emission can be evaluated based on the energy consumption in the sewage treatment process (Nayeb et al. 2020). N₂O emissions come from the transformations of nitrogenous substance (Huang et al. 2020).

CH₄ emission comes from anaerobic treatment processes, in which organic matter is degraded. Sewages with high organic matter content have high potential for CH₄ emissions. The organic matter present in these sewages is expressed in terms of Biochemical Oxygen Demand (BOD), which is the main determining factor of the CH₄ generation potential and represents the amount of oxygen consumed by microorganisms in the biochemical organic matter oxidation (Lima and Salvador 2014).

In Brazil, the Waste sector is responsible for only 4.5% of national GHG emissions; however, it showed increase of 152% between 1990 and 2016, becoming the sector with the highest increase in the country (MCTIC 2020). This increase is directly related to population growth, along with increased urbanization, which has led to ever-increasing demands for potable water with subsequent increases in wastewater (Asadi and McPhedran 2021). Furthermore, increases in waste treatment capacity contribute to higher GHG emissions, which become a concern for the sustainable development of this sector (Kumar et al. 2021).

In this context, the search for environmental quality and social responsibility has been growing in sanitation companies (Speranza and Resende 2015). Thus, the implementation in policies of actions such as GHG inventories is necessary since they help subsidize appropriate mitigation initiatives (Asadi and McPhedran 2021).

Several studies on GHG estimates from the wastewater management sector have been carried out in other countries. Li et al. (2017) compiled GHG emissions in Beijing and observed that the domestic sewage sector emitted 591 kt of CO₂ equivalent (ktCO₂e). In Greece, emission of 892.454 ktCO₂e per year was verified in 2016, referring to the emission of 220 wastewater treatment plants in the country (Koutsou et al. 2018). In Iran, Nayeb et al. (2019) found that 3.498.74 ktCO₂e were emitted per year by wastewater treatment plants.

In Brazil, although this practice is not yet widespread among all companies in the sanitation sector, large companies such as: Sanitation Company of the State of São Paulo - SABESP; Sanitation Company of the state of Minas Gerais - COPASA and Sanitation Company of the state of Paraná - SANEPAR, already account for and publish their emissions regularly (COPASA 2018; SABESP 2018; SANEPAR 2019). The Sanitation Company of the state of Alagoas (CASAL) is one of the largest state-owned companies of Alagoas, operating 44 water supply systems and 50 sewage systems, playing an important role in the social development of the state. In this way, its activity must always be carried

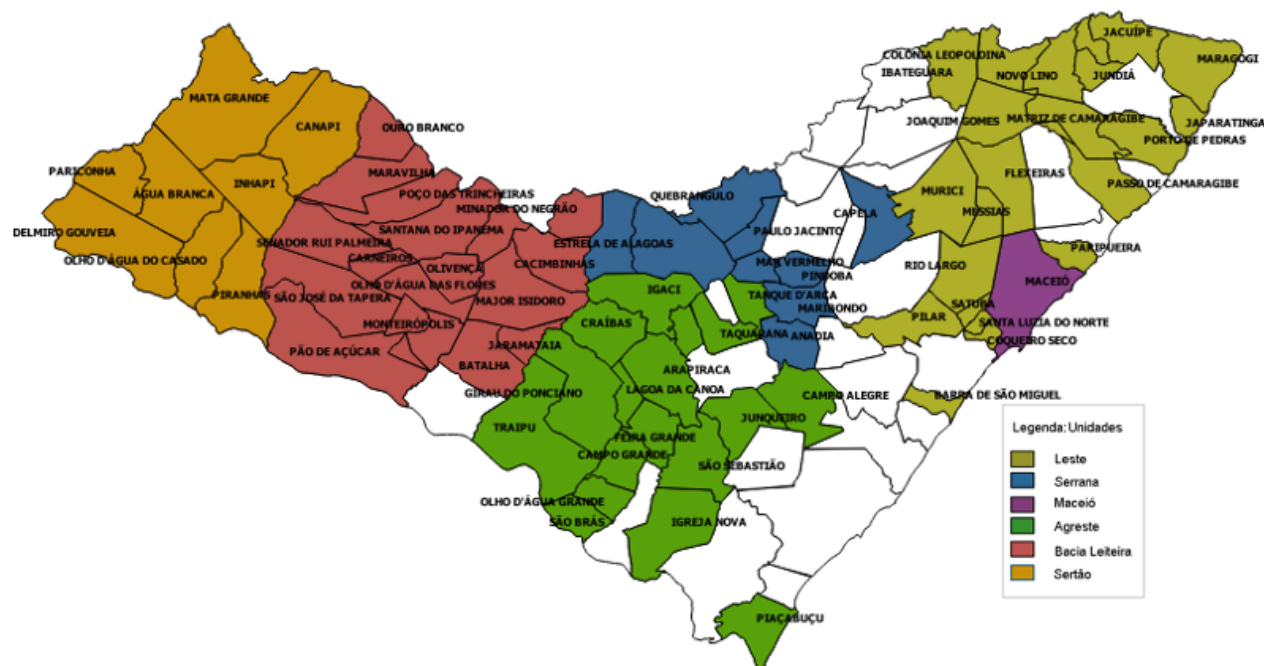
out with a view to economic-financial, social and environmental sustainability. However, CASAL still does not carry out the accounting of its GHG emissions.

In view of this demand, the aim of this work is to estimate GHG emissions generated by the main activities of the Sanitation Company of the state of Alagoas, for the year 2018, based on the efficiency of wastewater treatment plants (WWTP), to provide data and information that contribute to the planning and elaboration of public and business policies aimed at reducing GHG emissions. Additionally, it aimed to evaluate GHG emission scenarios for direct emission sources, considering changing the type of sewage treatment and improving the efficiency of WWTP systems.

Material and methods

This research was carried out at the Sanitation Company of the state of Alagoas (CASAL), a mixed economy company, created by Law No. 2.491 of 1962, for the provision of water supply and sewage treatment services. The company has administrative headquarters in the city of Maceió, three Business Units in the state capital (Benedito Bentes, Farol and Jaraguá) and five Business Units in the countryside (Leste, Serrana, Agreste, Bacía Leiteira and Sertão) (CASAL 2019), as shown in figure 1.

Figure 1. Distribution of Business Units and Municipalities served by CASAL, in Alagoas State, Northeast of Brazil.



Greenhouse gas emission were estimated based on the GHG protocol (WRI/WBCSD 2004) and on IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories (IPCC 2006) on direct emissions from wastewater treatment.

GHG emission estimates

The GHG Protocol establishes three scopes for carrying out corporate GHG emission estimates. Scope 1 refers to direct emissions from the company's processes; scope 2 includes indirect emissions resulting from energy consumption and scope 3 refers to emissions that do not belong and/or are not controlled by the company, that is, it considers all indirect emissions not categorized in the other scopes (WRI/WBCSD 2004). Table 1 presents the sources of emissions, while the methods used for each source are detailed below. Estimates were made for the year 2018.

Table 1. Emission types and sources considered in the inventory.

Category	Emission sources	Emission type	Scope	Gases emitted
Wastewater	Wastewater treatment	Direct	1	CH ₄
Mobile combustion	Vehicles	Direct	1	CO ₂ , CH ₄ and N ₂ O
Stationary combustion	Generators, motors	Direct	1	CO ₂ , CH ₄ and N ₂ O
Electricity	Capture, treatment and water distribution; collection, treatment and sewage disposal and administrative activities	Indirect	2	CO ₂

Scope 1 - Direct emissions from wastewater treatment

Treatment plants were identified and classified according to their treatment processes. For the calculation of GHG emissions, collected and treated sewage and collected and untreated sewage were considered. Only CH₄ emissions were accounted for, as GHG emissions from the waste sector are predominantly CH₄ (95.8%) (MCTIC 2021). However, N₂O emissions can occur directly in the nitrification (aerobic) and denitrification (anoxic) process in treatment plants, or indirectly, in wastewater discharged into water bodies (Huang et al. 2020). The steps for calculating CH₄ emissions are described below (IPCC 2006):

1) Total organic load estimation

This parameter is a function of human population and BOD generation (biochemical oxygen demand) per person, being expressed in terms of kg BOD year⁻¹ and calculated using the following equation 1 (IPCC 2006):

$$TOW = P \times BOD \times 0.001 \times I \times 365 \quad (1)$$

Where:

TOW = total organic load of wastewater in the year of the inventory, kg BOD year⁻¹.

P = population in the year of the inventory.

BOD (degradable organic component) = BOD per capita in the year of the inventory, g person day⁻¹ (the standard amount for Brazil according to the IPCC-2006 Guide is 50 (g person day⁻¹).

0.001 = conversion factor (g to kg).

I = corrective factor for industrial BOD disposal in the collection network (standard values: 1.25 for collected and 1 for uncollected).

2) Population cover estimation (P)

The population covered (P) with sewage collection and treatment in the year of the inventory was estimated by the number of households served multiplied by the average of household occupation in each municipality (IBGE 2010).

3) Biological Oxygen Demand (BOD)

To calculate *per capita* BOD, data from the BOD removal efficiency monitoring in nine treatment plants were used, which was carried out by the CASAL Sewage Analysis Laboratory. For WWTP with no data availability, the average BOD entry and exit of the remaining WWTP was used. BOD removal was calculated using equation 2 (IPCC 2006):

$$BODr = (BOD\ entry - BOD\ exit) \times Q\ treated \quad (2)$$

Where:

$BODr$ = BOD removed ($g\ day^{-1}$)

$BOD\ entry$ = BOD in the influent of wastewater treatment plants ($g\ L^{-1}$).

$BOD\ exit$ = BOD in the effluent of wastewater treatment plants ($g\ L^{-1}$).

$Q\ treated$ = flow treated in each plant ($L\ day^{-1}$).

Table 2 shows the treatment systems and volumes of treated sewage used to calculate BOD.

Table 2. Volumes of sewage treated and untreated by treatment system for BOD calculation.

Type of treatment	Sewage volume ($m^3\ year^{-1}$)
Oceanic disposal system	36.792.000.00
Anaerobic reactors	3.786.311.54
Septic systems	4.172.928.78
Stabilization ponds	5.951.357.12
Compact activated sludge	463.760.24
Collected and untreated	1.826.041.27

4) Emission factors for domestic sewage (EF) treatment and discharge.

The emission factor was established based on the maximum CH_4 production potential of each type of treatment and the corrective factor, according to equation 3 (IPCC 2006):

$$EF = Bo * MCF \quad (3)$$

Where:

EF = Emission factor ($kg\ CH_4\ kg\ BOD^{-1}$)

B_0 = Maximum CH_4 production capacity (the value of $0.6 \text{ kg of CH}_4 \text{ kg of BOD}^{-1}$ was used (IPCC 2006))
 MCF = Methane corrective factor, which indicates the degree to which the system is anaerobic.

After applying equation 3, the emission factor for each treatment system was found. This factor was then multiplied by removed BOD. The result is found in kgCH_4 and then converted into tCO_2e . Thus, for the conversion of CH_4 emissions into equivalent CO_2 , GWP of 21 was adopted (Forster et al. 2007). In this work, types of treatment were grouped into categories and MCF values shown in table 3 were adopted.

Table 3. Types of treatment and respective methane correction factors.

Types of treatment	MCF
Oceanic disposal system	0.1
Activated sludge	0.3
Stabilization ponds	0.2
Septic systems	0.5
Anaerobic reactors	0.8

Source: IPCC (2006); Vieira et al. (2015).

For cases in which there was combination of anaerobic and aerobic treatment processes, the MCF of the most anaerobic treatment was selected, as CH_4 emissions occur during the organic matter anaerobic digestion.

Scope 1 - Mobile combustion

In the mobile combustion category, emissions caused by 335 vehicles used to carry out activities in the administrative and operational sectors were considered. Data were provided by the CASAL transport sector, responsible for controlling vehicles and fuel consumption. GHG emission was estimated using equation 4 (IPCC 2006):

$$\text{Direct combustion} = \text{fuel consumption} \times \text{emission factor} \quad (4)$$

Where:

Fuel consumption = amount of fuel consumed throughout the year (L).

Emission factor = as shown in table 4 (Kg L^{-1}).

Table 4. Fuel consumption and emission factors by fuel type for mobile combustion.

Fuel	Fuel consumption (L)	Emission factors					
		Fossil fuel			Biofuel		
		(kg CO ₂ L ⁻¹)	(kg CH ₄ L ⁻¹)	(kg N ₂ O L ⁻¹)	(kg CO ₂ L ⁻¹)	(kg CH ₄ L ⁻¹)	(kg N ₂ O L ⁻¹)
Gasoline	360.520.28	2.212	0.0008	0.00026	1.526	0.0002	0.00001
Diesel	84.947.85	2.603	0.0001	0.00014	2.431	0.0003	0.00002
Ethanol	36.07	--	--	--	1.457	0.0004	0.00001

Source: CASAL and GHG PROTOCOL (2019).

Scope 1 - Stationary combustion

Sources referring to the generation of equipment and mowers used in the operational sector were considered. Data were provided by the CASAL transport sector, responsible for controlling fuel consumption. Table 5 presents the emission factors by type of fuel for stationary combustion, according to the previously mentioned calculation tool.

Table 5. Fuel consumption and emission factors by type of fuel for stationary combustion.

Fuel	Fuel consumption	CO ₂	CH ₄	N ₂ O
	(L)		(Kg L ⁻¹)	
Gasoline	3.520.05	2.24	0.00032	0.00002
Diesel	2.002.14	2.63	0.00036	0.00002

Source: CASAL and GHG PROTOCOL (2019).

Scope 2 - Electricity consumption

Data referring to electricity consumption of the administrative and operational water supply (surface and underground collections, pumping stations, treatment stations) and sewage management (pumping stations, treatment stations) of the 77 operating municipalities were provided by the CASAL Energetic Efficiency Sector.

Indirect GHG emissions generated using electricity were accounted for according to equation 5 (IPCC 2006):

$$\text{Electricity emission} = \text{monthly consumption} \times \text{monthly emission factor} \quad (5)$$

Where:

Monthly consumption = monthly amount of electricity consumed in megawatt hours (MWh) (Table 6).

Monthly emission factor provided by MCTIC for Brazil in 2018 (tCO₂ MWh⁻¹) (Table 6).

Table 6. Monthly consumption (MWh) and average monthly emission factors (tCO₂ MWh⁻¹) for the months of 2018.

Month	Monthly consumption	Emission factor	Month	Monthly consumption	Emission factor
January	15.433.952	0.0640	July	14.725.215	0.1076
February	15.057.237	0.0608	August	14.854.409	0.1181
March	13.545.102	0.0635	September	14.764.869	0.1182
April	14.043.264	0.0523	October	14.933.256	0.0802
May	14.255.056	0.0607	November	15.456.092	0.0366
June	14.352.631	0.0915	December	14.580.428	0.0343

Source: CASAL and MCTIC (2018).

Scenarios of changing the type of sewage treatment and improving the efficiency of WWTP systems

Considering international and national initiatives aimed at adopting strategies to reduce GHG emissions, different CH₄ emission scenarios were evaluated, considering the change in the type of sewage treatment and the increase in the efficiency of WWTP systems (Table 7).

Table 7. Description of CH₄ emission scenarios for sewage treatment.

Scenario	Description
Current	Current Sewage Treatment Plants.
Scenario 1	Replacement of current treatment plants by well-operated conventional activated sludge systems.
Scenario 2	Replacement of current treatment plants by systems with anaerobic reactors.
Scenario 3	Implementation of the new WWTP with Moving Bed Biofilm Reactor (MBBR) System, advanced treatment technology for activated sludge and biofilters in the city of Maceió, replacing stabilization ponds and septic tank/anaerobic filter and compact activated sludge tank systems. Maintenance of other systems.
Scenario 4	Situation in which all WWTP work at optimal BOD removal efficiency.
Scenario 5	WWTP systems under current conditions, but with coverage of 100.0% of the population of the 77 municipalities in which it operates with the installation of anaerobic treatment systems.

Results and Discussion

GHG Emission

The total CO₂ equivalent emission for the year 2018 was 66.524.76 tCO₂e, as shown in Table 8. Emission referring to scope 1 sources (sewage treatment, mobile and stationary combustion) was 53.500.98 tCO₂e, while emission referring to scope 2 (electricity), the value was 13.023.77 tCO₂e. Emissions related to sewage treatment reached total of 52.677.53 tCO₂e, constituting the most significant source (about 79%) of GHG emissions among those analyzed.

Table 8. Total GHG emissions by emission sources of the Sanitation Company of the State of Alagoas for the year 2018.

Emission sources	Scope	Emission (tCO ₂ e.)	Contribution (%)
Wastewater treatment	1	52.677.53	79.2
Mobile combustion	1	811.83	1.2
Stationary combustion	1	11.62	0.0
Electricity	2	13.023.77	19.6
Total		66.524.76	100.0

Such GHG emission standard is also found in other Brazilian sanitation companies such as Sabesp, Copasa and Sanepar. However, in these companies, wastewater treatment contributions reach around 90.0%, which is mainly due to the higher level of population coverage with sewage collection and treatment systems and the inclusion of other emission substances and sources for accounting purposes. In Minas Gerais and São Paulo, the population percentage covered by the sewage system corresponded to 38% and 83% of the estimated total population, respectively (COPASA 2018; SABESP 2018). In the case of CASAL, the population covered with sewage treatment, according to this study, was 488.223 inhabitants, which corresponds to 14.7% of the state population.

Regarding emissions by type of sewage treatment (table 9), it was found that the oceanic disposal systems and anaerobic reactors presented the highest contributions of GHG emissions, with 32% and 29%, respectively. In contrast, treatment with activated sludge had the lowest emission (857.43 tCO₂e). GHG emission of collected and untreated sewage corresponds to 1.9% of the total. Despite the ocean disposal system having the highest percentage of emissions, the *per capita* emission was 0.07 tCO₂e. On the other hand, anaerobic systems presented *per capita* emission of 0.40 tCO₂e (Table 9). This is due to the low MCF presented by the oceanic disposal system (around 0.1), reducing the CO₂eq emission estimate (IPCC 2006). Therefore, the MCF of treatment systems is related to their *per capita* emissions.

Table 9. Annual tCO₂e emission by type of sewage treatment of the Sanitation Company of the State of Alagoas for the year 2018.

Type of treatment	Emission (tCO ₂ e.)	Per capita emission (tCO ₂ e.hab ⁻¹)	Contribution (%)
Oceanic disposal system	16.909.05	0.07	32.1
Anaerobic reactors	15.379.52	0.40	29.2
Systems septic	10.978.93	0.15	20.8
Stabilization ponds	7.564.02	0.10	14.4
Collected and untreated	988.58	0.03	1.9
Compact activated sludge	857.43	0.05	1.6
Total	52.677.53		100.0

According to Lima and Salvador (2014), in a study performed with treatment plants in Brazil, anaerobic and open systems, such as septic ponds and tanks, are responsible for the highest GHG emissions, corroborating our results, when the *per capita* emissions found for these types of treatment were analyzed. One of the main characteristics of anaerobic reactors is the generation of biogas, which can play a negative role if it is directly sent to the atmosphere, or a positive role, if it is recovered (Lopes et al. 2020). In the city of Depok, Indonesia, septic tank treatment systems were the largest contributors to the total GHG emission (Pratana et al. 2021). Bahi et al. (2020) showed that anaerobic ponds were the main source of GHG emissions in the AinTaoujdate region – Morocco.

Of the total 811.83 tonnes of CO₂e emitted by mobile combustion sources, gasoline was responsible for emitting 608.61 tCO₂e, corresponding to 75.0% of the total GHG emissions related to mobile combustion, followed by diesel with 203.22 tCO₂e (25.0%) (Table 10). Alcohol, which was little consumed, presented negligible GHG emissions, as most of its emission corresponded to renewable biogenic CO₂. Stationary combustion produced a total of 11.62 tCO₂e, resulting from the burning of fossil fuels. The burning of diesel is responsible for the emission of 8.12 tCO₂e.

GHG emissions from mobile and stationary combustion accounted for only 1.2% of the total. Although small in relation to the treatment of sewages and energy, these emissions could be reduced by replacing the use of gasoline with ethanol in vehicles used by the company.

Table 10. Annual consumption and GHG emissions (tCO₂e) by combustion of the Sanitation Company of the State of Alagoas for the year 2018.

Fuel	Mobile combustion		Stationary combustion	
	Consumption (L)	Total emissions (tCO ₂ e)	Consumption (L)	Total emissions (tCO ₂ e)
Diesel	84.947.85	203.22	3.393.44	8.12
Gasoline	360.484.31	608.61	2.128.75	3.51
Ethanol	36.07	0.00	-	-
Total	445.468.23	811.83	5.522.19	11.62

Total GHG emissions resulting from electricity consumption were 13.023.77 tCO₂e/year. Of this total, 97.47% refer to water supply, 1.99% to wastewater and 0.55% to administrative activities. Santos (2015) found results similar to those identified in CASAL, with water supply being responsible for the highest consumption.

According to Zhang et al. (2017), in a study carried out in China between 2006 and 2012 with sanitation companies, it was observed that electricity consumption was responsible for 58.0% of the total GHG emitted by companies, since in addition to carrying out sewage treatment, they are responsible for treating water for human consumption and, in this sense, GHG is indirectly emitted during the operation of the water supply service.

Efficiency of treatment systems

Sewage monitoring data allowed observing the efficiency of treatment systems in promoting BOD removal, which is the main determinant of the potential for methane generation (Table 11). It was found that only 45.0% of entry BOD was removed during treatment, leaving 55.0%, which have been dumped into waterbodies.

Table 11. BOD removal by the sewage treatment.

Category	BOD (kg year ⁻¹)	Contribution (%)
BOD Removed	7.412.457.53	45.0
BOD not removed	9.244.193.71	55.0
Total	16.656.651.24	100.0

These results reflect the deficiency of sewage treatment systems in the state of Alagoas - Brazil. In general, overall mean exit BOD of 192 ± 103 mg L⁻¹ was obtained. The Resolution of the National Council for the Environment (CONAMA) No. 430/2011, which provides for sewage discharge standards, establishes maximum BOD of 120 mg L⁻¹ as discharge standard for sewage treatment,

which limit can be exceeded in the case of minimum BOD removal efficiency of 60.0% or through a receiving waterbody self-depuration study (BRASIL 2011).

According to the BOD removal efficiency in treatment systems and the average BOD values in the treated sewage for each system (Table 12), it appears that the most efficient treatment for BOD removal was the use of stabilization ponds, with BOD removal efficiency of 80.0%, with sewage BOD of 69.6 mg L⁻¹, followed by septic tank systems, with stabilization ponds and anaerobic reactors with stabilization ponds, with 79.7 % and 79.5% of BOD removal efficiency, showing, respectively, sewage BOD of 58.1 and 52.0 mg L⁻¹. Stabilization pond systems are affected by cesspool and septic tank waste overloads. Strauss et al. (1997) reported that the process of co-treatment of waste from cesspools, septic tanks and sanitary sewage, in stabilization pond systems, can generate organic overload in the system and sludge accumulation at rates faster than expected, due to the high concentration of solids in septic tanks. In addition, fresh sludge also contains high ammonia concentration, which can harm and even prevent the development of algae, promoting a deficit in photosynthesis, consequently leading to low levels of dissolved oxygen in the liquid mass. The activated sludge system had the lowest BOD removal percentage (27.7%). Activated sludge is a very efficient technology; however, its operation is complex and to obtain maximum efficiency, it is necessary to control the aeration of the system, among other aspects. At CASAL, this operation did not occur in practice, which justifies the low efficiency achieved by the activated sludge. For the other treatments, BOD concentrations ranged from 132.0 to 282.2 mg L⁻¹, that is, above the limit concentration of 120 mg L⁻¹ imposed by CONAMA resolution, and far higher than those found by Fonseca and Tibiriça (2018) and USEPA (2002). This result suggests that most of CASAL's WWTPs are operating below the ideal BOD removal efficiency. It is important to highlight that in the case of the oceanic disposal system, the low removal percentage is justified, given that such system corresponds to a preliminary treatment, whose principle is based on self-depuration carried out by the sea; therefore, its function is just the removal of coarse solids.

Table 12. BOD removal percentage in treatment systems.

Type of treatment	Entry BOD (kg year ⁻¹)	Removed BOD (kg year ⁻¹)	Mean exit BOD (mg L ⁻¹)	Removal (%)	Ideal removal* (%)
Stabilization ponds	2.440.758.27	1.951.763.97	69.6	80.0%	80.0%
Septic tank / filter / Stabilization ponds	269.011.54	214.384.67	58.1	79.7%	97.0%
Anaerobic reactors / ponds	205.476.11	163.353.33	52.0	79.5%	93.5%
UASB	66.414.82	47.474.29	140.0	71.5%	67.5%
Anaerobic reactors / aerobic reactors	1.162.664.49	807.343.45	132.0	69.4%	88.0%
Septic tank / filter	1.432.927.70	748.325.38	222.7	52.2%	82.5%
Anaerobic reactors / filter	145.479.59	62.048.65	211.8	42.7%	81.0%
Oceanic disposal system	10.735.905.60	3.293.409.60	202.3	30.7%	--
Compact activated sludge	226.834.04	62.840.70	282.2	27.7%	89.0%

Source: the author and *Von Sperling (2018)

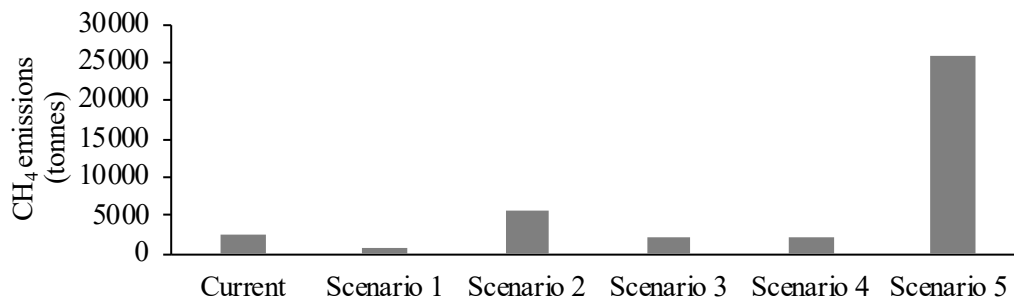
Changes in CH₄ production or generation are related to the BOD removal process. If sewage treatment plants operate at their optimal removal potential, the treated sewage would meet discharge standards; however, there may be an increase in GHG emissions resulting from the treatment process, if CH₄ is not used (Huang et al. 2020). If there is low treatment efficiency, less GHG will be emitted, but the sewage treatment will not meet discharge standards (Bahi et al. 2020). In this sense, SUEZ, the company that operates the wastewater treatment plant in Strasbourg – France, has developed a project that consists of injecting biomethane produced from wastewater into the natural gas network. Currently, the company produces 1.6 million Nm³/year of purified methane, which is equivalent to the consumption of 5.000 low-consumption housing units. This new source of renewable energy has launched the transition to a new model of local and sustainable carbon energy in Strasbourg (SUEZ 2022).

Evaluated scenarios

In 2016, Brazil emitted 1.467 Tg CO₂e with the waste treatment sector, being responsible for 4.5% of the country's total emissions (MCTIC 2021). Despite the low contribution of the sector, GHG emissions increased by 29% between 2010 and 2016, demonstrating the importance of adopting strategic actions to reduce such emissions.

In this perspective and considering that the largest emission contributions in the wastewater treatment and discharge sector are due to sewage treatment, IPCC (2006) proposes three options to reduce GHG emissions, namely: i) replacement of the anaerobic treatment process by aerobic process, which has low direct GHG emission if properly operated, as biogenic CO₂ emission does not alter the GHG balance in the atmosphere; ii) introduction of methane burners in anaerobic treatment systems, transforming it into CO₂ in a complete combustion; and iii) introduction of biogas recovery technologies for energy use. In this context, scenarios 1 and 3 were prepared according to option 1, suggested by IPCC.

In this study, CH₄ emission scenarios for the wastewater sector were proposed based on the results obtained (Figure 2). In scenario 1, with the replacement of current treatments by well-operated aerobic processes, there was a 62.9% reduction in methane emissions. However, it is noteworthy that when using aerobic systems, there is an increase in electricity consumption, as these systems need aerators, which consequently increases indirect emissions of equivalent CO₂. If current systems were replaced by anaerobic systems of anaerobic reactors, with MCF of 0.8 (scenario 2), there would be a 130.2% increase in CH₄ emissions. In scenario 3, which proposes the replacement of stabilization ponds by WWTP with MBBR aerobic system, there would be a 16.9% reduction in CH₄ emissions in relation to the current system. If current treatment plants operate at their maximum efficiency potential (scenario 4), there would be a 18.7% reduction in CH₄ emissions.

Figure 2. CH₄ emissions (tonnes) in different water treatment scenarios.

Scenario 5 demonstrates a reality in which there would be coverage with sanitary sewage for the entire population of the 77 municipalities served by CASAL with anaerobic treatments. In this scenario, there would be a 934.4% increase in CH₄ emissions, since increasing sewage collection and anaerobic treatment rates without CH₄ recovery tends to increase GHG emissions (Vieira et al. 2015). However, CH₄ emissions in scenario 5, despite being high when compared to the current scenario, have other environmental and public health benefits. Furthermore, the use of anaerobic systems, despite presenting higher CH₄ emissions, has the potential for use biogas to generate electricity, according to studies carried out by Lima and Salvador (2014); Nguyen et al. (2020); Ramtel et al. (2021).

For the year 2016, methane burning contributed to a 16% decrease in total emissions by the sewage treatment sector (MCTIC 2020). Thus, investment in technologies for the use of gas for energy generation or burning through flares, already adopted in Brazil, is an alternative to reduce GHG emissions (Lima and Salvador 2014).

According to Moreira et al. (2018), Brazilian WWTPs have significant potential for biogas production. However, according to the study on the potential of energy generation from sanitation waste by the United Nations Development Program – UNDP (PNUD BRAZIL 2010), although there is potential for use arising from the sewage volume generated in metropolises, there are few projects for the use of biogas in Brazil. In other countries, such as France, Denmark and Germany, (Macintosh et al. 2019; State of Green 2020; Suez 2022), there are projects for the use of biogas.

In addition to CH₄ emission scenarios referring to the type of sewage treatment, mobile combustion data were used for alternatives to reduce emissions arising from this category. As a result, when considering only the replacement of gasoline by ethanol, taking into account the amount of gasoline consumed by vehicles, there would be a 99.2% reduction in total CO₂ equivalent emissions. Thus, given the scenario presented for the use of fuel, the company is responsible for evaluating the benefits of using ethanol, aiming not only at the economic aspect, but mainly at the GHG aspect, in view of its responsibility with regard to social and environmental issues.

Knowing the profile of GHG emissions allows the establishment of strategies and targets for their reduction and/or compensation that, when carried out periodically, become a tool for managing such emissions (Pratana et al. 2021). CASAL, as one of the largest state-owned companies in Alagoas, operating 44 water supply systems and 51 sewage treatment systems, plays an important role in the social development of the state. Therefore, its activity must always be carried out with a view to economic, social and environmental sustainability.

Initially, for the establishment of a management tool, the involvement of senior management is of utmost importance in order to introduce the theme in the company, causing the engagement of

all employees regarding the responsibility for managing the company's GHG emissions. The second step is the incorporation of practices for identifying GHG sources and methods for measuring GHG emissions within the organization through inventories, which enable the implementation of targets aimed at reducing such emissions. Additionally, these practices can be converted into a gain in the institutional image, as it demonstrates the company's responsibility and commitment to finding solutions or minimizing social and environmental impacts, also becoming a competitive advantage. (GHG PROTOCOL 2015).

Given the ever-increasing relevance of global warming and climate change, and public policies aimed at mitigating GHG emissions, it is essential that companies seek to know the profile of their emissions. Even so, despite the various initiatives and investments in this theme, carrying out GHG emission inventories and projects aimed at reducing these emissions still needs greater attention in the sanitation sector, since the practice of quantifying such emissions is not yet widespread in companies of the sector (Araujo et al. 2022). It is important to highlight that the present work analyzed the emissions from scope 1 and 2. However, the latest IPCC reports emphasized the urgency of incorporating the emissions from the scope 3, which include activities for which the company is not directly responsible for GHG emissions. Thus, the impacts of companies on the environment can be better evaluated and more effectively reduced. In recent times, the term ESG has gained great visibility due to the growing concern in the financial market about sustainability. Environmental, social and governance issues are now considered essential in risk analysis and investment decisions, putting strong pressure on the business sector, making ESG essential information for investor decision-making. ESG criteria are fully related to the 17 Sustainable Development Goals (SDGs). Thus, the rational and sustainable wastewater and water supply management for the population is directly related to SDGs 3 (Health and Welfare), 6 (Drinking Water and Sanitation), and 13 (Action Against Global Climate Change). One way to achieve the SDGs objectives is through actions known as nature-based solutions (NBS), which according to the European Commission (2015), are "actions inspired and supported by nature, which are cost-effective and simultaneously provide social, economic and environmental benefits and help build resilience". Several technologies have been recognized as NBS for energy recovery and reduction of GHG emissions by WWTPs (Pahunang et al. 2021). For example, algae-based wastewater treatment technologies are promising NBSs with economic and environmental benefits, mainly due to their efficiency, lower energy consumption and biomass production (Santos et al. 2021; Valchev et al. 2022; Viswanaathan et al. al. 2022). According to Santos et al. (2021), algae-based technology can generate reduction in energy operating costs between 0.05–0.41 EUR/m³ and 15.4–180.8 EUR/inhabitant compared to activated sludge and also reduce the carbon footprint by saving about 45 kg of CO₂e/inhabitant per year. In view of these positive results, the Sanitation Company of the state of Alagoas must seek alternatives for effluent treatment that are increasingly ecological and less polluting than the current technologies adopted.

Conclusions

In this study, greenhouse gases emissions from the water supply and wastewater sector in Alagoas were estimated for scope I and scope II, which covers a population of 488.233 inhabitants, corresponding to 14.7% of the state population. Emissions from wastewater treatment were 66.524.76 tCO₂e for the year 2018. Of this total, 52.677.53 tCO₂e refer to sewage treatment, 13.023.77 tCO₂e

to electricity consumption and 823.45 tCO₂e to mobile and stationary combustion. Among types of sewage treatment, oceanic disposal systems and anaerobic reactors presented the highest GHG emission percentages, with 32% and 29% of GHG emissions, respectively. The system with the lowest GHG emission percentages was activated sludge, with only 2% contribution, but this system showed the lowest BOD removal percentage, with 27.7% removal. The most efficient sewage treatment for BOD removal was septic tank with stabilization ponds, with removal efficiency of 80.0%.

According to the different scenarios proposed, with the replacement of current treatments by well-operated aerobic systems, there will be reductions GHG generation.

The elaboration of GHG inventories is essential so that companies are aware of how much they emit and the sources of these emissions, so that they can use data obtained in a management tool, establishing mitigation strategies in their operations in order to achieve sustainability. The results may also help companies attract investors, due to the growing concern of the financial market about sustainability.

Author contributions: CCS - writing – original draft, review & editing, visualization; EPG - conceptualization, formal analysis, investigation, methodology, writing – review & editing; CFSM - writing – review & editing. SMFM - project administration, supervision, methodology, writing – review & editing.

Ethical approval: Not applicable

Data availability: research the result of the second author's master's thesis. Ifal Repository. <https://www2.ifal.edu.br/ppgtec/tccs/2020>

Funding: No specific funding was granted to this study.

Conflict of interests: The authors declare they have no conflicting financial interests or personal relations that may have influenced this study's results.

References

Araujo MC, Medeiros DL, Cohim E. 2022. Desempenho energético e pegada de carbono de um sistema de esgotamento sanitário centralizado no nordeste brasileiro. *Eng Sanit Ambient* 27:(1):205-221. Doi: <https://doi.org/10.1590/S1413-415220200325>.

Asadi M, Mchhedran K. 2021. Estimation of greenhouse gas and odour emissions from a cold region municipal biological nutrient removal wastewater treatment plant. *Journal of Environmental Management* 281. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111864>.

Bahi Y, Akhssas A, Khamar M, Bahi L, Souidi H. 2020. Estimation of greenhouse gas (GHG) emissions from natural lagoon wastewater treatment plant: Case of AinTaoujdate Morocco. *Web of Conferences* 150. Doi: <https://doi.org/10.1051/e3sconf/202015001012>.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. [<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=64>].

Companhia de Saneamento de Alagoas (CASAL). 2019. Áreas de atuação. [<https://www.casal.al.gov.br/areas-de-atuacao/>]. Access 27th June 2019.

Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP). 2018. Relatório de Sustentabilidade 2018, p.97

European Commission. 2015. Towards an EU Research and Innovation Policy Agenda for Nature-Based Solutions & Re-Naturing Cities: Final Report of the Horizon 2020 Expert Group on 'Nature-Based Solutions and Re-Naturing Cities'; Publications Office of the European Union: Luxembourg, p.3–70. ISBN 9789279460517. [<https://data.europa.eu/doi/10.2777/479582>]. Access 12th February 2023.

Companhia de Saneamento de Minas Gerais (COPASA). 2018. Relatório de Sustentabilidade 2018, 176 p.

Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR). 2019. Inventário de emissões de gases de efeito estufa 2018, p.37.

Fonseca WC, Tibiriça CEJA. 2021. Avaliação da influência da estação de tratamento de efluente de Catanduva (SP) na qualidade da água do rio São Domingos. Eng Sanit Ambient 26:(1):181-191. Doi: <https://doi.org/10.1590/S1413-415220180157>.

Forster P, Ramaswamy V, Artaxo P, Berntsen T, Betts R, Fahey DW, Haywood J, Lean J, Lowe DC, Myhre G, Nganga J, Prinn R, Raga G, Schulz M, Van Dorland R. 2007: Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing. In: Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor and H.L. Miller (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

GHG PROTOCOL. 2015. Por que fazer o inventário corporativo de emissões. 2015. [<http://www.ghgprotocolbrasil.com.br/por-que-fazer-o-inventario-corporativo>>]. Access 02th december 2018.

GHG PROTOCOL. 2019. Ferramenta de cálculo. 2019. [<http://www.ghgprotocolbrasil.com.br/ferramenta-de-calculo>]. Access 20th July 2020.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatísticas (IBGE). 2010. Domicílios particulares permanentes, Moradores em domicílios particulares permanentes e Média de moradores em domicílios particulares permanentes, por situação do domicílio. [<https://sidra.ibge.gov.br/tabela/3451>]. Access 10th december 2019.

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 2006: Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Chapter 6. Wastewater treatment and discharge.

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 2019. Chapter 6: Wastewater Treatment and Discharge. IN: Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories.

Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 2021. Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press.

Huang F, Shen W, Zhang X, Seferlis P. 2020. Impacts of dissolved oxygen control on different greenhouse gas emission sources in wastewater treatment process. Journal of Cleaner Production 274, Doi: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123233>.

Koutsou OP, Gatidou G, Stasinakis AS. 2018. Domestic wastewater management in Greece: Greenhouse gas emissions estimation at country scale. Journal of Cleaner Production 188:851-859. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.04.039>.

Kumar A, Thanki A, Padhiyar H, Singh NK, Pandey S, Yadav M, Yu ZG. 2021. Greenhouse gases emission control in WWTS via potential operational strategies: A critical review. Chemosphere 273. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.129694>.

Li Y, Du W, Huisingh D. 2017. Challenges in developing an inventory of greenhouse gas emissions of Chinese cities: A case study of Beijing. Journal of Cleaner Production 161:1051-1063. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.06.072>.

Lima AP, Salvador NNB. 2014. Geração de metano e de créditos de carbono no tratamento de esgotos sanitários. Revista DAE (195). Doi: <http://dx.doi.org/10.4322/dae.2014.121>.

Lopes TAS, Queiroza LM, Torres EA, Kiperstok A. 2020. Low complexity wastewater treatment process in developing countries: A LCA approach to evaluate environmental gains. Science of The Total Environment 720:137593. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137593>.

Macintosh C, Astals S, Sembera C, Ertl A, Drewes JE, Jensen PD, Koch K. 2019. Successful strategies for increasing energy self-sufficiency at Grüneck wastewater treatment plant in Germany by food waste co-digestion and improved aeration. *Appl. Energy* 242:797-808. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2019.03.126>.

Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações (MCTIC). Fator médio – Inventários corporativos. 2018. [http://www.mctic.gov.br/mctic/opencms/ciencia/SEPED/clima/textogeral/emissao_corporativos.html]. Acess 16th July 2018.

Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações (MCTIC). 2020. Estimativas anuais de emissões de gases de efeito estufa no Brasil / Coordenação-Geral do Clima. 5. ed. Brasília: Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações.

Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações (MCTIC). 2021. Quarta Comunicação Nacional do Brasil à Convenção Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima / Secretaria de Pesquisa e Formação Científica. -- Brasília: Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovações, 620 p.

Moreira HC, Possetti GRC, Souza RC, Knopki RH, Zawadzki RAFO. 2018. Diretrizes de capacitação para o uso de biogás de esgoto no Brasil. *Revista DAE* 66(209):134-150. Doi: <http://dx.doi.org/10.4322/dae.2017.021>.

Nayeb H, Maryam M, Motiee H, Alighardashi A, Khoshgard A. 2019. Estimating greenhouse gas emissions from Iran's domestic wastewater sector and modeling the emission scenarios by 2030. *Journal of Cleaner Production*, v. 236. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.117673>.

Nayeb H, Maryam M.; Motiee H, Alighardashi A, Khoshgard A. 2020. A study on estimation of greenhouse gas emissions from industrial wastewater sector in Iran. *J. App. Res. Wat. Wast.* 7:64-69. Doi: <https://doi.org/10.22126/arww.2020.4301.1129>.

Nguyen LN, Kumar J, Vu MT, Mohammed JAH, Pathak N, Commault AS, Sutherland D, Zdarta J, Tyagi VK, Nghiem LD. 2020. Biomethane production from anaerobic co-digestion at wastewater treatment plants: a critical review on development and innovations in biogas upgrading techniques. *Science of The Total Environment* 765. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142753>.

Pratana MA, Amrina U, Kristanto GA. 2021. Estimation of greenhouse gases from sewage from on-site sewage management system. *IOP Conf. Ser.: Earth Environ. Sci.* 724. Doi: <https://doi.org/10.1088/1755-1315/724/1/012031>.

Pahunang RR, Buonerba A, Senatore V, Oliva G, Ouda M, Zarra T, Muñoz R, Puig S, Ballesteros FC, Li CW, H SW, Belgiorno V, Naddeo V. 2021. Advances in technological control of greenhouse gas emissions from wastewater in the context of circular economy. *The Science of the total environment* 792:148479-148479. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148479>.

Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento (PNUD BRAZIL). 2010. Produto 6 – resumo executivo. Estudo sobre o potencial de geração de energia a partir de resíduos de saneamento (lixo, esgoto), visando incrementar o uso de biogás como fonte alternativa de energia renovável. São Paulo: MMA.

Ramtel P, Tamang T, Pokhrel N, Mainali B, Paudel SR. 2021. Wastewater and biogas production in Kathmandu Valley, Nepal: Challenges and opportunities. *Environmental Engineering and Management Journal* 20(2):257-266.

Santos JO, Andrade JCS, Marinho MMO, Noyola A, Güereca LP. 2015. Greenhouse gas inventory of a state water and wastewater utility in Northeast Brazil. *Journal of Cleaner Production* 104:168-176. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.03.085>.

