



DISTRIBUIÇÃO SAZONAL DE ÍONS NAS ÁGUAS SUPERFICIAIS DA BACIA DO RIO DAS FÊMEAS (BA)

Thamilin C. Nakamura¹; Daniele dos S. Aragão²; Enoc L. do Rêgo³; Uldérico R. Oliveira⁴; Edneia da S. Souto²; Jurandir R. de Souza¹; José D. S. da Silva².

¹Universidade de Brasília, Instituto de Química, Programa de Pós-Graduação em Química, CEP 70910-900, Brasília, DF, Brasil.

²Universidade Federal do Oeste da Bahia, Programa de Pós-Graduação em Química Pura e Aplicada, CEP 47810-059, Barreiras, BA, Brasil.

³Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Baiano, CEP 46430-000, Guanambi, BA, Brasil.

⁴Universidade Estadual de Goiás, CEP 73900-000, Posse, GO, Brasil.

Palavras-Chave: contaminação ambiental, fertilizantes agrícolas, cromatografia iônica.

Introdução

O acelerado crescimento populacional global e as mudanças climáticas têm apresentado maiores desafios à produção de alimentos. Segundo dados das Nações Unidas (NU), estima-se que para os anos de 2050 e 2100 tenham, respectivamente, 9,7 e 10,2 bilhões pessoas em todo o mundo (UN, 2024), sendo necessário um aumento da produção de alimentos de no mínimo 70% (ALEXANDRATOS e BRUINSMA, 2012). Dessa forma, considerando o modelo de manejo atual, há um consenso que o uso intensivo de fertilizantes sobre as culturas persistirá para que seja possível produzir alimentos em larga escala, durante todo o ano.

A fertilização do solo consiste na introdução de substâncias minerais e/ou orgânicas adequadas para enriquecê-lo com nutrientes (como nitrogênio, fósforo e potássio) necessários para o desenvolvimento das plantas (ROMBEL et al., 2022). Dados sobre o consumo global de fertilizantes (nitrogenados, fosfatados e potássicos) para fins agrícolas, mostram que no ano de 2019 seu uso foi de aproximadamente 24 kg por pessoa. A utilização mundial aumentou de 137 milhões de toneladas em 1990 para 188,6 milhões de toneladas em 2019, um aumento de mais de 37%. O Brasil é o quarto maior consumidor, tendo utilizado em média, entre os anos de 2010 e 2019, 4,6 milhões de toneladas por ano (FAOSTAT, 2022). Comparando-se os usos nos anos de 1990 e 2019, houve um incremento de 415%.

Apesar das vantagens e benefícios, sua contínua aplicação e liberação para o meio ambiente tornou-se um motivo de preocupação. Tal prática, tem provocado alterações nos ciclos biogeoquímicos, como do nitrogênio e fósforo, aumentando a disponibilidade desses elementos em compartimentos ambientais onde naturalmente estariam em menores quantidades (STEVENS, 2019; YUAN et al., 2018). Estudos apontam que a exacerbada fertilização com nitrogênio, provoca a acidificação dos solos e como consequência limita a disponibilidade de outros nutrientes, como cálcio, magnésio e potássio, e aumenta indiretamente a mobilidade e a biodisponibilidade de elementos tóxicos, como alumínio e manganês, podendo restringir o crescimento das culturas (HAO et al., 2019; YANG et al., 2018).

A lixiviação dos fertilizantes pode provocar a eutrofização de rios e mares (HUANG et al., 2017; RATTAN et al., 2017). Esse fenômeno ocorre devido ao aumento de nutrientes que propiciam o crescimento de espécies vegetais, que por sua vez, reduzem a quantidade de oxigênio dissolvido na água, provocando a morte de espécies aquáticas (BREITBURG et al., 2018; LE MOAL et al., 2019). Além disso, estudos sugerem que a eutrofização dos recursos hídricos propicia o aumento da emissão de gases de efeito estufa (GEE) (DELSONTRO et al., 2018; LAPIERRE et al., 2017; LI et al., 2021).