Santos E, Albuquerque A, Lisboa I, Murray P, Ermis H. 2022. Economic Assessment of Energy Consumption in Wastewater Treatment Plants: Applicability of Alternative Nature-Based Technologies in Portugal. *Water* 14(13):2042. Doi: <https://doi.org/10.3390/w14132042>.

Strauss M, Larmie SA, Heinss U. 1997. Treatment of Sludges from On-Site Sanitation: Low-Cost Options. *Water Science and Technology* 35(6):129-136. Doi: <https://doi.org/10.2166/wst.1997.0251>.

Wastewater management in the state of Alagoas, Brazil: greenhouse gas emissions and organic load removal efficiency of wastewater treatment plants

Speranza J, Resende F. 2015. Adaptação às mudanças climáticas no Brasil: subsídios para o debate e a construção de políticas públicas. [<http://forumempresarialpeloclima.org.br/wp-content/uploads/2015/04/Artigo-Adaptacao-Forum-Clima-20151.pdf>]. Access 27th June 2018.

State of green. 2020. From wastewater plant to power plant. [<https://stateofgreen.com/en/partners/aarhus-vand/solutions/marselisborg-wwtp-energy-neutral-water-management/>]. Access 28th June 2021.

Suez. 2022. Harnessing the energy out of water and waste. [<https://www.suez.com/en/who-we-are/innovating-for-the-future/exploit-the-energy-of-water-and-waste>]. Access 28th January 2023.

United States Environmental Protection Agency (USEPA). 2002. Wastewater Technology Fact Sheet: Aerated, Partial Mix Lagoons. EPA 832-F-02-008. Washington, D.C.: USEPA.

Valchev D, Ribarova I. 2022. A Review on the Reliability and the Readiness Level of Microalgae-Based Nutrient Recovery Technologies for Secondary Treated Effluent in Municipal Wastewater Treatment Plants. *Processes* 10(2):399. Doi: <https://doi.org/10.3390/pr10020399>.

Von Sperling M. 2018. Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos. v.1. 4nd ed., Belo Horizonte, MG: UFMG, 470 p.

Vieira SMM, Alves JWS, Gonzalez MP. 2015. Terceiro inventário brasileiro de emissões e remoções antrópicas de gases de efeito estufa. Relatórios de Referência. Setor de tratamento de resíduos. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação.

Viswanaathan S, Perumal PK, Sundaram S. 2022. Integrated Approach for Carbon Sequestration and Wastewater Treatment Using Algal-Bacterial Consortia: Opportunities and Challenges. *Sustainability* 14(3):1075. Doi: <https://doi.org/10.3390/su14031075>.

World Resources Institute and World Business Council for Sustainable Development (WRI/WBCSD). 2004. The Greenhouse Gas Protocol: a Corporate Accounting and Reporting Standard (Revised Edition). The Greenhouse Gas Protocol Initiative, USA and Switzerland.

Zhang Q, Nakatani J, Wang T, Chai C, Moriguchi Y. 2017. Hidden greenhouse gas emissions for water utilities in China's cities. *Journal of Cleaner Production* 162:665-677. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.06.042>.



Esta obra está licenciada com uma *Licença Creative Commons Atribuição Não-Comercial 4.0 Internacional*.

Avaliação da qualidade da água do Rio Caititu no município de Lábrea, AM

Leonardo Freire Batista^{1*} , Marcelo Dayron Rodrigues Soares² , Antonia Emanuelle dos Santos Silva² , Harumy Sales Noguchi² , Zigomar Menezes de Souza³ 

1* Bacharelado em Engenharia Ambiental - Instituto de Educação, Agricultura e Ambiente/IEAA, Universidade Federal do Amazonas (UFAM), Correspondência: Rua S1, N° 555, AP. 5, Centro. 69.800-000.

2 Instituto de Educação, Agricultura e Ambiente/IEAA, Universidade Federal do Amazonas (UFAM).

3 Faculdade de Engenharia Agrícola (FEAGRI), Universidade Federal de Campinas (UNICAMP).

*Autor para correspondência: leonardofreirebatista@gmail.com

Recebido em 20 de dezembro de 2022.

Aceito em 10 de abril de 2023.

Publicado em 30 de abril de 2023.

Resumo - A parcela de água doce disponível nos cursos de água é mínima, sendo esta a principal fonte para uso nas diversas finalidades, ademais, sua qualidade pode ser afetada principalmente em virtude das ações antrópicas. Diante do exposto, o presente trabalho teve como objetivo avaliar a qualidade da água do Rio Caititu, no município de Lábrea-AM, aplicando o cálculo do índice de qualidade da água (IQA), adaptado pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo-CETESB. O estudo foi realizado em quatro pontos ao longo do rio, no mês junho de 2022, correspondendo ao período seco da região. Foram analisados os parâmetros físicos (Temperatura, Turbidez, Sólidos Totais Dissolvidos), químicos (Oxigênio Dissolvido, DBO, Fósforo Total, Nitrogênio Total, pH) e microbiológicos (Coliformes Termotolerantes, Coliformes Totais), para a aplicação do (IQA) e comparação com os limites preconizados pela Resolução CONAMA n° 357/05. As variáveis oxigênio dissolvido (P3) e fósforo total (P1, P2, P3, P4), apresentaram divergência com a resolução. Os valores dos IQAs se mostraram condizentes aos índices analisados durante a pesquisa representando bem as águas do Rio Caititu, com faixa de classificação “boa” para todos os pontos, refletindo a capacidade de autodepuração de poluentes que o rio exerce durante o período seco.

Palavras-chave: Antropicidade. Índice de Qualidade da Água. Legislação Ambiental. Recursos Hídricos.

Evaluation of the water quality of the Caititu River in the municipality of Lábrea - AM

Abstract - The share of fresh water available in watercourses is minimal, and this is the main source for use in various purposes, in addition, its quality can be affected mainly due to anthropogenic actions. In view of the above, the present study aimed to evaluate the water quality of the Caititu River, in the municipality of Lábrea-AM, applying the calculation of the water quality index (WQI), adapted by the Environmental Company of the State of São Paulo-CETESB. The study was conducted at four points

along the river in June 2022, corresponding to the dry period of the region. The physical (Temperature, Turbidity, Total Dissolved Solids), chemical (Dissolved Oxygen, BOD, Total Phosphorus, Total Nitrogen, pH) and microbiological (Thermotolerant Coliforms, Total Coliforms) parameters were analyzed for the application of the WQI and comparison with the limits recommended by CONAMA Resolution No. 357/05. The variables dissolved oxygen (P3) and total phosphorus (P1, P2, P3, P4) diverged with the resolution. The values of the WQIs were consistent with the indices analyzed during the research, representing well the waters of the Caititu River, with a “good” classification range for all points, reflecting the capacity of self-purification of pollutants that the river exerts during the dry period.

Keywords: Antropicity. Water Quality Index. Environmental Legislation. Water Resources.

Evaluación de la calidad del agua del río Caititu en el municipio de Lábrea - AM

Resumen - La proporción de agua dulce disponible en los cursos de agua es mínima, y esta es la principal fuente de uso en diversos fines, además, su calidad puede verse afectada principalmente debido a acciones antropogénicas. En vista de lo anterior, el presente estudio tuvo como objetivo evaluar la calidad del agua del río Caititu, en el municipio de Lábrea-AM, aplicando el cálculo del índice de calidad del agua (WQI), adaptado por la Empresa Ambiental del Estado de São Paulo-CETESB. El estudio se realizó en cuatro puntos a lo largo del río en junio de 2022, correspondiente al período seco de la región. Se analizaron los parámetros físicos (Temperatura, Turbidez, Sólidos Disueltos Totales), químicos (Oxígeno Disuelto, DBO, Fósforo Total, Nitrógeno Total, pH) y microbiológicos (Coliformes Termotolerantes, Coliformes Totales) para la aplicación del WQI y comparación con los límites recomendados por la Resolución N° 357/05 del CONAMA. Las variables oxígeno disuelto (P3) y fósforo total (P1, P2, P3, P4) divergieron con la resolución. Los valores de los WQIs fueron consistentes con los índices analizados durante la investigación, representando bien las aguas del río Caititu, con un rango de clasificación “bueno” para todos los puntos, reflejando la capacidad de autodepuración de contaminantes que el río ejerce durante el período seco.

Palabras llave: Antropidad. Índice de Calidad del Agua. Legislación Ambiental. Recursos hídricos.

Introdução

Uma bacia está sujeita à diferentes processos, (erosão, assoreamento, alteração da vazão e qualidade das águas e etc.), sendo eles dependentes das características da área no qual a mesma está inserida. A interação proveniente da flora, fauna, relevo, uso e ocupação do solo, e os fenômenos meteorológicos, condicionam a resposta hidrológica na bacia. Em ambientes acentuados pela ação antrópica, as estruturas físico-químicas dos ecossistemas naturais estão sujeitas a sofrerem transformações, resultando na alteração do ciclo hidrológico e conseqüentemente na oferta e qualidade dos recursos hídricos (Alvarenga et al. 2012).

Estudos realizados para a qualidade da água são de suma importância, no entanto, para a região Norte do Brasil ainda são incipientes. Para Pinheiro et al. (2014), as informações de avaliações da qualidade da água auxiliam os gestores na execução de medida de proteção para melhoria dos corpos hídricos, sendo uma ferramenta de apoio na tomada de decisão.

Ao estudarem a qualidade da água no Rio Machado em Rondônia, Lopes et al. (2022), constataram a influência da ação antrópica nas alterações dos parâmetros analisados, corroborando com Souza-Filho (2018), que observaram grande incidência de carga de poluente no Rio Mindu no Amazonas, oriunda de esgotos domésticos e industriais.

Conforme os dados do Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento - SNIS (2020), a Região Norte se destaca por apresentar o menor índice de atendimento total de esgoto no Brasil, totalizando apenas 13,1%, seguida da Região Nordeste (30,3%), Sul (47,4%), Centro-Oeste (59,5%) e Sudeste (80,5%). Essa realidade é comumente observada no município de Lábrea, onde a mesma é desprovida de serviços de esgotamento sanitário.

Tais fatos favorecem para que os dejetos das residências sejam dispostos de forma inadequada sobre o solo ou acondicionados em estruturas rudimentares, como valas e fossas artesanais, favorecendo a ocorrência de efluentes não tratados nos corpos hídricos e conseqüentemente somando para inúmeros problemas ao meio ambiente e exposição da população a doenças de veiculação hídrica (Medeiros et al. 2016).

De acordo com as legislações ambientais, a determinação da qualidade da água é definida de acordo com seus usos preponderantes e estipula os padrões de qualidade na Resolução nº 357 do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA de 2005. Os parâmetros são definidos em limites aceitáveis das substâncias presentes de acordo com o uso da água.

Tendo em vista a problemática ambiental e social referente à qualidade da água, o estudo no Rio Caititu, localizado no município de Lábrea-AM, torna-se importante, no qual, o mesmo é utilizado pela comunidade para os variados usos como a navegação, recreação e lazer de acordo com a variabilidade da dinâmica do rio ao decorrer do ano e apresenta poucos estudos realizados na área.

Contudo, o presente trabalho teve como objetivo avaliar a qualidade da água do Rio Caititu, no município de Lábrea - AM no período seco, com os resultados de referências ditados pela Resolução CONAMA nº 357/2005, de forma a identificar quais parâmetros (físicos, químicos e microbiológicos) estão em conformidade com a legislação.

Material e métodos

Foi realizada uma visita de campo, sendo esta fundamental para aplicação de um protocolo de avaliação rápida (PAR), adaptada segundo (Bizzo; Menezes; Andrade 2014), observações relevantes com o intuito de identificar as interações dos sistemas adjacentes ao rio, uso e ocupação do solo das áreas em seu entorno e coleta de amostras para análise física, química e microbiológica da água do Rio Caititu para a definição do IQA.

O Rio Caititu está localizado à esquerda da zona urbana do município de Lábrea-AM, correspondendo ao Médio Purus (Figura 1). Esta Região apresenta clima tropical de monção (Am), segundo a classificação climática de Köppen-Geiger. O período compreendido entre novembro e março são os de maiores atividades convectivas (período chuvoso), sendo que o período de estiagem (seco) sucede entre os meses de maio e setembro. Os meses de abril e outubro são considerados de transição entre uma

estação e outra (Silva et al. 2008). De acordo com Franca e Mendonça (2016), a precipitação total anual é de aproximadamente 2.374 mm/ano. A utilização do Rio Caititu pela comunidade local, se dar de forma não-consultiva, sendo as principais atividades a navegação, pesca e lazer, variando de acordo com a viabilidade da dinâmica do rio sazonalmente.

Para a coleta das amostras foram selecionados quatro locais específicos distribuídos ao longo do Rio Caititu, conforme destacado na Figura 1. Os pontos foram selecionados e georreferenciados como, P1 (7°16'38.80"S; 64°48'6.62"O), P2 (7°15'53.51"S; 64°48'26.71"O), P3 (7°15'51.77"S; 64°48'15.07"O) e P4 (7°15'27.40"S; 64°48'12.43"O). Para a escolha dos pontos foram considerados aspectos relacionados à logística, acessibilidade ao local de coleta e características da área, ordenados no sentido nascente-foz.

Os pontos escolhidos possuem as seguintes características:

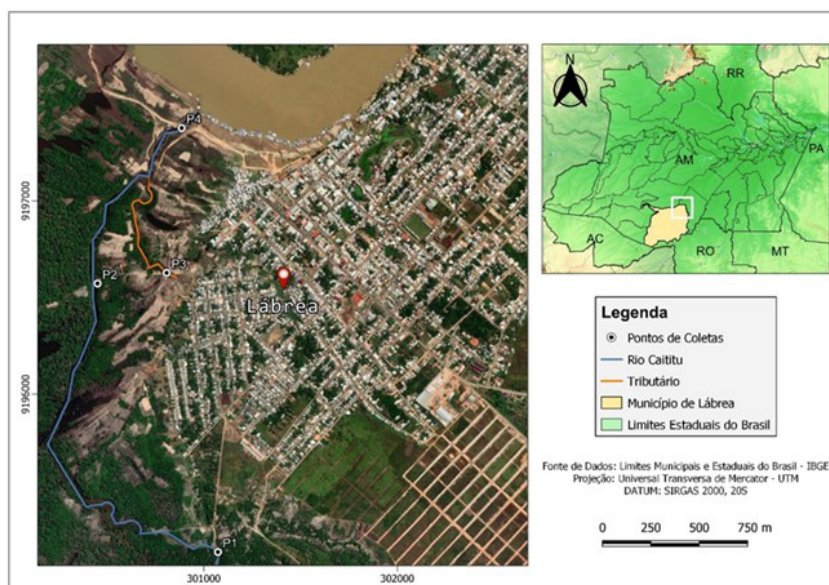
P1 - situado à montante do Rio Caititu, sendo perceptível em sua localidade a presença de mata ciliar;

P2 - situado à uma distância de aproximadamente de 1,52 km do ponto P1, também é perceptível a presença de mata ciliar em sua localidade;

P3 - local mais próximo da área urbana, passível de alterações antrópicas, possuindo limitada cobertura vegetal e indícios de erosão;

P4 - situado próximo à confluência entre Rio Caititu e Rio Purus.

Figura 1. Área do Rio Caititu, Lábrea-AM



O procedimento de amostragem foi realizado no mês de junho de 2022, abrangendo o período seco da região. A coleta da água foi efetuada ao centro da seção transversal do rio à aproximadamente 5 cm de profundidade, utilizando os métodos de coleta e conservação. A amostragem foi executada conforme o manual prático de análise de água (Funasa 2009).

Para a definição do IQA, os parâmetros analisados foram: Coliformes Termotolerantes (CT), Sólidos Totais Dissolvidos (STD), Turbidez, Fósforo Total (PT), Nitrogênio Total (NT), Oxigênio Dissolvido (OD), pH, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Temperatura. Para fins de caracterização também foram analisadas a Condutividade Elétrica e Coliformes Totais.

Em campo foram medidos o oxigênio dissolvido e temperatura utilizando um oxímetro portátil da marca HANNA, modelo HI 98193, assim como as medidas de pH e condutividade utilizando um medidor multiparâmetro da marca AKSO. As amostras de água coletadas para a determinação dos demais parâmetros foram armazenadas em frascos de vidro devidamente esterilizados e identificados por nome, data e horário da coleta, acondicionadas em uma caixa de isopor refrigerada e encaminhadas para o laboratório de análise de água, petróleo e efluentes (LAPEF), na cidade de Porto Velho - RO. As metodologias para avaliação dos parâmetros adotadas pelo laboratório, foram baseadas no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* - SMEWW (APHA 2017).

Para a sistematização dos resultados utilizou-se métodos de estatística descritiva, sendo os mesmos desenvolvidos em planilhas do programa *Microsoft Excel* para todos os parâmetros examinados no estudo em questão. Foram elaborados gráficos e tabelas para facilitar a visualização e interpretação dos resultados obtidos.

O índice de qualidade da água (IQA), é uma indicação aproximada do estado de qualidade de um corpo hídrico (Andrietti et al. 2015). Seu cálculo se dar pelo produtório ponderado (Equação 1) que corresponde às seguintes variáveis: temperatura da amostra, pH, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio (cinco dias, 20 °C), coliformes termotolerantes, nitrogênio total, fósforo total, resíduo total e turbidez. A cada parâmetro é atribuído um peso, de acordo com sua importância relativa no cálculo do IQA, refletindo a interferência por esgotos sanitários e outros materiais orgânicos, nutrientes e sólidos (Santos et al. 2018).

$$IQA = \prod_{i=1}^9 Q_i^{W_i} \quad \text{Equação (1)}$$

Onde:

IQA: Índice de qualidade da água, variando de 0 a 100;

Qi: Qualidade do i-ésimo parâmetro, um número entre 0 e 100;

Wi: Peso correspondente ao i-ésimo parâmetro fixado da sua importância para conformação global de qualidade, um número entre 0 e 1.

Os cálculos para determinação do IQA no presente trabalho foram realizados com o auxílio do *software Excel*, a partir das fórmulas fornecidas pela CETESB (2010).

O valor final do IQA é interpretado por meio de faixas de classificação, sofrendo variação entre estados brasileiros. Na tabela de classificação (Tabela 1) proposta pela Agência Nacional de Águas - ANA (2005), o Estado do Amazonas não apresenta faixa definida. Dessa forma, para leitura dos dados da região foram aproveitados índices e pesos utilizados pelos Estados da: BA, ES, GO, MS e SP.

Tabela 1. Classificação dos valores do Índice de Qualidade das Águas nos estados brasileiros

VALOR DO IQA (Estados: AL, MG, PR, RJ, RN, RS)	VALOR DO IQA (Estados: BA, ES, GO, MS, SP)	QUALIDADE DA ÁGUA
91-100	80-100	Ótima
71-90	52-79	Boa
51-70	37-51	Razoável
26-50	20-36	Ruim
0-25	0-19	Péssima

Fonte: ANA (2005).

Resultados e discussão

As estatísticas dos parâmetros abordados no estudo, assim como os limites propostos pela Resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) nº 357/2005 em relação as águas de classe 2, apresentam-se na Tabela 2.

Tabela 2. Estatística descritiva dos parâmetros avaliados nas amostras de água, assim como os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005

Parâmetros	Média	Mínimo	Máximo	Desvio Padrão	CONAMA nº 357/2005
Coliformes Termotolerantes (Fecais) (NMP/100mL)	10,50	10,00	20,00	4,86	Até 1000
Coliformes Totais (NMP/100mL)	67,50	13,00	250,00	112,09	-
Sólidos Totais Dissolvidos (mg/L)	12,26	9,19	164,96	76,88	Até 500
Turbidez (UNT)	11,47	5,61	27,20	9,95	Até 100
Fósforo Total (mg/L) / Ambiente Lótico	2,17	1,52	3,86	1,04	Até 0,1
Nitrogênio Total (mg/L)	0,46	0,40	0,48	0,04	-
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	5,43	4,49	5,78	0,62	≥ 5,00
pH	6,51	6,36	7,03	0,30	6,00 a 9,00
DBO ₅ (mg/L)	1,76	1,60	1,90	0,13	Até 5,00
Temperatura (°C)	27,57	26,30	28,70	1,19	-

Fonte: ANA (2005).

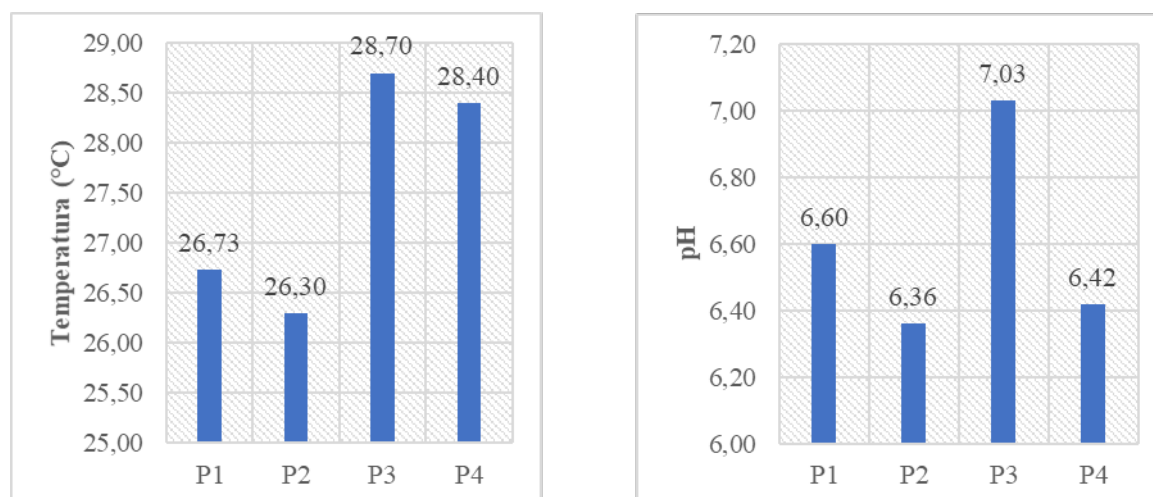
Temperatura e pH

Os valores referentes à temperatura e pH respectivamente, podem ser observados na Figura 2. Para o parâmetro temperatura, não houve diferenças estatísticas significativas entre os pontos, com valores predominantes nos pontos P3 (28,70 °C) e P4 (28,40 °C).

Segundo Damasceno et al. (2015), é característica natural dos rios amazônicos apresentarem maiores amplitudes térmicas ao longo do dia, e Alencar et al. (2019) salienta que a remoção da cobertura vegetal aumenta a entrada de radiação e pode promover aumento de temperatura em rios.

Esses apontamentos foram observados no presente estudo, visto que, nos pontos (P1, P2), as coletas foram realizadas entre às 9h20 e 10h33, enquanto que nos pontos (P3, P4) decorreram das 11h10 às 12h20. Dessa forma, a incidência de calor sobre a superfície d'água e a ausência de mata ciliar podem ter contribuído para tais eventualidades, devido os pontos (P3 e P4) abrangem maiores áreas de campos abertos.

Figura 2. Valores da Temperatura e pH nos pontos amostrais



Em relação ao pH, seus valores ficaram próximo à neutralidade, entre 6,36 e 7,03, com amplitude de 0,18 entre os pontos. Portanto, os resultados do potencial hidrogeniônico de todos os pontos, estão dentro da faixa de valores preconizados pela Resolução CONAMA nº 357/2005. Resultados similares foram encontrados por Abreu e Cunha (2017), ao estudarem o Rio Jari, localizado ao norte do Brasil.

O parâmetro temperatura, bem como o pH, podem sofrer interferência da estação do ano, da hora do dia, das atividades microbianas, da quantidade de matéria orgânica disposta no curso d'água, da cobertura vegetal presente na bacia e do tipo de solo da região (Alencar et al. 2019).

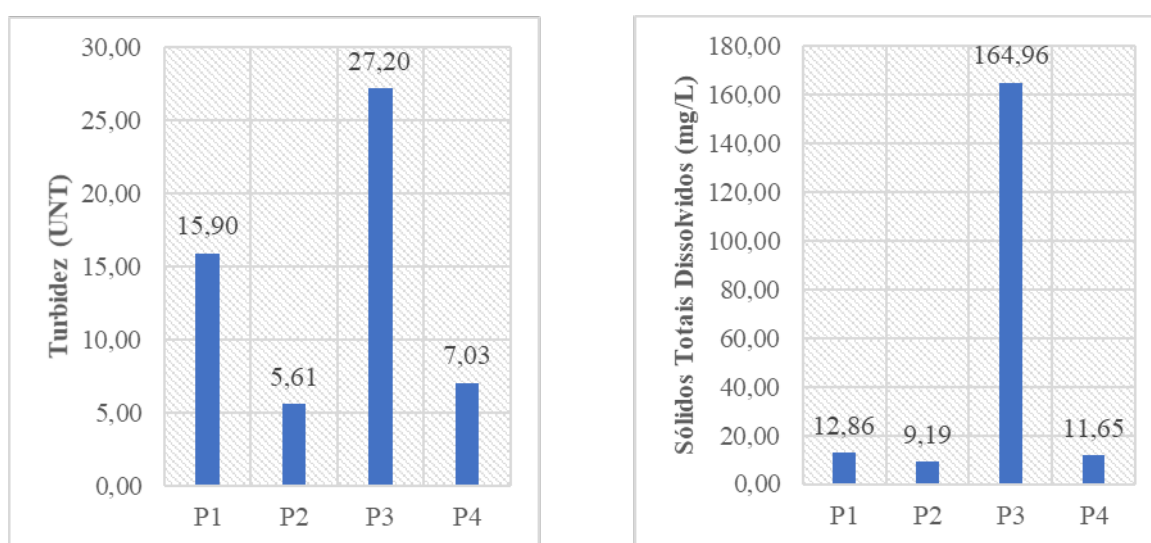
Turbidez e sólidos totais dissolvidos

No tocante ao parâmetro turbidez, o ponto P3 obteve o valor mais elevado, correspondendo a 27,30 UNT, conforme pode ser observado na Figura 3. Nos demais pontos os valores variaram entre 5,61 UNT a 15,90 UNT. Por conseguinte, todos os valores da campanha estão em conformidade aos estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005, apresentando valores inferiores à 100 UNT. Como

referência, Soares et al. (2020), avaliando a qualidade da água em Lábrea-AM, encontraram durante o período de estiagem níveis de turbidez de 19,42 UNT, valores próximos ao do estudo em questão.

Os Sólidos Totais Dissolvidos apresentaram valores compreendidos entre 9,19 a 164,96 mg/L. Embora os resultados estejam no limite recomendado pela Resolução CONAMA nº 357/05 na qual, estipula valores ≤ 500 mg/L, nota-se assimetria no ponto P3 em relação aos demais pontos. Para Falcão et al. (2021), a erosão do solo devido a retirada de mata ciliar é um dos fatores que afetam diretamente a quantidade de sedimentos na água. Este fato foi evidenciado no presente estudo, onde, o ponto P3 apresenta características semelhantes as citadas anteriormente e consequentemente valor mais elevado para o parâmetro STD.

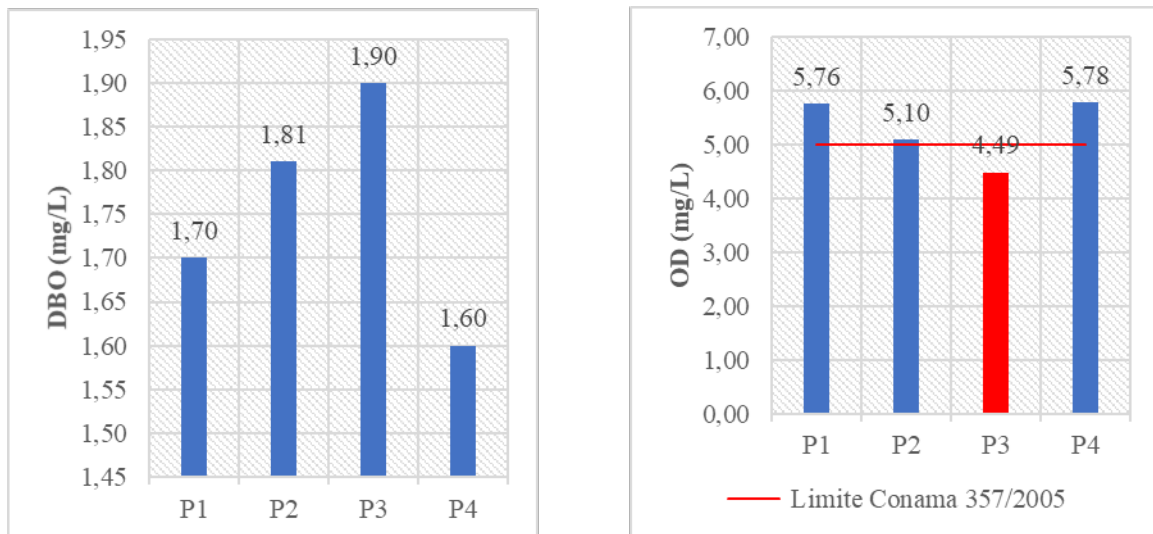
Figura 3. Valores da Turbidez e Sólidos Totais Dissolvidos nos pontos amostrais.



Demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e oxigênio dissolvido

Os valores de DBO_5 (Figura 4), apresentaram pouco variabilidade entre os pontos amostrados, estando numa faixa média de 1,76 mg/L. Em virtude disso, os resultados encontram-se dentro dos padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005, estimado em até 5 mg/L. Resultados contrários foram encontrados por Falcão et al. (2021), no Rio Preto da Eva no Amazonas, com valores acima do permitido na área urbana para o período seco, evidenciando o impacto da urbanização na qualidade ambiental local.

A concentração de OD (oxigênio dissolvido) variou de 4,49 a 5,78 mg/L, não apresentando altas dispersões entre os pontos. Com exceção do ponto P3, que resultou em um valor inferior ao permitido pela Resolução CONAMA nº 357/2005, os demais pontos obtiveram valores satisfatórios com concentrações maiores que 5 mg/L para corpos de água de classe II. Maiores vazões correspondem a maiores velocidades e maior turbilhamento da água, podendo ocasionar maior incorporação de OD no corpo d'água (Alencar et al. 2019). Este evento pode justificar valores inferiores de OD para o ponto P3, pertencente ao tributário do Rio Caititu, em razão do menor volume apresentado, comparado aos demais pontos.

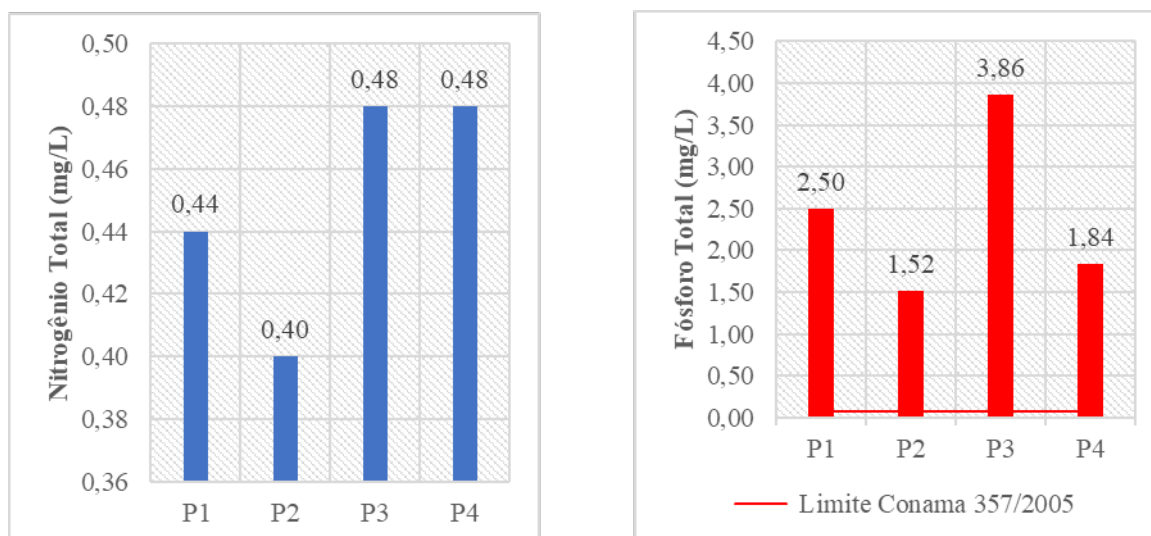
Figura 4. Valores da DBO5 e OD nos pontos amostrais.

Nitrogênio total e fósforo total

A concentração para Nitrogênio Total (Figura 5), apresentou pouca diferença entre os pontos, com uma dispersão de 0,04. Os pontos P3 e P4, obtiveram os maiores resultados, com o valor de 0,48 mg/L para ambos; já os pontos P1 e P2 alcançaram valores entre de 0,44 e 0,40 mg/L respectivamente. Para Siqueira et al. (2012), a resolução vigente não apresenta limites definidos para nitrogênio total, todavia, quando este parâmetro for fator limitante para eutrofização, nas condições estabelecidas pelo órgão ambiental competente o § 3º do artigo 10º para águas de classe 1 e 2 determina, que para ambientes lóticos o valor de nitrogênio total (após oxidação) não deverá ultrapassar de 2,18 mg/L.

Os resultados referentes ao Fósforo Total, apontaram concentrações variando entre 1,52 e 3,86 mg/L. Verifica-se valores superiores ao limite prescrito pela Resolução CONAMA nº 357/2005 em todos os pontos amostrais, que restringe concentrações em até 0,1 mg/L para ambientes lóticos. Damasceno et al. (2015) reiteram que o fósforo presente nos corpos d'água podem ter procedências naturais ou antrópicas, sendo as principais fontes de fósforo as drenagens pluviais e esgotos. No mesmo sentido Galavoti (2018), reforça que o excesso de fósforo nos corpos hídricos acontece majoritariamente em virtude dos esgotos sanitários, efluentes industriais e drenagens pluviais agrícolas e urbanas.

Figura 5. Valores do Nitrogênio Total e Fósforo Total nos pontos amostrais.



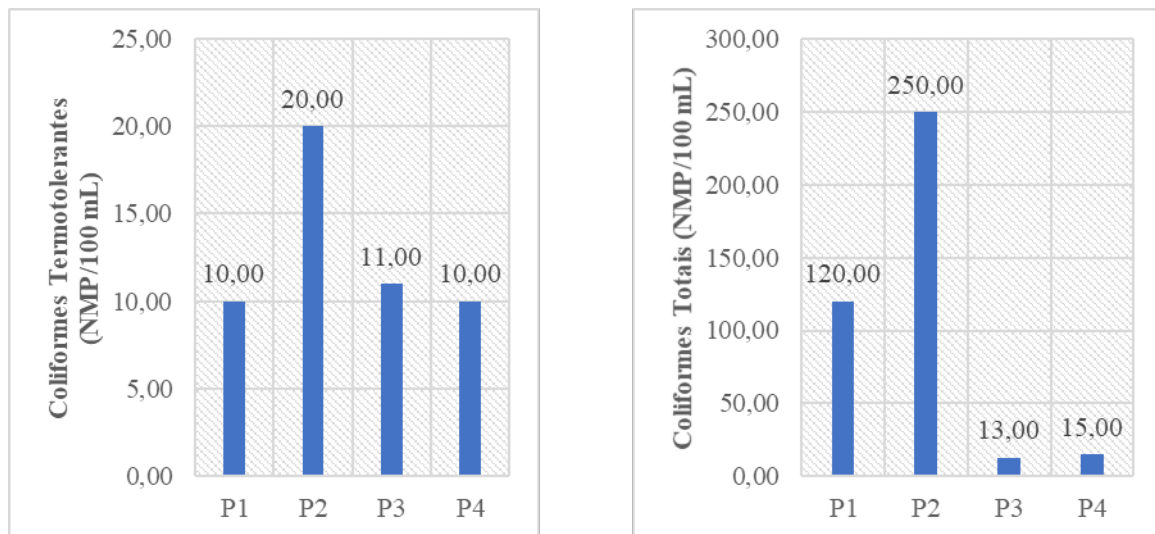
Diante dos fatos levantados, possivelmente os valores elevados para o fósforo total nos pontos P1 e P2 sejam resultantes principalmente de processos naturais (decomposição das rochas, decomposição de materiais orgânicos), em consequência das características da área. Ao analisar espacialmente o percurso dos pontos amostrais é notório o aumento do valor de fósforo ao se aproximar da área urbana, com destaque ao ponto P3, estando o mesmo subordinado à maiores perturbações antropogênicas.

Em corpos hídricos superficiais, apesar do fósforo e o nitrogênio serem nutrientes de grande importância à cadeia alimentar, quando descarregados em altas concentrações e associado às boas condições de luminosidade provocam o enriquecimento do meio (eutrofização), podendo levar à alteração de diversos parâmetros da água, além do comprometimento das condições mínimas para o lazer (Barreto et al. 2013).

Coliformes totais e coliformes termotolerantes

A utilização de indicadores microbiológicos para avaliar a qualidade da água se torna uma importante ferramenta, pois alguns desses organismos são responsáveis por diversas doenças (Arcos e Cunha 2021).

A Figura 6 diz respeito aos valores dos coliformes termotolerantes e coliformes totais, respectivamente. Os resultados obtidos durante a campanha amostral, variaram entre 10 a 20 NMP/100 ml, para coliformes termotolerantes. Considerando os valores ditados pela resolução vigente, no que se restringe limite de 1.000 coliformes termotolerantes por 100 ml, conclui-se que todos os pontos analisados se encontram no limite permissível.

Figura 6. Valores de Coliformes Termotolerantes e Coliformes Totais nos pontos amostrais

Medeiros et al. (2016) retratam em sua pesquisa maior carreamento de sedimentos para o leito dos rios no período chuvoso, resultando no aumento da turbidez e coliformes nos corpos hídricos. De modo análogo, este padrão também foi observado por Abreu e Cunha (2017), retratando a correlação do aumento de coliformes com a precipitação. No presente estudo pode-se observar pouco teor de coliformes, o que pode estar relacionado ao baixo índice pluviométrico, considerando que as campanhas de amostragem foram realizadas no período de estiagem.

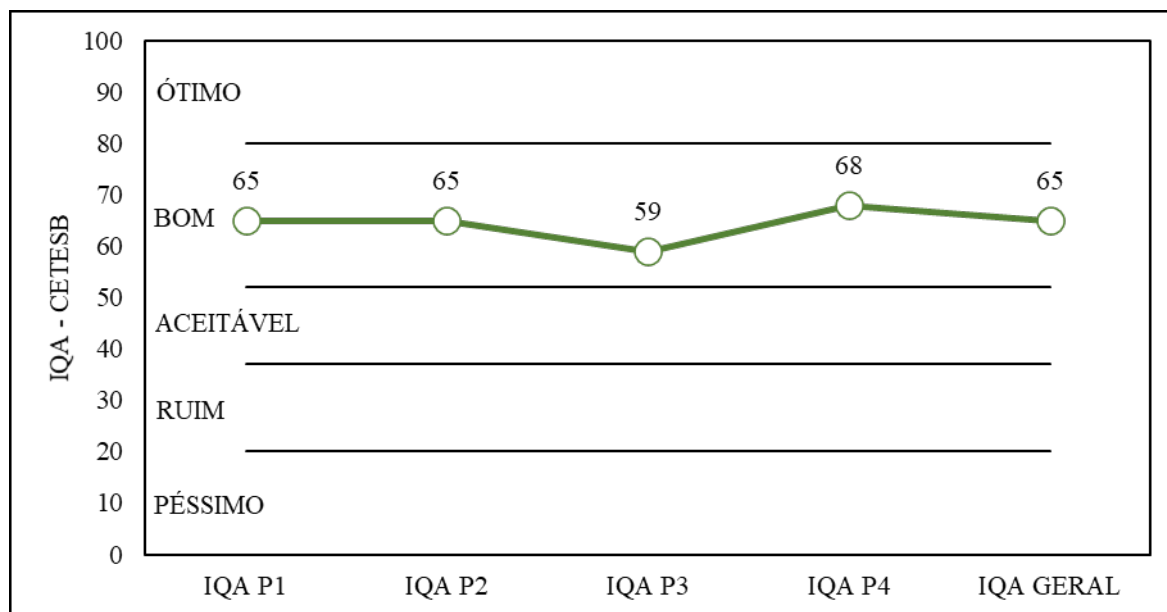
Índice de qualidade da água

Para o cálculo do Índice de Qualidade da Água - IQA, considerou-se o modelo aperfeiçoado pela CETESB. Foi realizado o cálculo do IQA para cada ponto amostral e para as médias dos pontos amostrais. A Figura 13 apresenta os valores dos IQA_s obtidos na pesquisa com variação de 59 a 68 onde, segundo a faixa de classificação todos os pontos (P1, P2, P3 e P4) resultaram na categoria considerada “Boa” (Tabela 1).

O valor de IQA de menor expressão corresponde ao ponto P3 (59), confirmando o fato da localidade está submetida à maiores perturbações, de acordo com os resultados dos parâmetros analisados. A classe de qualidade no determinado ponto, pode ter sido influenciada pelo OD por possuir peso significativo no cálculo do IQA, assim como, correlações com as elevadas concentrações de sólidos dissolvidos, fósforo total e turbidez.

Dentre os pontos, o ponto P4 situado mais a jusante do rio se destacou por apresentar melhor índice de qualidade sendo igual a 68. Este local, que está situado próximo a foz apresenta vantagem ao receber águas mais diluídas com escoamento mais rápido, em consequência ao aumento do volume de água.

Figura 7. Valores dos IQAS para os pontos amostrais e valor do IQA geral



O IQA Geral corresponde à média aritmética de todos os índices, para cada ponto de amostragem. Para o Rio Caititu, a faixa de classificação correspondente para o IQA Geral se enquadrou na categoria “Boa”. Os resultados para o IQA do presente trabalho são similares ao obtido por Peixoto et al. (2014), que estudaram a qualidade da água do Rio Beem no município de Humaitá - AM, apresentando índice de qualidade considerada “Boa” no período seco, com faixa de classificação entre 52-72.

É notório que os IQAS obtidos condizem com os indícios analisados durante a pesquisa, refletindo as interferências que cada ponto vem sofrendo por origem natural e/ou antrópica. Embora os resultados tenham sido satisfatórios em relação a qualidade da água do Rio Caititu, não descarta o fato do corpo hídrico ser passível à novas interferências. Vários fatores podem estar atrelados aos resultados alcançados, entre eles podemos citar o período de amostragem, sendo que na estação seca a dinâmica do rio não favorece atividades como a recreação e navegação, diminuindo a pressão antrópica no meio. Outro fator pode estar relacionado à níveis pluviométricos baixos implicando em menores teores de poluentes carregados pela chuva em direção ao rio.

Conclusões

O Rio Caititu revelou pouca assimetria em relação a Resolução Conama nº 357/2005. Destaca-se como ponto negativo os parâmetros Fósforo Total, onde, o mesmo ultrapassou os limites preconizados pela resolução em todos os pontos amostrais (P1, P2, P3 e P4) e o Oxigênio Dissolvido com valores inferiores no ponto P3.

Em relação ao IQA, os resultados obtidos apontam que as águas do Rio Caititu possuem faixa de classificação “boa”. Fatores determinantes ao ocorrido podem estar associados ao uso e exploração do rio e baixa pluviosidade considerando o período amostral (seco) da pesquisa. Apesar do Rio Caititu está sujeito à influência antrópica, é possível observar trechos em bom estado de conservação, com presença da mata ciliar.

Os valores de IQA_s foram condizentes aos índices analisados durante a pesquisa representando as águas do Rio Caititu. Esses índices refletem a capacidade de autodepuração de poluentes que exerce o Rio Caititu durante o período seco.

Considerando que o estudo aconteceu durante o período seco da Região, é recomendável que novos estudos abrangem também o período chuvoso, para a melhor avaliação da água do Rio Caititu.

Agradecimentos

Agradecemos ao Instituto de Educação, Agricultura e Ambiente - IEAA/UFAM, pela disponibilização da infraestrutura do laboratório e transporte.

Participação dos autores: LFB - Conceitualização, curadoria de dados, análise formal, investigação, metodologia, administração do projeto, visualização, redação original. MDRS - Conceitualização, aquisição de financiamento, investigação, administração do projeto, recursos, supervisão, revisão e edição. AESS - Conceitualização, visualização, revisão e edição. HSN - investigação, recursos, validação, revisão e edição. ZMS - Supervisão, revisão e edição.

Aprovação ética ou licenças de pesquisa: Não se aplica.

Disponibilidade dos dados: Manuscrito oriundo do TCC disponível no repositório da Universidade Federal do Amazonas (UFAM). Link: <http://riu.ufam.edu.br/handle/prefix/6438>

Fomento: Universidade Federal do Amazonas (UFAM).

Conflito de Interesses: Os autores declaram não haver conflito de interesses.

Referências

- ANA. Agência Nacional de Águas (Brasil). 2005. Panorama da qualidade das águas superficiais no Brasil / Agência Nacional de Águas, Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos. - Brasília: ANA.
- APHA - American Public Health Association; American Water Work Association -AWWA; Water Pollution Control Federation – WPCF. 2017. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 23^a ed. Denver: APHA
- Arcos AN, Cunha HB. 2021. Avaliação dos impactos da poluição nas águas superficiais de um afluente do Rio Solimões na amazônia central brasileira. Uberlândia, MG. Revista Caminhos de Geografia 22(80):01-14. DOI: <http://www.seer.ufu.br/index.php/caminhosdegeografia/article/view/53079>
- Abreu CHM, Cunha AC. 2017. Qualidade da água e índice trófico em rio de ecossistema tropical sob impacto ambiental. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental 22(1):45-56. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-4152201614480>
- Andrietti G, Freire R, Amaral AG, Almeida FT, Bongiovani MC, Schineider RM. 2015. Índices de qualidade da água e de estado trófico do rio Caiabi, MT. Revista Ambiente & Água, v. 11(1). DOI: <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1769>
- Alvarenga LA, Martins MPP, Cuartas LA, Penteado VA, Andrade A. 2012. Estudo da qualidade e quantidade da água em microbacia, afluente do rio Paraíba do Sul – São Paulo, após ações de preservação ambiental. Revista Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal Of Applied Science 7(3):228-240. DOI: <http://dx.doi.org/10.4136/ambiagua.987>
- Alencar VESA, Rocha EJP, José-Júnior AS, Carneiro BS. 2019. Análise de parâmetro de qualidade da água em decorrência de efeitos da precipitação na baía de Guajará - Belém – Pará. Revista Brasileira de Geografia Física 12(2):661-680.
- Barreto LV, Barros FM, Bonomo P, Rocha FA, Amorim JS. 2013. Eutrofização em rios brasileiros. Revista Enciclopédia biosfera 9(16):2165-2179.

Bizzo MRO, Menezes J, Andrade SF. 2014. Protocolos de avaliação rápida de rios (par). Caderno de Estudos Geoambientais 04(1):05-13. DOI: <http://doi.org/10.5935/ambiencia.2015.02.01>

BRASIL. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.

CETESB, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo - Índice de Qualidade da água (IQA). 2010. São Paulo: CETESB.

Damasceno MCS, Ribeiro HMC, Takiyama LR, Paula MT. 2015. Avaliação sazonal da qualidade das águas superficiais do Rio Amazonas na orla da cidade de Macapá, Amapá, Brasil. Revista Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal Of Applied Science 10(3):499-509. DOI: <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1606>

Falcão MMS, Arcos AN, Costa FS. 2021. Avaliação da qualidade ambiental dos recursos hídricos ao longo do Rio Preto da Eva no Amazonas, Brasil. Research, Society and Development 10(15). DOI: <http://dx.doi.org/10.33448/rsd-v10i15.22560>

França RR, Mendonça FA. 2016. A pluviosidade na Amazônia meridional: variabilidade e teleconexões extra-regionais. Open Edition Journals 29. DOI: <http://dx.doi.org/10.4000/confins.11580>

FUNASA. Ministério da Saúde. 2009. Manual prático de análise de água. 3. ed. Brasília: FUNASA.

Galavoti, RC. 2018. Uso e Gestão da Água em Edificações - Aproveitamento Pluvial e Reuso de Águas Residuais: Pesquisas e Suas Aplicações. São Carlos: Rima. p. 277.

Lopes VM, Jerônimo-Filho VD, Hurtado FB. 2022. Diagnóstico da qualidade e o estado trófico da água superficial em trecho do Rio Machado - Rondônia, Amazônia Ocidental. Revista Gaia Scientia 16(3):61-83. DOI: <https://doi.org/10.22478/ufpb.1981-1268.2022v16n3.64047>

Medeiros SRM, Carvalho RG, Souza L, Barbosa AHS. 2016. Índice de qualidade das águas e balneabilidade no Riacho da Bica, Portalegre, RN, Brasil. Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal Of Applied Science 11(3):711. DOI: <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1833>

Pinheiro A, Schoen C, Schultz J, Heinz KGH, Pinheiro IG, Deschamps FC. 2014. Relação entre o uso do solo e a qualidade da água em bacia hidrográfica rural no Bioma Mata Atlântica. Revista Brasileira de Recursos Hídricos 19(3):127-139. DOI: <https://doi.org/10.21168/rbrh.v19n3.p127-139>

Peixoto KLG, Noguchi HS, Pereira AR, Marchetto M, Santos AA. 2014. Avaliação das Características Quali-Quantitativa das Águas do Rio Beem, Município de Humaitá-Amazonas. ES Engineering and Science 2(1):53-65. DOI: <http://doi.org/10.18607/ES201422065>

Santos RCL, Lima AS, Cavalcanti EB, Melo CM, Marques MN. 2018. Aplicação de índices para avaliação da qualidade da água da Bacia Costeira do Sapucaia em Sergipe. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental 23(1):33-46. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522017159832>

Silva AEP, Angelis CF, Machado LAT, Waichaman AV. 2008. Influência da precipitação na qualidade da água do Rio Purus. Acta Amazonica 38(4):733-742. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/s0044-59672008000400017>

Siqueira GW, Aprile FM, Miguéis AM. 2012. Diagnóstico da qualidade da água do rio Parauapebas (Pará - Brasil). Acta Amazonica 42(3):413-422. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/s0044-59672012000300014>

SNIS, Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento -. Esgotamento Sanitário. 2020. Brasília: SNIS.

Souza-Filho A, Batista IH, Albuquerque CC. 2018. Levantamento de aspectos físico-químicos das águas da microbacia do mindu em Manaus-Amazonas. Revista Geográfica da América Central 2(63):341 - 367. DOI: <https://doi.org/10.15359/rgac.63-2.13>

Soares MDR, Oliveira LS, Santos MV, Leão RL, Gonçalves PHR. 2020. Avaliação da qualidade da água para abastecimento público do município de Lábrea/am: Lago Preto. In: Congresso brasileiro de gestão ambiental, Vitória: Ibeas, p. 8-18, 2020.



Esta obra está licenciada com uma *Licença Creative Commons Atribuição Não-Comercial 4.0 Internacional*.

Estudo etnobotânico de plantas medicinais no assentamento Oziel Alves, Mossoró/RN, Brasil

Francisca Maria Do Carmo Freire Maurício^{1*} , Ramiro Gustavo Valera Camacho² , Diego Nathan do Nascimento Souza² 

1 Programa de Pós-Graduação em Ciências Naturais. Universidade do Estado do Rio Grande do Norte- UERN, Campus Universitário Central, Rua Professor Antônio Campos, s/n, BR 110, km 48, Bairro Costa e Silva - Mossoró/RN. 59600-000.

2 Universidade do Estado do Rio Grande do Norte-UERN, Campus Universitário Central, Rua Professor Antônio Campos, s/n, BR 110, km 48, Bairro Costa e Silva - Mossoró/RN. 59600-000.

*Autora para correspondência: carmofreirebio@gmail.com

Recebido em 28 de dezembro de 2022.

Aceito em 12 de abril de 2023.

Publicado em 30 de abril de 2023.

Resumo - O objetivo deste estudo foi realizar um levantamento sobre o conhecimento e utilização de plantas medicinais por moradores do assentamento Oziel Alves, Mossoró/RN. Participaram deste estudo 78 informantes. Foram aplicados questionários socioeconômicos, entrevistas semiestruturadas, listas livres, turnês guiadas e observação direta. Foram citadas 51 espécies, distribuídas em 29 famílias e 41 gêneros. A família Lamiaceae foi a mais representativa. As espécies mais citadas foram *Cocos nucifera* L., *Anacardium occidentale* L., *Citrus x limon* (L.) Osbeck, *Aloe vera* (L.) Burm. f. e *Malpighia glabra* L. As espécies que obtiveram maior concordância de uso principal corrigida (CUPc) foram *Citrus x limon* (L.) Osbeck e *Malpighia glabra* L. Com relação ao valor de uso (VU), *Cocos nucifera* L., *Anacardium occidentale* L., *Citrus x limon* (L.) Osbeck, *Aloe vera* (L.) Burm. f. e *Malpighia glabra* L. destacaram-se. A parte da planta mais utilizada pelos informantes é a folha e a forma de preparo mais citada foi o chá. Através deste estudo foi possível conhecer importantes espécies medicinais tanto nativas quanto exóticas, com uma variedade de indicações terapêuticas.

Palavras-chave: Conhecimento tradicional. Medicina popular. Semiárido. Rio Grande do Norte.

Ethnobotanical study of medicinal plants in the Oziel Alves settlement, Mossoró/RN, Brazil

Abstract - The aim of this paper was to conduct an ethnobotanical survey on the knowledge and use of medicinal plants by residents of the Oziel Alves, Mossoró/RN Settlement. Seventy-eight informants participated in this study. Following were applied: socioeconomic questionnaires, semi-structured interviews, free lists, guided tours and direct observation. 51 species were mentioned, distributed in 29 families and 41 genera. The family Lamiaceae was the most representative. The most cited species were: *Cocos nucifera* L., *Anacardium occidentale* L., *Citrus x limon* (L.) Osbeck, *Aloe vera* (L.) Burm. f. and *Malpighia glabra* L. The highest species of agreement of corrected main use (CUPc) were: *Citrus x*

limon (L.) Osbeck e *Malpighia glabra* L. And about the use value (V U): *Cocos nucifera* L., *Anacardium occidentale* L., *Citrus x limon* (L.) Osbeck, *Aloe vera* (L.) Burm. f. e *Malpighia glabra* L. were the most representative. The people interviewed said that the part of the plant most used is the leaf and the most cited form of preparation was the tea. Through this study it was possible to know important medicinal species both native and exotic with a variety of therapeutic indications.

Key words: Traditional Knowledge, Folk Medicine, Semiarid, Rio Grande do Norte State.

Estudio etnobotánico de plantas medicinales en el asentamiento Oziel Alves, Mossoró/RN, Brasil

Resumen - El objetivo de este estudio fue realizar un estudio etnobotánico sobre el conocimiento y uso de las plantas medicinales por parte de los habitantes del asentamiento Oziel Alves, Mossoró/RN. 78 informantes participaron en este estudio. Se aplicaron cuestionarios socioeconómicos, entrevistas semiestructuradas, listas libres, visitas guiadas y observación directa. Se citaron 51 especies, distribuidas en 29 familias y 41 géneros. La familia Lamiaceae fue la más representativa. Las especies más citadas fueron *Cocos nucifera* L., *Anacardium occidentale* L., *Citrus x limon* (L.) Osbeck, *Aloe vera* (L.) Burm. f. y *Malpighia glabra* L. Las especies que obtuvieron el mayor acuerdo de uso principal corregido (CUPc) fueron *Citrus x limon* (L.) Osbeck y *Malpighia glabra* L. Sobre el valor en uso (VU), *Cocos nucifera* L., *Anacardium occidentale* L., *Citrus x limon* (L.) Osbeck, *Aloe vera* (L.) Burm. f. y *Malpighia glabra* L. se destacaron. La parte de la planta más utilizada por los informantes es la hoja y la forma de preparación más citada fue el té. A través de este estudio se pudo conocer importantes especies medicinales tanto nativas como exóticas con variadas indicaciones terapéuticas.

Palabras-clave: Conocimiento tradicional. Medicina popular. Semiárido. Rio Grande do Norte.

Introdução

A relação entre a espécie humana e os recursos vegetais ocorre desde a antiguidade e nas plantas, o homem encontrou importantes elementos para sua sobrevivência, utilizando-os para a alimentação, para gerar energia, realizar construções e também na cura de muitas doenças (Fonseca- Kruehl et al. 2018) prática que se perdura até os dias atuais.

O conhecimento tradicional sobre as plantas, construído ao longo do tempo, apresenta um grande valor, pois é fruto de importantes experiências e podem trazer contribuições para diferentes áreas (David et al. 2020). Entretanto, a perda do conhecimento tradicional tem sido evidenciada em distintas regiões do globo (Corroto e Macía 2021). Diferentes fatores têm contribuído ao longo do tempo para este cenário, dentre eles pode-se citar os processos de modernização (Benz et al. 2000; Monteiro et al. 2006), mudanças socioculturais (Hedges et al. 2020) e os impactos causados ao ambiente pelas práticas voltadas para a expansão das terras agrícolas bem como da pecuária (Assefa e Hans-Rudolf 2016).

Estudos sobre usos de recursos como os estudos de etnobotânica têm contribuído para evitar a perda do conhecimento tradicional, evidenciando a importância destas pesquisas no âmbito cultural,

uma vez que proporcionam o resgate, registro e a valorização dos saberes tradicionais que as populações apresentam, atuando assim como uma importante ferramenta na preservação destes conhecimentos (Vendruscolo e Mentz 2006a; Aguiar e Barros 2012; Freitas et al. 2012; Freitas e Coelho 2014). Estas pesquisas também podem contribuir com a produção de novos medicamentos, uma vez que através delas, ao identificar espécies de plantas com potencial medicinal, elas podem servir como base para estudos etnofarmacológicos (Silva et al. 2015).

Em alguns estados nordestinos como, por exemplo, o Rio Grande do Norte estes estudos são escassos (Mosca e Loiola 2009; Freitas et al. 2012) e, de acordo com Freitas et al. 2015, até o ano de sua pesquisa, apenas 17 pesquisas haviam sido realizadas, a maioria enfatizando espécies medicinais. Liporacci et al. 2017 em uma revisão abordando especificamente trabalhos etnobotânicos (publicados antes de 2015) desenvolvidos em áreas da Caatinga, e abrangendo apenas plantas medicinais e alimentícias, destacaram para o Rio Grande do Norte o quantitativo de apenas sete estudos publicados nesta área.

A presença de espécies medicinais pode ocorrer em diferentes áreas. Em assentamentos, por exemplo, destacam-se os quintais e os lotes (Freitas et al. 2022). Rosa et al. 2007 define os quintais como “sistemas tradicionais” fruto de saberes acumulados, passados de geração após geração, no qual estão presentes predominantemente plantas frutíferas, medicinais e alguns animais de pequeno porte. Os lotes por sua vez, são unidades agrícolas nos quais são desenvolvidas diversas atividades produtivas (INCRA 2020). Em muitas destas unidades, há a ocorrência de plantas medicinais espontâneas que são mantidas pelos moradores em virtude de suas propriedades terapêuticas (Freitas et al. 2022). Assim, estas áreas são consideradas como meios potenciais para a conservação da flora local (Florentino et al. 2007; Rayol e Miranda 2019). Elas também contribuem para a manutenção do conhecimento tradicional sobre as plantas medicinais.

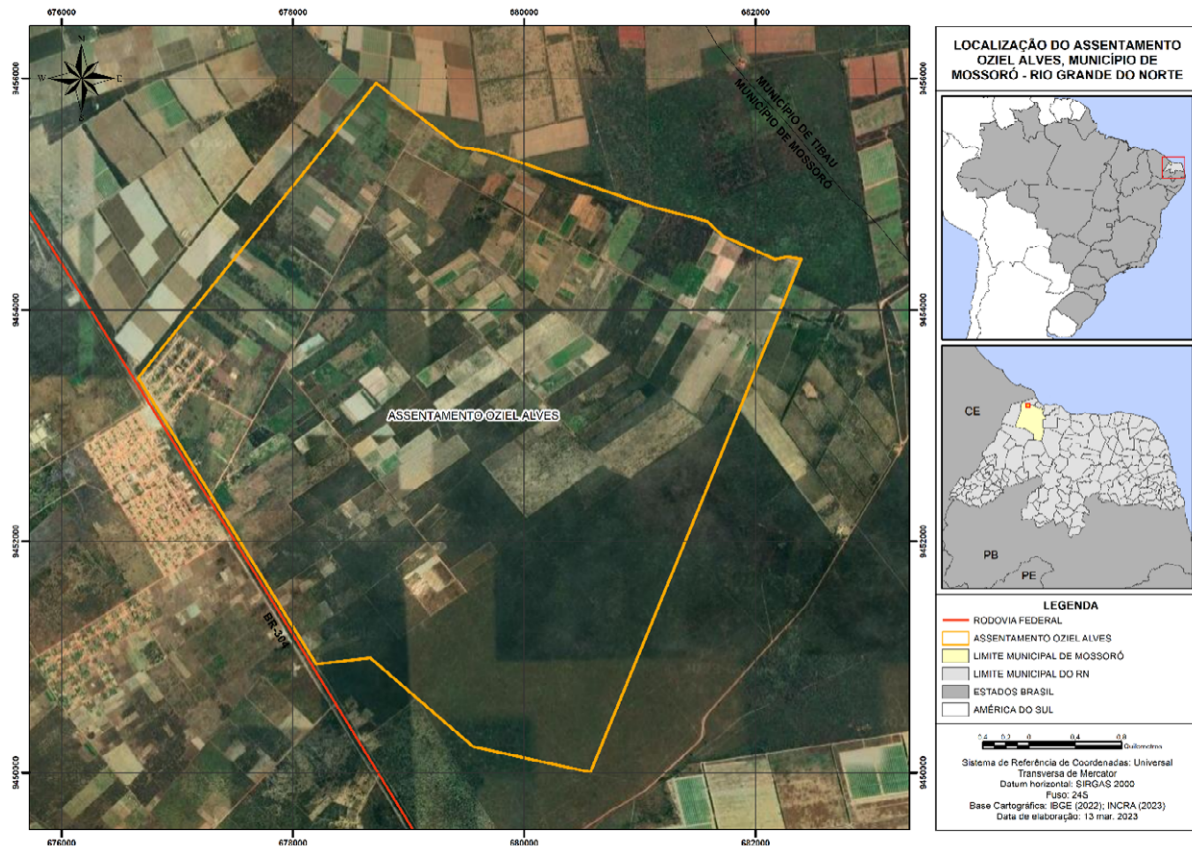
Dessa forma, este trabalho teve como objetivo realizar um levantamento etnobotânico sobre o conhecimento e utilização de plantas medicinais por moradores do Assentamento Oziel Alves, zona rural de Mossoró-RN, identificando as espécies medicinais presentes em quintais e lotes utilizadas pela população local, descrevendo a finalidade medicinal, as formas de uso e as partes das plantas utilizadas.

Material e métodos

Localização e caracterização da área de estudo

O estudo foi realizado no Assentamento Oziel Alves que fica localizado na zona rural da cidade de Mossoró. Ele está situado às margens da BR-304, que liga o Rio Grande do Norte ao Estado do Ceará (MINISTÉRIO DO DESENVOLVIMENTO AGRÁRIO 2007) (Figura 1). Mossoró está localizada na mesorregião Oeste do estado do Rio Grande do Norte, entre Natal e Fortaleza que apresenta uma área territorial de 2.099,334 km², com uma densidade demográfica de 123,76 hab/km² (IBGE 2017).

Figura 1. Localização do Assentamento Oziel Alves, Mossoró/RN, Brasil.



O Assentamento Oziel Alves foi criado em 13/12/2001 por meio da reforma agrária e é composto por uma área de 1.983,0429 ha, tendo sido planejado para comportar 132 famílias (INCRA 2022), entretanto, atualmente ele conta com o número de 260 famílias ao todo, pois ao longo dos anos foram sendo construídas outras residências nos quintais das moradias, geralmente para os filhos ou outros parentes dos titulares. Além das residências com os quintais (medindo 30 metros de largura por 50 metros de comprimento), os assentados possuem um lote de terra (com área de 9,98 ha) no qual são desenvolvidas atividades agrícolas.

Coleta e análise de dados

Esta pesquisa foi analisada e aprovada pelo Comitê de Ética em Pesquisa da Universidade do Estado do Rio Grande do Norte, sob o número do parecer: 4.436.682 e CAAE 39204620.6.0000.5294. Ela foi inicialmente apresentada ao presidente da Associação do assentamento, a ACOMTEP (Associação Comunitária Terra Prometida), para o qual foram explicados todos os objetivos e procedimentos da pesquisa. Após esta breve apresentação, o presidente assinou a carta de anuência, concordando com o desenvolvimento deste estudo na comunidade. A participação neste estudo foi precedida da assinatura do Termo de Consentimento Livre e Esclarecido-TCLE após a explicação da pesquisa a cada um dos informantes. Foram assinados também os termos de autorização para gravação e uso de áudios, comprovando que os participantes consentiram com a gravação da entrevista.

Os critérios de inclusão neste estudo foram: ser maior de idade, ser o (a) chefe de família da residência e assinar o TCLE. Os critérios de exclusão por sua vez foram: não possuir plantas medicinais no quintal de sua residência ou lote e não apresentar conhecimento sobre plantas medicinais.

O número de participantes proposto para esta pesquisa foi de 132 pessoas (100% dos membros titulares da comunidade). Por se tratar de uma comunidade pequena, para fins práticos da pesquisa optou-se por desenvolver o estudo abrangendo um representante de cada família, o chefe de família (homem ou mulher), do assentamento. Entretanto, apenas 78 (59%) pessoas participaram do estudo, pois algumas não consentiram em participar da pesquisa devido à pandemia e, por esse motivo, não estavam recebendo visitas; outras não cultivavam plantas medicinais; algumas relataram não ter conhecimento sobre plantas medicinais; e outras não estavam em casa durante o convite para a participação no estudo.

Devido à pandemia do coronavírus, a coleta de dados aconteceu em apenas um período do ano referente aos meses de abril a junho de 2021 e foi dividida em três etapas (questionário socioeconômico, entrevistas e turnê guiada).

Inicialmente para obtenção de informações socioeconômicas (gênero, idade, escolaridade, profissão, renda, local de origem e tempo de residência) foram aplicados questionários. Em seguida para a coleta de informações sobre as plantas medicinais presentes no assentamento foram realizadas entrevistas semiestruturadas que foram gravadas e listas livres através das quais os participantes listaram as plantas utilizadas como medicinal, fornecendo algumas informações detalhadas: 1) nome da planta, 2) usos medicinais, 3) parte utilizada, 4) forma de preparo, 5) local de coleta, 6) se já utilizou, 7) quando a utilizou e 8) a forma de coleta.

Posteriormente foram realizadas turnês guiadas, estas consistem em visitas aos quintais das residências juntamente com cada informante (Albuquerque et al. 2010) e observação direta. Através das turnês foi possível fotografar as espécies medicinais citadas pelos informantes para posterior identificação.

Em decorrência da pandemia da Covid-19, não foi possível realizar a coleta e herborização das espécies citadas, uma vez que os laboratórios (contendo equipamentos fundamentais para realização deste procedimento) encontravam-se fechados e o herbário no qual seria depositado o material coletado não estava recebendo amostras durante este período. Assim, de forma excepcional, a identificação foi realizada utilizando as fotografias obtidas durante o desenvolvimento da pesquisa.

Para a identificação, foram utilizadas bibliografias especializadas, consulta a especialistas, bem como também a utilização de bancos de dados on-line como: Flora do Brasil 2020 (<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>) e GBIF (<https://www.gbif.org/species/search>). Para verificação das famílias botânicas de cada espécie utilizou-se o Angiosperm Phylogeny Group (APG IV).

Para avaliar o grau de concordância entre os informantes quanto aos usos atribuídos a cada espécie, calculou-se a concordância de uso principal (CUP) para cada planta citada por cinco ou mais informantes (um total de 25 espécies), utilizando a seguinte equação: $CUP = (ICUP/ICUE) \times 100$, proposta por Amorozo e Gély 1988, onde CUP= índice de concordância de uso principal, ICUP = referente ao número de entrevistados que citou a utilização principal da espécie, ICUE = número total de entrevistados citando o uso da espécie. Em virtude da diferença no número de pessoas que citaram cada planta, foi aplicado o fator de correção (FC), utilizando a equação $ICUE/ICEMC$, sendo $ICEMC =$ número de informantes que citaram a espécie mais citada, e por fim calculou-se a concordância referente ao uso principal corrigida (CUPc), utilizando a seguinte equação: $CUPc = CUP \times FC$.

Também foi calculado o Valor de Uso das espécies por meio da seguinte equação $VU = (\Sigma U) / n$, proposta por Phillips e Gentry 1993 e modificada por Rossato et al. 1999, onde VU equivale ao valor de uso, ΣU refere-se a soma do número de usos citados pelo informante e n é o número total de informantes.

Resultados e discussão

Participaram deste estudo 78 informantes, 59 mulheres (76%) e 19 homens (24%). Percebe-se a prevalência do gênero feminino. Esta característica de predominância foi vista também em outros trabalhos etnobotânicos realizados em assentamentos (Rego *et al.* 2016; Silva *et al.* 2020; Melo *et al.* 2021), o que pode ser explicado pelo fato das mulheres estarem mais frequentemente presentes nas residências no decorrer das entrevistas.

A idade dos informantes variou de 23 a 77 anos, com predomínio da faixa etária de 41-50. Quanto à escolaridade a maioria dos informantes (59%) apresenta ensino fundamental incompleto. Araújo *et al.* 2021 em um estudo realizado no município de Parari, no estado da Paraíba, relatou que a maioria da população estudada (60%) também apresentava ensino fundamental incompleto, entretanto esse fator não indicou baixo conhecimento no que se refere ao cultivo e utilização de plantas, resultado similar ao desta pesquisa. No presente estudo, a baixa escolaridade não interferiu no conhecimento dos participantes sobre as plantas medicinais. Isto pode ser justificado pelo fato deste conhecimento ter sido adquirido principalmente no meio familiar e ter sido repassado para os seus descendentes por comunicação oral. Estes saberes, ao serem postos em prática no dia a dia foram gerando experiências positivas com os recursos vegetais contribuindo para o seu uso contínuo e conhecimento.

Abordando o fator profissão ou ocupação, a maioria dos participantes é de agricultores (34 pessoas). Dentre as demais profissões citadas têm-se: professor (3), autônomo (2), doméstica (2), atendente (1), agente comunitário de saúde (1), merendeira (1), vigilante (1), cabeleireira (1) e aposentado (32). Com relação a renda estimada em um salário-mínimo (66,7%). Brito *et al.* 2017, ao realizar um estudo com assentados, também relatou uma maior representatividade da renda mensal de um salário-mínimo (70%).

Quanto ao local de origem eles são naturais dos seguintes estados: Rio Grande do Norte (58), Ceará (11), Paraíba (7), Maranhão (1) e São Paulo (1). Dentre os informantes, 46 pessoas afirmaram residir no assentamento desde que foi fundado.

Esse histórico migratório é relevante, pois as pessoas trazem de seu lugar de origem os conhecimentos relacionados às práticas medicinais aprendidas, colocando-os em prática no novo lugar que passam a habitar. Nesse sentido, Melo *et al.* 2021, em estudo realizado em um assentamento rural do Belém do Pará, destacou pontos positivos do processo migratório como a ampliação do conhecimento sobre plantas medicinais, incremento da diversidade da flora local e a valorização de espécies nativas.

Com relação à flora de plantas medicinais, foram citadas 51 espécies (Tabela 1), das quais três foram identificadas apenas até o nível de gênero e uma não foi identificada, uma vez que não foi possível realizar o registro fotográfico desta planta. As espécies estão distribuídas em 29 famílias e 41 gêneros. Em trabalhos realizados no Rio Grande do Norte, Freitas *et al.* 2012 e Freitas e Coelho 2014 encontraram nas comunidades estudadas 24 e 41 espécies medicinais, respectivamente.

Destas plantas 88% (45 de 51 espécies) estão presentes nos quintais das residências e 12% (6 de 51 espécies) nos lotes. Tatagiba *et al.* 2019 relataram que a maioria das espécies medicinais utilizadas pela população estudada era proveniente dos quintais das residências, onde eram cultivadas (42%). Dentre as 51 espécies, no que se refere a origem, 52% são cultivadas, 16% naturalizadas e 32% são nativas do Brasil.

Tabela 1. Plantas medicinais citadas pelos moradores do Assentamento Oziel Alves, Mossoró-RN. A- geral e não-específico; B- sangue, sistema hematopoiético, linfático, baço; D- aparelho digestivo; F- olho; H- ouvido; K- aparelho circulatório; L- sistema musculoesquelético; N- sistema neurológico; P- psicológico; R- aparelho respiratório; S- pele; T- endócrino, metabólico e nutricional; U- aparelho urinário; X- aparelho genital feminino (incluindo a mama) e Y- aparelho genital masculino. A1: Folha com leite, folha com vinho; A2: xarope feito da baba com mel de jandaíra e uísque; A3: baba misturada com mel de abelha; baba com água; a baba misturada com mel de abelha e uva ou suco de uva; a baba com cerveja preta batida no liquidificador.

Família/Nome científico/ Nome popular	Origem	Indicação medicinal	Parte utilizada	Forma de preparo do remédio caseiro	Nº de citações da espécie	Categorias de uso de acordo com a CIAP-2/2009
AMARANTHACEAE <i>Alternanthera brasiliana</i> (L.) Kuntze Dipirona	Nativa	Dor de cabeça.	Folha	Chá.	1	N
<i>Dysphania ambrosioides</i> (L.) Mosyakin & Clemants Mastruz/ Mentruz	Naturalizada	Inflamação, gripe, cicatrização, sarar alguma coisa por dentro, “enfermidade”, gastrite, vômito, empachamento, tuberculose, emendar/colar osso, bom para os ossos, febre, dor, pancada, dor de cabeça, verruga, espinha, germe, problema no sangue, inflamação das articulações, ferimento, arrancar catarro do peito.	Folha, ramos, caule e raiz	<i>In natura</i> , sumo, chá, lambedor, folha associada a outras substâncias ^{A1}	19	A, B, D, L, N, R, S
ANACARDIACEAE <i>Anacardium occidentale</i> L. Cajueiro	Nativa	Inflamação, limpeza do organismo, curar/sarar “enfermidade”, gastrite, dor de garganta, problemas em regiões íntimas, úlcera, anti-inflamatório, dor de garganta, usar quando extrai um dente, melhora a glicemia, sarar feridas, ferimentos, cicatrizante, sarar com rapidez, problemas de útero, doença de mulher, corrimento, saúde da mulher, inchaço, corte, lavar cirurgia, tratar anemia, dor nos ossos, todo tipo de dor, mordida de cascavel, gripe, resfriado, estalecido.	Casca, entrecasca, folha, pseudo-fruto, fruto e raiz	Cozimento, casca/entrecasca de molho, suco, chá, mel, lambedor, sumo, <i>in natura</i> , banho de assento e óleo.	54	A, B, D, L, R, S, T, X

Família/Nome científico/ Nome popular	Origem	Indicação medicinal	Parte utilizada	Forma de preparo do remédio caseiro	Nº de citações da espécie	Categorias de uso de acordo com a CIAP-2/2009
<i>Mangifera indica</i> L. Mangueira	Cultivada	Diabetes, boa para digestão, mulher que tem inflamação, inflamação do útero, ovário e trompas, asma, cansaço, desinflamar, corte, chikungunya, serve para todo tipo de cirurgia (ajuda a sarar).	Fruto, óleo (látex), folha e casca	<i>In natura</i> , óleo (látex), vitamina, chá, casca de molho.	7	A, D, R, S, T, X
<i>Astronium urundeuva</i> (M.Allemão) Engl. Aroeira	Nativa	Inflamação, gastrite.	Casca	Coloca a casca de molho.	1	A, D
<i>Spondias purpurea</i> L. Seriguela	Cultivada	Gripe, aumenta a imunidade.	Fruto	<i>In natura</i>	1	R
ANNONACEAE <i>Annona muricata</i> L. Graviola	Cultivada	Pressão alta, diabetes, colesterol, combate ao câncer, problema de intestino, prisão de ventre, mulher que tem inflamação.	Folha	Chá, folha de molho.	6	D, K, L, T, X
<i>Annona squamosa</i> L. Pinha	Cultivada	Diabetes, escoliose, dor nos ossos, dor na coluna, todo tipo de dor, inflamação, sarar qualquer “enfermidade”.	Fruto e semente	<i>In natura</i> , pó.	2	A, L, T
APIACEAE <i>Pimpinella anisum</i> L. Erva-doce	Cultivada	Gripe, covid-19.	Semente	Chá.	1	R

Família/Nome científico/ Nome popular	Origem	Indicação medicinal	Parte utilizada	Forma de preparo do remédio caseiro	Nº de citações da espécie	Categorias de uso de acordo com a CIAP-2/2009
ARECACEAE <i>Cocos nucifera</i> L. Coqueiro	Naturalizada	Soro caseiro, desidratação, para hidratar, dor de barriga, dor no estômago, diarreia, disenteria, fastio, icterícia , aumentar a glicose quando está baixa, mal-estar, bom para os rins, fraqueza, bom para o intestino, vômito, bronquite, dor, dor de ouvido, prisão de ventre, ferimento, ajuda na cicatrização, caspa, queda de cabelo, “enfermidade”, inflamação, inflamação e dor de garganta, gripe, tosse, nariz entupido, inflamação da pele, tratar infecção, fungo nas unhas, sapinho, bom para o cabelo e pele, corte, queimadura.	Fruto, folha	Água do coco, Óleo extraído do coco e chá.	57	A, D, H, R, S, T
ASPHODELACEAE <i>Aloe vera</i> (L.) Burm. f. Babosa	Cultivada	Inflamação, “enfermidade”, anti-inflamatório, câncer, tumor, gripe, caspa, queda de cabelo, infecção no útero, problema de útero, queimadura, próstata, cicatrização, ferimento/ferida, corte, hemorroida, refluxo, gastrite, coceira, germe, impingi, bom para o cabelo e pele, problema de rins, úlcera, dor no estômago.	Folha	In natura (baba), xarope ^{A2} , chá, baba associada a outras substâncias ^{A3} , comprimido, mel, lambedor, garrafada, sumo, creme.	40	A, D, K, L, R, S, U, X, Y
BURSERACEAE <i>Commiphora leptophloeos</i> (Mart.) J.B.Gillett Imburana/umburana	Nativa	Dor de barriga, ferimento, problema de nariz, cartucho, sinusite	Casca	Chá, cozimento.	3	D, R, S
CARICACEAE <i>Carica papaya</i> L. Mamoeiro	Naturalizada	Constipação, intestino empanzinado e preso, digestão, bom para urina, gripe, diabetes, problemas de pulmão, pressão, gordura/massa no sangue, comida que faz mal, empachamento, verminose, impinge, coceira e micose.	Fruto, leite (látex), flor, folha e semente	<i>In natura</i> , suco, chá, lambedor, leite (látex) puro.	7	D, K, R, S, T, U

Família/Nome científico/ Nome popular	Origem	Indicação medicinal	Parte utilizada	Forma de preparo do remédio caseiro	Nº de citações da espécie	Categorias de uso de acordo com a CIAP-2/2009
CONVOLVULACEAE <i>Operculina macrocarpa</i> (L.) Urb. Batata-de- purga	Nativa	Verme.	“Batata” (rizoma)	Pó (coloca na comida).	1	D
CRASSULACEAE <i>Kalanchoe daigremontiana</i> Raym.-Hamet e Perrier Aranto	Cultivada	Combater o câncer, infecção, tratar ferimentos/ corte.	Folha	Machuca a folha e passa na região; folha triturada no liquidificador.	3	A, L, S
<i>Kalanchoe pinnata</i> (Lam.) Pers. Corama	Naturalizada	Ferimento, problemas de ovário, problemas de tumor, gripe, problemas de estômago, inflamação, pneumonia, gastrite, pancada.	Folha	Folha esquentada; lambedor; mel; suco; triturada no liquidificador; sumo.	10	A, D, L, R, S, X
FABACEAE <i>Amburana cearensis</i> (Allemão) A. C. Sm Cumarú	Nativa	Sinusite, gripe, estalecido, problemas respiratórios.	Casca	Cozimento, chá, casca de molho.	3	R
<i>Mimosa tenuiflora</i> (Willd.) Poir. Jurema-preta	Nativa	Inflamação, ferimento.	Casca	Cozimento.	2	A, S

Família/Nome científico/ Nome popular	Origem	Indicação medicinal	Parte utilizada	Forma de preparo do remédio caseiro	Nº de citações da espécie	Categorias de uso de acordo com a CIAP-2/2009
<i>Piptadenia stipulacea</i> (Benth.) Ducke Jurema-branca	Nativa	Sinusite.	Casca	Chá.	1	R
<i>Tamarindus indica</i> L. Tamarina	Cultivada	Diabetes, diminuir o colesterol, controlar as taxas do sangue, boa para as taxas, gastrite, gripe, inflamação, problema de próstata, emagrecer, dor de dente.	Folha e fruto	Suco, chá, <i>in natura</i> , fruta de molho, cozimento.	6	A, D, R, T, Y
LAMIACEAE <i>Mentha x piperita</i> Hortelã	Cultivada	Dor de cabeça, dor de ouvido, febre, enxaqueca, labirintite, garganta, derrame, trombose, dor, relaxante, bom para dormir.	Folha e ramos	Chá, lambedor.	9	A, H, K, N, R, P
<i>Mentha spicata</i> L. Hortelã	Naturalizada	Dor de cabeça, reduzir Alzheimer, AVC, febre, meningite, derrame, problema de pressão, gripe, dor no estômago, trombose, tuberculose, mal-estar, cansaço, relaxante, serve pra vista, tosse, dor de ouvido, bom para dormir, ramo.	Folha	Chá, lambedor.	21	A, D, F, H, K, N, R, P
<i>Ocimum basilicum</i> L. Manjeriço	Cultivada	Dor no ouvido.	Folha	Chá.	1	H
<i>Ocimum gratissimum</i> L. Louro	Naturalizada	Comida que faz mal, dor no estômago, diarreia, vômito, dor de barriga.	Folha	Chá.	7	D

Família/Nome científico/ Nome popular	Origem	Indicação medicinal	Parte utilizada	Forma de preparo do remédio caseiro	Nº de citações da espécie	Categorias de uso de acordo com a CIAP-2/2009
<i>Plectranthus amboinicus</i> (Lour.) Spreng. Malva	Cultivada	Gripe, diminuir a tosse, problemas de ovário e útero, comida que faz mal, garganta inflamada, combater alguns sintomas do covid, todo tipo de dor, estresse, depressão, inflamação/anti-inflamatório, problemas no estômago.	Folha e raiz	Lambedor, sumo, chá, suco.	21	A, D, P, R, X
<i>Plectranthus barbatus</i> Andrews Boldo/malva santa	Cultivada	Gripe, problemas intestinais, covid-19.	Folha	Chá, Lambedor.	2	D, R
<i>Plectranthus ornatus</i> Codd Boldo/anador	Cultivada	Comida que faz mal, dor de barriga, pressão alta, dores intestinais, bom para o intestino, gastrite, problema de próstata, febre, todo tipo de dor, dor de cabeça, azia, dor no estômago.	Folha	Chá, suco.	8	A, D, K, N, Y
<i>Plectranthus</i> sp. Anador/ boldo	Cultivada	Dores de cabeça, febre, comida que faz mal, pressão alta, gastrite, problema de próstata, dor no estômago.	Folha	Chá.	2	A, D, K, N, Y
LYTHRACEAE <i>Punica granatum</i> L. Romã	Cultivada	Anti-inflamatório, dor/inflamação/problema de garganta, inflamação, afta, para o estômago, gripe, tratar infecção, inflamação de útero.	Casca do fruto, fruto.	Lambedor, <i>in natura</i> , chá, cozimento, mel, casca da fruta de molho.	22	A, D, R, X

Família/Nome científico/ Nome popular	Origem	Indicação medicinal	Parte utilizada	Forma de preparo do remédio caseiro	Nº de citações da espécie	Categorias de uso de acordo com a CIAP-2/2009
MALPIGHIACEAE <i>Malpighia glabra</i> L. Acerola	Cultivada	Gripe, é muito bom para o sangue, dá sangue, anemia, covid-19, resfriado, bronquite, garganta inflamada, aumenta a imunidade.	Fruto e folha	<i>In natura</i> , suco, mel, lambedor e chá.	37	B, R
MORACEAE <i>Morus</i> sp. Amora	Cultivada	Colesterol e pressão alta.	Folha	Chá.	1	K, T
MORINGACEAE <i>Moringa oleifera</i> Lam. Moringa	Cultivada	Diabetes, reduzir o colesterol, pressão alta, dor no corpo, câncer, chikungunya, dengue, todo tipo de dor, boa para coluna, gastrite, úlcera.	Folha e semente	Chá.	7	A, D, K, L, T
MUSACEAE <i>Musa paradisiaca</i> L. Bananeira	Cultivada	Gripe, empachado.	“Mangará” e fruto	Lambedor, <i>in natura</i> .	2	D, R
MYRTACEAE <i>Psidium guajava</i> L. Goiabeira	Naturalizada	Dor de barriga, emagrecer, diarreia, pro estômago, dor no estômago, disenteria, coceira, baixar o colesterol, infecção/problema intestinal, fraqueza, controlar intestino, comida que faz mal, queda de cabelo, gripe, desidratação.	Olho (folhas jovens) e fruto	<i>In natura</i> , chá, suco, cozimento, mingau (feito a partir do chá e goma).	29	A, D, R, S, T

Família/Nome científico/ Nome popular	Origem	Indicação medicinal	Parte utilizada	Forma de preparo do remédio caseiro	Nº de citações da espécie	Categorias de uso de acordo com a CIAP-2/2009
<i>Corymbia citriodora</i> (Hook.) K.D.Hill & L.A.S.Johnson Eucalipto	Cultivada	Febre.	Folha	Chá.	1	A
OLACACEAE <i>Ximenia americana</i> L. Ameixa	Nativa	Inflamação, gripe, cicatrizante, ferimentos, corte.	Casca e entrecasca	Lambedor, casca de molho, cozimento, pó.	6	A, R, S
PASSIFLORACEAE <i>Passiflora edulis</i> Sims Maracujá	Nativa	Falta de sono/quando está ruim para dormir.	Fruto	Suco, vitamina.	2	P
<i>Turnera subulata</i> Sm. Xanana	Nativa	Dor nas urinas, rins.	Raiz	Chá.	1	U
PHYLLANTHACEAE <i>Phyllanthus niruri</i> L. Quebra-pedra	Nativa	Serve para os rins, pedra nos rins, inflamação nos rins, dor nos rins e dor nas urinas.	Folha e raiz	Chá, raiz de molho.	5	U

Família/Nome científico/ Nome popular	Origem	Indicação medicinal	Parte utilizada	Forma de preparo do remédio caseiro	Nº de citações da espécie	Categorias de uso de acordo com a CIAP-2/2009
<p>POACEAE</p> <p><i>Cymbopogon citratus</i> (DC.) Stapf</p> <p>Capim-santo</p>	Naturalizada	Dor de cabeça, dor de barriga, enxaqueca, pressão, gastrite, problemas no intestino, calmante, relaxante, bom para o estômago e intestino, febre, nervosismo, estresse, mal-estar, insônia.	Folha	Chá.	24	A, D, K, N, P
<p>RHAMNACEAE</p> <p><i>Ziziphus joazeiro</i> Mart.</p> <p>Juazeiro</p>	Nativa (endêmica)	Caspa, gastrite.	Casca, fruto.	Cozimento e <i>in natura</i> .	2	D, S
<p>RUBIACEAE</p> <p><i>Morinda citrifolia</i> L.</p> <p>Noni</p>	Cultivada	Gripe.	Fruto	Mel.	1	R
<p>RUTACEAE</p> <p><i>Citrus x limon</i> (L.) Osbeck</p> <p>Limão</p>	Cultivada	Gripe, disenteria, dor de barriga, garganta inflamada, covid 19, dor no intestino, infecção intestinal, problemas de estômago, emagrecimento, tosse, baixar colesterol, “limpar o sangue/ organismo”, ferimento, gastrite, inchação, resfriado, sangue grosso, dor de dente, diabetes, prisão de ventre, azia, câncer.	Fruto e folha	Vinagre de maçã), chá, com mel.	44	B, D, L, R, S, T
<p><i>Citrus x aurantium</i> L.</p> <p>Laranjeira</p>	Cultivada	Ansiedade, resfriado, gripe, calmante, insônia, estômago, má digestão, gases, dor de cabeça.	Folha e fruto	Chá, lambedor, <i>in natura</i> , sumo, suco.	15	D, N, P, R

Família/Nome científico/ Nome popular	Origem	Indicação medicinal	Parte utilizada	Forma de preparo do remédio caseiro	Nº de citações da espécie	Categorias de uso de acordo com a CIAP-2/2009
<i>Citrus sp.</i> Tangerina	Cultivada	Gripe.	Fruto	Suco, chá.	1	R
<i>Ruta graveolens L.</i> Arruda	Cultivada	Dores de cabeça, dor, câncer, cólica menstrual, dor de ouvido, relaxamento.	Folha	Chá, folha tritura- rada, folha com leite de peito.	6	A, H, L, N, P, X
SAPOTACEAE <i>Sideroxylon obtusifolium</i> (Roem. & Schult.) T. D. Penn. Quixabeira	Nativa	Ferimento.	Casca	Cozimento, pó.	2	S
VERBENACEAE <i>Lippia alba</i> (Mill.) N. E. Br. ex Britton & P. Wilson Cidreira	Nativa	Dor de barriga, enjoo, tratar estresse, dormir bem, insônia, tranquilizante, calmante, para relaxar, dor de cabeça, dor, febre, gastrite, problemas intestinais, comida que faz mal, indigestão, disenteria, reduzir colesterol.	Folha e ramos	Chá, lambedor, mingau (a partir do chá e goma).	26	A, D, N, P, T
VIOLACEAE <i>Hybanthus calceolaria</i> (L.) Oken Papaconha	Nativa	Problemas pulmonares, tuberculose, pneumonia, sinusite e gripe.	Raiz	Chá, lambedor.	2	A, R

Família/Nome científico/ Nome popular	Origem	Indicação medicinal	Parte utilizada	Forma de preparo do remédio caseiro	Nº de citações da espécie	Categorias de uso de acordo com a CIAP-2/2009
ZINGIBERACEAE <i>Zingiber officinale</i> Roscoe Gengibre	Cultivada	Empachamento, dor.	“Batatinha” (rizoma)	Chá.	1	A, D
*não identificada Pra-tudo		Gripe e tosse.	Raiz	Lambedor.	1	R

As famílias com maior número de espécies foram Lamiaceae (8 espécies), Fabaceae, Anacardiaceae e Rutaceae (4 espécies). Cinco famílias apresentaram duas espécies e as demais apenas uma espécie. A família Lamiaceae, também ficou entre as mais representativas em estudos desenvolvidos em assentamentos nas regiões Nordeste (Brito et al. 2017) e Norte (Silva et al. 2020; Melo et al. 2021), bem como também em comunidades rurais (Freitas et al. 2012; Freitas et al. 2015). Isso evidencia a importância medicinal das espécies desta família, demonstrando seu potencial de uso, visto que em distintas comunidades são atribuídos usos terapêuticos que abrangem o tratamento de diferentes enfermidades.