Segundo dados do Painel Internacional sobre Mudanças Climáticas (IPCC, do inglês *Intergovernmental Panel on Climate Change*), entre os anos de 2007 e 2016, as atividades agrícolas foram responsáveis pela emissão de 23% dos GEE de origem antrópica (IPCC, 2019).

As emissões de GEE mais predominantes são na forma de óxido nitroso (N_2O), metano (CH_4), dióxido de carbono (CO_2) e amônia (NH_3). Estima-se que a agricultura seja responsável por mais de 80% da emissão antropogênica de N_2O e de 70% das emissões de NH_3 , que se originam predominantemente do uso de fertilizantes inorgânicos, além disso é o maior emissor de CO_2 , cerca de 13% (IPCC, 2019).

No contexto de regiões que tem como modelo de manejo o uso intensivo de fertilizantes sobre as plantações, para garantir sistemas com a máxima produtividade, tem-se a Bacia do Rio das Fêmeas (BHRF), localizada na mesorregião do extremo oeste do estado da Bahia e é integrante da Bacia do Rio Grande, que por sua vez é importante contribuinte da Bacia do Rio São Francisco. A área de estudo tem 60% do seu território ocupado pela agricultura irrigada ou de sequeiro (NASCIMENTO e SANTOS, 2019) e, portanto, está exposta ao aumento da concentração dos nutrientes dissolvidos na água. Uma série de atividades estão envolvidas nesse processo, como o escoamento superficial urbano, lançamento de efluentes domésticos e industriais, aplicação de produtos químicos no solo, que são lixiviados pela chuva e pelas águas da irrigação, deriva durante o processo de pulverização (deslocamento não intencional para além da área alvo de aplicação, devido à fatores como vento e gravidade) e as práticas de limpeza de embalagens e equipamentos.

Dessa forma, esse trabalho teve como objetivo avaliar a ocorrência e distribuição sazonal dos fertilizantes por meio quantificação de diferentes íons nas amostras águas superficiais da BHRF, utilizando-se cromatografia iônica (CI). A partir dos resultados, poderá se ter uma maior compreensão da presença dessa classe de contaminante. Esse é o primeiro estudo de monitoramento de nutrientes nessa área.

Material e Métodos

Para a determinação da contribuição dos fertilizantes foi quantificado a concentração dos íons dos elementos químicos presentes nesse insumo: sódio (Na^+), amônio (NH_4^+), potássio (K^+), cálcio (Ca^{2+}), cloreto (Cl^-), nitrato (NO_3^-), sulfato (SO_4^{2-}), oxalato ($C_2O_4^{2-}$), molibdato ($Mo_2O_7^{2-}$) e fosfato (PO_4^{2-}) em amostras coletadas em 18 diferentes pontos, em março (final do período chuvoso) e setembro (final do período de estiagem) de 2022.

Todas as amostras de água superficial da BHRF foram filtradas com filtro de politetrafluoretileno (PTFE), em seguida, 1 mL dela foi transferida para um vial, onde foi diluída com 6 mL de água ultrapura e injetada no cromatógrafo iônico (CI) modelo *Integration* HPIC e AQUION para ânions e cátions, respectivamente, da Thermo Fisher Scientific DIONEX.

O procedimento analítico foi validado de acordo com os parâmetros estabelecidos pela União Internacional de Química Pura e Aplicada (IUPAC, do inglês *International Union of Pure and Applied Chemistry*) (THOMPSON et. al, 2002): seletividade, linearidade e calibração, sensibilidade (limite de quantificação (LQ) e limite de detecção (LD)), efeito de matriz, exatidão, precisão. Os critérios de exatidão e precisão seguiram o estabelecido pelos Métodos Oficiais de Análise (AOAC, 2016).

A seletividade foi avaliada comparando-se os cromatogramas (i) do branco contendo apenas água ultrapura, (ii) solução padrão contendo os dez íons estudados, preparada em água ultrapura, (iii) amostra real fortificada e (iv) da mesma sem fortificação.