A questão da distribuição geográfica desta família é um fator que pode explicar a sua predominância no assentamento estudado, bem como também em outros trabalhos etnobotânicos realizados em comunidades tradicionais, pois de acordo com Harley et al. 2004, Lamiaceae é uma família cosmopolita e, portanto, apresenta uma ampla distribuição geográfica. No Brasil, esta família apresenta ocorrência confirmada em todas as regiões brasileiras, abrangendo os domínios fitogeográficos da Amazônia, Caatinga, Cerrado, Mata Atlântica, Pampa e Pantanal (FLORA DO BRASIL 2020) e muitos de seus representantes são tradicionalmente cultivados com propósitos terapêuticos (Schardong e Cervi 2000).

Lima e Cardoso 2007 relatam que espécies da família Lamiaceae contêm importantes metabólitos secundários, dentre os quais se destacam os óleos essenciais, que desempenham atividades biológicas relevantes com ação antioxidante, bactericida, fungicida e inseticida. Scherer et al. 2013, por exemplo, confirmaram a atividade antioxidante e antibacteriana da *Mentha spicata* L. (hortelã) que de acordo com estes autores, no Brasil ela é uma das variedades de hortelã com maior cultivo, em virtude da importância comercial atribuída ao seu óleo essencial, no qual seu composto majoritário é a carvona.

As espécies mais citadas neste estudo foram *Cocos nucifera* L., *Anacardium occidentale* L., *Citrus x limon* (L.) Osbeck, *Aloe vera* (L.) Burm. f. e *Malpighia glabra* L. Com exceção da *Aloe vera*, as demais espécies além de medicinais também são frutíferas, apresentando um duplo benefício, pois além da aplicação

delas na medicina popular, também são utilizadas como fonte alimentar, o que pode influenciar diretamente em sua predominância (Freitas et al. 2012). Estas espécies também foram encontradas em outros estudos desenvolvidos em quintais no Rio Grande do Norte, com algumas indicações de usos semelhantes aos desta pesquisa (Freitas et al. 2012; Freitas et al. 2015).

As indicações terapêuticas foram agrupadas em categorias de sistemas corporais, e classificadas em sinais e sintomas e diagnóstico e doença de acordo com a Classificação Internacional da Atenção Primária (CIAP-2/2009). As categorias de usos identificadas foram: geral e não-específico; sangue, sistema hematopoiético, linfático, baço; pele; olho; ouvido; sistema musculoesquelético; aparelho digestivo; sistema neurológico; aparelho respiratório; aparelho genital feminino (incluindo a mama); endócrino, metabólico e nutricional; aparelho circulatório; aparelho genital masculino; aparelho urinário e psicológico.

Dentre as categorias de usos citadas (Tabela 1), obtiveram maior número de citações as referentes ao aparelho respiratório, aparelho digestivo e geral e inespecífico. Estas três categorias de usos também foram citadas como predominantes por Magalhães et al. 2020, que relataram que no Nordeste brasileiro, a população utiliza plantas medicinais para tratar aquelas enfermidades que comumente afetam as comunidades. Chaves e Barros 2012 em estudo realizado na Área de Proteção Ambiental da Serra da Ibiapaba no município de Cocal/PI, relataram que a maioria das indicações de usos pela população foram para tratar doenças dos sistemas respiratório e digestório.

As partes utilizadas mais citadas para o preparo dos remédios caseiros utilizados no combate das doenças foram as folhas (45%), fruto (39%) e casca (10%) (Tabela 1). Dentre as estruturas elencadas acima, a folha foi a mais frequentemente citada. A folha também foi mencionada como a estrutura mais utilizada pelas populações de assentamentos estudados por outros autores em diferentes estados brasileiros (Cunha e Bortolotto 2011; Rego et al. 2016; Brito et al. 2017; Leandro et al. 2017; Silva et al. 2020), bem como também por outras comunidades rurais do Nordeste (Baptistel et al. 2014; Freitas et al. 2015).

Alguns fatores contribuem para o amplo uso das folhas como, por exemplo, o fato delas serem mais acessíveis e realizarem fotossíntese de forma ativa, apresentando assim importantes compostos bioativos provenientes de seu metabolismo secundário (Ghorbani 2005) que apresentam ação medicinal. Por outro lado, na Caatinga, embora alguns estudos citem a folha como componente citado, esta não é parte disponível durante todo o ano e sim as cascas.

Na forma de preparo dos remédios caseiros houve uma diversidade no modo de prepará-los, sendo citadas desde formas mais simples como, por exemplo o consumo *in natura* até aquelas mais elaboradas como, por exemplo, garrafada e lambedor. Essa diversidade também foi vista no estudo de Freitas et al. 2022, realizado no assentamento Benedito Alves Bandeira, Acará-PA, no qual foram mencionadas 17 formas de preparo.

Neste estudo, dentre as formas de preparo, o chá e *in natura* foram as formas mais citadas (30% e 18%, respectivamente). Rego et al. 2016 também citaram essas duas formas de preparo como as mais frequentes (56,9% e 11,8%, respectivamente), de semelhante modo Magalhães et al. 2020 que também relataram a predominância delas (47,6% e 15,6%). O preparo de chás são citações bastante frequentes em trabalhos etnobotânicos de plantas medicinais (Cunha e Bortolotto 2011; Costa e Marinho 2016; Araújo et al. 2021). Magalhães e Santos 2021 cita o chá como uma das substâncias mais populares e consumidas no globo, destacando como pontos que favorecem seu consumo a facilidade no preparo e seus efeitos benéficos à saúde em virtude dos compostos bioativos ali presentes.

Analisando a Concordância de Uso Principal (CUP) e Concordância de Uso Principal corrigida (CUPc), as plantas *Malpighia glabra* L. (acerola) e *Citrus x limon* (L.) Osbeck (limão) foram as espécies cujos valores da CUP e CUPc mostraram-se elevados (83,8/54,5 e 68,2/52,5, respectivamente). Estes valores demonstram um forte consenso dos informantes quanto a aplicação medicinal destas espécies, colocando-as em evidência no que se refere ao potencial medicinal. Freitas et al. 2015 relataram que a aceitação de um determinado uso de uma espécie por uma população, traduz-se em maior segurança quanto a eficácia de uso sugerido. Santos et al. 2019 ressaltam que espécies com elevados valores de consenso de uso podem servir como base para futuros estudos farmacológicos.

Com relação ao valor de uso das espécies citadas, as plantas medicinais que obtiveram maior índice foram *Cocos nucifera* L. (coqueiro) (1,6), *Anacardium occidentale* L. (cajuzeiro) (1,3), *Citrus x limon* (L.) Osbeck (limão) (1,1) e *Aloe vera* (L.) Burm. f. (babosa) (1,1). Para estas espécies foram citados números maiores de indicações de usos, sendo consideradas as plantas mais importantes para a comunidade. Vendruscolo e Mentz 2006b declaram que a quantidade de usos atribuídos a uma determinada planta define o grau de importância que ela apresenta para a comunidade, ou seja, quanto mais usos a planta tiver, maior será a sua relevância para a população estudada.

As espécies *Anacardium occidentale* L. e *Aloe vera* (L.) Burm. f. também foram destaques em outros estudos realizados no Nordeste. Na pesquisa realizada por Silva et al. 2017, *Aloe vera* (L.) Burm. f. apresentou o segundo maior valor de uso dentre as 188 espécies citadas. *Anacardium occidentale* L., espécie nativa, também se destacou no estudo realizado por Farias et al. 2019, na comunidade Lagoa da Prata, estado do Piauí, sendo a planta medicinal que apresentou maior Valor de Uso (0,35), com utilização voltada para cicatrização de feridas na pele, dor de dente ou quando este é extraído.

Conclusões

Este estudo proporcionou o conhecimento da flora medicinal local do assentamento Oziel Alves, percebendo-se a presença de importantes espécies medicinais tanto nativas quanto exóticas com uma variedade de indicações terapêuticas. A população estudada apresenta saberes sobre estes recursos, um conhecimento adquirido ao longo do tempo principalmente por meio da família através das experiências do dia a dia. Este estudo contribuiu para registrar os saberes da população no que se refere aos usos de plantas nas práticas medicinais populares. Ao identificar espécies com potencial medicinal pode servir como base para estudos futuros.

Agradecimentos

À Universidade do Estado do Rio Grande do Norte, ao Programa de Pós-graduação em Ciências Naturais e à população do Assentamento Oziel Alves.

Participação dos autores: Todos os autores participaram do processo de conceitualização, curadoria de dados, metodologia e análise formal dos dados da pesquisa.

Aprovação ética: A pesquisa foi aprovada pelo Comitê de Ética em Pesquisa da Universidade do Estado do Rio Grande do Norte, sob o número do parecer: 4.436.682 e CAAE 39204620.6.0000.5294.

Disponibilidade dos dados: Os dados desta pesquisa estão disponíveis no repositório da Universidade do Estado do Rio Grande do Norte (Link: https://www.uern.br/controladepaginas/mestrado-dissertacoes-defendidas/arquivos/2212dissertacao_francisca_maria_do_carmo_freire_mauricio.pdf).

Fomento: sem fontes de fomento.

Conflito de interesses: os autores declaram não haver conflito de interesses.

Referências

- Aguiar LCGG, Barros RFM. 2012. Plantas medicinais cultivadas em quintais de comunidades rurais no domínio do cerrado piauiense (Município de Demerval Lobão, Piauí, Brasil). *Revista Brasileira de Plantas Mediciniais* 14 (3): 419-434. <https://doi.org/10.1590/S1516-05722012000300001>
- Albuquerque UP, Lucena RFP, Cunha LVFC. 2010. Métodos e Técnicas na Pesquisa Etnobiológica e Etnoecológica. Recife-PE: NUPEEA.
- Amorozo MCM, Gély A. 1988. Uso de plantas medicinais por caboclos do Baixo Amazonas, Barcarena, PA, Brasil. *Boletim do Museu Paraense Emilio Goeldi, Série Botânica* 4: 47-131.
- Araújo AM, Rodrigues EM, Moura DC. 2021. Etnobotânica das plantas medicinais no município de Parari, Paraíba, Brasil. *Geosul* 36 (78): 659-679. DOI: <https://doi.org/10.5007/2177-5230.2021.e67196>
- Assefa E, Hans-Rudolf B. 2016. Farmers' perception of land degradation and traditional knowledge in southern Ethiopia-resilience and stability. *Land Degradation & Development* 27: 1552-1561. DOI: <https://doi.org/10.1002/ldr.2364>.
- Baptistel AC, Coutinho JMCP, Lins Neto EMF, Monteiro JM. 2014. Plantas medicinais utilizadas na Comunidade Santo Antônio, Currais, Sul do Piauí: um enfoque etnobotânico. *Revista Brasileira de Plantas Mediciniais* 16 (2): 406-425. DOI: https://doi.org/10.1590/1983-084X/12_137.
- Benz BF, Cevallos EJ, Santana MF, Rosales AJ, Graf MS. 2000. Losing knowledge about plant use in the sierra de Manantlan Biosphere Reserve, Mexico. *Economic Botany* 54(2):183-191. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF02907821>.
- Brito MFM, Marín EA, Cruz DD. 2017. Plantas medicinais nos assentamentos rurais em uma área de proteção no litoral do nordeste brasileiro. *Ambiente & Sociedade* XX (1): 83-104. DOI: <https://doi.org/10.1590/1809-4422ASOC20150034R2V2012017>.
- Chaves EMF, Barros RFM. 2012. Diversidade e uso de recursos medicinais do carrasco na APA da Serra da Ibiapaba, Piauí, Nordeste do Brasil. *Revista Brasileira de Plantas Mediciniais* 14(3):476-486. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1516-05722012000300009>.
- Corroto F, Macía MJ. 2021. What Is the Most Efficient Methodology for Gathering Ethnobotanical Data and for Participant Selection? Medicinal Plants as a Case Study in the Peruvian Andes. *Economic Botany* 1-13. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12231-021-09514-7>.
- Costa JC, Marinho MG. 2016. Etnobotânica de plantas medicinais em duas comunidades do município de Picuí, Paraíba, Brasil. *Revista Brasileira de Plantas Mediciniais* 18(1):125-134. DOI: https://doi.org/10.1590/1983-084X/15_071.
- Cunha AS, Bortolotto IM. 2011. Etnobotânica de Plantas Mediciniais no Assentamento Monjolinho, município de Anastácio, Mato Grosso do Sul, Brasil. *Acta Botânica Brasilica* 25(3):713-726. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0102-33062011000300022>.
- David M, Silva CJ, Alcântara LCS, Sguarezi SB. 2020. Conhecimento tradicional em comunidades do Cerrado mato-grossense: um estudo bibliométrico. *Biodiversidade* 19 (2): 32- 45.
- Farias JC, Miranda GDR, Santos MHB, Bomfim BLS, Filho ICF, França SM, Barros RFM, Silva PRR. 2019. Medicinal flora cultivated in backyards of a community in Northeast Brazil. *Ethnobotany Research and Applications* 18:1-13. DOI: <http://dx.doi.org/10.32859/era.18.28.1-13>.

Fonseca-Kruel VS, Bastos JG, Sá CFC. 2018. Pesquisas etnobotânicas em unidades de conservação no estado do Rio de Janeiro, Brasil. In: Santos MG, Quinteiro M. Saberes tradicionais e locais: reflexões etnobiológicas. Rio de Janeiro: EdUERJ, p.101-125.

Freitas AVL, Coelho MFB, Maia SSS, Azevedo RAB. 2012. Plantas medicinais: um estudo etnobotânico nos quintais do Sítio Cruz, São Miguel, Rio Grande do Norte, Brasil. *Revista Brasileira de Biociências* 10(1):48-59.

Freitas AVL, Coelho MFB. 2014. Os “remédios do mato” por especialistas locais da comunidade São João da Várzea, Mossoró, RN, Brasil. *Interações* 15(2):249- 264. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1518-70122014000200005>.

Freitas AVL, Coelho MFB, Pereira YB, Freitas Neto EC, Azevedo RAB. 2015. Diversidade e usos de plantas medicinais nos quintais da comunidade de São João da Várzea em Mossoró, RN. *Revista Brasileira de Plantas Medicinais* 17(4):845-856. DOI: https://doi.org/10.1590/1983-084X/14_080.

Freitas CG, Vasconcelos JC, Rosal LF, Melo ATM. 2022. Saberes etnobotânicos sobre plantas medicinais na comunidade Nossa Senhora Aparecida, Assentamento Benedito Alves Bandeira, Acará-PA. *Ethnoscientia* 7(1):2-18. DOI: <http://dx.doi.org/10.18542/ethnoscientia.v7i1.10910>.

Flora do Brasil. 2020. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: < <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/> >. Acesso em: 02 set. 2021.

Florentino ATN, Araújo EL, Albuquerque UP. 2007. Contribuição de quintais agroflorestais na conservação de plantas da Caatinga, Município de Caruaru, PE, Brasil. *Acta bot. bras.* 21(1):37-47. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0102-33062007000100005>.

GBIF. Disponível em:< <https://www.gbif.org/species/search> > Acesso em: 02 set. 2021.

Ghorbani A. 2005. Studies on pharmaceutical ethnobotany in the region of Turkmen Sahra, north of Iran (Part 1): General results. *Journal of Ethnopharmacology* 102:5-68. DOI: 10.1016/j.jep.2005.05.035.

Harley RM, Atkins S, Budantsev AL, Cantino PD, Conn BJ, Grayer R, Harley MM, Kok R, Krestovskaja T, Morales R, Paton AJ, Ryding O, Upson T. 2004. Labiatae. In: The families and genera of vascular plants. Springer: Kadereit JW, Kubitzki KE, p.167-275.

Hedges K, Kipila JO, Carriedo-Ostos R. 2020. “There are No Trees Here”: Understanding Perceived Intergenerational Erosion of Traditional Medicinal Knowledge among Kenyan Purko Maasai in Narok District. *Journal of Ethnobiology* 40(4):535-551. DOI: <https://doi.org/10.2993/0278-0771-40.4.535>.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística-IBGE. 2017. Mossoró. Disponível em:< <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/rn/mossoro/panorama> > Acesso em: 3 jun de 2020.

Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária. 2022. Projetos de Reforma Agrária Conforme Fases de Implementação. Disponível em:< <https://www.gov.br/incra/pt-br/assuntos/reforma-agraria/assentamentosgeral.pdf> > Acesso em: 17 Dez. de 2022.

Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária. 2020. **Assentamentos**, 2020. Disponível em: <https://www.gov.br/incra/pt-br/assuntos/reforma-agraria/assentamentos>> Acesso em: 10 abr. de 2022.

Leandro YAS, Jardim IN, Gavilanes ML. 2017. Uso de plantas medicinais nos cuidados de saúde dos moradores de assentamento no município de Anapu, Pará, Brasil. *Biodiversidade* 16(2):30-44.

Liporacci HSN, Hanazaki N, Ritter MR, Araújo EL. 2017. Where are the Brazilian ethnobotanical studies in the Atlantic Forest and Caatinga? *Rodriguésia* 68(4):1225-1240. DOI: <https://doi.org/10.1590/2175-7860201768407>.

Lima RK, Cardoso MG. 2007. Família Lamiaceae: Importantes Óleos Essenciais com Ação Biológica e Antioxidante. *Revista Fitos* (3):14-24.

- Magalhães BEA, Santos WNL. 2021. Capacidade antioxidante e conteúdo fenólico de infusões e decoções de ervas medicinais. In: Júnior SA. *Produtos Naturais e Suas Aplicações: da comunidade para o laboratório*. Guarujá, SP: Científica, p. 234-247.
- Magalhães KN, Bandeira MAM, Monteiro MP. 2020. *Plantas medicinais da caatinga do Nordeste brasileiro: Etnofarmacopeia do Professor Francisco José de Abreu Matos*. Fortaleza: Imprensa Universitária, 253 p.
- Melo PMCO, Santos RS, Ferreira MC. 2021. Dinâmicas de conhecimento e uso de plantas medicinais em um assentamento rural de Belém do Pará – PA. *Rodriguésia* 72:1- 14. DOI: <https://doi.org/10.1590/2175-7860202172012>.
- Meyer L, Quadros KE, Zeni ALB. 2012. Etnobotânica na comunidade de Santa Bárbara, Ascurra, Santa Catarina, Brasil. *Revista Brasileira de Biociências* 10(3):258-266.
- Ministério do Desenvolvimento Agrário. 2007. Informativo INCRA sede. Disponível em: http://www.incra.gov.br/sites/default/files/uploads/servicos/publicacoes/informativos-incra-sede/informativos-2007/informativo_191007.pdf > Acesso em: 3 jun. 2020.
- Monteiro JM, Albuquerque UP, Lins-Neto Araújo EL, Amorim ELC . 2006. Use patterns and knowledge of medicinal species among two rural communities in Brazil's semi-arid northeastern region. *Journal of Ethnopharmacology* 105:173-186. DOI: 10.1016/j.jep.2005.10.016.
- Mosca VP, Loiola MIB. 2009. Uso popular de plantas medicinais no Rio Grande do Norte, Nordeste do Brasil. *Revista Caatinga* 22(4):225-234.
- Neto FRG, Almeida GSSA, Jesus NG, Fonseca MR. 2014. Estudo Etnobotânico de plantas medicinais utilizadas pela Comunidade do Sisal no município de Catu, Bahia, Brasil. *Revista Brasileira de Plantas Medicinais* 16(4):856-865. DOI: https://doi.org/10.1590/1983-084X/11_207.
- Organização Mundial de Médicos de Família. 2009. *World Organization of National Colleges, Academies, and Academic Associations of General Practitioners/Family Physicians Classificação Internacional de Atenção Primária (CIAP 2)*. Florianópolis: Sociedade Brasileira de Medicina de Família e Comunidade.
- Phillips O, Gentry AH. 1993. The useful plants of Tambopata, Peru: I. Statistical hypotheses tests with a new quantitative technique. *Economic Botany* 47(1):15-32. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF02862203>.
- Rayol BP, Miranda IS. 2019. Quintais agroflorestais na Amazônia Central: caracterização, importância social e agrobiodiversidade. *Ciência Florestal* 29(4):1614-1629. DOI: <https://doi.org/10.5902/1980509829853>.
- Rego CARM, Rocha AE, Oliveira C A, Pacheco FPF. 2016. Levantamento etnobotânico em comunidade tradicional do assentamento Pedra Suada, do município de Cachoeira Grande, Maranhão, Brasil. *Acta Agronômica* 65(3):284-291. DOI: 10.15446/acag.v65n3.50240.
- Roque AA, Rocha RM, Loiola MIB. 2010. Uso e diversidade de plantas medicinais da Caatinga na comunidade rural de Laginhas, município de Caicó, Rio Grande do Norte (Nordeste do Brasil). *Revista Brasileira de Plantas Medicinais* 12(1):31-42. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1516-05722010000100006>.
- Rosa LS, Silveira EL, Santos MM, Modesto RS, Perote JRS, Vieira TA. 2007. Os quintais agroflorestais em áreas de agricultores familiares no município de Bragança-PA: composição florística, uso de espécies e divisão de trabalho familiar. *Revista Brasileira de Agroecologia* 2(2):337-341.
- Rossato SC, Leitão Filho H, Begossi A. 1999. Ethnobotany de Caiçaras of the Atlantic Forest Coast (Brazil). *Economic Botany* 53(4):387-395. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF02866716>.
- Santos EQ, Costa JFS, Pereira MGS; Costa JM, Sousa RL. 2019. Etnobotânica da flora medicinal de quintais na comunidade Mamangal, Igarapé-Miri, PA. *Scientia Plena* 15(5):1-11. DOI: 10.14808/sci.plena.2019.051202.

Schardong RMF, Cervi AC. 2000. Estudos etnobotânicos das plantas de uso medicinal e místico na comunidade de São Benedito, Bairro São Francisco, Campo Grande, MS, Brasil. *Acta Biológica Paranaense* 29:187-217. DOI: <http://dx.doi.org/10.5380/abpr.v29i0.591>

Scherer R. 2013. Antioxidant and antibacterial activities and composition of Brazilian spearmint (*Mentha spicata* L.). *Industrial Crops and Products* 50:408-413. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2013.07.007>.

Silva CG, Marinho MGV, Lucena MFA, Costa JGM. 2015. Levantamento etnobotânico de plantas medicinais em área de Caatinga na comunidade do Sítio Nazaré, município de Milagres, Ceará, Brasil. *Revista Brasileira de Plantas Medicinais* 17(1):133-142. DOI: https://doi.org/10.1590/1983-084X/12_055.

Silva OB, Rocha DM, Pereira N V. 2020. O saber tradicional e o uso de plantas medicinais por moradores do Assentamento Padre Ezequiel em Mirante da Serra – RO, Brasil. *Biodiversidade* 19(1):77-96.

Silva PH, Oliveira YR, Abreu MC. 2017. Uma abordagem etnobotânica acerca das plantas úteis cultivadas em quintais em uma comunidade rural do semiárido piauiense, Nordeste do Brasil. *Journal of Environmental Analysis and Progress* 2(2):144-159. DOI: <https://doi.org/10.24221/jeap.2.2.2017.1175.144-159>.

Sousa CS, Silva LA, Parry MM, Nascimento ACL, Herrera RC, Parry SM. 2019. Plantas medicinais utilizadas na Agrovila Princesa do Xingu, Altamira, Pará. *Revista Cubana de Plantas Medicinales* 24(3):1-16.

Tatagiba SD, Sousa IS, Oliveira AEW. 2019. Etnobotânica de plantas medicinais na Região de Integração do Rio Tapajós, Comunidade do Bairro Maria Magdalena, Município de Itaituba, Pará, Brasil. *Biota Amazônia* 9(4):41-49. DOI: <http://dx.doi.org/10.18561/2179-5746/biotaamazonia.v9n4p41-49>.

The Angiosperm Phylogeny Group. 2016. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. *Botanical Journal of the Linnean Society* 181:1-20. DOI: <https://doi.org/10.1111/boj.12385>.

Vendruscolo GS, Mentz LA. 2006. Levantamento etnobotânico das plantas utilizadas como medicinais por moradores do bairro Ponta Grossa, Porto Alegre, Rio Grande do Sul, Brasil. *Iheringia* 61(1-2):83-103.

Vendruscolo GS, Mentz LA. 2006. Estudo da concordância das citações de uso e importância das espécies e famílias utilizadas como medicinais pela comunidade do bairro Ponta Grossa, Porto Alegre, RS, Brasil. *Acta Botanica Brasílica* 20(2):367-382. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0102-33062006000200012>.



Esta obra está licenciada com uma *Licença Creative Commons Atribuição Não-Comercial 4.0 Internacional*.

Avifauna of São Camilo State Park: the importance of this semideciduous seasonal forest fragment for bird conservation

Mateus Rocha Ribas^{1*} , Luiz Augusto Macedo Mestre² , Gabriel Salvador³ , Márcia Santos de Menezes³ , Fábio Apolinário Martins² , Juliana Rechetelo² , Silvia Cristina Osaki¹ 

1 Universidade Federal do Paraná - UFPR, Laboratório de Saúde Única - LASAUN, Departamento de Ciências Veterinárias. Palotina, Paraná, Brazil.

2 Universidade Federal do Paraná - UFPR, Setor Litoral, Ciências Ambientais, Laboratório de Ornitologia LabOrnito. Matinhos, Paraná, Brazil.

3 Universidade Federal do Paraná - UFPR, Laboratório de Ecologia de Vertebrados - LABEV. Departamento de Biodiversidades. Palotina, Paraná, Brazil.

*Author for correspondence: mateusribas07@gmail.com

Received 17 January 2023.

Accepted 17 April 2023.

Published 30 April 2023.

Abstract - The São Camilo State Park is a protected area of an important remnant of Semideciduous Seasonal Forest in western Paraná, a region highly threatened by deforestation. Although conservation areas such as the São Camilo State Park are important for preserving biodiversity, knowledge about the local avifauna is limited, with the only available study conducted 17 years ago. Thus, this study presents an inventory of the avifauna of the São Camilo State Park through point counts, mist nets, naturalistic observations, and citizen science data. We recorded 222 birds species (25 Orders and 56 Families), representing approximately 29% of the bird fauna of Paraná state. Five regionally threatened species were found in the area. Twelve species are endemic to the Atlantic Forest, nine are classified as migratory, and 26 are partially migratory, 21 taxa are forest-dependent, while 83 are semi-dependent. There is a predominance of insectivorous, omnivorous, and frugivorous birds. A total of 179 species were added to the original species list of the area. Our results highlight the importance of the São Camilo State Park for the conservation of birds in the Semideciduous Seasonal Forest in western Paraná.

Keywords: Biodiversity. Atlantic Forest. Ornithology. Ornithological Inventory.

Avifauna do Parque Estadual de São Camilo: a importância deste fragmento de floresta estacional semidecidual para a conservação de aves

Resumo - O Parque Estadual de São Camilo é uma unidade de conservação que protege um importante remanescente de Floresta Estacional Semidecidual no oeste paranaense, uma região altamente ameaçada pelo desmatamento. Embora áreas de conservação, como o Parque Estadual de São Camilo, sejam importantes para a preservação da biodiversidade, o conhecimento sobre a avifauna local é limitado,

pois o único estudo disponível foi realizado há 17 anos. Dessa forma, foi realizado um inventário da avifauna do Parque Estadual de São Camilo através de pontos de contagem, rede-de-neblina, observações naturalísticas e dados de ciência cidadã. Registramos no parque 222 espécies de aves (25 Ordens e 56 Famílias) representando aproximadamente 29% da avifauna paranaense. Cinco espécies regionalmente ameaçadas de extinção foram encontradas na área. Doze espécies são endêmicas da Mata Atlântica, nove são classificadas como migratórias e 26 parcialmente migratórias, 21 táxons são dependentes de florestas, enquanto que 83 são semi-dependentes. Houve um predomínio de aves insetívoras, onívoras e frugívoras. Um total de 179 espécies foram adicionadas a lista original de espécies da área. Nossos resultados destacam a importância do Parque Estadual de São Camilo para a conservação de aves em Floresta Estacional Semidecidual no oeste paranaense.

Palavras-chave: Biodiversidade. Mata Atlântica. Ornitologia. Inventário Ornitológico.

Avifauna en el Parque Estatal São Camilo: la importancia de este bosque estacional semidecídúo para la conservación de las aves

Resumen - El Parque Estatal de São Camilo protege una importante área de Bosque Estacional Semidecidual en el oeste de Paraná, una zona altamente amenazada por la deforestación. Aunque las áreas de conservación como el Parque Estatal de São Camilo son importantes para preservar la biodiversidad, el conocimiento sobre la avifauna local de esta unidad de conservación es limitado debido a que el último estudio se realizó hace 17 años. Este estudio reciente llevó a cabo un inventario de la avifauna del parque mediante puntos de conteo, redes de niebla, observaciones naturalistas y datos de ciencia ciudadana. Se encontraron 222 especies de aves en el parque, lo que representa alrededor del 29% de la fauna de aves del estado de Paraná. Cinco especies amenazadas a nivel regional fueron detectadas en el área. Además, 12 especies son endémicas del Bosque Atlántico, mientras que 9 están clasificadas como migratorias y 26 como parcialmente migratorias. Un total de 179 especies fueron agregadas a la lista original de especies del área. Se destaca la importancia del Parque Estatal de São Camilo para la conservación de la avifauna y la biodiversidad en el Bosque Estacional Semidecidual en el oeste de Paraná.

Palabras clave: Biodiversidad. Bosque Atlántico. Ornitología. Inventario Ornitológico.

Introduction

The Atlantic Forest is a global biodiversity hotspot, highly threatened by deforestation and degradation for over 500 years (ICMBio 2018; Lima et al. 2020; Martins et al. 2021). The loss of its original vegetation is up to 89% and the remnants are characterized by small, isolated and altered fragments (Jenkins et al. 2015; ICMBio 2018; SOS Mata Atlântica 2021; Wilson et al. 2021). Threats and biodiversity losses are particularly prominent at the subtropical southern limit of the Atlantic Forest, its most heterogeneous part, comprising the Dense Ombrophilous Forest, the Araucaria Mixed

Forest, Campos grasslands, Cloud Forest and the Semideciduous Seasonal Forest (Neves *et al.* 2017; Torezan *et al.* 2020; Wilson *et al.* 2021). Paraná State, southern Brazil, holds all these heterogeneity of Atlantic Forest formations and, that on the beginning of the last century had a forest cover with over 80% and now reduced to approximately 5% (Estevan *et al.* 2016). Between 2020 and 2021, the state was considered the third most deforested within the Atlantic Forest in Brazil with about 3,299 hectares lost, and in the first half of 2022, another 1,607 hectares of forest were cut down, showing that deforestation is an ongoing issue (SOS Mata Atlântica 2022; Sistema de Alertas de Desmatamento 2022).

The Semideciduous Seasonal Forest in particular has suffered the greatest reduction in its natural area. The agricultural expansion in the western Paraná, mainly occurring in the 1960s, caused the State to lose approximately 240,000 hectares of forests per year. This expansion only came to an end in the 1970s, however, deforestation continued and a large part of the original areas were lost (Gubbert-Filho 1998). Thus, the northern and western regions of Paraná State, originally covered by Semideciduous Forest, are now characterized by fields of intensive grain agriculture, such as corn and soybean monocultures with few conservation areas and a growing fragmentation of unprotected areas (Lisboa *et al.* 2019; Kozera *et al.* 2020; Bald *et al.* 2021; SOS Mata Atlântica 2022).

Small conservation areas are important to maintain biodiversity. They provide habitat and resources to animal species and ensure the maintenance of critical ecosystem services and contributing to the quality of life, human health and well-being (Kramer *et al.* 2020; Hegetschweiler *et al.* 2022; Riva and Fahrig 2022). In fragmented areas such as western Paraná State, small conservation areas may play an important role in improving landscape connectivity and reducing habitat isolation (Barbosa *et al.* 2017; Wintle *et al.* 2019). Some animal species are more sensitive to the effects of fragmentation, becoming more susceptible to changes in the environments and being more prone to local extinctions. Despite being highly mobile, many bird species exhibit unique habits and behaviours that make them unable to overcome anthropogenic barriers, such as agricultural matrices or pastures, further increasing their sensitivity to fragmentation and disturbances (Biz *et al.* 2017; Boesing *et al.* 2018; Cabral *et al.* 2021).

Forest fragmentation processes have a significant impact on the ecological dynamics of animal species, particularly in the bird community. However, the presence of diverse bird species in fragmented areas can play crucial roles in local ecology since these animals can act as predators, pollinators, scavengers, seed dispersers, ecosystem engineers, and by connecting habitats (Michel *et al.* 2020). Thus, understanding the assemblages of birds in protected fragmented areas can aid in conservation, management, and restoration efforts (Zimmerman *et al.* 2020; Cardoso *et al.* 2022). Moreover, comprehending the ecological aspects of bird communities from a functional ecology perspective can help identify patterns that affect them (Rosenfield and Müller 2020).

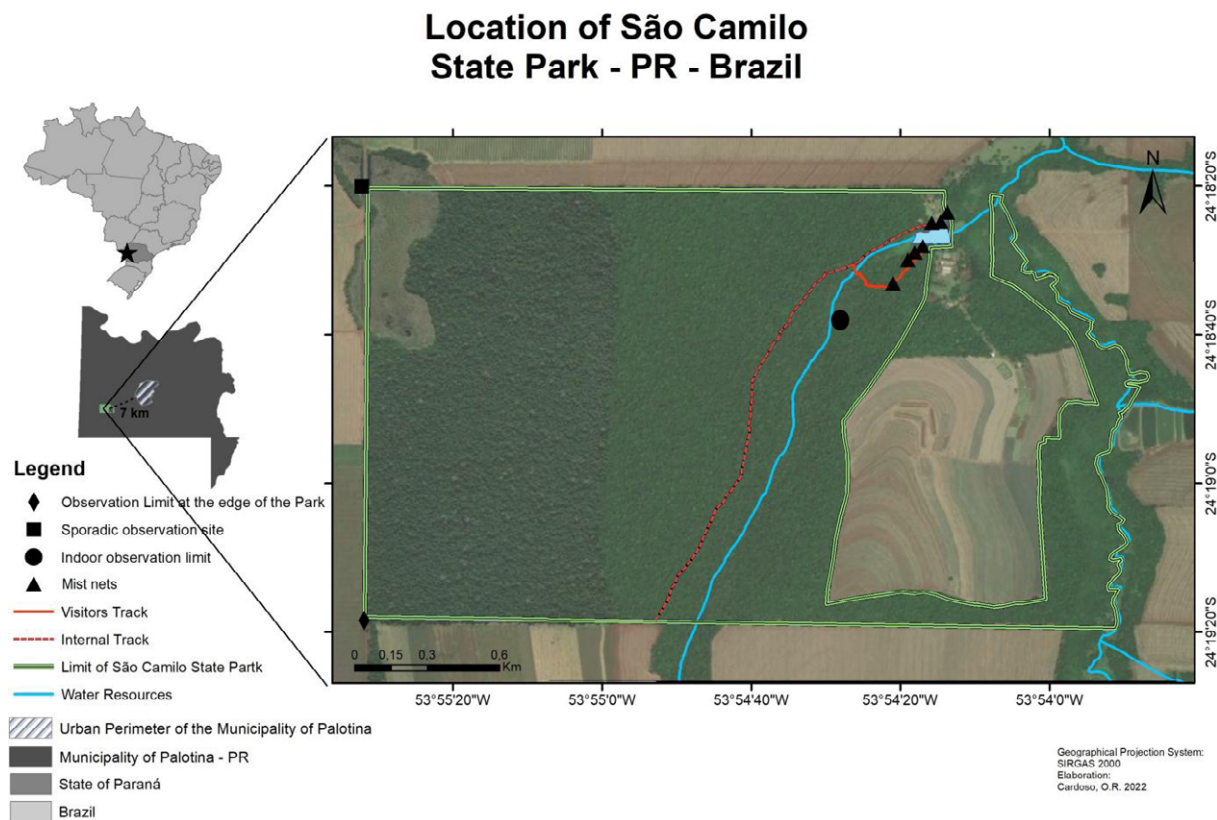
Currently, the Semideciduous Seasonal Forest in Paraná State has been reduced to less than 4% of its original pristine cover (Dettke *et al.* 2018). This forest has been drastically modified into vast agricultural land due to political incentives to occupy western Paraná State, known for its high productivity soil. Consequently, only a few secondary forest remnants remain (Straube and Urben-Filho 2002). Given the importance of surveying forest fragments in western Paraná and the limited ecological information available on the avifauna in the area, this study aimed to characterize and conduct a new bird inventory at São Camilo State Park, one of the largest remaining forests in the region. The main objective was to determine the significance of this area for the conservation of the avifauna in western Paraná.

Material and methods

Study Site

This study was conducted at São Camilo State Park (henceforth also referred as “São Camilo”), municipality of Palotina, western Paraná State, south Brazil (24°18'20” S and 53°54'15” W). São Camilo is responsible for protecting 385.34 hectares of Semideciduous Seasonal Forest (Figure 1), covering about 0.6% of Palotina municipality, and is considered one of the few remaining forests in the region.

Figure 1. Map of the state of Paraná (Southern Brazil) showing the São Camilo State Park area in Palotina, the locations of the mist-netting stations (triangle), the observation point boundaries on the edge and interior of the park (losangle and circle, respectively) and the northwest region of the park occasionally visited (square).



The climate of the region is subtropical humid (Köppen classification, CFA), with average temperatures below 18°C during the coldest months (June to August) and above 22°C in the warmest months (October to February) (Batista and Aranha 2017; Ribas et al. 2020). Annual precipitation ranges from 1600 mm to 2000 mm, with the majority of rainfall occurring during the summer months (Alvares et al. 2013). It is worth noting that some trees in the region undergo defoliation during the dry season (Toscan et al. 2017).

São Camilo is located adjacent to the São Camilo River on its west side, where the Quati stream, the only stream that runs through the park, flows into it. The park has a visitor center in its northeast region, and the landscape of this area has been modified by human activities, including the presence of exotic fruit trees, shrubs, and grasses, as well as an artificial lake, small buildings for visitors

(such as kiosks, bathrooms, and an entrance gate), and a main bridge/trail that connects the visitor center to the interior of the park. In the northwest portion of São Camilo, there is a swamp area with marshy soil with herbaceous vegetation of swampy areas and pioneer species, which has specific and differentiated fauna and flora that distinguishes it from the rest of the park (IAP 2006). The interior of São Camilo is characterized as a forest fragment in an advanced stage of regeneration, with clearings and a discontinuous canopy covering most of its area (Kozera and Peluci 2015). The vegetation is dominated by pioneer and early secondary species. (IAP 2006). Finally, São Camilo is surrounded by private properties, where its landscape is characterized by monocultures, sometimes of corn, sometimes of soybeans (Ribas et al. 2020).

Sampling Methods

Bird data were collected from 2011 to 2022 using three different survey schemes in a non-systematic manner. The data correspond to three different research efforts conducted by the *Universidade Federal do Paraná*, Sector Palotina. Data from 2011 to 2015 include information from the “*Aves do Parque Estadual São Camilo*” project (UFPR Banpesq 2012/004443) and “*Aves de Palotina*” (UFPR Banpesq 2011/12604) projects. Data from 2021 to 2022 were gathered as part of the “*Resistencia Antimicrobiana em Isolados Bacterianos e Identificação de *Cryptosporidium* spp. em Aves Silvestres em Palotina, Paraná, Brasil*” project (Biodiversity Information and Authorization System - SISBIO - License #75086-3 and Ethics Committee on Animal Use of the UFPR Palotina Sector - CEUA/Palotina - Protocol nº 09/2020). The captures in São Camilo were authorized by the state environmental agency *Instituto Água e Terra* (Protocol 17.317.251-6), SISBIO, and CEUA/Palotina.

Bird data from 2011 to 2014

Surveys were conducted through non-systematic visits to the main trail at São Camilo, guided by the Lab of Ornithology UFPR. The surveys used point counts and free observations to register bird species. The Lab Surveys included 1) scientific initiation projects for undergraduate students and Ornithology classes; 2) participation in collaborative bird inventories celebrating the Centenary of Paraná Ornithological History (IPAVE - Straube et al. 2013), which were based on 20 hours of observations; and 3) participation in the National Census of Water Birds, promoted by *Centro Nacional de Pesquisas e Conservação de Aves Silvestres* - CEMAVE, which prioritized census at wet areas. Birds were recorded over several years and in different seasons, resulting in a bird list that was combined with bird data from 2014/2015 and 2021/2022.

Bird data from 2014 to 2015

The surveys consisted of ten point counts carried out between 6 am and 10 am, 150 meters apart, and lasting 10 minutes each, within a radius of 25 meters at wet areas of São Camilo adjacent to the Quati stream and São Camilo river. The surveys were conducted monthly from August 2014 to February 2015. Bird species were identified using binoculars, and bird vocalizations were recorded by a digital recorder and a microphone. When necessary, the recorded calls were compared to available calls on the xeno-canto website (www.xeno-canto.org). To avoid double-counting the same individual, bird records beyond 50 meters of the observer were excluded.

Bird data from 2021 to 2022

Surveys consisted of point counts, mist netting, free observations, and citizen science records. To include a representative sample of birds habitats, the point counts were conducted in a non-systematic manner at various locations throughout the park, including points at the trail, visitor area, wet areas, on a part of the bank of Quati stream and park edge. The selection and length of time spent at each point counts during this sampling period varied according to the movement of birds in the pre-selected areas.

Mist netting occurred intermittently over a period of 28 days, from April to December 2021 – three times a month, with the exception of May when four samples were taken. Mist-nets were placed in seven sampling points in three sites: three in the visitors center, three inside the forest, and one in a swamp area (Fig. 1). The nets were 9x2.5m in size, with the exception of one net in the interior that was 12x2.5m. The nets were opened during dawn and remained open for six hours. The inspections occurred, on average, every 20 minutes. A sampling effort was carried out with 27.930 m².h. Captured birds were identified to the lowest possible taxonomic level.

Free observations were conducted to record all bird species seen or heard at São Camilo at any time, except for the methods mentioned above. These observations were made on transects at the visitor center, along the trails, and edges of São Camilo. The boundaries of the observation sites, both inside and on the edge of São Camilo, can be seen in Fig. 01. Additionally, the northwestern region of São Camilo was visited for two days in November and two days in December (totaling eight hours) because it has a distinct physical and biological structure and possibly a different fauna compared to the rest of the park (square point in Fig. 1). Furthermore, two crepuscular and nocturnal observations were conducted in August and September 2021 to identify species that are active during this period. These visits were conducted after sunset and involved walking on trails and edges, and each visit lasted about four hours.

Photographic and vocalization recordings were made whenever possible to ensure that there was sufficient evidence to support the work. Photographic records were taken with a Nikon B600 camera and deposited in the WikiAves database (Appendix 1), along with some sound recordings. In addition to the sampling period, sporadic visits to São Camilo were made between January and February 2022 with the objective of collecting data on the avifauna through photographs and vocal recordings. Species observed during these visits that were not recorded during the sampling period were also included in the inventory.

Citizen science data were used to enhance the São Camilo bird data. Species recorded by four citizen scientists were added to the species list. These bird records have been documented using photographs and uploaded onto the WikiAves platform. These records, contributed by citizen scientists, span from September 2013 to December 2022. Furthermore, the bird species records found in the management plan of São Camilo were added to this inventory (IAP 2006).

Captured and sighted birds in 2021/22 were identified based on identification guides (Sigrist, 2015) and by the mobile app developed by Cornell University, *Merlin*[®] *Bird ID* (The Cornell Lab of Ornithology, 2022). Vocalizations were identified using the *BirdNET* app (Kahl, 2021) and compared from databases such as Xeno-Canto and WikiAves.

Characterization of São Camilo's Avifauna

The avifauna functional ecology data of São Camilo were adapted from Wilman et al. (2014) for trophic categories and foraging strata. The trophic category is defined as the preferred diet of a given species, while foraging strata defines the place where an individual preferentially obtains its food. The migration pattern of species was evaluated based on Somenzari et al. (2018).

The establishment of the dependence degree of forest environments was evaluated according to the database by BirdLife International (BirdLife Datazone, <http://datazone.birdlife.org>) and sensitivity to anthropogenic disturbances was defined according to Stotz et al. (1996). The endemic species to Atlantic Forest were listed according to Vale et al. (2018). The conservation status of the species for the state of Paraná was based on Decree 1.1797 of November 22, 2018, while the conservation status of the species for Brazil was based on the MMA's Ordinance n° 148 (2022). The systematic order and nomenclature used in the listing of birds follow the Brazilian Committee of Ornithological Records – CBRO (*Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos*, acronym in Portuguese), (Pacheco et al. 2021).

Results

A total of 222 bird species were recorded in São Camilo (Appendix 1), with the majority of records (180 species) obtained during bird surveys. Additional contributions from citizen scientists and the management plan added 34 and eight species, respectively, to the final bird list. The avifauna of São Camilo is composed of 25 Orders and 56 Families, with Passeriformes being the most diverse (107 species), followed by Accipitriformes, Pelecaniformes, and Piciformes (14, 12, and 12 species, respectively). The families with the highest richness were Tyrannidae, Thraupidae, and Accipitridae (27, 19, and 14 species, respectively).

During mist netting, a total of 197 individuals belonging to 5 Orders, 25 Families, and 54 Species were captured. Among them, *Cyanoloxia brissonii* (Lichtenstein, 1823), *Stelgidopteryx ruficollis* (Vieillot, 1817), and *Trichothraupis melanops* (Vieillot, 1818) were not observed during the sample period but were identified only after their capture in mist nets. It is worth noting that due to the morphological similarity between the *Elaenia* individuals, only *Elaenia parvirostris* Pelzeln, 1868 was accurately identified in the mist net screenings, while the other species were recorded as *Elaenia* sp.

The management plan of São Camilo, dated from the early 2000s, recorded a total of 43 bird species. Among them, eight were only recorded in this dataset and not during field surveys or citizen scientists' contributions. These birds are *Patagioenas cayennensis* (Bonnaterre, 1792), *Nyctiphrynus ocellatus* (Tschudi, 1844), *Lurocalis semitorquatus* (Gmelin, 1789), *Geranoaetus albicaudatus* (Vieillot, 1816), *Mackenziaena severa* (Lichtenstein, 1823), *Automolus leucophthalmus* (Wied, 1821), *Chiroxiphia caudata* (Shaw and Nodder 1793), and *Poecilotriccus plumbeiceps* (Lafresnaye, 1846).

Campylorhamphus trochilirostris (Lichtenstein, 1820) was frequently sighted during 2021, while *Pteroglossus bailloni* (Vieillot, 1819) was recorded only by citizen scientists. Both species are classified as vulnerable in the state of Paraná. *Rhea americana* (Linnaeus, 1758), categorized as critically endangered in the state, and *Polytmus guainumbi* (Pallas, 1764), categorized as near threatened, were also recorded by citizen scientists. However, *N. ocellatus*, categorized as endangered for the state, was not found during the sampling steps or by records of citizen scientists. Its only record was made by the management plan.

Endemic species of the Atlantic Forest were recorded during all sampling periods, also being surveyed by both citizen scientists and the management plan, totaling 5.4% of the bird species in São Camilo. *Aramides saracura* (Spix, 1825), *Melanerpes flavifrons* (Vieillot, 1818), *Picumnus temminckii* Lafresnaye, 1845, and *Tachyphonus coronatus* (Vieillot, 1822) were frequently sighted in field surveys. On the other hand, *Baryphthengus ruficapillus* (Vieillot, 1818), *Campephilus robustus* (Lichtenstein, 1818), *Pteroglossus bailloni* (Vieillot, 1819), *Saltator fuliginosus* (Daudin, 1800), and *Stephanoxis loddigesii* (Gould, 1831) were recorded solely by citizen scientists. *Mackenziaena severa*, *A. leucophthalmus*, and *C. caudata*, mentioned in the management plan, were not observed during the sampling period.

Vocalizations of nocturnal and crepuscular species *Megascops choliba* (Vieillot, 1817), *Strix virgata* (Cassin, 1849), and especially *Nyctidromus albicollis* (Gmelin, 1789) were constantly heard before dawn, while the vocalization of *Tyto furcata* (Temminck, 1827) and *Dromococcyx pavoninus* Pelzen, 1870 were identified only during a nocturnal visit.

The avifauna of São Camilo had a dominance of insectivorous species (50.9%), followed by omnivorous (12.6%) and frugivorous (9%) species. Carnivorous/Generalist was the least representative feeding habit, with 1.8% of the recorded bird species (Figure 2). There was a predominance of bird taxa foraging at ground level (60), mid-high (38), understory (29) and canopy (15). However, approximately 27% of the birds had preference for more than one kind of foraging strata, with the most common species foraging both in the understory and mid-high (6.3%), as well as in the understory and soil (5.4%) (Table 1).

Figure 2. Graphical representation of the preferential diet of the avifauna found in São Camilo State Park, Palotina, western Paraná.

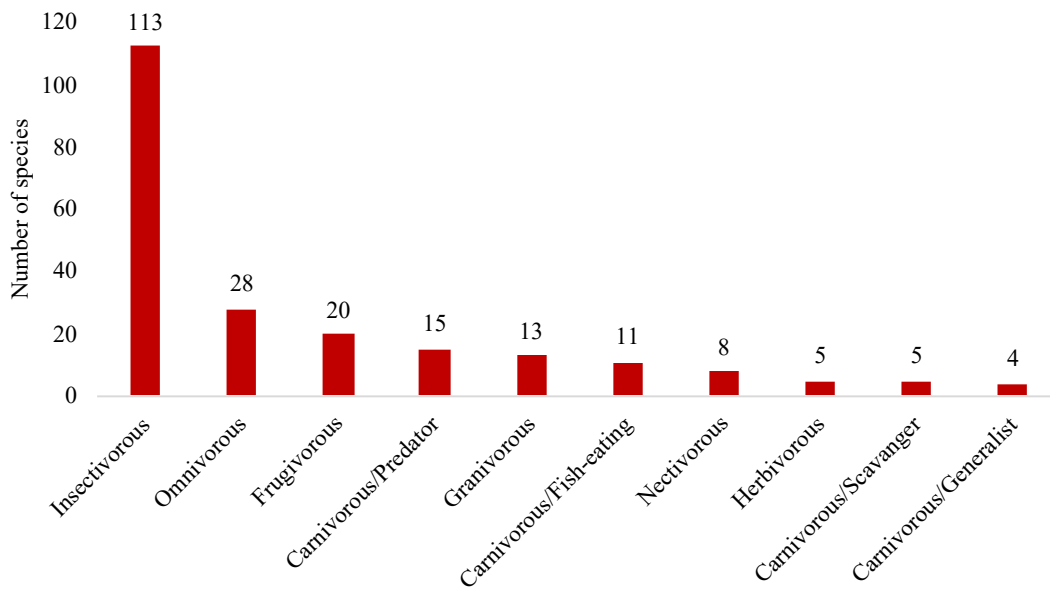


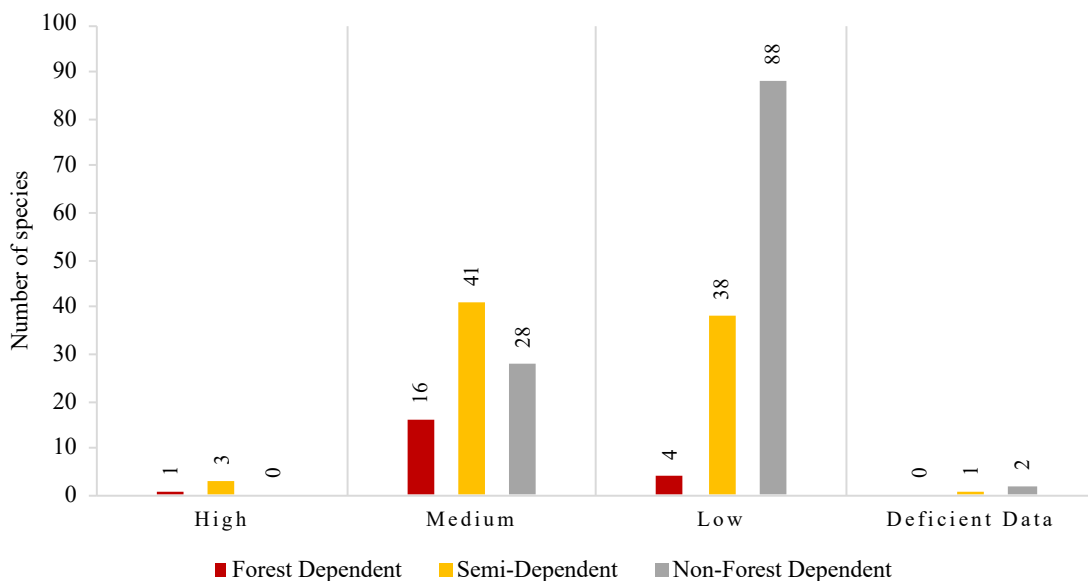
Table 1. Preferred Foraging Strata of the Avifauna in São Camilo State Park, Palotina, western Paraná.

Preferred Foraging Strata	Number of species	%
Ground	60	27.0
Mid-High	38	17.1
Understory	29	13.1
Canopy	15	6.76
Understory/Mid-High	14	6.31
Ground/Understory	12	5.41
Water surface	11	4.95
Below the water Surface	8	3.60
Water Surface/Ground	8	3.60
Mid-High/Canopy	6	2.70
Ground/Understory/Mid-High	5	2.25
Understory/Mid-High/Canopy	4	1.80
Ground/Canopy	3	1.35
Ground/Understory/Mid-High/Canopy/Aerial	3	1.35
Aerial	2	0,90
Understory/Aerial	1	0.45
Understory/Mid-High/Canopy/Aerial	1	0.45
Ground/Mid-High/Canopy	1	0.45
Understory/Mid-High/Aerial	1	0.45

Nine species of migratory birds – *Coccyzus americanus* (Linnaeus, 1758), *Coccyzus melacoryphus* Vieillot, 1817, *Calidris melanotos* (Vieillot, 1819), *Phalaropus tricolor* (Vieillot, 1819), *Tringa solitaria* Wilson, 1813, *Pandion haliaetus* (Linnaeus, 1758), *Harpagus diodon* (Temminck, 1823), *Buteo swainsoni* Bonaparte, 1838 and *Falco peregrinus* Tunstall, 1771 – have been recorded in São Camilo. There were 26 partially migratory species, most of which (13 taxa) belong to the Tyrannidae family.

Approximately 40% of the avifauna in the study area can be classified as medium to highly sensitive to environmental disturbances. The majority of birds had low sensitivity (130 taxa), followed by medium sensitivity (85 taxa). Only four species were identified as highly sensitive: the insectivorous *C. trochilirostris* and *D. pavoninus*, as well as the frugivorous *P. bailloni* and *Pteroglossus castanotis* Gould, 1834. The sensitivity of three migratory birds (*C. melanotos*, *P. tricolor*, and *T. solitaria*) could not be determined. Forest-dependent birds were less common (21) than semi-dependent (83) and non-forest dependent birds (118) (see Figure 3).

Figure 3. Degree of sensitivity of anthropogenic disturbances in relation to the degree of forest dependence found in the avifauna of São Camilo State Park, western Paraná.



The high sensitivity to anthropogenic disturbances was found only in forest-dependent and semi-dependent frugivorous birds and semi-dependent insectivorous birds. Among the most representative diets, it was observed that insectivorous birds have a higher proportion of non-forest dependent species with low sensitivity to anthropogenic disturbances (31.9%, n=36), the same happened with omnivorous birds (53.6%, n=15). Frugivorous birds showed a higher proportion of semi-dependent species with medium to low sensitivity (35%, n=7). Granivorous, carnivorous/generalist, and carnivorous/fish-eating birds had the highest proportion of non-forest dependent species with low sensitivity to disturbances (84.6%, n=11; 75%, n=3; and 72.7%, n=8 respectively). In addition, the highest proportion of species with medium sensitivity was found among non-forest dependent herbivorous birds (40%, n=2) and semi-dependent frugivorous birds (35%, n=7) (Figure 4a,b).

Figure 4a. Relationship between diet, degree of forest dependence, and sensitivity to anthropogenic disturbances in the avifauna found in São Camilo State Park, western Paraná (Ins: Insectivorous; Omn: Omnivores; Fru: Frugivorous; Pre: Carnivorous/Predator; Gra: Granivorous; Dep: Forest-dependent; Sem: Semi-dependent; Non: Non-Forest dependent).

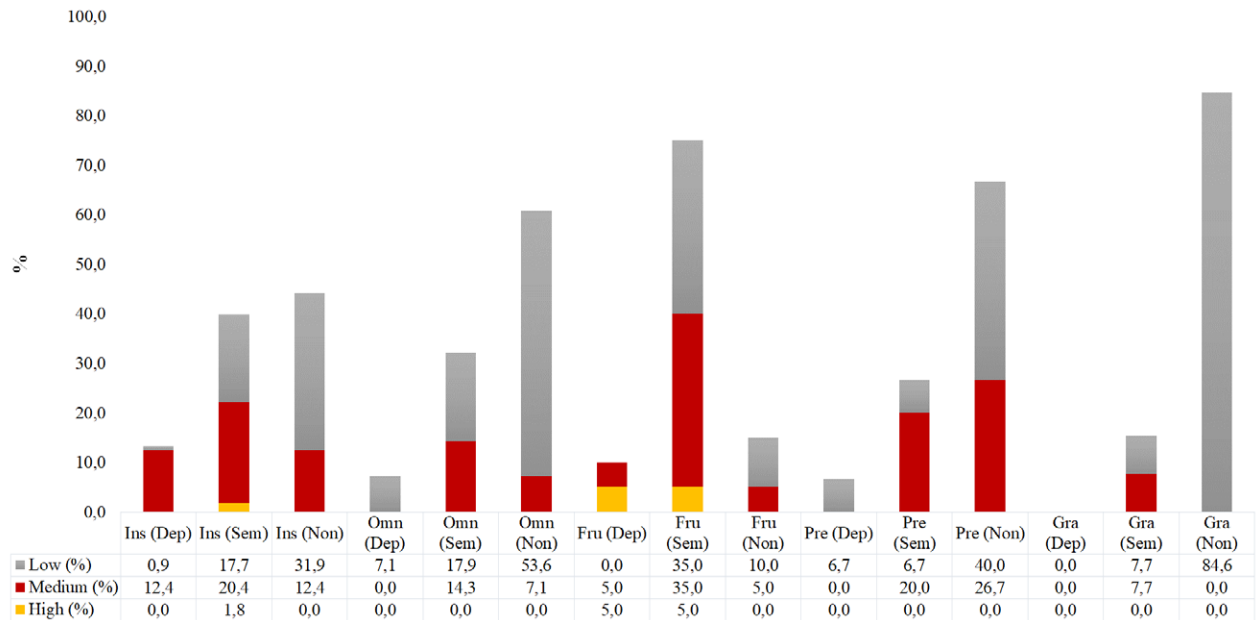
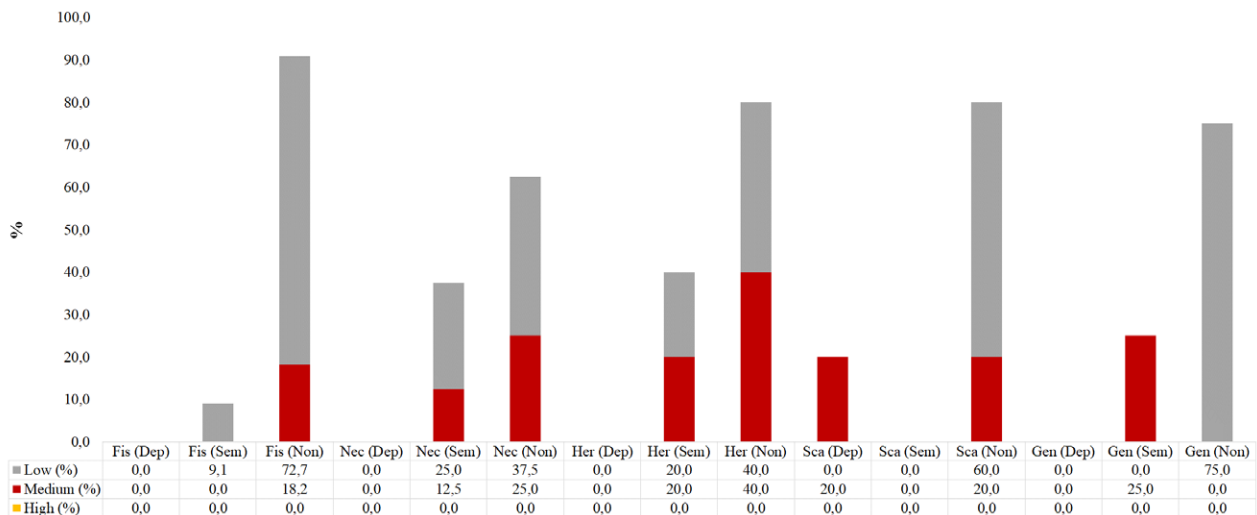


Figure 4b. Relationship between diet, degree of forest dependence, and sensitivity to anthropogenic disturbances in the avifauna found in São Camilo State Park, western Paraná (Fis: Carnivorous/Fish-eating; Nec: Nectivorous; Her: Herbivorous; Sca: Carnivorous/Scavenger; Gen: Carnivorous/Generalist; Dep: Forest-dependent; Sem: Semi-dependent; Non: Non-Forest dependent).



Discussion

The present survey adds 179 new records for São Camilo, computing a total of 222 bird species in this protected area, equivalent to approximately 11,3% of the Brazilian birds (n=1971), about 24,9% of the bird species found in the Atlantic Forest (n=891) and 29% of the avifauna of Paraná state (n=766) (Lima 2013; Paraná 2018; Pacheco et al. 2021; de Paula et al. 2022). Despite well studied in few sites, bird inventories from Semideciduous Seasonal Forest are scarce, mainly with information about

distribution and richness (Straube et al. 1996; Vasconcelos and Ross 2000; Straube and Urben-Filho 2002; Torezan et al. 2020). The relevance of the present paper for conservation of this site is evident, bringing new dataset for an endangered Atlantic Forest site and also encouraging new bird studies in the area.

The results presented here, also enhance the importance of the records collected by citizen scientists (and citizen science data available). The data from citizen scientists were essential for this study, since 34 species could only be added to this inventory due to the previous record. According to Mamede et al. (2017), in several occasions a researcher does not have all the conditions, opportunities, and real possibilities to gather data in an extensive and thoroughly way, thus, encouraging social participation allows the fulfillment of scientific objectives and a great help towards conservation and understanding of the local biodiversity.

Habitat degradation and forest fragmentation resulting from agricultural activities and urban expansion are the main threats to the bird species of the Atlantic Forest, despite their high mobility (ICMBio 2018). This occurs because some species have restrictive ecological niches, and agricultural or urban areas act as barriers, preventing movement between unconnected fragments (Boesing et al. 2021). Additionally, when canopy birds fly in open areas, they become susceptible to predators or being run over (Dias et al. 2021; Faria et al. 2022). Therefore, São Camilo acts as a conservation area and an important ecological corridor, and is essential for maintaining the avifauna of Palotina and western Paraná, particularly for species with more restricted ecological niches.

The importance of São Camilo as a conservation area is evident not only for its diversity, but also for the detection of important threatened birds in Paraná, highly sensitive to anthropogenic impacts and endemic to the Atlantic Forest Biome. The high-sensible and regionally endangered species *C. trochilirostris* stands out as it is only found in the Paraná's western and northwestern region, being considered as vulnerable at state level (Decree No. 11.797, Paraná 2018). Individuals of this species were constantly observed in São Camilo during 2021, often forming mixed flocks with *Dendrocolaptes platyrostris* Spix, 1825. The feeding behavior of *C. trochilirostris* makes them sensitive to anthropogenic disturbances, since their diet is restricted to insects that live inside logs. Therefore, they need preserved environments and large territories to survive (Silva 1992). In this sense, the São Camilo can be an extremely important refuge for this species in Paraná, as the site preserves favorable conditions for their survival.

The importance of São Camilo is also evidenced by other registered species as *Rhea americana*, *Penelope superciliaris* Temminck, 1815 and *Amazona aestiva* (Linnaeus, 1758), all listed locally and globally as endangered (Paraná 2018; IUCN 2022) and *P. bailloni*, listed as vulnerable for the state of Paraná and Near Threatened for Brazil, also as an endemic species of the Atlantic Forest (Paraná 2018; Vale et al. 2018; MMA 2022).

Rhea americana was recorded by a citizen scientist in 2018 and, according to reports from São Camilo staff, its occurrence was common at the surroundings of São Camilo in an earlier period. Based on WikiAves data, there are only 12 records of this species for Paraná State, most of which were made in western and northwestern Paraná in the last 14 years (WikiAves 2022). Because of its high mobility in open fields (Erize & Villafañe 2016) and its large hunting susceptibility (Constantino 2018), we cannot confirm that this species is still found in this forest fragment, as it may have moved to other regional fragments.

Regarding other endangered species, *P. superciliaris* is experiencing a population decrease due to deforestation and hunting, while *A. aestiva* is being affected by deforestation and illegal capture and trade (IUCN 2022). According to recent IUCN data, *P. superciliaris* is categorized as Near Threatened; however, it is still listed as Low Concern in Paraná and Brazil, a classification that should be reconsidered in the next surveys of threatened species. In São Camilo and its surrounding areas, *P. bailloni* was recorded by a citizen scientist forming a mixed group with *P. castanotis*. Mixed flocks of these two species favor seed dispersal since they are frugivorous species that move in large extensions of preserved areas (Athiê 2014; Wilman et al. 2014). These records highlight the importance of São Camilo for the conservation of threatened species.

Twelve Atlantic Forest endemic species occur in São Camilo. Because Atlantic Forest is one of the most threatened Biome in the world, these species become equally threatened (Vale et al. 2018). There are about 890 bird species at Atlantic Forest, 223 species are endemic and out of these, 31% are endangered (Lima 2013; Vale et al. 2018). The presence of endemic and endangered species in São Camilo demonstrates that this conservation area has been fulfilling its main objective, which is, according to the *Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza* (2000), to contribute to the maintenance of biological diversity and its genetic resources, protecting endangered species from extinction, both nationally and regionally.

São Camilo is an important habitat not only for resident bird species, but also for migratory and partially migratory species. Nearctic birds, including *F. peregrinus*, *B. swainsoni*, *C. melanotos*, *P. tricolor*, and *T. solitaria*, have been observed in São Camilo. These species breed in North America and utilize neotropical ecosystems during their non-breeding periods (Valente et al. 2011; Somenzari et al. 2018; ICMBio 2019; Kane et al. 2020). The ecological resources available in São Camilo, such as foraging and resting habitats, meet the needs of these migratory species, facilitating their presence in the area and ensuring their migratory success.

However, conservation efforts for migratory species must protect their habitats along their entire territories, which often span multiple countries with different legislation. Therefore, protecting migratory species requires more effective measures to protect other remaining areas with similar environments in western Paraná, in addition to São Camilo.

The study revealed that non-forest dependent birds were the most common species in São Camilo, which is atypical for Atlantic Forest fragments (Manhães and Ribeiro 2011; Vale et al. 2018; Gava-Just et al. 2020). This can be attributed to excessive clearing of the surrounding areas of the studied fragment. The original Atlantic Forest has been severely degraded in most of the municipalities in western Paraná State, with less than 6% of forest remaining in many of these territories (SOS Mata Atlântica/INPE 2014). The expansion of agricultural and livestock fields may be leading to a decline in typical taxa of the Atlantic Forest in the region, such as small forest-dependent insectivorous birds (Vale et al. 2018). The abundance of low-sensitivity bird species in São Camilo may also indicate the encroachment of rural areas in the region. Nonetheless, the discovery of sensitive and forest-dependent species in São Camilo should not be ignored, as it highlights their resilience and the importance of conservation efforts, even in extremely degraded regions, underscoring the need for environmental policies to safeguard these species.

The high percentage of insectivorous species in regard to other trophic categories in the São Camilo was expected and can be explained by the fact that tropical environments are responsible for harboring the greatest diversity of insectivorous birds on the planet (Sherry et al. 2020). Even

so, understory-insectivorous birds are among the most threatened avifauna species by habitat loss (Luck et al. 2013; Burivalova et al. 2015). These birds have limited movement and cannot maintain populations or reach distant fragments (Lindell et al. 2007). In this sense, habitat fragmentation and the absence of ecological corridors lead to a decline in these bird populations (Sherry 2021). In São Camilo, 19 species presenting this preferred habit were detected, of which two species are forest-dependent and 10 semi-dependent, corroborating the need for forested environments in order to preserve these species. In addition, the frequent presence of woodcreepers and woodpeckers in São Camilo is indicative of good environmental quality, since they are specialist insectivorous birds, depending on intact environments to thrive (Sick 1997). The highly diversity of Brazilian Atlantic Forest avifauna combined with its sensitivity to anthropogenic disturbances makes birds excellent and important environmental quality bioindicators (Bornato et al. 2018).

The presence of canopy frugivorous species is also an indicator of environmental quality, since, like understory insectivorous, they are birds specialized to these environments and are usually associated with areas in the final stages of ecological succession (Gray et al. 2007). Among the frugivorous taxa found in São Camilo, only *C. brissonii*, *Euphonia chlorotica* (Linnaeus 1766) and *T. amaurochalinus* were categorized as non-forest dependent. Among the frugivorous birds found in the São Camilo, the species *Penelope obscura* Temminck, 1815, *T. amaurochalinus*, *E. chlorotica*, *M. manacus*, and *Ramphastos toco* Statius Muller 1776 are characterized for being effective seed dispersers (Ferreira et al. 2017). In addition, large and medium-sized birds such as *P. superciliaris* Temminck, 1815, *P. bailloni*, and *P. castanotis* have the ability to disperse seeds over long distances (Wotton and Kelly 2012). In this sense, the diversity of frugivorous birds found in São Camilo may provide a fundamental ecological service to São Camilo and its connective fragments.

In fragmented environments where resources are limited and specialist species are reduced, omnivorous species may thrive due to their trophic plasticity, allowing them to adapt and obtain food from various sources (Vieira et al. 2013; Morante-Filho et al. 2015). Nonetheless, among the omnivorous taxa identified in this study, 11 rely exclusively on tree strata for foraging, while five are partially dependent on forests, five are non-forest dependent, and only one is fully forest-dependent.

The foraging strata of birds may vary according to resource availability, anthropogenic disturbances, and in order to avoid competition in times of migration (Oliveira 2015). Thus, the diversity of strata in a fragment can increase the survival of a specie, since it allows for greater plasticity of behaviors. However, birds limited to a single foraging strata tend to be more susceptible to environmental changes (Ducatez et al. 2020). São Camilo is characterized as a secondary forest fragment in an advanced stage of regeneration, i.e., it presents formations in the most advanced stage of successional development, constituting a complex community with high floristic diversity (CONAMA 1994; Kozera and Peluci 2015). In this perspective, the São Camilo allows for the behavioral plasticity of birds for foraging, since its floristic diversity is wide.

The quality of an avifauna survey depends on essential factors such as methodology and time of research. In this study, new species were observed until the last moment, including *Euscarthmus meloryphus* Wied, 1831 captured in a mist net, two individuals of *Sarcoramphus papa* (Linnaeus, 1758) sighted during the last visit to São Camilo in February 2022, and one individual of *Tityra cayana* (Linnaeus, 1766) photographed by a citizen scientist in December 2022. Despite recording a wide range of species, sustained and continuous studies of the São Camilo avifauna are necessary since increasing the sampling effort may result in more new species being inventoried. Long-term

studies may also confirm the permanence of species that were only sampled in the management plan and reveal other rare, endemic, or migratory birds. Additionally, the interior of São Camilo has been little sampled due to the area's difficulty of access, making it a potential site for future studies where new species dependent on these environments may be discovered. Furthermore, we recommend conducting new studies on other faunal groups in the park since São Camilo offers excellent research conditions, and its data should be shared with the community.

Given the constant reduction of the Semideciduous Seasonal Forest in western Paraná, preserving forest fragments is extremely important for biodiversity maintenance in the region. This study pointed the occurrence of 222 bird species at São Camilo, among them endemic, endangered, migratory, sensitive to anthropogenic disturbances, and forest-dependent bird species. Because its avifauna presents several ecological niches and because São Camilo is part of an important ecological corridor, being one of the last remaining native vegetation in the region, this conservation area has been fulfilling its objective of conserving the fauna both of the municipality of Palotina and of the western region of Paraná, but we warn that new studies are essential to understand the ecology and the importance of all the park's fauna.

Acknowledgements

We are grateful to São Camilo State Park staff for allowing access to the area, for providing field gear and for the enormous assistance in the field; to all who assisted with field work and data acquisition, particularly the citizen scientists Ademir Gobatto Candiotto, Bruno Czerechowicz Hang, Juliano Rodrigo Boff and Luiz Carlos Pereira; to *Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior* (CAPES - Coordination for the Improvement of Higher Education Personnel) for the scholarship to the senior author; to *Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico* (CNPq) for scientific initiation scholarship; to Danilo Filipkowski for data acquisition in the “*Aves do Parque Estadual São Camilo*” project; to *Universidade Federal do Paraná* (UFPR) for providing resources for the execution of the projects; to *Instituto Água e Terra* (IAT-PR), and the Ethics Committee on Animal Use of the UFPR, Palotina Sector (CEUA) for the authorizations and permits.

Author's contributions: MRR and LAMM - conceptualization, data curation, formal analysis, funding acquisition, investigation, methodology, project administration, resources, software, supervision, validation, visualization, writing – original draft, writing – review & editing; GS and FAM - conceptualization, data curation, validation, investigation, methodology; MSM - conceptualization, resources, validation, supervision, visualization; JR - conceptualization, data curation, formal analysis, validation, supervision, writing – original draft, writing – review & editing. SCO - conceptualization, resources, validation, supervision, visualization, project administration, writing – review & editing.

Compliance with ethical standards and other licences: Field work and the capture of birds in São Camilo State Park were authorized by the *Instituto Água e Terra* (IAT-PR; Protocol 17.317.251-6), *CEUA/Palotina* (Protocol 09/2020), and the *Sistema de Autorizações e Informação em Biodiversidade* (SISBIO; license n# 75086-3).

Data availability statement: A portion of the data is included in the Master's thesis of the first author, available in the *Universidade Federal do Paraná* (UFPR) Repository (link: <https://acervodigital.ufpr.br/handle/1884/75750>). Furthermore, most of the testimonial material (photographs and vocalizations) are published on the WikiAves platform (the access code for the material can be found in the appendix of this study).

Funding information: FAM - received a scientific initiation scholarship from *Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico Tecnológico* (CNPq); MRR - received a Master scholarship from *Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior* (CAPES).

Conflict of interests: the authors declare that they have no conflict of interest.

References

- Alvares CA, Stape JL, Sentelhas PC, Gonçalves JDM., Sparovek G. 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift* 22(6):711-728. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>
- Athiê S. 2014. Composição da avifauna, frugivoria e dispersão de sementes por aves em áreas de floresta estacional semidecidual e cerrado, no Parque Estadual de Porto Ferreira, São Paulo. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais) – Centro de Ciências Biológicas e da Saúde de São Carlos, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.
- Bald JL, Petry CA, Cordeiro J. 2021. Aspectos estruturais e diversidade arbórea em fragmento florestal urbano no oeste paranaense. *Brazilian Journal of Development* 7(1):1006-1023. <https://doi.org/10.34117/bjdv7n1-067>
- Barbosa KVC, Knogge C, Develey PE, Jenkins CN, Uezu A. 2017. Use of small Atlantic Forest fragments by birds in Southeast Brazil. *Perspectives in Ecology and Conservation* 15(1):42-46. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2016.11.001>
- Batista SC, Aranha JMR. 2017. Filling knowledge gaps for the State of Paraná, Brazil: Bats (Mammalia, Chiroptera) of Palotina municipality. *Acta Biológica Paranaense*, 46. <https://doi.org/10.5380/abpr.v46i0.56733>
- Biz M, Cornelius C, Metzger JPW. 2017. Matrix type affects movement behavior of a Neotropical understory forest bird. *Perspectives in ecology and conservation* 15(1):10-17. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2017.03.001>
- Boesing AL, Nichols E, Metzger JP. 2018. Land use type, forest cover and forest edges modulate avian cross-habitat spillover. *Journal of Applied Ecology* 55(3): 1252-1264. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13032>
- Boesing AL, Marques TS, Martinelli LA, Nichols E, Siqueira PR, Beier C, ... & Metzger, J. P. 2021. Conservation implications of a limited avian cross-habitat spillover in pasture lands. *Biological Conservation* 253: 108898. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108898>
- Bornato TS, Piratelli AJ, Tomas WM. 2018. Protocolo de monitoramento dos efeitos da queima prescrita e queima controlada no Pantanal: aves como bio-indicadores. Embrapa Pantanal-Documentos (INFOTECA-E).
- Brasil. Ministério do Meio Ambiente (MMA). 1994. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA N°1, de 31 de janeiro de 1994. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 17 fev. Seção 1, p. 1983.
- Brasil. 2000. Lei n° 9.985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 19 jul. 2000. Seção 1, p. 1.
- Brasil. Ministério do Meio Ambiente (MMA). 2022. Portaria n° 148, de 7 de junho de 2022. Altera os Anexos da Portaria n° 443, de 17 de dezembro de 2014, da Portaria n° 444, de 17 de dezembro de 2014, e da Portaria n° 445, de 17 de dezembro de 2014, referentes à atualização da Lista Nacional de Espécies Ameaçadas de Extinção. Diário Oficial da União, Brasília, DF, Ed. 108, Seção 1, p. 74, 8 jun. 2022
- Burivalova Z, Lee TM, Giam X, Şekercioglu ÇH, Wilcove DS, Koh LP. 2015. Avian responses to selective logging shaped by species traits and logging practices. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 282(1808): 20150164. <https://doi.org/10.1098/rspb.2015.0164>
- Cabral JP, Faria D, Morante-Filho JC. 2021. Landscape composition is more important than local vegetation structure for understory birds in cocoa agroforestry systems. *Forest Ecology and Management* 481: 118704. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118704>

- Cardoso RCJCJ, Witt NGDPM. 2022. Métodos de levantamentos quantitativos e qualitativos da avifauna. Caderno Intersaberes 11(35):96-110.
- Constantino PAL. 2018. O perfil da caça nas unidades de conservação federais dos biomas brasileiros: um panorama a partir dos autos de infração lavrados pelo ICMBIO. Biodiversidade Brasileira-BioBrasil 2: 106-129.
- de Paula, MRR, Mucelin CA, Cavarzere V. 2022. Distribuição das Espécies de Aves Ameaçadas de Extinção no Estado do Paraná de Acordo com a Ciência Cidadã. Biodiversidade Brasileira-BioBrasil 12(2). <https://doi.org/10.37002/biobrasil.v12i2.1884>
- Dettke GA, Crespão LMP, Siquerolo LV, Siqueira EL, Caxambú MG. 2018. Floristic composition of the seasonal semideciduous forest in southern Brazil: Reserva Biológica das Perobas, state of Paraná. Acta Scientiarum – Biological Sciences 40(1): 1–14. <https://doi.org/10.4025/actascibiolsoci.v40i1.35753>
- Dias CDC, Lopes SMC, Reis HJDA. 2021. Levantamento de vertebrados silvestres mortos por atropelamento em rodovia estadual do Brasil. Journal of Biotechnology and Biodiversity 9(3): 229-238. <https://doi.org/10.20873/jbb.uft.cemaf.v9n3.dias>
- Ducatez S, Sol D, Sayol F, Lefebvre L. 2020. Behavioural plasticity is associated with reduced extinction risk in birds. Nature Ecology and Evolution 4(6):788-793. <http://doi.org/10.1038/s41559-020-1168-8>
- Erize FG, Villafañe IG. 2016. Habitats selected by the endangered Greater Rhea (*Rhea americana*) —implications for conservation. Emu-Austral Ornithology 116(4):379-386. <https://doi.org/10.1071/MU15124>
- Estevan DA, Vieira AOS, Gorenstein MR. 2016. Estrutura e relações florísticas de um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual, Londrina, Paraná, Brasil. Ciência Florestal 26: 713-725. <https://doi.org/10.5902/1980509824195>
- Faria HH, Pires AS, Abra FD. 2022. Monitoring of highway impact on fauna as a component of management of a protected area in the Brazilian Atlantic Forest. Periódico Eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista 18(1). <https://doi.org/10.17271/1980082718120223103>
- Ferreira AC, Santos AF, Vogel HF. 2017. Investigação bibliográfica e análise do potencial de dispersão de sementes por aves frugívoras no Brasil. Revista Brasileira de Zoociências 18(2). <https://doi.org/10.34019/2596-3325.2017.v18.24595>
- Gava-Just JP, Romagna RS, Rosoni JRR, Zocche JJ. 2015. Avifauna na região dos contrafortes da Serra Geral, Mata Atlântica do sul de Santa Catarina, Brasil. Atualidades Ornitológicas 187: 33-54. <https://doi.org/10.21726/abc.v7i1.167>
- Gray M, Baldauf SL, Mayhew PJ, Hill JK. 2007. The response of avian feeding guilds to tropical forest disturbance. Conservation Biology 21(1):133-141. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00557.x>
- Gubert-Filho FA. 1998. O desflorestamento do Paraná em um século. In: Instituto ambiental do Paraná. 1998. História do desmatamento no estado do Paraná e sua relação com a reforma agrária. Available: <https://www.iat.pr.gov.br/Pagina/Reforma-Agraria-e-Meio-Ambiente>
- Hegetschweiler KT, Wartmann FM, Dubernet I, Fischer C, Hunziker M. 2022. Urban forest usage and perception of ecosystem services—A comparison between teenagers and adults. Urban Forestry and Urban Greening 127624. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2022.127624>
- Instituto Ambiental do Paraná (IAP). 2006. Plano de Manejo do Parque Estadual de São Camilo. Curitiba, Instituto Ambiental do Paraná. Available: <https://www.iat.pr.gov.br/Pagina/Plano-de-Manejo-Parque-Estadual-de-Sao-Camilo>
- Instituto Chico Mendes De Conservação Da Biodiversidade - ICMBIO. 2018. Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. v.1, 1.ed., Brasília: ICMBio. 492 p.
- Instituto Chico Mendes De Conservação Da Biodiversidade - ICMBIO. 2019. Relatório Anual de Rotas e Áreas de Concentração de aves migratórias no Brasil. CEMAVE/ICMBio, 3.ed. Brasília/DF. 105 p.
- The International Union for Conservation of Nature's Red List of Threatened Species (IUCN). 2022. The IUCN Red List of Threatened Species. Available: www.iucnredlist.org.