O método de adição de padrão foi selecionado para quantificação dos íons a partir de uma curva analítica ($0,5 - 20 \mu g L^{-1}$) construídas a partir de seis níveis de concentrações injetadas em triplicata ($n=3$), a partir do método proposto. Todas as curvas analíticas foram obtidas por regressão linear simples por meio do método dos mínimos quadrados ordinários não-ponderados e avaliadas estatisticamente pelo teste F de Snedecor na Análise de Variância (ANOVA), a um nível de significância de 95%, e pelo teste de Cochran.

O LD e LQ foram calculados como $3.Sb/a$ e $10.Sb/a$, respectivamente, em que “Sb” é a estimativa do desvio padrão da linha de regressão e “a” o coeficiente angular da curva analítica.

O efeito de matriz foi avaliado comparando-se a razão entre a inclinação de duas curvas analíticas, construídas na mesma faixa de concentração, sendo uma delas obtida por calibração externa com padrões analíticos e a outra por adição de analito na matriz. Em seguida, foi realizado o teste t para comparação das inclinações das curvas, a um nível de confiança de 95%.

A precisão (intra e inter-dia) e a exatidão foram avaliadas por meio da comparação das áreas (i) da amostra contaminada em três diferentes níveis de concentração, (ii) amostra sem contaminação e (iii) somente do padrão. Os níveis de concentração variaram de acordo com a faixa linear de cada íon. Além disso, foi empregado os testes F e t, ao nível de confiança de 95%.

Resultados e Discussão

O método proposto para a determinação dos íons em amostras de água superficial se mostrou seletivo, pois ao analisar os cromatogramas do branco contendo apenas água ultrapura, da solução padrão contendo os dez íons estudados, preparada em água ultrapura, da amostra real fortificada e da mesma sem fortificação, verificou-se a ausência de picos em torno do tempo de retenção dos analitos.

A linearidade do método foi confirmada e estatisticamente validada para todos os íons analisados. Todos os coeficientes de correlação (r) e de determinação (R^2) foram superiores a 0,99, tendo os valores do r variado de 0,9985 (sódio) a 0,9998 (fosfato), e do R^2 variado de 0,9970 a 0,9999 para os mesmos íons. O teste F na análise da variância (ANOVA), a um nível de confiança de 95%, confirmou que a regressão de todos os modelos é significativa, pois $F_{\text{calculado}} > F_{\text{crítico}}$ (4,49) e não apresentaram falta de ajuste, pois $F_{\text{calculado}} < F_{\text{crítico}}$ (3,26). Além disso, os dados são homoscedásticos, pois $C_{\text{calculado}} < C_{\text{crítico}}$ (0,62).

O procedimento analítico desenvolvido apresentou valores de LD que variaram entre 0,51 (molibdato) e 1,15 $\mu\text{g L}^{-1}$ (potássio) e o LQ variou de 1,67 a 3,85 $\mu\text{g L}^{-1}$ para os mesmos íons. Para o estudo do efeito de matriz, o teste de paralelismo apresentou p-valor variando de 0,08 (cloreto) a 0,92 (sulfato). Como todos os valores foram superiores a 0,05, é válida a hipótese nula de que os coeficientes de inclinação são iguais, para os dez íons, ou seja, não há interferências na resposta instrumental analítica relacionada aos diversos componentes da matriz. O resultado é confirmado estatisticamente pelos valores de $t_{\text{calculado}}$ que, para todos os íons, foram inferiores a $t_{\text{crítico}}$ (2,0322), a um nível de confiança de 95%.