Jenkins CN, Alves MAS, Uezu A, Vale MM. 2015. Patterns of vertebrate diversity and protection in Brazil. PLoS One 10(12): e0145064. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0145064>

Kahl S, Wood CM, Eibl M, Klinck H. 2021. BirdNET: A deep learning solution for avian diversity monitoring. Ecological Informatics 61: 101236. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2021.101236>

Kane, SA. Vennum CR. Woodbridge B, Collopy MW, Bloom PH, Briggs CW. 2020. Age distribution and longevity in a breeding population of Swainson's Hawks, *Buteo swainsoni*. Journal of Ornithology 161(3):885-891. <https://doi.org/10.1007/s10336-020-01776-7>

Kozera C, Peluci J. 2015. A floresta do oeste do Paraná. Guia da biodiversidade de Palotina. Cortez, V. G. and R. B. Gonçalves (Org.), Palotina: UFPR, 7-18.

Kozera C, Santos ALR, Alves VA. 2020. Espécies herbáceas de uma Floresta Estacional Semidecidual do oeste do Paraná, Brasil. Acta Biológica Paranaense 48(1-2).

Kramer JMF, Kozera C. 2020. Diversidade de uma comunidade arbustiva e herbácea na borda de um fragmento urbano de mata atlântica no sul do Brasil. Gaia Scientia v. 14(1):117-129. <https://doi.org/10.22478/ufpb.1981-1268.2020v14n1.49740>

Lima LM. 2013. Aves da Mata Atlântica: riqueza, composição, status, endemismos e conservação. 2013. 513 f. Dissertação (Mestrado em Zoologia) – Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo (SP).

Lima RAF, Oliveira AA, Pitta GR, de Gasper AL, Vibrans, Chave J,... Prado PI. 2020. The erosion of biodiversity and biomass in the Atlantic Forest biodiversity hotspot. Nature Communications 11(1):1-16. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-20217-w>

Lindell, CA, Riffell SK, Kaiser SA, Battin AL, Smith ML, Sisk TD. 2007. Edge responses of tropical and temperate birds. The Wilson Journal of Ornithology 119(2): 205-220. <https://doi.org/10.1676/05-133.1>.

Lisboa GS, Veres QJI, Watzlawick LF, França LCJ, Cerqueira CL, Miranda DLC,... Longhi RV. 2019. Fitossociologia e dinâmica de crescimento em um fragmento de floresta estacional semidecidual. Nativa 7(4):452-459: <http://doi.org/10.31413/nativa.v7i4.6803>

Luck GW, Carter A, Smallbone L. 2013. Changes in bird functional diversity across multiple land uses: interpretations of functional redundancy depend on functional group identity. PLoS One 8(5):e63671. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0063671>

Mamede S, Benites M, Alho CJR. 2017. Ciência cidadã e sua contribuição na proteção e conservação da biodiversidade na reserva da biosfera do Pantanal. Revista Brasileira de Educação Ambiental (RevBEA) 12(4):153-164. <https://doi.org/10.34024/revbea.2017.v12.2473>

Manhães MA, Ribeiro AL. 2011. Avifauna da Reserva Biológica Municipal Poço D'Anta, Juiz de Fora, MG. Biota Neotropica 11(3):275-286. <https://doi.org/10.1590/S1676-06032011000300023>

Martins F, Weber C, Neppel G, Junqueira M, Oliveira R, Cidade F. 2021. Mata Atlântica: Da formação original à fragmentação e o atual estado de conservação em Santa Catarina. Estrabão 2:188-191. <https://doi.org/10.53455/re.v2i.45>

Michel NL, Whelan CJ, Verutes GM. 2020. Ecosystem services provided by Neotropical birds. The Condor 122(3):1-21. <https://doi.org/10.1093/condor/duaa022>

Morante-Filho JC, Faria D, Mariano-Neto E, Rhodes J. 2015. Birds in anthropogenic landscapes: the responses of ecological groups to forest loss in the Brazilian Atlantic Forest. PLoS One 10(6): e0128923. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0128923>

Neves DM, Dexter KG, Pennington RT, Valente AS, Bueno ML, Eisenlohr PV, ... Oliveira-Filho AT. 2017. Dissecting a biodiversity hotspot: The importance of environmentally marginal habitats in the Atlantic Forest Domain of South America. Diversity and Distributions 23(8): 898-909. <https://doi.org/10.1111/ddi.12581>

- Oliveira LM. 2015. Ecologia comportamental de Tyrannidae (aves: Passeriformes): mudanças nos padrões de forrageamento em resposta a variações ambientais e sazonais em ambiente urbano. 2015. 175 f. Tese (Doutorado em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais) - Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia. <https://doi.org/10.14393/ufu.te.2015.131>
- Pacheco JF, Silveira LF, Aleixo A, Agne CA, Bencke GA, Bravo GA, Brito GRR, ... Piacentini VQ. 2021. Annotated checklist of the birds of Brazil by the Brazilian Ornithological Records Committee—second edition. *Ornithology Research* 29(2): 94-105. <http://doi.org/10.1007/s43388-021-00058-x>
- Paraná. 2018. Decreto N° 11797 de 22 de novembro de 2018. Reconhece e atualiza Lista de Espécies de Aves pertencentes à Fauna Silvestre Ameaçadas de Extinção no Estado do Paraná e dá outras providências, atendendo o Decreto n° 3.148, de 2004. Diário Oficial do Estado do Paraná, Curitiba, Edição Digital n° 10319, 136p.
- Ribas MR, Batista SC, Aranha JMR. 2020. Occurrence and infestation rates of Streblidae (Diptera, Hippoboscoidea) on bats (Mammalia, Chiroptera) in a semideciduous seasonal forest fragment in western Paraná, Brazil. *Iheringia. Série Zoológica* 110. <https://doi.org/10.1590/1678-4766e2020026>
- Riva F, Fahrig L. 2022. The disproportionately high value of small patches for biodiversity conservation. *Conservation Letters* 2022: e12881. <https://doi.org/10.1111/conl.12881>
- Rosenfield MF, Müller SC. 2020. Ecologia funcional como ferramenta para planejar e monitorar a restauração Ecológica de ecossistemas. *Oecologia Australis* 24(3):550-565. <https://doi.org/10.4257/oeco.2020.2403.02>
- Sistema de Alertas de Desmatamento (SAD). 2022. Terceiro Boletim do Sistema de Alertas de Desmatamento: Mata Atlântica – 1º Semestre de 2022.
- Sherry TW, Kent CM, Sánchez NV, Şekercioğlu, ÇH. 2020. Insectivorous birds in the Neotropics: Ecological radiations, specialization, and coexistence in species-rich communities. *The Auk* 137(4):ukaa049. <https://doi.org/10.1093/auk/ukaa049>
- Sherry TW. 2021. Sensitivity of tropical insectivorous birds to the Anthropocene: a review of multiple mechanisms and conservation implications. *Frontiers in Ecology and Evolution* 9: 662873. <https://doi.org/10.3389/fevo.2021.662873>
- Sick H, Haffer J, Alvarenga HF, Pacheco JF, Barruel P. 1997. *Ornitologia Brasileira* Editora Nova Fronteira. Rio de Janeiro.
- Sigrist T. 2015. *Aves do Brasil Oriental: guia de bolso*. Avis Brasilis Editora.
- Silva WR. 1992. As aves da Serra do Japi. In *História Natural da Serra do Japi: ecologia e preservação de uma área florestal no Sudeste do Brasil* (LPC Morellato, org.). Editora da Unicamp, Campinas. p. 238-263.
- Somenzari M, Amaral PPD, Cueto VR, Guaraldo ADC, Lima DM ..., Whitney BM. 2018. An overview of migratory birds in Brazil. *Papéis Avulsos de Zoologia* 58. <https://doi.org/10.11606/1807-0205/2018.58.03>
- SOS Mata Atlântica and INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais). 2014. Atlas dos municípios da Mata Atlântica.
- SOS Mata Atlântica. 2021. Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica PERÍODO 2019–2020.
- SOS Mata Atlântica. 2022. Atlas dos remanescentes Florestais da Mata Atlântica PERÍODO 2020-2021.
- Stotz DF, Fitzpatrick JW, Parker III TA, Moskovits DK. 1995. *Neotropical Birds: Ecology and Conservation*. University of Chicago Press, Chicago. 478p.
- Straube FC, Bornschein MR, Scherer-Neto, P. 1996. Coletânea da avifauna da região noroeste do Estado do Paraná e áreas limítrofes (Brasil). *Arquivos de Biologia e Tecnologia* 39(1):93-214.
- Straube FC, Urben-Filho A. 2002. Análise do conhecimento ornitológico da região noroeste do Paraná e áreas adjacentes. *Cadernos da Biodiversidade* 3(1):4-11.
- Straube FC, Vallejos MAV, Deconto LR, Urben-Filho A. 2013. *IPAVE-2012: inventário participativo das aves do Paraná*. Curitiba: Hori Consultoria Ambiental.

The Cornell Lab Of Ornithology. 2022. Available: [https:// https://merlin.allaboutbirds.org/](https://merlin.allaboutbirds.org/)

Torezan LF, Calsavara LC, Bochio GM, dos Anjos L. 2020. Vulnerability of bird species in highly fragmented forests of southern Brazil: implications for conservation. *Ornithology Research* 28(4):233-240. <http://doi.org/10.1007/s43388-020-00029-8>

Toscan MAG, Guimarães ATB, Temponi LG. 2017. Caracterização da produção de serapilheira e da chuva de sementes em uma reserva de floresta estacional semidecidual, Paraná. *Ciência Florestal* 27: 415-427. <https://doi.org/10.5902/1980509827725>

Vale MM, Tourinho L, Lorini ML, Rajão H, Figueiredo MS 2018. Endemic birds of the Atlantic Forest: traits, conservation status, and patterns of biodiversity. *Journal of Field Ornithology* 89(3):193-206. <https://doi.org/10.1111/jofo.12256>

Valente RM, Silva JD, Straube FC, Nascimento JD. 2011. Conservação de aves migratórias neárticas no Brasil. Belém: Conservação Internacional. 400p.

Vasconcelos MD, Roos AL. 2000. Novos registros de aves para o Parque Estadual do Morro do Diabo, São Paulo. *Melopsittacus* 3(2): 81-84.

Vieira FM, Purificação KN, Castilho LS, Pascotto MC. 2013. Estrutura trófica da avifauna de quatro fitofisionomias de Cerrado no Parque Estadual da Serra Azul. *Ornithologia* 5(2):43-57.

WikiAves. 2022. Mapa de Ocorrência da espécie *Rhea americana*. Available:<https://www.wikiaves.com/mapaRegistros_ema>

Wilman H, Belmaker J, Simpson J, de la Rosa C, Rivadeneira MM, Jetz W. 2014. EltonTraits 1.0: Species-level foraging attributes of the world's birds and mammals: Ecological Archives E095-178. *Ecology* 95(7):2027-2027. <https://doi.org/10.1890/13-1917.1>

Wilson OJ, Mayle FE, Walters RJ, Lingner DV, Vibrans AC. 2021. Floristic change in Brazil's southern Atlantic Forest biodiversity hotspot: From the Last Glacial Maximum to the late 21st Century. *Quaternary Science Reviews* 264: 107005. <https://doi.org/10.1016/j.quascirev.2021.107005>

Wintle BA, Kujala H., Whitehead A, Cameron A, Veloz S, Kukkala A, ... and Bekessy SA. 2019. Global synthesis of conservation studies reveals the importance of small habitat patches for biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 116(3): 909-914. <https://doi.org/10.1073/pnas.1813051115>

Wotton DM, Kelly D. 2012. Do larger frugivores move seeds further? Body size, seed dispersal distance, and a case study of a large, sedentary pigeon. *Journal of Biogeography* 39(11):1973-1983. <https://doi.org/10.1111/jbi.12000>

Zimmermann CE, Branco JO, Marenzi RC, Willrich MAK. 2020. A importância de unidades de conservação na proteção de aves da floresta atlântica frente à fragmentação. *Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology* 24(1):8-26. <https://doi.org/10.14210/bjast.v23n1.15198>

APPENDIX

Appendix 1. List of birds of the São Camilo State Park (São Camilo), Palotina, Paraná, Brazil. MN: Number of individuals captured by mist net. Diet (DIE): OMN = Omnivorous, HER = Herbivorous, FRU = Frugivorous, GRA = Granivorous, NEC = Nectivorous, INS = Insetivorous, PRE = Carnivorous/Predator, FIS = Carnivorous/Fish-Eating, GEN = Carnivorous/Generalist, SCA = Carnivorous/Scavenger; Foraging Strata (FOR): GR = Ground, US = Understory, MH = Midhigh, CA = Canopy, A = Aerial, WBS = Below the water surface; WAS = Around the water surface; Sensitivity to Disturbance (S): L = Low, M = Medium, H = High; Degree of forest dependence (FD): ND = Non-dependent, SD = Semi-dependent, DP = Dependent; Endemism (END): END = Endemic. - = Not Endemic; Migration Pattern (MIG): MPR = Partially Migratory, MGT = Migratory, RES = Resident; Conservation status for Paraná (PR) and Brazil (BR): LC = Least Concern, NT = Near Threatened, VU = Vulnerable, EN = Endangered, CR = Critical, Testimony (TEST): Record published on the WikiAves platform (to access the record, access the website <http://www.wikiaves.com> and search for the testimony code); IAP (2006): records on the management plan.

Taxon Name	English Name	Portuguese Name	MN	DIE	FOR	S	FD	END	MIG	PR	BR	TEST
Rheiformes Bonaparte, 1849												
Rheidae Bonaparte, 1849												
<i>Rhea americana</i> (Linnaeus, 1758)	Greater Rhea	Ema	-	OMN	GR	L	ND	-	RES	CR	NT	WA3163332
Tinamiformes Huxley, 1872												
Tinamidae Gray, 1840												
<i>Crypturellus tataupa</i> (Temminck, 1815)	Tataupa Tinamou	Inhambu-chintã	-	OMN	GR/US	L	DP	-	RES	LC	LC	WA4611927
<i>Rhynchotus rufescens</i> (Temminck, 1815)	Red-winged Tinamou	Perdiz	-	OMN	GR	L	ND	-	RES	LC	LC	WA4516799
Anseriformes Linnaeus, 1758												
Anatidae Leach, 1820												
<i>Dendrocygna viduata</i> (Linnaeus, 1766)	White-Faced Whistling-Duck	Irerê	-	HER	WBS	L	ND	-	RES	LC	LC	WA4285268
<i>Cairina moschata</i> (Linnaeus, 1758)	Muscovy Duck	Pato-do-Mato	-	OMN	WAS/GR	M	SD	-	RES	LC	LC	WA4540864
<i>Amazonetta brasiliensis</i> (Gmelin, 1789)	Brazilian Teal	Marreca-Ananaí	-	OMN	GR	L	SD	-	RES	LC	LC	WA4620085
<i>Nomonyx dominicus</i> (Linnaeus, 1766)	Masked Duck	Marreca-de-Bico-Roxo	-	HER	WBS	M	ND	-	RES	LC	LC	WA4588658
Galliformes Linnaeus, 1758												
Cracidae Rafinesque, 1815												
<i>Penelope superciliaris</i> Temminck, 1815	Rusty-margined Guan	Jacupemba	-	FRU	GR/MH/CA	M	SD	-	RES	LC	LC	WA4714302
<i>Penelope obscura</i> Temminck, 1815	Dusky-legged Guan	Jacuaçu	-	FRU	GR/US/MH	M	SD	-	RES	LC	LC	WA4714307
Podicipediformes Fürbringer, 1888												
Podicipedidae Bonaparte, 1831												

Taxon Name	English Name	Portuguese Name	MN	DIE	FOR	S	FD	END	MIG	PR	BR	TEST
<i>Tachybaptus dominicus</i> (Linnaeus, 1766)	Least Grebe	Mergulhão-Pequeno	-	INS	WBS	M	ND	-	RES	LC	LC	WA4588659
Columbiformes Latham, 1790												
Columbidae Leach, 1820												
<i>Patagioenas picazuro</i> (Temminck, 1813)	Picazuro Pigeon	Pomba-Asa-Branca	-	HER	GR/US/MH	M	SD	-	RES	LC	LC	WA4726394
<i>Patagioenas cayennensis</i> (Bonnaterre, 1792)	Pale-vented Pigeon	Pomba-Galega	-	FRU	MH/CA	M	SD	-	RES	LC	LC	IAP (2006)
<i>Leptotila verreauxi</i> Bonaparte, 1855	White-tipped Dove	Juriti-Pupu	5	GRA	GR	L	SD	-	RES	LC	LC	WA4726690
<i>Zenaida auriculata</i> (Des murs, 1847)	Eared Dove	Avoante	1	GRA	MH	L	ND	-	RES	LC	LC	WA4496648
<i>Columbina talpacoti</i> (Temminck, 1811)	Ruddy Ground-Dove	Rolinha-roxa	21	GRA	GR	L	ND	-	RES	LC	LC	WA4726743
<i>Columbina squammata</i> (Lesson, 1831)	Scaled Dove	Fogo-Apagou	-	GRA	GR	L	ND	-	RES	LC	LC	WA4665619
Cuculiformes Wagler, 1830												
Cuculidae Leach, 1820												
<i>Guira guira</i> (Gmelin, 1788)	Guira Cuckoo	Anu-Branco	-	PRE	GR	L	ND	-	RES	LC	LC	WA4557844
<i>Crotophaga major</i> Gmelin, 1788	Greater Ani	Anu-Coroca	-	OMN	GR/CA	M	SD	-	RES	LC	LC	WA4665539
<i>Crotophaga ani</i> Linnaeus, 1758	Smooth-billed Ani	Anu-Preto	4	OMN	GR	L	ND	-	RES	LC	LC	WA4567861
<i>Tapera naevia</i> (Linnaeus, 1766)	Striped Cuckoo	Saci	-	INS	GR	L	ND	-	RES	LC	LC	WA4511716
<i>Dromococcyx pavoninus</i> Pelzeln, 1870	Pavonine Cuckoo	Peixe-Frito-Pavonino	-	INS	GR/US	H	SD	-	RES	LC	LC	WA4279565
<i>Piaya cayana</i> (Linnaeus, 1766)	Squirrel Cuckoo	Alma-de-Gato	-	INS	CA	L	SD	-	RES	LC	LC	WA4727731
<i>Coccyzus melacoryphus</i> Vieillot, 1817	Dark-billed Cuckoo	Papa-Lagarta-Acanelado	-	INS	GR	L	SD	-	MGT	LC	LC	WA4521599
<i>Coccyzus americanus</i> (Linnaeus, 1758)	Yellow-billed Cuckoo	Papa-Lagarta-de-Asa-Vermelha	-	INS	CA	M	SD	-	MGT	LC	LC	WA4511720
Nyctibiiformes Yuri et al. 2013												
Nyctibiidae Cheny & Des Murs, 1851												
<i>Nyctibius griseus</i> (Gmelin, 1789)	Common Potoo	Mãe-da-Lua	-	INS	MH	L	SD	-	RES	LC	LC	WA4726342
Caprimulgiformes Rigway, 1881												
Caprimulgidae Vigors, 1825												
<i>Nyctiphrynus ocellatus</i> (Tschudi, 1844)	Ocellated poorwill	Bacurau-Oceolado	-	INS	A	M	DP	-	RES	EN	LC	IAP (2006)
<i>Lurocalis semitorquatus</i> (Gmelin, 1789)	Short-tailed Nighthawk	Tuju	-	INS	MH	M	SD	-	MPR	LC	LC	IAP (2006)
<i>Nyctidromus albicollis</i> (Gmelin, 1789)	Common Pauraque	Bacurau	-	INS	GR	L	SD	-	RES	LC	LC	WA4468477
Apodiformes Peters, 1940												

Taxon Name	English Name	Portuguese Name	MN	DIE	FOR	S	FD	END	MIG	PR	BR	TEST
Trochilidae Vigors, 1825												
<i>Phaethornis pretrei</i> (Lesson & Delattre, 1839)	Planalto Hermit	Rabo-Branco-Acanelado	-	NEC	US	L	SD	-	RES	LC	LC	WA3152230
<i>Polytmus guainumbi</i> (Pallas, 1764)	White-tailed Goldenthrout	Beija-Flor-de-Bico-Curvo	-	NEC	US	M	ND	-	RES	NT	LC	WA4714337
<i>Anthracothorax nigricollis</i> (Vieillot, 1817)	Black-throated Mango	Beija-Flor-de-Veste-Preta	-	NEC	CA	L	ND	-	MPR	LC	LC	WA4714310
<i>Chlorostilbon lucidus</i> (Shaw, 1812)	Glittering-bellied Emerald	Besourinho-de-Bico-Vermeelho	-	NEC	MH	L	SD	-	RES	LC	LC	WA4715028
<i>Stephanoxis loddigesii</i> (Gould, 1831)	Violet-crowned Plovercrest	Beija-Flor-de-Topete-Azul	-	NEC	US	M	SD	END	RES	LC	LC	WA4487339
<i>Eupetomena macroura</i> (Gmelin, 1788)	Swallow-tailed Hummingbird	Beija-Flor-Tesoura	-	NEC	MH	L	ND	-	RES	LC	LC	-
<i>Hylocharis chrysura</i> (Shaw, 1812)	Gilded Hummingbird	Beija-Flor-Dourado	-	NEC	MH	M	ND	-	RES	LC	LC	WA4726768
Gruiformes Bonaparte, 1854												
Aramidae Bonaparte, 1852												
<i>Aramus guarauna</i> (Linnaeus, 1766)	Limpkin	Carão	-	OMN	WAS/GR	M	ND	-	RES	LC	LC	WA4540788
Rallidae Rafinesque, 1815												
<i>Laterallus melanophaius</i> (Vieillot, 1819)	Rufous-sided Crake	Sanã-Parda	-	INS	WAS/GR	L	ND	-	RES	LC	LC	-
<i>Mustelirallus albicollis</i> (Vieillot, 1819)	Ash-throated Crake	Sanã-Carijó	-	INS	GR	M	ND	-	RES	LC	LC	IAP (2006)
<i>Pardirallus nigricans</i> (Vieillot, 1819)	Blackish Rail	Saracura-Sanã	-	INS	WAS	M	ND	-	RES	LC	LC	WA4468978
<i>Aramides saracura</i> (Spix, 1825)	Slaty-breasted Wood-Rail	Saracura-do-Mato	-	INS	GR	M	SD	END	RES	LC	LC	WA4726701
<i>Gallinula galeata</i> (Lichtenstein, 1818)	Common Gallinule	Frango-D'água-Comum	-	OMN	GR	L	ND	-	RES	LC	LC	WA4588661
Charadriiforme Huxley, 1867												
Charadriidae Leach, 1820												
<i>Vanellus chilensis</i> (Molina, 1782)	Southern Lapwing	Quero-Quero	-	INS	GR	L	ND	-	RES	LC	LC	WA4508125
Recurvirostridae Bonaparte, 1831												
<i>Himantopus melanurus</i> Vieillot, 1817	White-backed Stilt	Pernilongo-de-Costas-Branca	-	INS	WAS	M	ND	-	RES	LC	LC	-
Scolopacidae Rafinesque, 1815												
<i>Calidris melanotos</i> (Vieillot, 1819)	Pectoral Sandpiper	Maçarico-de-Colete	-	INS	GR	DD	ND	-	MGT	LC	LC	-
<i>Phalaropus tricolor</i> (Vieillot, 1819)	Wilson's Phalarope	Pisa-n'água	-	INS	WAS	DD	ND	-	MGT	LC	LC	-
<i>Tringa solitaria</i> Wilson, 1813	Solitary Sandpiper	Maçarico-Solitário	-	INS	WAS/GR	DD	SD	-	MGT	LC	LC	-
Jacaniidae Chenu & Des Murs, 1854												
<i>Jacana jacana</i> (Linnaeus, 1766)	Wattled Jacana	Jaçanã	-	INS	WAS/GR	L	ND	-	RES	LC	LC	-

Taxon Name	English Name	Portuguese Name	MN	DIE	FOR	S	FD	END	MIG	PR	BR	TEST
Ciconiiformes Bonaparte, 1854												
Ciconiidae Sundevall, 1836												
<i>Mycteria americana</i> Linnaeus, 1758	Wood Stork	Cabeça-Seca	-	FIS	WAS/GR	L	ND	-	RES	LC	LC	WA4726387
Suliformes Sharpe, 1891												
Anhingidae Reinchenbach, 1849												
<i>Anhinga anhinga</i> (Linnaeus, 1766)	Anhinga	Biguatinga	-	FIS	WBS	M	ND	-	RES	LC	LC	WA4285237
Phalacrocoracidae Reichenbach, 1849												
<i>Nannopterum brasilianus</i> (Gmelin, 1789)	Neotropic Cormorant	Biguá	-	FIS	WBS	L	ND	-	RES	LC	LC	WA4285241
Pelecaniformes Sharpe, 1891												
Ardeidae Leach, 1820												
<i>Tigrisoma lineatum</i> (Boddaert, 1783)	Rufescent Tiger-Heron	Socó-Boi	-	INS	WAS	M	ND	-	RES	LC	LC	WA3515074
<i>Nycticorax nycticorax</i> (Linnaeus, 1758)	Black-crowned Night-Heron	Socó-Dorminhoco	-	FIS	WAS/GR	L	ND	-	RES	LC	LC	WA5038492
<i>Butorides striata</i> (Linnaeus, 1758)	Striated Heron	Socózinho	-	FIS	WAS	L	ND	-	RES	LC	LC	WA4598488
<i>Bubulcus ibis</i> (Linnaeus, 1758)	Cattle Egret	Garça-Vaqueira	-	INS	GR	L	ND	-	RES	LC	LC	WA4736705
<i>Ardea cocoi</i> Linnaeus, 1766	Cocoi Heron	Garça-Moura	-	FIS	WAS	L	ND	-	RES	LC	LC	WA4693710
<i>Ardea alba</i> Linnaeus, 1758	Great Egret	Garça-Branca-Grande	-	FIS	WAS/GR	L	ND	-	RES	LC	LC	WA4285234
<i>Syrigma sibilatrix</i> (Temminck, 1824)	Whistling Heron	Maria-Faceira	-	INS	WAS	M	ND	-	RES	LC	LC	WA4652558
<i>Egretta thula</i> (Molina, 1782)	Snowy Egret	Garça-Branca-Pequena	-	OMN	WAS	L	ND	-	RES	LC	LC	-
Threskiornithidae Poche, 1904												
<i>Mesembrinibis cayennensis</i> (Gmelin, 1789)	Green Ibis	Coró-Coró	-	INS	GR	M	SD	-	RES	LC	LC	WA4611873
<i>Phimosus infuscatus</i> (Lichtenstein, 1823)	Bare-faced Ibis	Tapicuru	-	INS	WAS	M	ND	-	RES	LC	LC	WA4508133
<i>Theristicus caudatus</i> (Boddaert, 1783)	Buff-necked Ibis	Curicaca	-	INS	GR	L	ND	-	RES	LC	LC	WA4285286
<i>Platalea ajaja</i> Linnaeus, 1758	Roseate Spoonbill	Colhereiro	-	OMN	WAS	M	ND	-	MPR	LC	LC	WA2414464
Cathartiformes Seebohm, 1890												
Cathartidae Lafresnaye, 1839												
<i>Sarcoramphus papa</i> (Linnaeus, 1758)	King Vulture	Urubu-Rei	-	SCA	GR	M	DP	-	RES	LC	LC	WA4736738
<i>Coragyps atratus</i> (Bechstein, 1793)	Black Vulture	Urubu-de-Cabeça-Preta	-	SCA	GR	L	ND	-	RES	LC	LC	WA4486165
<i>Cathartes aura</i> (Linnaeus, 1758)	Turkey Vulture	Urubu-de-Cabeça-Vermelha	-	SCA	GR	L	ND	-	RES	LC	LC	WA4508134
<i>Cathartes burrovianus</i> Cassin, 1845	Lesser Yellow-headed Vulture	Urubu-de-Cabeça-Amarela	-	SCA	GR	M	ND	-	RES	LC	LC	WA4468481

Taxon Name	English Name	Portuguese Name	MN	DIE	FOR	S	FD	END	MIG	PR	BR	TEST
Accipitriformes Bonaparte, 1831												
Accipitridae Vigors, 1824												
<i>Pandion heliaetus</i> (Linnaeus, 1758)	Osprey	Águia-Pescadora	-	FIS	WAS	M	ND	-	MGT	LC	LC	-
<i>Gampsonyx swainsonii</i> Vigors, 1825	Pearl Kite	Gaviãozinho	-	PRE	GR	L	ND	-	RES	LC	LC	WA4848076
<i>Elanus leucurus</i> (Vieillot, 1818)	White-tailed Kite	Gavião-Peneira	-	PRE	GR	L	ND	-	RES	LC	LC	WA4511705
<i>Rostrhamus sociabilis</i> (Vieillot, 1817)	Snail Kite	Gavião-Caramujeiro	-	INS	GR	L	ND	-	MPR	LC	LC	WA4734011
<i>Harpagus diodon</i> (Temminck, 1823)	Rufous-thighed Kite	Gavião-Bombachinha	-	INS	MH	M	DP	-	MGT	LC	LC	WA4398137
<i>Ictinia plumbea</i> (Gmelin, 1788)	Plumbeous Kite	Sovi	-	INS	A	M	SD	-	MPR	LC	LC	WA4588645
<i>Circus buffoni</i> (Gmelin, 1788)	Long-winged Harrier	Gavião-do-Banhado	-	PRE	GR	M	ND	-	RES	LC	LC	-
<i>Accipiter striatus</i> Vieillot, 1808	Sharp-shinned Hawk	Tauató-Miúdo	-	PRE	US/MH/CA/A	L	SD	-	RES	LC	LC	WA4398151
<i>Heterospizias meridionalis</i> (Latham, 1790)	Savanna Hawk	Gavião-Caboclo	-	GEN	GR	L	ND	-	RES	LC	LC	WA3678436
<i>Urubitinga urubitinga</i> (Gmelin, 1788)	Great Black Hawk	Gavião-Preto	-	GEN	GR/CA	M	SD	-	RES	LC	LC	WA4398113
<i>Rupornis magnirostris</i> (Gmelin, 1788)	Roadside Hawk	Gavião-Carijó	-	GEN	GR/US/MH	L	ND	-	RES	LC	LC	WA4715022
<i>Geranoaetus albicaudatus</i> (Vieillot, 1816)	White-tailed Hawk	Gavião-de-Rabo-Branco	-	PRE	GR	L	ND	-	RES	LC	LC	IAP (2006)
<i>Buteo brachyurus</i> Vieillot, 1816	Short-tailed Hawk	Gavião-de-Cauda-Curta	-	PRE	CA	M	SD	-	RES	LC	LC	WA2501012
<i>Buteo swainsoni</i> Bonaparte, 1838	Swainson's Hawk	Gavião-Papa-Gafanhoto	-	PRE	GR/US/MH/ CA/A	M	ND	-	MGT	DD	LC	WA3592037
Strigiformes Wagler, 1830												
Tytonidae Mathews, 1912												
<i>Tyto furcata</i> (Temminck, 1827)	American Barn Owl	Suindara	-	PRE	GR	L	ND	-	RES	LC	LC	WA4726389
Strigidae Leach, 1820												
<i>Megascops choliba</i> (Vieillot, 1817)	Tropical Screech-Owl	Corujinha-do-Mato	-	INS	US	L	SD	-	RES	LC	LC	WA4468479
<i>Strix virgata</i> (Cassin, 1849)	Mottled Owl	Coruja-do-Mato	-	PRE	GR	M	SD	-	RES	LC	LC	-
<i>Athene cucularia</i> (Molina, 1782)	Burrowing Owl	Coruja-Buraqueira	-	PRE	GR	M	ND	-	RES	LC	LC	WA2272142
Trogoniformes A.O.U., 1886												
Trogonidae Lesson, 1828												
<i>Trogon surrucura</i> Vieillot, 1817	Surucua Trogon	Surucua-Variado	-	INS	MH	M	DP	-	RES	LC	LC	WA4279313
Coraciiforme Forbes, 1844												
Momotidae Gray, 1840												

Taxon Name	English Name	Portuguese Name	MN	DIE	FOR	S	FD	END	MIG	PR	BR	TEST
<i>Baryphthengus ruficapillus</i> (Vieillot, 1818)	Ruffous-capped Motmot	Juruva	-	INS	GR	M	DP	END	RES	LC	LC	WA5038494
Alcedinidae Rafinesque, 1815												
<i>Megaceryle torquata</i> (Linnaeus, 1766)	Ringed Kingfisher	Martim-Pescador-Grande	1	FIS	WBS	L	SD	-	RES	LC	LC	WA2654259
<i>Chloroceryle amazona</i> (Latham, 1790)	Amazon Kingfisher	Martim-Pescador-Verde	-	FIS	WBS	L	ND	-	RES	LC	LC	WA4763817
<i>Chloroceryle americana</i> (Gmelin, 1788)	Green Kingfisher	Martim-Pescador-Pequeno	-	FIS	WBS	L	ND	-	RES	LC	LC	WA4621687
Galbuliformes Fürbringer, 1888												
Bucconidae Horsfield, 1821												
<i>Nystalus chacuru</i> (Vieillot, 1816)	White-eared Puffbird	João Bobo	-	INS	GR/US/MH	M	SD	-	RES	LC	LC	WA4285248
Piciformes Meyer & Wolf, 1810												
Ramphastidae Vigors, 1825												
<i>Ramphastos toco</i> Statius Muller, 1776	Toco Toucan	Tucano-Toco	-	FRU	CA	M	SD	-	RES	LC	LC	WA4736731
<i>Pteroglossus bailloni</i> (Vieillot, 1819)	Saffron Toucanet	Araçari-Banana	-	FRU	MH	H	DP	END	RES	VU	NT	WA4285242
<i>Pteroglossus castanotis</i> Gould, 1834	Chestnut-eared Aracari	Araçari-Castanho	2	FRU	MH	H	SD	-	RES	LC	LC	WA4508124
Picidae Leach, 1820												
<i>Picumnus temminckii</i> Lafresnaye, 1845	Ochre-collared Piculet	Pica-Pauzinho-Anão-de-Coleira	2	INS	US	M	DP	END	RES	LC	LC	WA4621682
<i>Melanerpes candidus</i> (Otto, 1796)	White Woodpecker	Pica-Pau-Branco	-	FRU	MH	L	SD	-	RES	LC	LC	WA4279304
<i>Melanerpes flavifrons</i> (Vieillot, 1818)	Yellow-fronted Woodpecker	Benedito-de-Testa-Amarela	-	OMN	US/MH	M	SD	END	RES	LC	LC	WA4726411
<i>Veniliornis spilogaster</i> (Wagler, 1827)	White-spotted Woodpecker	Picapauzinho-Verde-Carijó	1	INS	US/MH	M	DP	-	RES	LC	LC	WA4693712
<i>Campephilus robustus</i> (Lichtenstein, 1818)	Robust Woodpecker	Pica-Pau-Rei	-	INS	MH	M	DP	END	RES	LC	LC	WA4282372
<i>Dryocopus lineatus</i> (Linnaeus, 1766)	Lineated Woodpecker	Pica-Pau-de-Banda-Branca	1	INS	MH	L	ND	-	RES	LC	LC	WA4508128
<i>Celeus flavescens</i> (Gmelin, 1788)	Blond-crested Woodpecker	Pica-Pau-de-Cabeça-Amarela	1	INS	MH	M	SD	-	RES	LC	LC	WA4630208
<i>Colaptes melanochloros</i> (Gmelin, 1788)	Green-barred Woodpecker	Pica-Pau-Verde-Barrado	-	INS	US/MH	L	SD	-	RES	LC	LC	WA4508127
<i>Colaptes campestris</i> (Vieillot, 1818)	Campo Flicker	Pica-Pau-do-Campo	-	INS	GR	L	ND	-	RES	LC	LC	-
Falconiformes Bonaparte, 1831												
Falconidae Leach, 1820												
<i>Herpetotheres cachinnans</i> (Linnaeus, 1758)	Laughing Falcon	Acauã	-	PRE	GR/US/MH	L	ND	-	RES	LC	LC	WA4726746
<i>Micrastur semitorquatus</i> (Vieillot, 1817)	Collared Forest-Falcon	Falcão-Relógio	-	PRE	GR	M	SD	-	RES	LC	LC	WA4726716
<i>Caracara plancus</i> (Miller, 1777)	Crested Caracara	Carcará	-	SCA	GR	L	ND	-	RES	LC	LC	WA4637394
<i>Milvago chimachima</i> (Vieillot, 1816)	Yellow-headed Caracara	Carrapateiro	-	GEN	GR	L	ND	-	RES	LC	LC	WA4611898

Taxon Name	English Name	Portuguese Name	MN	DIE	FOR	S	FD	END	MIG	PR	BR	TEST
<i>Falco sparverius</i> Linnaeus, 1758	American Kestrel	Quiri-Quiri	-	INS	GR	L	ND	-	RES	LC	LC	WA4621726
<i>Falco ruficularis</i> Daudin, 1800	Bat Falcon	Cauré	-	PRE	US/MH/A	L	DP	-	RES	LC	LC	WA4734224
<i>Falco femoralis</i> Temminck, 1822	Aplomado Falcon	Falcão-de-Coleira	-	OMN	GR/US	L	ND	-	RES	LC	LC	WA4714544
<i>Falco peregrinus</i> Tunstall, 1771	Peregrine Falcon	Falcão-Peregrino	-	PRE	GR/US/MH/ CA/A	M	ND	-	MGT	LC	LC	WA4637397
Psittaciforme Wagler, 1830												
Psittacidae Rafinesque, 1815												
<i>Myiopsitta monachus</i> (Boddaert, 1783)	Monk Parakeet	Caturrita	-	GRA	MH	L	ND	-	RES	LC	LC	WA4398125
<i>Brotogeris chiriri</i> (Vieillot, 1818)	Yellow-chevroned Parakeet	Periquito-de-Encontro-Amarelo	-	FRU	GR/US	M	SD	-	RES	LC	LC	WA3454805
<i>Pionus maximiliani</i> (Kuhl, 1820)	Scaly-headed Parrot	Maitaca-Verde	-	GRA	MH	M	SD	-	RES	LC	LC	-
<i>Amazona aestiva</i> (Linnaeus, 1758)	Turquoise-fronted Parrot	Papagaio-Verdadeiro	-	HER	MH	M	ND	-	RES	LC	NT	WA4622235
<i>Psittacara leucophthalmus</i> (Stadius Muller, 1776)	White-eyed Parakeet	Periquitão-Maracanã	-	HER	MH	L	SD	-	RES	LC	LC	WA3713901
Passeriformes Linnaeus, 1758												
Thamnophilidae Swainson, 1824												
<i>Dysithamnus mentalis</i> (Temminck, 1823)	Plain Antwreio	Choquinha-Lisa	2	INS	US/MH	M	SD	-	RES	LC	LC	WA4620084
<i>Herpilochmus longirostris</i> Pelzel, 1868	Large-billed Antwren	Chorozinho-de-Bico-Comprido	-	INS	MH	M	DP	-	RES	LC	LC	WA4714998
<i>Thamnophilus doliatus</i> (Linnaeus, 1764)	Barred Antshrike	Choca-Barrada	3	INS	MH	L	SD	-	RES	LC	LC	WA3541016
<i>Thamnophilus caerulescens</i> Vieillot, 1816	Variable Antshrike	Choca-da-Mata	-	INS	MH	L	SD	-	RES	LC	LC	WA4508123
<i>Mackenziaena severa</i> (Lichtenstein, 1823)	Tufted Antshrike	Borrallhara	-	INS	US	M	SD	END	RES	LC	LC	IAP (2006)
Conopophagidae Sclater & Salvin, 1873												
<i>Conopophaga lineata</i> (Wied, 1831)	Rufous Gnateater	Chupa-Dente	-	INS	GR	M	SD	-	RES	LC	LC	WA4971271
Dendrocolaptidae Gray, 1840												
<i>Dendrocolaptes platyrostris</i> Spix, 1825	Planalto Woodcreeper	Arapaçu-Grande	1	INS	GR/US	M	SD	-	RES	LC	LC	WA4540800
<i>Campylorhamphus trochilirostris</i> (Lichtenstein, 1820)	Red-billed Scythebill	Arapaçu-Beija-Flor	-	INS	US	H	SD	-	RES	VU	LC	WA4611877
Furnariidae Gray, 1840												
<i>Furnarius rufus</i> (Gmelin, 1788)	Rufous Hornero	João-de-Barro	2	INS	GR	L	ND	-	RES	LC	LC	WA4726758
<i>Lochmias nematura</i> (Lichtenstein, 1823)	Sharp-tailed Streamcreeper	João-Porca	-	INS	GR	M	DP	-	RES	LC	LC	WA4630204
<i>Automolus leucophthalmus</i> (Wied, 1821)	White-eyed Foliage-gleaner	Barraqueiro-de-Olho-Branco	-	INS	US	M	DP	END	RES	LC	LC	IAP (2006)

Taxon Name	English Name	Portuguese Name	MN	DIE	FOR	S	FD	END	MIG	PR	BR	TEST
<i>Certhiaxis cinnamomeus</i> (Gmelin, 1788)	Yellow-chinned Spinetail	Curutié	-	INS	US/MH/CA	M	ND	-	RES	LC	LC	WA4598479
<i>Synallaxis albescens</i> Temminck, 1823	Pale-breasted Spinetail	Ui-Pí	-	INS	US	L	ND	-	RES	LC	LC	-
<i>Synallaxis frontalis</i> Pelzeln, 1859	Sooty-fronted Spinetail	Petrim	-	INS	US	L	SD	-	RES	LC	LC	WA4621715
Pipridae Rafinesque, 1815												
<i>Chiroxiphia caudata</i> (Shaw & Nodder 1793)	Swallow-tailed Manakin	Tangará	-	OMN	US/MH	L	DP	END	RES	LC	LC	IAP (2006)
<i>Manacus manacus</i> (Linnaeus, 1766)	White-bearded Manakin	Rendeira	6	FRU	US	L	SD	-	RES	LC	LC	WA4559426
<i>Pipra fasciicauda</i> Hellmayr, 1906	Band-tailed Manakin	Uirapuru-Laranja	3	FRU	US/MH	M	DP	-	RES	LC	LC	WA4867636
Tityridae Gray, 1840												
<i>Tityra inquisitor</i> (Lichtenstein, 1823)	Black-crowned Tityra	Anambé-Branco-de-Boche-cha-Parda	-	FRU	MH	M	SD	-	RES	LC	LC	WA4540822
<i>Tityra cayana</i> (Linnaeus, 1766)	Black-tailed Tityra	Anambé-Branco-de-Rabo-Preto	-	FRU	US/MH	M	SD	-	RES	LC	LC	WA5199179
<i>Pachyramphus viridis</i> (Vieillot, 1816)	Green-backed Becard	Caneleiro-Verde	-	INS	US/MH	M	SD	-	RES	LC	LC	-
<i>Pachyramphus validus</i> (Lichtenstein, 1823)	Crested Becard	Caneleiro-de-Chapéu-Preto	3	INS	US/MH	M	DP	-	MPR	LC	LC	WA4567869
Platyrrinchidae Bonaparte, 1854												
<i>Platyrrinchus mystaceus</i> Vieillot, 1818	White-throated Spadebill	Patinho	1	INS	US	M	SD	-	RES	LC	LC	WA4403255
Rhynchocyclidae Berlepsch, 1907												
<i>Leptopogon amaurocephalus</i> Tschudi, 1846	Sepia-capped Flycatcher	Cabeçudo	5	INS	US/MH	M	SD	-	RES	LC	LC	WA4158095
<i>Corythopis delalandi</i> (Lesson, 1830)	Southern Antpipit	Estalador	-	INS	GR	M	DP	-	RES	LC	LC	WA4954675
<i>Tolmomyias sulphurescens</i> (Spix, 1825)	Yellow-olive Flycatcher	Bico-Chato-de-Orelha-Preta	-	INS	MH	M	SD	-	RES	LC	LC	-
<i>Todirostrum cinereum</i> (Linnaeus, 1766)	Common Tody-Flycatcher	Ferreirinho-Relógio	2	INS	US/MH/CA	L	ND	-	RES	LC	LC	WA4590523
<i>Poecilotriccus plumbeiceps</i> (Lafresnaye, 1846)	Ochre-faced Tody-Flycatcher	Tororó	-	INS	US	M	SD	-	RES	LC	LC	IAP (2006)
<i>Hemitriccus margaritaceiventer</i> (d'Orbigny & Lafresnaye, 1837)	Pearly-vented Tody-tyrant	Sebinho-de-Olho-de-Ouro	1	INS	MH	M	ND	-	RES	LC	LC	WA4621705
Tyrannidae Vigors, 1825												
<i>Euscarthmus meloryphus</i> Wied, 1831	Tawny-crowned Pygmy-Tyrant	Barulhento	1	INS	US	L	ND	-	RES	LC	LC	WA4611918
<i>Camptostoma obsoletum</i> (Temminck, 1824)	Southern Beardless-Tyrannulet	Risadinha	1	INS	MH	L	ND	-	RES	LC	LC	WA4557838
<i>Elaenia flavogaster</i> (Thunberg, 1822)	Yellow-bellied Elaenia	Guaracava-de-Barriga-Amarela	-	OMN	MH	L	ND	-	RES	LC	LC	WA4611894

Taxon Name	English Name	Portuguese Name	MN	DIE	FOR	S	FD	END	MIG	PR	BR	TEST
<i>Elaenia spectabilis</i> Pelzeln, 1868	Large Elaenia	Guaracava-Grande	-	OMN	CA	L	SD	-	MPR	LC	LC	WA4508144
<i>Elaenia parvirostris</i> Pelzeln, 1868	Small-billed Elaenia	Tuque-Pium	-	INS	US/MH/CA	L	SD	-	MPR	LC	LC	-
<i>Myiopagis caniceps</i> (Swainson, 1835)	Gray Elaenia	Guaracava-Cinzenta	-	INS	CA	M	DP	-	RES	LC	LC	-
<i>Myiopagis viridicata</i> (Vieillot, 1817)	Greenish Elaenia	Guaracava-de-Crista-Alaranjada	1	INS	MH/CA	M	SD	-	MPR	LC	LC	WA4710091
<i>Capsiempis flaveola</i> (Lichtenstein, 1823)	Yellow Tyrannulet	Marianinha-Amarela	-	INS	MH	L	ND	-	RES	LC	LC	WA4715008
<i>Legatus leucophaeus</i> (Vieillot, 1818)	Piratic Flycatcher	Bem-te-vi-Pirata	-	FRU	CA	L	SD	-	MPR	LC	LC	WA4596823
<i>Myiarchus ferox</i> (Gmelin, 1789)	Short-crested Flycatcher	Maria-Cavaleira	8	OMN	US	L	SD	-	RES	LC	LC	WA4598484
<i>Pitangus sulphuratus</i> (Linnaeus, 1766)	Great Kiskadee	Bem-te-vi	3	OMN	GR	L	ND	-	MPR	LC	LC	WA2593313
<i>Machetornis rixosa</i> (Vieillot, 1819)	Cattle Tyrant	Suiriri-Cavaleiro	-	INS	GR	L	ND	-	RES	LC	LC	WA4726692
<i>Myiodynastes maculatus</i> (Statius Muller, 1776)	Streaked Flycatcher	Bem-te-vi-Rajado	-	OMN	MH	L	SD	-	MPR	LC	LC	WA4665550
<i>Megarynchus pitangua</i> (Linnaeus, 1766)	Boat-billed Flycatcher	Neinei	-	INS	MH	L	ND	-	RES	LC	LC	WA4630214
<i>Myiozetetes similis</i> (Spix, 1825)	Social Flycatcher	Bentevizinho-de-Penacho-Ver-melho	1	OMN	MH	L	ND	-	RES	LC	LC	WA4567781
<i>Tyrannus melancholicus</i> Vieillot, 1819	Tropical Kingbird	Suiriri	2	INS	MH/CA	L	ND	-	MPR	LC	LC	WA4559421
<i>Tyrannus savana</i> Daudin, 1802	Southern Fork-tailed Fly-catcher	Tesourinha	-	INS	GR/US	L	ND	-	MPR	LC	LC	WA4559419
<i>Empidonomus varius</i> (Vieillot, 1818)	Variegated Flycatcher	Peitica	-	INS	MH	L	SD	-	MPR	LC	LC	WA4588648
<i>Arundinicola leucocephala</i> (Linnaeus, 1764)	White-headed Marsh Tyrant	Freirinha	-	INS	GR/US	M	ND	-	RES	LC	LC	WA2444988
<i>Fluvicola albiventer</i> (Spix, 1825)	Black-backed Water Tyrant	Lavadeira-de-Mascara-Branca	-	INS	GR	M	ND	-	MPR	LC	LC	-
<i>Fluvicola nengeta</i> (Linnaeus, 1766)	Masked Water-Tyrant	Lavadeira-Mascarada	-	INS	GR	L	ND	-	RES	LC	LC	WA4607351
<i>Pyrocephalus rubinus</i> (Boddaert, 1783)	Vermilion Flycatcher	Principe	-	INS	US/MH	L	ND	-	MPR	LC	LC	WA4726611
<i>Myiophobus fasciatus</i> (Statius Muller, 1776)	Bran-colored Flycatcher	Filipe	1	INS	US	L	ND	-	MPR	LC	LC	WA4715020
<i>Cnemotriccus fuscatus</i> (Wied, 1831)	Fuscous Flycatcher	Guaracavuçu	4	INS	GR/US	L	SD	-	RES	LC	LC	WA4620952
<i>Lathrotriccus euleri</i> (Cabanis, 1868)	Euler's Flycatcher	Enferrujado	-	INS	US	M	SD	-	MPR	LC	LC	-
<i>Satrapa icterophrys</i> (Vieillot, 1818)	Yellow-browed Tyrant	Suiriri-Pequeno	-	INS	US	L	ND	-	RES	LC	LC	WA4403241
<i>Xolmis velatus</i> (Lichtenstein, 1823)	White-rumped Monjita	Noivinha-Branca	-	INS	GR	M	ND	-	RES	LC	LC	-
Vireonidae Swainson, 1837												
<i>Cyclarhis gujanensis</i> (Gmelin, 1789)	Rufous-browed Peppershrike	Pitiguari	1	INS	US/MH	L	SD	-	RES	LC	LC	WA4508121

Taxon Name	English Name	Portuguese Name	MN	DIE	FOR	S	FD	END	MIG	PR	BR	TEST
<i>Vireo chivi</i> (Vieillot, 1817)	Chivi Vireo	Juruviara	-	INS	CA	L	DP	-	MPR	LC	LC	WA4575000
Corvidae Leach, 1820												
<i>Cyanocorax chrysops</i> (Vieillot, 1818)	Plush-crested Jay	Gralha-Picaça	1	INS	US/MH/CA	L	SD	-	RES	LC	LC	WA4590525
Hirundinidae Rafinesque, 1815												
<i>Pygochelidon cyanoleuca</i> (Vieillot, 1817)	Blue-and-white Swallow	Andorinha-Pequena-de-Casa	-	INS	MH	L	ND	-	RES	LC	LC	-
<i>Stelgidopteryx ruficollis</i> (Vieillot, 1817)	Southern Rough-winged Swallow	Andorinha-Serradora	1	INS	MH	L	ND	-	MPR	LC	LC	-
<i>Progne tapera</i> (Linnaeus, 1766)	Brown-chested Martin	Andorinha-do-Campo	-	INS	US/A	L	ND	-	MPR	LC	LC	-
<i>Progne chalybea</i> (Gmelin, 1789)	Gray-breasted Martin	Andorinha-Grande	-	INS	GR/US/MH/ CA/A	L	ND	-	MPR	LC	LC	WA4540775
<i>Tachycineta albiventer</i> (Boddaert, 1783)	White-winged Swallow	Andorinha-do-Rio	-	INS	US	L	ND	-	RES	LC	LC	WA4726612
Troglodytidae Swainson, 1831												
<i>Troglodytes musculus</i> Naumann, 1823	Southern House Wren	Corruíra	3	INS	US	L	ND	-	RES	LC	LC	WA4557840
<i>Cantorchilus leucotis</i> (Lafresnaye, 1845)	Buff-breasted Wren	Garrinchão-de-Barriga-Vermelha	-	INS	US	L	SD	-	RES	LC	LC	-
Donacobiidae Aleixo & Pacheco, 2006												
<i>Donacobius atricapilla</i> (Linnaeus, 1766)	Black-capped Donacobius	Japacanim	-	INS	US/MH	M	ND	-	RES	LC	LC	WA4620889
Turdidae, Rafinesque, 1815												
<i>Turdus leucomelas</i> Vieillot, 1818	Pale-breasted Thrush	Sabiá-Barranco	8	INS	GR	L	SD	-	RES	LC	LC	WA4726759
<i>Turdus rufiventris</i> Vieillot, 1818	Rufous-bellied Thrush	Sabiá-Laranjeira	-	OMN	GR	L	ND	-	RES	LC	LC	WA1798610
<i>Turdus albicollis</i> Vieillot, 1818	White-Necked Thrush	Sabiá-Coleira	-	INS	GR	M	SD	-	RES	LC	LC	-
<i>Turdus amaurochalinus</i> Cabanis, 1850	Creamy-bellied Thrush	Sabiá-Poca	4	FRU	MH/CA	L	ND	-	MPR	LC	LC	WA4727729
Mimidae Bonaparte, 1853												
<i>Mimus saturninus</i> (Lichtenstein, 1823)	Chalk-browed Mockingbird	Sabiá-do-Campo	-	INS	GR	L	ND	-	RES	LC	LC	WA4567834
Passeridae Rafinesque, 1815												
<i>Passer domesticus</i> (Linnaeus, 1758)	House Sparrow	Pardal	7	GRA	GR/US	L	ND	-	RES	LC	LC	WA1885992
Fringillidae Leach, 1820												
<i>Euphonia chlorotica</i> (Linnaeus, 1766)	Purple-throated Euphonia	Fim-Fim	2	FRU	CA	L	ND	-	RES	LC	LC	WA4649886
<i>Euphonia violacea</i> (Linnaeus, 1758)	Violaceous Euphonia	Gaturamo-Verdadeiro	2	FRU	MH	L	SD	-	RES	LC	LC	WA4649884
Passerellidae Cabanis & Heine, 1850												
<i>Ammodramus humeralis</i> (Bosc, 1792)	Grassland Sparrow	Tico-Tico-do-Campo	-	GRA	GR	L	ND	-	RES	LC	LC	WA4652568

Taxon Name	English Name	Portuguese Name	MN	DIE	FOR	S	FD	END	MIG	PR	BR	TEST
<i>Arremon polionotus</i> Bonaparte, 1850	Gray-backed Sparrow	Tico-Tico-de-Costas-Cinza	4	OMN	GR	M	SD	-	RES	LC	LC	WA3391971
Icteridae Vigors, 1825												
<i>Leistes supercilialis</i> (Bonaparte, 1850)	White-browed Meadowlark	Polícia-Inglesa-do-Sul	-	OMN	GR	L	ND	-	RES	LC	LC	WA4652537
<i>Cacicus haemorrhous</i> (Linnaeus, 1766)	Red-rumped Cacique	Guaxe	25	INS	MH	L	SD	-	RES	LC	LC	WA4486158
<i>Icterus pyrrhopterus</i> (Vieillot, 1819)	Variable Oriole	Encontro	-	INS	MH/CA	M	ND	-	RES	LC	LC	WA4726833
<i>Molothrus oryzivorus</i> (Gmelin, 1788)	Giant Cowbird	Iraúna-Grande	-	FRU	GR/CA	L	SD	-	RES	LC	LC	WA4557845
<i>Molothrus bonariensis</i> (Gmelin, 1789)	Shiny Cowbird	Chupim	1	INS	GR	L	ND	-	RES	LC	LC	WA4508913
<i>Agelaioides badius</i> (Vieillot, 1819)	Grayish Baywing	Asa-de-Telha	-	INS	GR	L	ND	-	RES	LC	LC	WA4665598
<i>Chrysomus ruficapillus</i> (Vieillot, 1819)	Chestnut-capped Blackbird	Garibaldi	-	GRA	GR	L	ND	-	RES	LC	LC	WA4726829
Parulidae Wetmore et al. 1947												
<i>Geothlypis aequinoctialis</i> (Gmelin, 1789)	Masked Yellowthroat	Piá-Cobra	-	INS	US	L	ND	-	RES	LC	LC	WA4596829
<i>Setophaga pitaiayumi</i> (Vieillot, 1817)	Tropical Parula	Mariquita	1	INS	CA	M	SD	-	RES	LC	LC	WA3394944
<i>Myiothlypis flaveola</i> Baird, 1865	Flavescent Warbler	Canário-do-Mato	-	INS	GR	M	SD	-	RES	LC	LC	WA4867637
<i>Basileuterus culicivorus</i> (Deppe, 1830)	Golden-crowned Warbler	Pula-Pula	8	INS	US	M	SD	-	RES	LC	LC	WA4611883
Cardinalidae Ridgway, 1901												
<i>Cyanoloxia brissonii</i> (Lichtenstein, 1823)	Ultramarine Grosbeak	Azulão	1	FRU	GR/US	M	ND	-	RES	LC	LC	WA4403217
Thraupidae Cabanis, 1847												
<i>Nemosia pileata</i> (Boddaert, 1783)	Hooded Tanager	Saíra-de-Chapéu-Preto	-	INS	MH	L	ND	-	RES	LC	LC	WA4611843
<i>Hemithraupis guira</i> (Linnaeus, 1766)	Guira Tanager	Saíra-de-Papo-Preto	-	INS	CA	L	SD	-	RES	LC	LC	WA3495783
<i>Tersina viridis</i> (Illiger, 1811)	Swallow Tanager	Saí-Andorinha	-	FRU	MH	L	SD	-	MPR	LC	LC	WA4521596
<i>Dacnis cayana</i> (Linnaeus, 1766)	Blue Dacnis	Saí-Azul	3	OMN	CA	L	SD	-	RES	LC	LC	WA4611861
<i>Saltator similis</i> d'Orbigny & Lafresnaye, 1837	Green-winged Saltator	Trinca-Ferro	1	INS	US	L	SD	-	RES	LC	LC	WA4567910
<i>Saltator fuliginosus</i> (Daudin, 1800)	Black-throated Grosbeak	Bico-de-Pimenta	-	INS	MH	M	DP	END	RES	LC	LC	WA4403244
<i>Coereba flaveola</i> (Linnaeus, 1758)	Bananaquit	Cambacica	-	NEC	US	L	ND	-	RES	LC	LC	WA4736704
<i>Volatinia jacarina</i> (Linnaeus, 1766)	Blue-black Grassquit	Tiziu	-	OMN	GR	L	ND	-	RES	LC	LC	WA4652560
<i>Trichothraupis melanops</i> (Vieillot, 1818)	Black-goggled Tanager	Tiê-de-Topete	1	INS	GR/US	M	SD	-	RES	LC	LC	WA4328244
<i>Coryphospingus cucullatus</i> (Statius Muller, 1776)	Red-crested Finch	Tico-Tico-Rei	-	OMN	US	L	ND	-	RES	LC	LC	WA4652547
<i>Tachyphonus coronatus</i> (Vieillot, 1822)	Ruby-crowned Tanager	Tiê-Preto	4	INS	MH/CA	L	SD	END	RES	LC	LC	WA4496678
<i>Sporophila collaris</i> (Boddaert, 1783)	Rusty-collared Seedeater	Coleiro-do-Brejo	-	GRA	US	L	ND	-	RES	LC	LC	-

Taxon Name	English Name	Portuguese Name	MN	DIE	FOR	S	FD	END	MIG	PR	BR	TEST
<i>Sporophila caeruleascens</i> (Vieillot, 1823)	Double-collared Seedeater	Coleirinho	1	GRA	GR/US	L	ND	-	MPR	LC	LC	WA4652562
<i>Conirostrum speciosum</i> (Temminck, 1824)	Chestnut-vented Conebill	Figuinha-de-Rabo-Castanho	2	INS	GR	L	ND	-	RES	LC	LC	WA3454804
<i>Sicalis flaveola</i> (Linnaeus, 1766)	Saffron Finch	Canário-da-Terra	18	GRA	US	L	ND	-	RES	LC	LC	WA4559414
<i>Sicalis luteola</i> (Sparrman, 1789)	Grassland Yellow-Finch	Tipio	-	GRA	US	L	ND	-	RES	LC	LC	-
<i>Pipraeidea melanonota</i> (Vieillot, 1819)	Fawn-breasted Tanager	Sáira-Viúva	-	OMN	CA	L	ND	-	RES	LC	LC	WA4282414
<i>Cissopis leverianus</i> (Gmelin, 1788)	Magpie Tanager	Tietinga	-	FRU	US/MH	L	SD	-	RES	LC	LC	WA4620172
<i>Thraupis sayaca</i> (Linnaeus, 1766)	Sayaca Tanager	Sanhaço-Cinzento	3	OMN	CA	L	ND	-	RES	LC	LC	WA4557843



Esta obra está licenciada com uma *Licença Creative Commons Atribuição Não-Comercial 4.0 Internacional*.

Water footprint in civil construction: use and impacts of masonry

Larissa Karoline Corrêa Kuntz¹ , Karoline Carvalho Dornelas² , Rômulo Marçal Gandia^{2,3} ,
Urandi João Rodrigues Júnior⁴ , Milene Carvalho Bongiovani Roveri^{1*} 

1 Postgraduate Program in Environmental Sciences, Federal University of Mato Grosso, Sinop - MT, 78550-728, Brazil

2 Institute of Agricultural and Environmental Science, Federal University of Mato Grosso, Sinop - MT, 78550-728, Brazil

3 Agricultural engineering Department, Federal University of Lavras, Lavras - MG, 37200-900, Brazil

4 Institute of Sciences and Water Technology, Federal University of Western Pará, Santarém - PA, 68135-110, Brazil

*Corresponding author: milene.bongiovani@gmail.com

Received 12 May 2022.

Accepted 23 April 2023.

Published 30 April 2023.

Abstract - The water footprint is an indicator of water consumption that considers its appropriation directly and indirectly. The aim of this research was to calculate the blue water footprint (WF_{blue}) of three different masonry (perforated ceramic block - PCB; solid ceramic brick - SCB and concrete block - CB), of way to identify the masonry that has the best water performance and which inputs contribute significantly. The necessary inputs for the construction of one square meter of each masonry were identified and quantified, considering or not mortar coating. After collecting data on water consumption of intermediate products and water consumption in the preparation of mortars, the calculation of water consumption by material, by WF component and by masonry was performed. The results indicated consumptions of 67.64; 75.05 and 270.85 L/m², for masonry without PCB, SCB and CB coating, respectively. Considering mortar coating, consumptions of 364.02 were identified; 371.43 and 567.24 L/m² for the PCB, SCB and CB masonry, respectively. The mortar coating was responsible for a large part of the water consumption in masonry (52.25 to 81.42% of WF_{blue}), resulting in 296.38 L/m² of masonry. $WF_{blue,indirect}$ corresponded to the higher water consumption of masonry and mortar coating.

Keywords: Concrete block. Perforated ceramic block. Solid ceramic brick. Vertical sealing. Water consumption.

Pegada hídrica na construção civil: uso e impactos de alvenarias

Resumo - A pegada hídrica é um indicador de consumo de água que considera sua apropriação direta e indireta. O objetivo desta pesquisa foi calcular a pegada hídrica azul (PH_{azul}) de três alvenarias diferentes (bloco cerâmico perfurado - CF; tijolo cerâmico maciço - CM e bloco de concreto - BC), de forma a identificar a alvenaria que apresenta melhor desempenho hídrico e quais insumos contribuem significativamente. Os insumos necessários para a construção de um metro quadrado de

cada alvenaria foram identificados e quantificados, considerando ou não revestimento argamassado. Após a coleta dos dados de consumo de água dos produtos intermediários e consumo de água na preparação das argamassas, foi realizado o cálculo do consumo de água por material, por componente de PH e por alvenaria. Os resultados indicaram consumos de 67,64; 75,05 e 270,85 L/m², para alvenaria sem revestimento CF, CM e BC, respectivamente. Considerando o revestimento argamassado, foram identificados consumos de 364,02; 371,43 e 567,24 L/m² para as alvenarias CF, CM e BC, respectivamente. O revestimento argamassado foi responsável por grande parte do consumo de água nas alvenarias (52,25 a 81,42% da PH_{azul}), resultando 296,38 L/m² de alvenaria. A PH_{azul,indireta} correspondeu ao maior consumo hídrico das alvenarias e do revestimento argamassado.

Palavras-chave: Bloco de concreto. Bloco cerâmico furado. Tijolo cerâmico maciço. Vedações verticais. Consumo hídrico.

Huella hídrica en la construcción civil: uso e impactos de la mampostería

Resumen – La huella hídrica es un indicador del consumo de agua que considera su apropiación directa e indirectamente. El objetivo de esta investigación fue calcular la huella hídrica azul (PH_{blue}) de tres mamposterías diferentes (bloque cerámico perforado - CF; ladrillo cerámico macizo - CM y bloque de hormigón - BH), de manera de identificar la mampostería que presenta el mejor desempeño hídrico. y qué insumos contribuyen significativamente. Se identificaron y cuantificaron los insumos necesarios para la construcción de un metro cuadrado de cada mampostería, considerando o no revestimiento de mortero. Luego de recolectar datos de consumo de agua de productos intermedios y consumo de agua en la elaboración de morteros, se realizó el cálculo de consumo de agua por material, por componente PH y por albañilería. Los resultados indicaron consumos de 67,64; 75,05 y 270,85 L/m², para mampostería sin revestimiento CF, CM y BH, respectivamente. Considerando el revestimiento de mortero, se identificaron consumos de 364,02; 371.43 y 567.24 L/m² para las albañilerías CF, CM y BH, respectivamente. El revestimiento de mortero fue responsable de gran parte del consumo de agua en albañilería (52.25 a 81.42% de PH_{blue}), resultando en 296.38 L/m² de albañilería. PH_{blue, indirecto} correspondió al mayor consumo de agua del revestimiento de mampostería y mortero.

Palabras clave: Bloque de concreto. Bloque cerámico perforado. Ladrillo cerámico macizo. Sellado vertical. Consumo de agua.

Introduction

Water is a strategic natural resource (Tundisi and Matsumura-Tundisi 2020), essential to sustain all forms of life and also necessary in industrial processes. However, it is a finite and vulnerable resource (Tundisi and Matsumura-Tundisi 2020) and under pressure from climate change, population growth, higher living standards, greater industrialization and widespread urbanization (Larsen et al. 2016).

Water is a critical factor for all the Sustainable Development Goals - SDGs, of the Agenda 2030 of the United Nations - UN, since it is the basic food of the human species and is also the origin of all food for all other species (Ferraz et al. 2020). SDG 6 seeks to ensure the availability and sustainable management of water and sanitation for all (Guimarães et al. 2020).

If measures to reduce water consumption are not adopted by 2030, water reserves could shrink by up to 40% as approximately 20% of aquifers are overexploited, which could lead to soil erosion and salt water entering these reservoirs, and consequently access to clean water worldwide will be further reduced (Ferraz et al. 2020).

The lack of quality water compromises economic and social development and the population's quality of life (Tundisi and Matsumura-Tundisi 2020). Therefore, issues such as the amount of fresh water available and its consumption need to be discussed among all spheres of economic development (Ferraz et al. 2020). Among the main economic sectors that generate employment and are responsible for the heating up of the market are agriculture and civil construction – although there is an individualization of economic activities, they are not unrelated, and reflect on the multiple uses of water resources.

These are activities responsible for constituting our way of being in the world, and their interactions are responsible for the impacts on water resources. Although there are data on the incorporation of water in agricultural products, there is little data in the scope of civil construction products, which suggests that their products are the next targets of water footprint studies – WF (Bardhan and Choudhuri 2016; Montoya 2020).

WF can be divided into blue components (WF_{blue}) - appropriate water volume and removed from the total runoff flow, green (WF_{green}) - appropriate rainwater volume, and gray (WF_{grey}) - volume of water necessary to assimilate pollutants (Montoya 2020, Santos et al. 2020). As WFs are determined in terms of water volume, it is possible to determine whether the greatest water consumption occurs in its use as a source or as a depository (Hoekstra et al. 2011; Montoya 2020).

In this work the Blue WF was measured, since blue water resources are considered scarcer and have higher costs than green water (Hoekstra et al., 2011). In addition, the use of rainwater in the production of construction inputs or even on the construction site is not considered significant, adding to the lack of data in the literature on this subject, the green WF was not measured. The grey WF, on the other hand, expresses water pollution in terms of polluted volume. Due to lack of data, this component of WF was not measured either.

Water management has stood out within the scope of environmental management, and WF represents an important tool in this regard. This can be demonstrated by the elaboration of standards such as ABNT ISO 14046:2017 *Environmental management - Water footprint - Principles, requirements and guidelines* (ABNT 2017), which provides an indicator of water appropriation for the market, and, recently, the elaboration of ISO 46001:2019 *Water efficiency management systems — Requirements with guidance for use* (*Water efficiency management systems - Requirements with guidance for use*), configuring important regulatory instruments in private policies, increasing the credibility of WF's methodology.

Regarding WF studies associated with civil construction, it was found that the consumption of water per square meter of construction in a building in India was 27,604 liters, and of this total, 92.75% corresponded to water incorporated in the materials used. In the Bardhan construction (2011), corroborating what was observed by Bardhan and Choudhuri (2016). The comparison of the

volume of virtual water (water incorporated in materials and water used during construction) and operational water (water used during the use of buildings) of two buildings built in India showed that the amount would be sufficient to supply the buildings per 6.89 and 7.13 years, respectively (Bardhan and Choudhuri 2016).

Arosio et al. (2019) sought to save fresh water associated with the adoption of innovative concrete mixes – the second most consumed product in the world, second only to water (Helene and Andrade 2017). The authors defined that the use of marine aggregates as a substitute for terrestrial aggregates enables a reduction of up to 12% in WF, and associated with the use of seawater as a replacement for fresh water, allows a reduction of up to 84% in WF. Hosseinian and Ghahari (2020) studied the relationship between structural parameters and the WF of residential buildings. The authors concluded that some materials have better water performance than others, associated with the same function. These studies indicate that the choice of materials and their quantities play an important role in building water consumption.

Masonry is the most used sealing in Brazil, unlike American or European countries that use sealing considered lean - characterized by high productivity and low waste, being called “clean construction”. Among the types of masonry, those that use ceramic bricks - drilled or solid, and concrete blocks are the most used, and are the object of study of this work.

Although there are studies on some construction materials, there are no studies that account for the WF of different masonry, allowing for comparisons. Accounting for the WF of different products that are associated with the same function - different construction methods for masonry, which are used as a vertical fence for buildings - allows you to define which product has better water performance (lower water consumption), collaborating with the water savings associated with construction sector still in the production process.

WF_{blue} knowledge of masonry allows and encourages the reduction of water consumption, with optimization in production processes. In the long term, the determination of the water performance of other systems and construction products may result in some classifications and labeling based on direct and indirect water consumption. Current building performance rating systems neglect the water consumption associated with the production process of the inputs used (WF_{blue,indirect}), and of the building (WF_{blue,direct}), limiting themselves to the operational use of buildings.

From the point of view of civil construction, the results reported in this article seek to contribute to the reduction of water consumption by choosing different materials associated with the same function. Therefore, this research counted the blue water footprint (WF_{blue}) of three different types of masonry used as vertical fences in buildings (masonry with solid ceramic brick - SCB, drilled ceramic block - CB and concrete block - CB), to identify the masonry with the best water performance. In addition, the contributions of the component materials in each masonry and the influence of the mortar coating on them were identified.

Material and methods

Objects of study

The methodology used in this research was based on Hoekstra et al. (2011), in which four phases are defined for the complete assessment of WF. In this research, phases one and two were carried out, which consist of defining goals and scope and accounting for the WF_{blue} of the masonry.

The first phase concerns the definition of the goal and scope of the water footprint with the the study, outlining the objective and scope, clarifying the the objective and scope, clarifying the reasons for its realization, whether will be considered only one step of a process or a geographically delimited area geographically delimited area, among other details. It is important to point out that the division into phases is not meant to make the process plastered; the author claims that these are guidelines whose processes foreseen in each phase can interact with each other and even move from one phase to the next.

The second phase refers to water footprint accounting. This phase consists of surveying the inputs and outputs of water for each stage of the life cycle studied, and must observe the determinations of ISO 14046:2017.

The WF_{blue} study was carried out considering three masonry, produced with three different blocks/bricks and laid with mortar: solid ceramic brick – SCB, perforated ceramic block – PCB and concrete block – CB. The WFs of each uncoated and uncoated masonry were analyzed. The evaluated coating consisted of roughcast and a single mass, applied on both sides of the masonry. The masonry and coating specifications are described in Table 1.

Table 1. Specifications of the masonry and mortar coating used for the accounting of WF_{blue} .

Masonry	Block dimensions	Wall thickness	Settlement mortar	Coating (two sides)	
SCB	5 x 10 x 20 cm	10 cm	1:2:8	Roughcast 1:3	single mass 1:2:8
PCB	9 x 19 x 19 cm	9 cm	(cement, lime and sand)	(cement and sand)	(cement, lime and sand)
CB	14 x 19 x 39 cm	14 cm			

SCB – solid ceramic brick. PCB – perforated ceramic block. CB – concrete block.

Scope and research objectives

The scope of interest of the research covers both $WF_{blue,direct}$ and $WF_{blue,indirect}$, $WF_{blue,direct}$ considers the water used in construction sites (last stage of the masonry production process), and $WF_{blue,indirect}$ is the water incorporated in the inputs used.

The WF_{blue} of transporting materials to cities and/or construction sites was not considered, as this research seeks not to be limited to a specific city and/or region. In addition, WF_{blue} for equipment and WF_{blue} for the work of masons, servants and machine operators were not considered.

Due to the fact that researches that study the amount of water incorporated in products are recent, data were collected from national and international bibliographic references, without limitation of period.

Identification and quantification of intermediate products

Masonry are final products, however, in the production process of these masonry, other products are used, called intermediates, which are still objects of study in this research. To identify and quantify the inputs and services required for the production of final products, the unitary compositions of

masonry, provided by SINAPI - *Sistema Nacional de Preços e Índices para a Construção Civil* (CEF 2019), were considered. This tool helps in the preparation of quantitative and budgets in civil construction, providing data on the consumption of materials and services in the production of a particular final product, obtained on the national scene.

The general composition of inputs necessary for the construction of one square meter of each masonry are shown in Table 2. These are the objects of study considered as intermediate products necessary for the constitution of masonry (final products).

Table 2. General composition for obtaining 1 m² of masonry without mortar coating.

Code	Components	Unit	Quantity/Masonry		
			SCB	PCB	CB
	Intermediate Products/Masonry				
7258	Solid ceramic brick (5 x 10 x 20 cm)	unid.	83		
7266	Ceramic block (sealing masonry) of 9 x 19 x 19 cm	unid.		27.93	
651	Concrete fence block 14x19x39 cm (class C - NBR 6136)	unid.			13.35
370	Medium sand - deposit/supplier post (removed in the deposit, without transport)	m ³	0.0052	0.0114	0.0119
1106	CH-I hydrated lime for mortar	kg	0.6275	1.7062	1.7932
1379	Portland Cement Compounds CP II-32	kg	0.9413	1.9194	2.0174

For the analysis of masonry with mortar coating, roughcast and single mass were considered. The unitary compositions of roughcast application services (item 87879 of SINAPI) and of the single mass (item 87529 of SINAPI) consider the labor of workers and the volume of mortar required to apply the coating on 1 m² of masonry, being of 0.0042 m³ of mortar for roughcast and 0.0376 m³ of mortar for a single mass.

The compositions of mortar coatings (crumbstone and single mass) both in application and in preparation present the unitary compositions of the roughcast application services and single mass in one square meter of masonry, however, it is noteworthy that coating on both sides of the masonry was considered – resulting in two square meters of mortar coating. In the same way as in the laying mortar, the compositions do not consider water consumption in the preparation of roughcast mortars and a single mass.

The composition of the mortar coating (rough and single mass) for both sides of the masonry – that is, application on 2 m², is shown in Table 3.

Table 3. Composition for obtaining a mortar coating composed of roughcast and a single mass to be applied on both sides of the masonry.

Code	Components	Unit	Amount
367	Coarse sand - deposit/supplier post (removed in the deposit, without transport)	m ³	0.0080
370	Medium sand - deposit/supplier post (removed in the deposit, without transport)	m ³	0.0872
1106	CH-I hydrated lime for mortar	kg	13.0923
1379	Composite Portland cement CP II-32	kg	18.3112

The general compositions of inputs necessary for the construction of one square meter of each masonry, considering roughcast coating and a single mass on both sides, are shown in Table 4.

Table 4. General composition to obtain 1 m² of masonry with mortar coating on two sides.

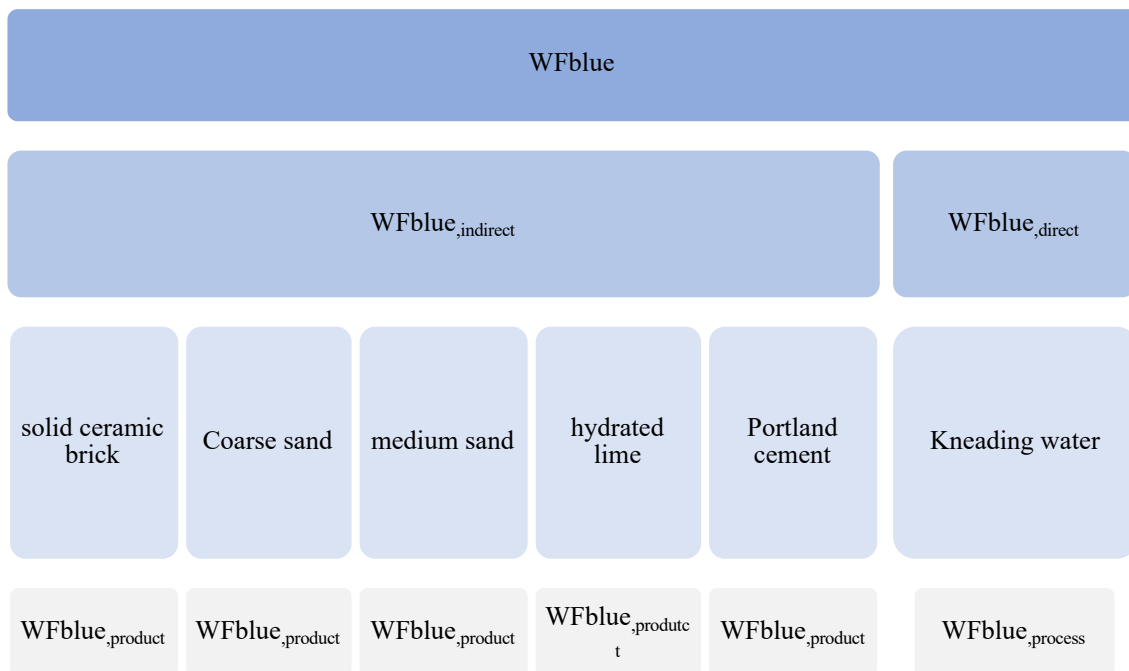
Code	Components	Unit	Amount		
	Intermediate Products/Masonry		SCB	PCB	CB
7258	Solid ceramic brick (5 x 10 x 20 cm)	unid.	83		
7266	Ceramic block (sealing masonry) of 9 x 19 x 19 cm	unid.		27.93	
651	Concrete fence block 14 x 19 x 39 cm (class C - NBR 6136)	unid.			13.35
367	Coarse sand - deposit/supplier post (removed in the deposit, without transport)	m ³	0.0080	0.0080	0.0080
370	Medium sand - deposit/supplier post (removed in the deposit, without transport)	m ³	0.0925	0.0986	0.0992
1106	CH-I hydrated lime for mortar	kg	13.7198	14.7985	14.8856
1379	Portland Cement Compounds CP II-32	kg	19.2525	20.2306	20.3285

The Unit, identified in the third column of Tables 2 and 4, is also called the Functional Unit (UF), being a standard measurement unit, determined in accordance with practice (Cavallini et al. 2019). It is important to determine the UF considered for each product, as it can be marketed or considered in different quantification units, generating accounting errors.

The water consumption of each product is related to its UF, where the water consumption value refers to one unit of that material (consumption of the volume of water in cement production). The relationship between water consumption and the UF of a product is considered its Water Footprint Coefficient – WFC, in this work, expressed in liters of water per functional unit (L/UF) (Cavallini et al. 2019).

Figure 1 illustrates the relationship between WF_{blue} , $WF_{blue,indirect}$ e $WF_{blue,direct}$ and which WF components the inputs (intermediate products) used in the production of SCB brick masonry represent.

Figure 1. Required inputs for the production of coated SCB brick masonry.



Determination of CWF of intermediate products

The determination of the water consumption of the intermediate products identified above (Table 5) was carried out based on bibliographic data. To determine reference WFC values, the following criteria were adopted:

- a) Intermediate products that presented only one result in the literature, this value was considered for calculation. Example: hydrated lime.
- b) Intermediate products with more than one coefficient in the literature, values present in studies considered more rigorous were adopted. Example: cement.
- c) Intermediate products that presented coefficients in the literature, but were divergent from some characteristic of this work, considerations were made. Examples: SCB brick, PCB block, medium sand and coarse sand.
- d) Intermediate products that did not show a coefficient in the literature, compositions were made from CWF of other materials. Example: CB.

Fernandes (2019) describes the composition of the concrete block, in 36 kg of cement, 119 kg of sand, 269 kg of stone dust, 228 kg of gravel and moisture content up to 7% of the dry weight to make 55 blocks.

Table 5. WFC CB determination.

Material	Raw Data (55 blocks)	Raw Data (per blocks)	WFC (L/UF)(source)	CH (L)
Cement	36 kg	0.654 kg/unid	2.126 L/kg (Hosseinian and Nezamoleslami 2018)	1.39 L/unid
Sand	119 kg	2.164 kg/unid	1.38 L/kg (Wernet et al. 2016)	2.99 L/unid
Grit	269 kg	4.891 kg/unid	1.38 L/kg (Wernet et al. 2016)	6.75 L/unid
Pebble	228 kg	4.145 kg/unid	1.38 L/kg (Wernet et al. 2016)	5.72 L/unid
Water	6% de humidity in relation to dry weight	0.711 L/unid		0.711 L/unid
Total				17.559 L/unid

Determination of the $WF_{blue,indirect}$ of the masonry

The $WF_{blue,indirect}$ corresponds to the indirect fresh water consumption of the masonry. That is, throughout the entire production chain of intermediate products, which must be defined according to the production process of each product. In other words, the water consumed from the extraction of inputs to the completion of the manufacture/processing of its intermediate products must be considered.

Of the intermediate product must be related to the necessary quantity of the intermediate product (UF) for the construction of one square meter of masonry, that is, with the values obtained from the unitary and partial compositions (Table 4). This relationship provides the Water Consumption – CH (L/m² of masonry) of the intermediate products: how many L of water that product is responsible for producing 1 m² of masonry. The determination of the CH of the intermediate products allows to identify the contribution of this product in the masonry WF. The sum of the CH of the intermediate products corresponds to the $WF_{blue,indirect}$ of the masonry, expressed in L/m².

Determination of $WF_{blue,direct}$ and $WF_{blue,indirect}$ of masonry

The $WF_{blue,direct}$ from the masonry, corresponds to the water used in the last stage of the production process ($WF_{blue,process}$). In the case of masonry, the last stage of the process corresponds to the addition of water to intermediate products to form mortar, that is, kneading water. $WF_{blue,direct}$ can be defined both at the construction site (when the mortar is prepared on site) and at the industries (when the mortar is machined).

The amount of water used in the preparation of mortars was determined using the water/binder factor (ratio between the amount of water in liters per amount of cement and lime in kilograms) considered to be 0.8 (Rago and Cincoto 1995).

The WF_{blue} of the masonry was determined by the sum of the $WF_{blue,indirect}$ and $WF_{blue,direct}$.

Results

Data on water consumption of intermediary products from bibliographic references were obtained, without limitation in time or space. In general, the data obtained were transformed to obtain their WFC, as there was a mismatch in the units.

Table 6 presents the data obtained from the WFC of the identified intermediate products (Table 4), and their respective sources.

Table 6. Water footprint coefficient (WFC) of intermediate products for masonry production.

Code	Components	FU	WFC (L/FU)	Source
7258	Solid ceramic brick (5 x 10 x 20 cm)	unid.	0.714	Adapted of Bardhan (2011)
7266	Ceramic block (sealing masonry) of 9 x 19 x 19 cm	unid.	1.180	Adapted of Bardhan (2011)
651	Concrete fence block 14 x 19 x 39 cm (class C - NBR 6136)	unid.	17.559	Adapted of Fernandes (2019)
367	Coarse sand - deposit/supplier post (removed in the deposit, without transport)	m ³	2.484	Adapted of Wernet et al. (2016)
370	Medium sand - deposit/supplier post (removed in the deposit, without transport)	m ³	2.208	Adapted of Wernet et al. (2016)
1106	CH-I hydrated lime for mortar	kg	1.520	Adapted of Saade et al. (2014)
1379	Portland Cement Compounds CP II-32	kg	2.126	Adapted of Saade et al. (2014)

FU – Functional Unit. WFC – Water Footprint Coefficient.

Uncoated masonry

SCB brick masonry

Table 7 shows the CH values of the intermediate products, as well as $WF_{blue,indirect}$, $WF_{blue,direct}$ and WF_{blue} for SCB brick masonry without mortar coating.

Table 7. Blue water footprint (WF_{blue}) of solid ceramic brick masonry (SCB).

Code	Components	FU	WC	$WF_{blue,indirect}$	$WF_{blue,direct}$	WF_{blue}
			(L)	(L/m ² of masonry)		
7258	Solid ceramic brick (5 x 10 x 20 cm)	unid.	59.26			
370	Medium sand - deposit/supplier post (removed in the deposit, without transport)	m ³	11.58			75.05
1106	CH-I hydrated lime for mortar	kg	0.95			
1379	Portland Cement Compounds CP II-32	kg	2.00			
	Kneading water	L			1.26	

FU – Functional Unit. WC – Water Consumption.

The SCB brick masonry presented WF_{blue} in the value of 75.05 L/m², and approximately 98% of this value corresponds to $WF_{blue,indirect}$. Regarding the intermediate products, the SCB brick had the greatest contribution of WF_{blue} , while the hydrated lime had the smallest.

PCB block masonry

Table 8 shows the CH values of the intermediate products, in addition to the $WF_{blue,indirect}$, $WF_{blue,direct}$ and WF_{blue} of the PCB block masonry without mortar coating.

Table 8. Blue water footprint (WF_{blue}) of perforated ceramic block masonry (PCB).

Code	Components	FU	WC (L)	WF_{blue} (L/m ² of masonry)		
				$WF_{blue,indirect}$	$WF_{blue,direct}$	WF_{blue}
7266	Ceramic block (sealing masonry), 9x19x19 cm	unid.	32.96			
370	Medium sand - deposit/supplier post (removed in the deposit, without transport)	m ³	25.10	64.74		67.64
1106	CH-I hydrated lime for mortar	kg	2.59			
1379	Portland Cement Compounds CP II-32	kg	4.08			
	Kneading water	L			2.90	

The PCB block masonry presented WF_{blue} in the value of 67.64 L/m², in which about 95% of this value corresponds to $WF_{blue,indirect}$. Regarding intermediate products, the PCB block had the greatest contribution from WF_{blue} , while the hydrated lime had the smallest.

CB masonry

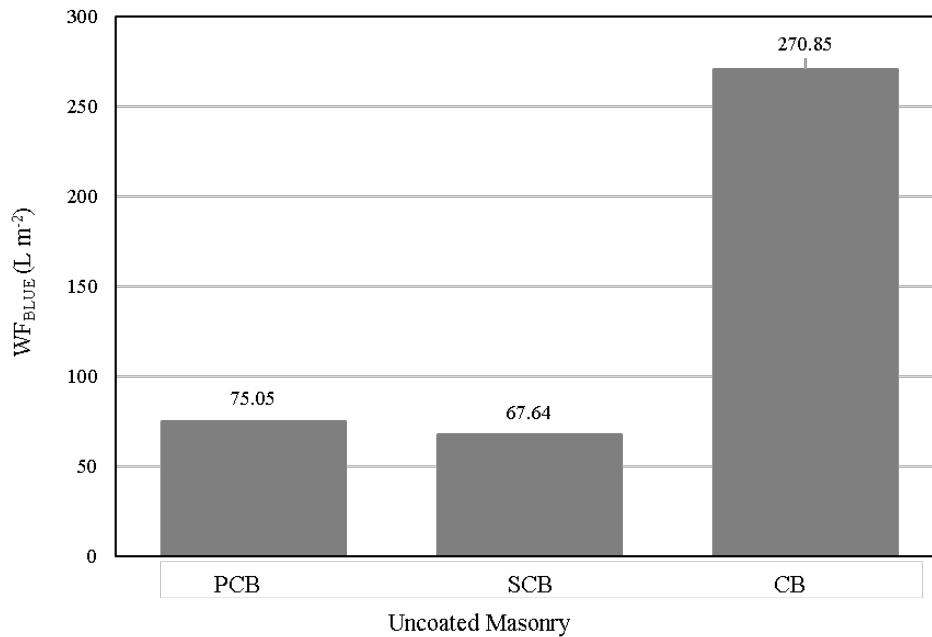
Table 9 shows the CH values of the intermediate products, as well as $WF_{blue,indirect}$, $WF_{blue,direct}$ and WF_{blue} of CB masonry.

Table 9. Blue water footprint (WF_{blue}) of concrete block masonry (CB).

Code	Components	FU	WC (L)	WF_{blue} (L/m ² of masonry)		
				$WF_{blue,indirect}$	$WF_{blue,direct}$	WF_{blue}
7266	Concrete fence block 14x19x39 cm (class C - NBR 6136)	unid.	234.41			
370	Medium sand - deposit/supplier post (removed in the deposit, without transport)	m ³	26.38	267.81		270.85
1106	CH-I hydrated lime for mortar	kg	2.73			
1379	Portland Cement Compounds CP II-32	kg	4.29			
	Kneading water	L			3.05	

The CB masonry presented WF_{blue} of 270.85 L/m², in which more than 98% of this value corresponds to $WF_{blue,indirect}$. Regarding intermediate products, CB had the greatest contribution from WF_{blue} , while hydrated lime had the smallest. Figure 2 shows the WF_{blue} of masonry without mortar coating.

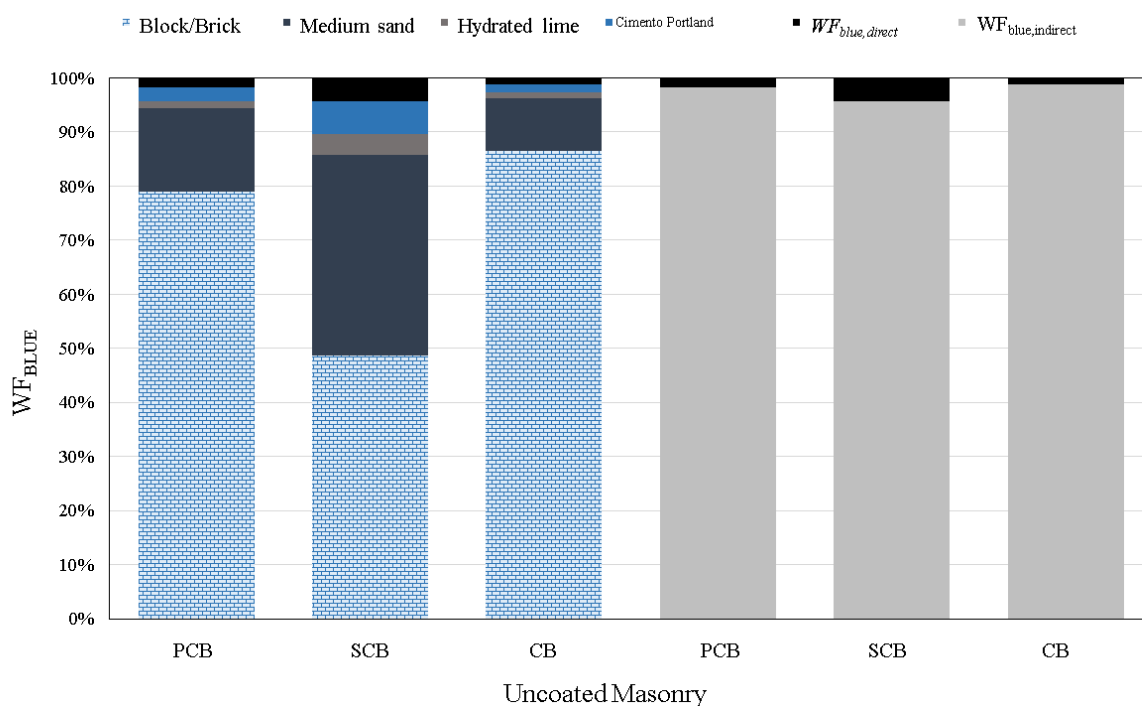
Figure 2. WF_{blue} of masonry without mortar coating.



Without the use of cladding, the SCB brick masonry presented a WF_{blue} 7.41 L/m², 10.96% greater than the PCB block masonry. CB masonry presented a WF_{blue} 195.80 L/m², 260.90% higher than SCB brick masonry and 203.21 L/m² (300.44% higher) compared to PCB block masonry.

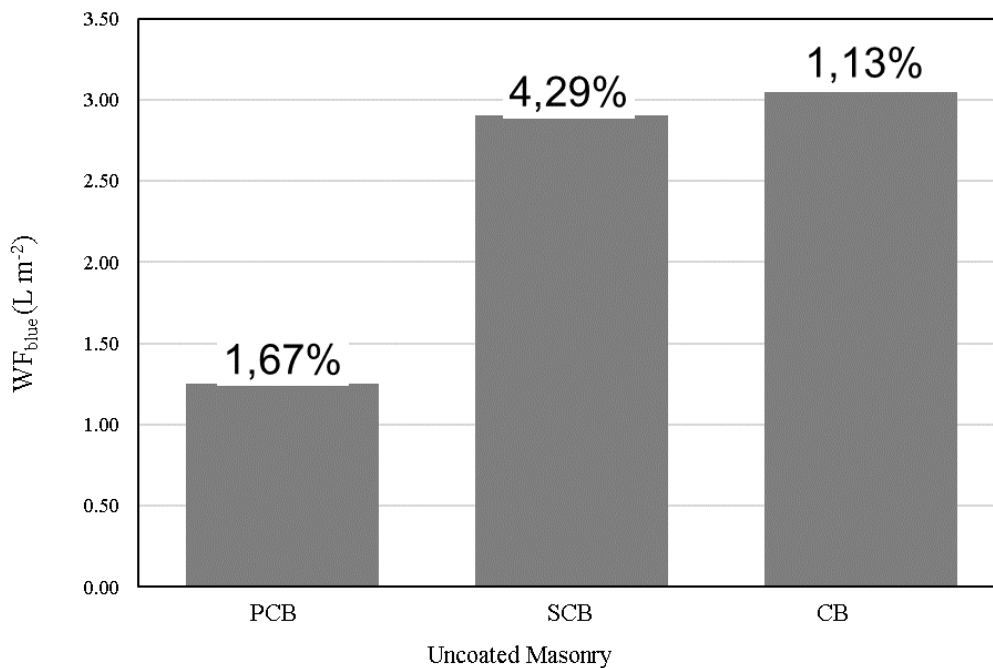
In Figure 3, the contributions of intermediate products and $WF_{blue,direct}$ and $WF_{blue,indirect}$ in the WF_{blue} of masonry without coating mortar are presented.

Figure 3. Contributions of intermediate products and $WF_{blue,direct}$ and $WF_{blue,indirect}$ na WF_{blue} of masonry without mortar coating.



It is observed that the blocks/bricks in their respective masonry were responsible for the greatest water consumption, while hydrated lime was the product that presented the smallest contribution. There is a pattern of water consumption in masonry: blocks/bricks > medium sand > cement > hydrated lime. In addition, it is observed that the smallest contributions in masonry are related to $WF_{blue,direct}$. Thus, in Figure 4, the $WF_{blue,direct}$ of the masonry are presented.

Figure 4. $WF_{blue,direct}$ of masonry without mortar coating.



It is observed that the highest $WF_{blue,direct}$ from uncoated masonry was related to CB masonry (2.42 times higher than $WF_{blue,direct}$ from SCB brick masonry), followed by PCB block masonry. Despite representing the largest $WF_{blue,direct}$ among masonry, it represents only 1.13% of the WF_{blue} of its masonry.

Coated masonry

SCB brick masonry

Table 10 shows the CH values of the intermediate products, as well as $WF_{blue,indirect}$, $WF_{blue,direct}$ and WF_{blue} for SCB brick masonry, considering the coating.

Table 10. Blue water footprint (WF_{blue}) of solid ceramic brick (SCB) masonry with mortar coating on two sides.

Code	Components	FU	WC (L)	$WF_{blue,indirect}$ (L/m ² of masonry)	$WF_{blue,direct}$ (L/m ² of masonry)	WF_{blue} (Lm ² of masonry)
7258	Solid ceramic brick (5 x 10 x 20 cm)	unid.	59.26			
370	Medium sand - deposit/supplier post (removed in the deposit, without transport)	m ³	204.19			
1106	CH-I hydrated lime for mortar	kg	20.85	345.06		371.43
1379	Portland Cement Compounds CP II-32	kg	40.93			
367	Coarse sand - deposit/supplier post (removed in the deposit, without transport)	m ³	19.82			
	Kneading water	L			26.38	

The SCB brick masonry with coating presented WF_{blue} in the value of 371.43 L/m², in which more than 92% of this value corresponds to $WF_{blue,indirect}$. With respect to intermediate products, medium sand had the greatest contribution from WF_{blue} , while coarse sand had the smallest.

PCB block masonry

Table 11 shows the CH values of the intermediate products, in addition to the $WF_{blue,indirect}$, $WF_{blue,direct}$ and WF_{blue} of the PCB block masonry, considering the mortar coating on both sides.

Table 11. Blue water footprint (WF_{blue}) of perforated ceramic block (PCB) masonry with mortar coating on two sides.

Code	Components	FU	WC (L)	$WF_{blue,indirect}$ (L/m ² of masonry)	$WF_{blue,direct}$ (L/m ² of masonry)	WF_{blue} (L/m ² of masonry)
7266	Ceramic block (sealing masonry), 9x19x19 cm	unid.	32.96			
370	Medium sand - deposit/supplier post (removed in the deposit, without transport)	m ³	217.71			
1106	CH-I hydrated lime for mortar	kg	22.49	336.00		364.02
1379	Portland Cement Compounds CP II-32	kg	43.01			
367	Coarse sand - deposit/supplier post (removed in the deposit, without transport)	m ³	19.82			
	Kneading water	L			28.02	

The PCB block masonry with coating on both sides presented WF_{blue} in the value of 364.02 L/m², with 92% of this value corresponding to $WF_{blue,indirect}$. Regarding intermediate products, it presented the greatest contribution from WF_{blue} , while coarse sand presented the smallest.

CB masonry

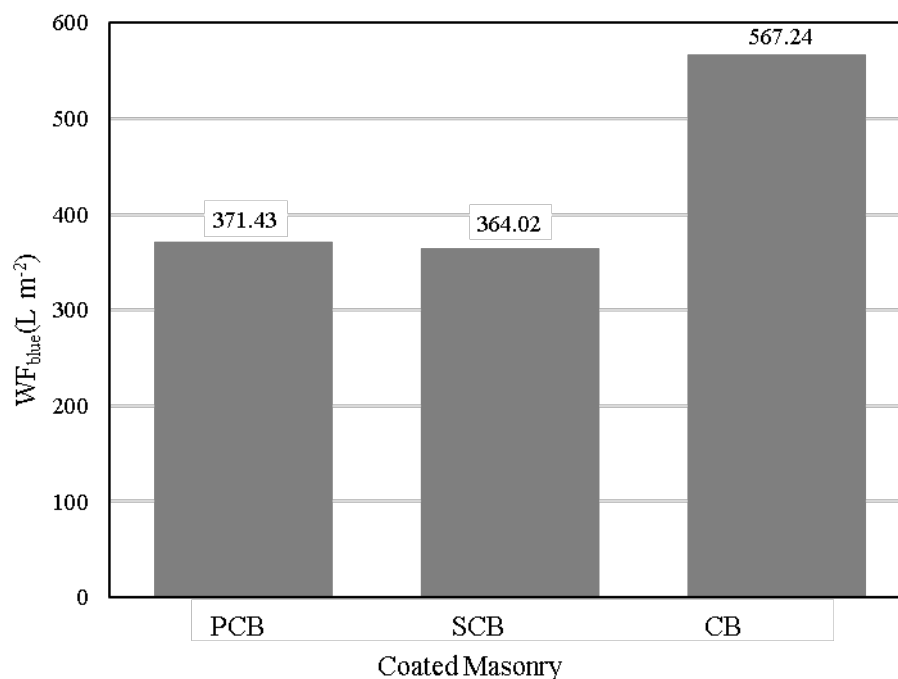
Table 12 shows the CH values of the intermediate products, as well as $WF_{blue,indirect}$, $WF_{blue,direct}$ and WF_{blue} for CB masonry, considering the coating.

Table 12. Blue water footprint (WF_{blue}) of concrete block masonry (CB) with mortar coating on two sides.

Code	Components	FU	WC (L)	$WF_{blue,indirect}$ (L/m ² of masonry)	$WF_{blue,direct}$ (L/m ² of masonry)	WF_{blue} (L/m ² of masonry)
7266	Concrete fence block 14 x 19 x 39 cm (class C - NBR 6136)	unid.	234.41			
370	Medium sand - deposit/supplier post (removed in the deposit, without transport)	m ³	218.99			
1106	CH-I hydrated lime for mortar	kg	22.63	539.07		567.24
1379	Portland Cement Compounds CP II-32	kg	43.22			
367	Coarse sand - deposit/supplier post (removed in the deposit, without transport)	m ³	19.82			
	Kneading water	L			28.17	

The CB masonry with coating on both sides presented a WF_{blue} in the value of 567.24 L/m², with approximately 95% of this value corresponding to the $WF_{blue,indirect}$. Regarding intermediate products, CB had the greatest contribution from WF_{blue} , while sand had the smallest.

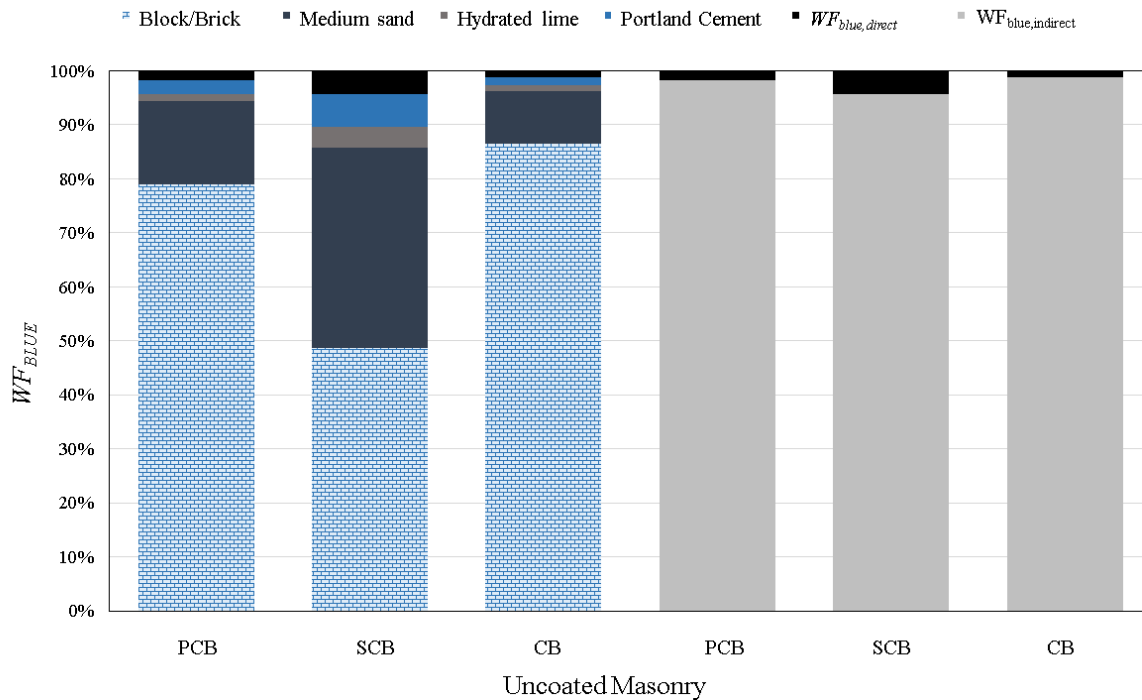
Figure 5 shows the WF_{blue} of masonry with mortar coating.

Figure 5. WF_{blue} of masonry with mortar coating.

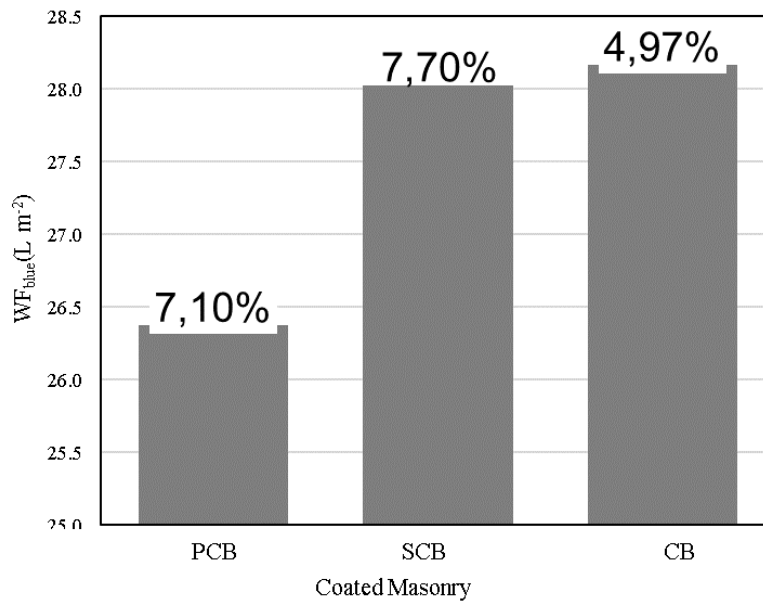
With mortar coating, SCB brick masonry presented a water consumption 2.04% higher than PCB block masonry (per square meter of masonry), while CB masonry presented a water consumption 52.72% higher than SCB brick masonry is 55.83% larger than 'PCB block masonry per square meter.

In Figure 6, the contributions of intermediate products and $WF_{blue,direct}$ and $WF_{blue,indirect}$ in the WF_{blue} of masonry with coating mortar are presented.

Figure 6. Contributions of intermediate products and $WF_{blue,direct}$ and $WF_{blue,indirect}$ at WF_{blue} of mortar coated masonry.



It is observed that the medium sand was the intermediate product that presented the greatest contributions in the SCB brick and PCB block masonry. In CB masonry, the block was the product that presented the greatest contribution (as well as when not considering the coating), however, the medium sand also had a great influence on the WF_{blue} of the masonry. Regarding the smallest influence on WF , coarse sand and hydrated lime were the components with lower CH in masonry. In addition, it is observed that the smallest contributions in masonry are related to $WF_{blue,direct}$. Thus, in Figure 7 the $WF_{blue,direct}$ of the masonry with mortar coating are presented.

Figure 7. $WF_{blue,direct}$ of masonry with mortar coating.

It is observed that the highest $WF_{blue,direct}$ of uncoated masonry was related to CB masonry, followed by PCB block masonry and SCB brick masonry, however, the differences were more subtle than among masonry without mortar coating. Despite representing the largest $WF_{blue,direct}$ among masonry, it represents only 4.97% of the WF_{blue} of its masonry. Table 13 summarizes the WF_{blue} data of the evaluated masonry, with and without coating.

Table 13. Blue water footprint (WF_{blue}) of coated and uncoated masonry.

		Unit	SCB	PCB	CB
WF_{blue}	Uncoated	L/m ²	75.05	67.64	270.85
	With mortar coating on two sides		371.43	364.02	567.24

Mortar coating

Table 14 shows the CH values for the intermediate products, as well as $WF_{blue,indirect}$, $WF_{blue,direct}$ and WF_{blue} of the mortar coating to be applied on both sides of the masonry.

Table 14. Blue water footprint (WF_{blue}) of the mortar coating composed of roughcast and a single mass to be applied on both sides of the masonry.

Code	Components	FU	WC (L)	$WF_{blue,indirect}$ (L/m ² of masonry)	$WF_{blue,direct}$ (L/m ² of masonry)	WF_{blue} (L/m ² of masonry)
367	Coarse sand - deposit/supplier post (removed in the deposit, without transport)	m ³	19.82			
370	Medium sand - deposit/supplier post (removed in the deposit, without transport)	m ³	192.61	271.26		296.38
1106	CH-I hydrated lime for mortar	kg	19.90			
1379	Composite Portland cement CP II-32	kg	38.93			
	Kneading water	L			25.12	

Table 15 shows the contribution of intermediate products and $WF_{blue,indirect}$ and $WF_{blue,direct}$ in relation to the WF_{blue} of the mortar coating to be applied on both sides of masonry.

Table 15. Contributions of intermediate products and $WF_{blue,indirect}$ and $WF_{blue,direct}$ in relation to WF_{blue} of the mortar coating.

Code	Components	FU	Percentage with respect to WF_{blue}		
			Intermediate Product	Indirect	Direct
367	Coarse sand - deposit/supplier post (removed in the deposit, without transport)	m ³	6.69%		
370	Medium sand - deposit/supplier post (removed in the deposit, without transport)	m ³	64.99%	91.52%	
1106	CH-I hydrated lime for mortar	kg	6.71%		
1379	Composite Portland cement CP II-32	kg	13.13%		
	Kneading water	L			8.48%

The mortar coating presented a WF_{blue} of 296.38 L/m², in which more than 91% of this value corresponds to $WF_{blue,indirect}$ indirect. In relation to intermediate products, medium sand had the greatest influence on water consumption and coarse sand had the least influence.

In determining the influence of the water consumption of the mortar covering in relation to the masonry, the WF_{blue} of the mortar covering corresponded to 79.79% of the WF_{blue} of the SCB brick masonry, to 81.42% of the WF_{blue} of the PCB block masonry and to 52.25% of the WF_{blue} of CB masonry.

Discussion

The Water Footprint methodology was used to determine the water consumption of masonry, in order to consider the water consumption from the production of inputs to the execution of the work. Data were obtained from bibliographic references, and adjustments were made to make the data compatible.

In general, the $WF_{blue,indirect}$ of the evaluated masonry presented the greatest contribution in relation to the WF_{blue} of the masonry, as well as the WF_{blue} of the mortar coating. This consumption is related to the production and processing of intermediate products, most of the times disregarded when estimating the water consumption of some civil construction product.

When the mortar coating was not considered, the indirect WF_{blue} ranged from 95.71 to 98.87% of the WF_{blue} . When considering the coating, the $WF_{blue,indirect}$ also remained superior to the $WF_{blue,direct}$, but it ranged from 92.30 to 95.03% of the WF_{blue} . This difference can be explained by the greater use of mixing water for mortars when coating is used, since for uncoated masonry, the mixing water corresponds only to that incorporated in the laying mortar.

$WF_{blue,direct}$ therefore, made a small contribution (up to 4.29% of the WF_{blue} of uncoated masonry, and up to 7.70% of the WF_{blue} of coated masonry), with the water used in the last processing step for the kneading of mortars. Sometimes, this is the only consumption considered, but it is minimal compared to $WF_{blue,indirect}$. Likewise, studies on water incorporated in buildings in India indicated that the amount of induced water ($WF_{blue,direct}$) represented 18 to 38.55% of the total amount of water, while the water inherent in products ($WF_{blue,indirect}$) represented 61.45 to 82.00% of the total amount of water (Bardhan and Choudhuri 2016).

In the comparison of $WF_{blue,direct}$ from masonry, considering or not the mortar coating, CB masonry presented the highest water consumption, followed by PCB block masonry and by SCB brick masonry. Despite having the highest water consumption in liters, $WF_{blue,direct}$ from CB masonry, was responsible for a small contribution to the WF_{blue} of its masonry (1.13% of the WF_{blue} of the uncoated masonry and 4.97% of the WF_{blue} of the masonry with coating). Despite corresponding to a small contribution of WF_{blue} from masonry, there were important differences between $WF_{blue,direct}$, with a difference of up to 2.42 times between $WF_{blue,direct}$ from SCB brick masonry and CB masonry.

This means that the amount of water needed at the construction site for the execution of CB masonry is more important than for other masonry. In general, the most noticeable water consumption is that which occurs directly, in the case of masonry, the water used to knead the mortar. However, the water consumption to be attributed to masonry, as seen in this work, is related to its entire production chain. Considering only consumption that occurs directly is a mistake. Therefore, measures to reduce the water consumption of masonry should cover not only the construction site ($WF_{blue,direct}$), but also the materials industry, related to the extraction, transport and processing of raw materials to obtain intermediate products ($WF_{blue,indirect}$). The production process of these products must be evaluated, identifying stages with high water consumption, in order to optimize this consumption.

Regarding the intermediate products of masonry with mortar coating, medium sand presented the greatest contribution in SCB brick and PCB block masonry (between 54.97 and 59.81% of WF_{blue}) and in mortar coating (64.99% of WF_{blue}). In CB masonry, the intermediate product with the greatest contribution was the block, with 41.32%.

Barreto (2015) studied the water incorporated in concrete and obtained for a fck of 30 Mpa the total amount of 12,745 L/m³. Of these, 12,554 L/m³ correspond to the consumption of inputs (98.51%) and 191 L/m³ correspond to water used for the mixture (1.49%) – results similar to those defined in this study. For concrete, sand was also the product that presented the greatest contribution – 53.14%.

On the other hand, coarse sand was the product that had the lowest influence on the WF_{blue} of all masonry when considering the mortar coating (between 3.49 and 5.45% of the WF_{blue}). The low contribution of coarse sand is due to its low consumption in the square meter of masonry, as it is only used in the coating mortar. The contribution of water to mortar kneading ($WF_{blue, direto}$) was 4.97 to 7.70% of the WF_{blue} of the masonry and 8.48% of the WF_{blue} of the mortar coating.

When disregarding the mortar coating of masonry, a pattern of influence on water consumption is observed: block/brick > medium sand > cement > hydrated lime. Although lime has the smallest participation in the WF_{blue} of masonry, studies evaluating the impact of the life cycle of internal masonry in Brazil concluded that lime is the product that most contributes to radiation, greenhouse effect and atmospheric pollution (Condeixa et al. 2014). In addition, the study presented data on the other materials that make up masonry, and concluded that brick is responsible for about 40% of the impacts of most factors analyzed, as well as sand, responsible for about 30%.

As civil construction consumes a large amount of materials, decision-making on specifications reflects on the building itself, as well as on the environment. Therefore, carrying out studies that assess the various performances of masonry is necessary to enable reductions in environmental damage. Environmentally, it is an activity that consumes a significant amount of inputs, which, in turn, demands a large amount of raw materials and energy for its production, whose processes result in harmful impacts on the environment. The contribution of water to the mixing of laying mortars ($WF_{blue, direct}$) was 1.13 to 4.29% of the WF_{blue} of the masonry when the mortar coating was not used. In this sense, the present study recommends the deepening of such observations for the establishment of public policies that denote sustainability to the civil sector.

There was a great influence of the mortar coating on the WF_{blue} of the masonry (from 52.25 to 81.42% of the WF_{blue}). The mortar coating is responsible for, among other functions, regularizing the sealing surface, serving as a base for another coating or acting as the final finish, in order to collaborate with the aesthetics. Often, the mortar coating is used in order to adjust the plumb and alignment of the walls – a consequence of the poor settlement of the blocks. As a result, a large amount of mortar is used, in addition to what is estimated and recommended. In addition, it should be noted that there is a large loss of coating mortar in its application. Improvements in application technique can contribute to a reduction in water consumption (Caldas et al. 2020). The excessive use of the coating and its losses are aggravated by its large water consumption. To reduce the impact, it is recommended to prioritize masonry without coating or a more careful selection of coating application methods, such as the rolled roughcast technique, which presents significant reductions in relation to conventional roughcast, due to the lower material consumption of the first technique. Another strategy that has been increasingly found in research is the use of alternative materials, in the great majority, waste as a substitute for Portland cement for the production of mortars, in addition to studies with alternative mixtures for mortar with grey and rainwater reuse.

It was observed that the difference in water consumption between masonry that used coating mortar was 2.04 to 55.83%, and that the difference in water consumption between masonry that did not use coating mortar was more important - 10.96% to 300.44%. These are differences that stand

out when we consider that all masonry has the same function: vertical sealing. Despite this, it is noteworthy that without the use of coating mortar, the function of masonry is not fulfilled, especially if exposed to bad weather.

The evaluated masonry presents two important differences between them: the variation in the necessary amount of cement, lime and sand, and the use of different blocks/bricks. However, from the unitary and partial compositions, it was observed that there was no great variation between the amount of products used – suggesting that there were important differences in the contributions of blocks/bricks.

Regarding the WF_{blue} of masonry with mortar coating, the PCB block presented the smallest contribution with 9.06% of the WF_{blue} of its masonry, followed by the SCB brick with 15.95% of the WF_{blue} of its masonry and by CB with 41.32% of the WF_{blue} of your masonry. When the mortar coating is disregarded, the influence of the blocks was even more evident: it was the material with the greatest contribution of WF_{blue} of all masonry, in which the PCB block presented a contribution of 48.74% of the WF_{blue} of its masonry, followed by the brick SCB with 78.96% of the WF_{blue} of its masonry and CB with 86.54% of the WF_{blue} . It is suggested that CB's contribution was more important due to the use of some inputs in its production, such as cement and sand, which are considered together with the water used in the preparation and production of the block - that is, the CB presents $WF_{blue, direto}$ and $WF_{blue, indireto}$ for the purposes of this study.

Bardhan (2015) quantified the WF_{blue} of hollow and solid concrete blocks, and concluded that the WF_{blue} of hollow CB corresponds to 0.714 L/un. It is noteworthy that the study by Bardhan (2015) considered only the water used in the production process of the blocks, that is, direct WF_{blue} . In this research, CB presented WF_{blue} of 17.56 L/un, however, considering $WF_{blue, direto}$ (responsible for 0.711 L/un – 4.05% da WF_{blue}) and $WF_{blue, indireto}$ (responsible for 16,849 L/un – 95,95% da WF_{blue}). It is observed that the direct WF_{blue} have similar values. However, this reinforces the problem of not considering the direct WF_{blue} of products, leading to erroneous conclusions about the performance of materials when compared.

Comparing masonry without mortar coating, PCB block masonry had the best water performance: 67.64 L/m², followed by SCB brick masonry with 75.05 L/m² and CB masonry with 270.85 L/m². Likewise, when considering the mortar coating, the water performance of the masonry remained: PCB block masonry with 364.02 L/m², followed by SCB brick masonry with 371.43 L/m² and by CB masonry with 567.24 L/m².

With the intention of providing data on the consumption of water from conventional masonry used in Brazil, this work helps decision makers in choosing materials that result in less negative impacts on the environment, especially with regard to water resources.

It is important to point out that there is a lack of data on water consumption for some civil construction products, and this causes the WF to be masked or not accounted for as a whole. The calculation and identification of the WF of different products allows the creation of a database, which allows the choice of the material with the best water performance. When the WF study follows ISO prerogatives, they can be used based on an environmental certification program (Sampaio 2019). So, as a consequence, in the long term, buildings can be labeled and classified according to their water consumption, related to their entire production chain, and not just water consumption during their useful life or at the construction site.

With implementation of ABNT NBR ISO 14046:2017 Environmental management - Water footprint - Principles, requirements and guidelines, and recently ISO 46001:2019 Water efficiency management systems, and recently ISO 46001:2019 Water efficiency management systems - Requirements with guidance for use, studies on quantification of water incorporated in products they relate to the applicability of ISO to the market, collaborating with the dissemination of the WF indicator to society, and, more than that, it seeks to achieve water efficiency. As a result, data such as those reported in this work have an opportunity for a market sequence, facilitated by the ISO.

Although generally the focus of work is on direct, masonry WF_{blue} , it showed a contribution of up to 4.29% of the WF_{blue} of masonry without cladding, and up to 7.70% of the WF_{blue} of masonry with cladding. Considering only the direct WF_{blue} , the largest contribution (up to 95.71%) is neglected. Therefore, measures that can be taken to reduce water consumption in masonry are related to investments in improvements and enhancements in the production chain of inputs. Research and analysis of products with lower water consumption to substitute hydric costly products can be a measure to reduce impacts.

From the the results obtained, it was observed that this indicator can be applied to the productive activity productive activity under study, filling gaps that had not been explored until now.

Conclusions

Prior to this study, there was no knowledge about how much water was used to build masonry - regardless of the type of brick or block being chosen. Erroneously, one thought only of the amount of water used to mix the mortars. The construction method was chosen based on cost, thermal performance, acoustic performance, availability of material or labor, but could not be chosen based on the environmental appeal related to water consumption.

In this research it was found that there are important differences in the WF_{blue} of the masonries, in which PCB block masonry showed the best water performance, followed by SCB brick masonry and CB masonry, considering or not the mortar coating. The knowledge of the water consumption of different components that present the same function makes it possible to choose a masonry in favor of its water performance, i.e., lower water consumption. In the future, it is expected to classify building systems according to this consumption, allowing, for example, labeling of these systems based on this aspect.

Limitations were encountered in the development of this research, mainly related to the lack of data on water consumption of construction inputs. A greater number of studies on the water component of these products helps to adjust gaps and improve work in this context. Thus, future studies that analyze the entire production chain of the most varied inputs of civil construction are recommended, as well as studies on the gray component of these products.

There were important differences in the WF_{blue} of the masonry, in which the PCB block masonry presented the best water performance, followed by the SCB brick masonry and the CB masonry, considering or not the mortar coating.

Acknowledgments

To the Federal University of Mato Grosso – UFMT, for the support given and to PPGCAM for the opportunity to pursue a master's degree.

Author's contributions: LKCK - Conceptualization, Methodology, Formal analysis, Investigation, Writing-Original Draft, Project administration; KCD - Formal analysis, Writing, Editing and Revision; RMG - Data analysis, Writing and Revision; UJRJ and MCB - Conceived the Project, Acted as Research Advisors, Performed Data Reviews and Interpretation.

Ethical approval and Research authorization: The work did not need to present ethical approval licenses.

Data availability: The data are part of the Masters dissertation of the first author. The thesis is available in the University repository (<https://cms.ufmt.br/files/galleries/95/Disserta%C3%A7%C3%B5es%202021/Dc0a224c617df93b38426325290f3fd5c9fabe026.pdf>).

Funding information: Not applicable.

Conflict of interest: The authors declare that no conflicts of interest exist for this study.

References

- Associação Brasileira de Normas Técnicas, 2017. NBR 14046: Gestão ambiental — Pegada hídrica — Princípios, requisitos e diretrizes. Rio de Janeiro, 39 p.
- Arosio V, Arrigoni A, Dotelli G. 2019. Reducing water footprint of building sector: concrete with seawater and marine aggregates. IOP Conference Series: Earth and Environmental Science 323: 01-09. DOI: 10.1088/1755-1315/323/1/012127.
- Bardhan S. 2011. Assessment of water resource consumption in building construction in India. Ecosystems and Sustainable Development 144:93-101. DOI: 10.2495/ECO110081.
- Bardhan S. 2015. Assessing Water Foot-print of Building Materials in Indian Context: The Case of Concrete Masonry Units. International Advanced Research Journal in Science, Engineering and Technology 2:37-39. DOI: 10.17148/IARJSET.2015.21107.
- Bardhan S, Choudhuri IR. 2016. Studies on Virtual Water Content of Urban Buildings in India. *Indian Journal of Science and Technology* 9 (6):01-08. DOI: 10.17485/ijst/2016/v9i6/87671.
- Barreto LPGL. 2015. *O estudo das águas real e virtual no concreto usinado. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Pará, Belém.*
- Caldas LR, Carvalho MTM, Toledo Filho RD. 2020. Avaliação de estratégias para a mitigação dos impactos ambientais de revestimentos argamassados no Brasil. *Ambiente Construído*, 20(3), 343–362. <https://doi.org/10.1590/s1678-86212020000300433>.
- Cavallini LC, Fukasawa B, Oliveira MR, Sodré VDA. 2019. Guia Metodológico de Cálculo de pegada hídrica para edificações. Sinduscon – SP: São Paulo. Accessed in January 2020: https://sindusconsp.com.br/wp-content/uploads/2019/11/final_guia_pegada_hidrica.pdf.
- CEF – Caixa Econômica Federal. *SINAPI: custos de composição analítico, SINAPI referencial não desonerado, novembro/2019*, 2019. Accessed in January 2020: https://www.caixa.gov.br/site/paginas/downloads.aspx#categoria_754.
- Condeixa K, Boer D, Haddad. 2014. Life Cycle Impact Assessment of masonry system as inner walls: a case study in Brazil. *Construction and Building Materials* 70:141–147. DOI: 10.1016/j.conbuildmat.2014.07.113.

Ferraz A S, Gonçalves C, Serra D, Carvalhosa F, Real H. 2020. Água: A pegada hídrica no setor alimentar e as potenciais consequências futuras, *Acta Portuguesa de Nutrição* 22: 42-47. DOI: <https://dx.doi.org/10.21011/apn.2020.2208>.

Fernandes I. 2019. Blocos e Pavers: Produção e Controle de Qualidade. Ribeirão Preto: Treino Assessoria e Treinamentos Empresariais Ltda, 8. Ed.

Guimarães EA, Nunes ERN, Silva VVM, Carvalho AO, Santos GG. 2020. Proposta de utilização da pegada hídrica como indicador socioeconômico e ambiental na gestão dos recursos hídricos no estuário do rio Macaé. *Estudos de administração e sociedade* 5:44-51.

Helene P, Andrade T. 2017, Concreto de Cimento Portland. In: Isaia, G. C. (Org.). *Materiais de Construção Civil e Princípios de Ciência e Engenharia dos Materiais*. São Paulo: Ibracon, p. 970-1005.

Hosseinian SM, Nezamoleslami R. 2018. Water footprint and virtual water assessment in cement industry: a case study in Iran. *Journal of Cleaner Production* 172: 2454-2463. DOI: 10.1016/j.jclepro.2017.11.164.

Hosseinian SM, Ghahari SM. 2020. The relationship between structural parameters and water footprint of residential buildings. *Journal of Cleaner Production*, 279:1-14. DOI: 10.1016/j.jclepro.2020.123562.

Hoekstra AY, Chapagain A, Martinez-Aldaya M, Mekonnen M. (2011). *The water footprint assessment manual: setting the global standard*. London: Earthscan.

ISO 46001:2019 Water efficiency management systems — Requirements with guidance for use, Montreal, 38 p.

Larsen TA, Hoffmann S, Lüthi C, Truffer B, Maurer M. 2016. Emerging solutions to the water challenges of urbanizing world. *Science* 352(6288): 928-933. DOI: 10.1126/science.aad8641.

Montoya, M. A. (2020). A pegada hídrica da economia brasileira e a balança comercial de água virtual: uma análise insumo-produto. *Economia Aplicada*, 24(2), 215-248. <https://doi.org/10.11606/1980-5330/ea167721>.

Rago F, Cincoto MA. 1995. A reologia da pasta de cimento e a influência da cal. In: *Simpósio Brasileiro de Tecnologia das Argamassas*. Goiânia.

Saade MRM, Silva MG, Gomes V, Franco HG, Schwaback D, Lavor B. 2014. Material eco-efficiency indicators for Brazilian buildings. *Smart and Sustainable Built Environment* 3(11):54-71.

Santos JPO, El-Deir SG, Alencar SKP, Silva KA, Pessoa LA. 2020. Pegada hídrica na mineração: análise de aplicabilidade na extração e beneficiamento da Gipsita Pernambucana. *Rev. Agro. Amb.*,13(4): 1493-1508. DOI: <https://doi.org/10.17765/2176-9168.2020v13n4p1493-1508>.

Sampaio APC. 2019. Pegada de carbono e hídrica do cultivo de coco em sistemas de produção convencional no nordeste brasileiro. *Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza*.

Tundisi JG, Matsumura-Tundisi T. 2020. *A água*. 2. ed. São Paulo: Editora Scienza, 130 p.

Wernet G, Bauer C, Steubing B, Reinhard J, Moreno-Ruiz E, Weidema B. 2016. The ecoinvent database version 3 (part I) overview and methodology". *The International Journal of Life Cycle Assessment* 21(9):1218–1230.



Esta obra está licenciada com uma *Licença Creative Commons Atribuição Não-Comercial 4.0 Internacional*.