Com relação a precisão do método, os valores obtidos para os testes intra-dia ($n=6$) tiveram variações do CV de 7,14% a (potássio) a 9,99% (molibdato) para o nível 1; de 5,05% (sulfato) a 7,46% (potássio) para o nível 2; e para o nível 3, variou de 1,02% (amônio) a 4,21% (potássio). Para o testes inter-dia ($n=18$), os valores de CV variaram de 8,32% (sódio) a 10,63% (sulfato) para o nível 1; de 5,21% (molibdato) a 9,88% (cálcio) para o nível 2; e para o nível 3, variou de 3,49% (potássio) a 5,91% (amônio). Concentrações que estão entre 1 e 10 $\mu\text{g L}^{-1}$, os valores de CV devem ser entre 21 e 30%, e para concentrações entre 10 e 100 $\mu\text{g L}^{-1}$, CV deve variar entre 15 e 21% (AOAC, 2016). O método proposto é preciso, pois apresentou valores de CV (intra e inter-dia) inferiores a 11% para todos os analitos.

Para a análise das amostras de água superficiais da BHRF, foram realizadas diluições dos extratos para todas as concentrações acima da faixa linear de trabalho. Os valores de concentração dos íons determinados nas estações seca são apresentados na Tabela 1, bem como o LD, LQ e o valor máximo permitido (VMP) dos nutrientes em água potável, segundo a Portaria Brasileira do Ministério da Saúde (MS) nº 888/2021.

Tabela 1. Variações sazonais nas concentrações de íons em amostras de águas superficiais da BHRF.

Íons	Período seco ($\mu\text{g L}^{-1}$)			Período chuvoso ($\mu\text{g L}^{-1}$)			LD ($\mu\text{g L}^{-1}$)	LQ ($\mu\text{g L}^{-1}$)	VMP Portaria GM/MS nº 888/2021 ($\mu\text{g L}^{-1}$)	
	Média	Mínimo	Máximo	Média	Mínimo	Máximo				
Ânion	Cloreto	1.878,57	ND	30.134,22	381	ND	1.704,44	0,58	1,93	250.00
	Nitrato	551,55	280,6	1.127,80	52,63	<LQ	124,2	0,61	2,03	10.000
	Sulfato	148,5	55,1	241,9	92,8	<LQ	92,8	0,57	1,9	250.000
	Oxalato	-	-	-	45,78	ND	60	0,54	1,81	n.e.
	Molibdato	-	-	-	2,89	ND	4	0,51	1,71	n.e.
	Fosfato	1.582,16	702,22	4.560,00	585,33	2,6	7.655,56	0,51	1,71	n.e.
Cátion	Sódio	142,83	<LQ	1.740,70	53,45	<LQ	363,94	1,07	3,55	200.000
	Amônio	30,09	ND	129,38	21,49	ND	78,25	0,53	1,77	1.200
	Potássio	114,07	ND	266,33	15,99	ND	52,83	1,15	3,85	n.e.
	Cálcio	17,62	17,62	17,62	40,89	<LQ	71,17	0,59	1,97	n.e.

ND = não detectado; <LQ = menor que o limite de quantificação; VMP = valor máximo permitido para água potável; n.e.= não estabelecido.

No período seco, os íons oxalato e molibdato não foram detectados em nenhuma das amostras analisadas. Enquanto no período chuvoso, todos os íons foram detectados.

Nos períodos seco e chuvoso, os íons que apresentaram as maiores concentrações médias foram o cloreto (Cl^-) e o fosfato (PO_4^{2-}). A presença de cloreto nas águas pode ser explicada por diversos fatores, como a decomposição dos solos, a presença de formações geológicas contendo sais de cloreto, a deposição de névoa salina, o uso de sal para degelo de estradas, contribuições de águas residuais e a intrusão de água salgada do oceano. No entanto, considerando que a BHRF está distante da região costeira e que não neva, duas possíveis fontes de contaminação são o lançamento de efluentes domésticos e a lixiviação da água de irrigação.

O íon Cl^- desempenha uma função regulatória osmótica nas plantas, reduzindo a ocorrência de diversas doenças, como a inibição do apodrecimento do colmo do milho e do sorgo (IPNI, 2016), assim fertilizantes como o cloreto de potássio, cloreto de magnésio, cloreto de amônio e cloreto de cálcio, são fontes desse íon. No entanto, como os resultados indicam baixas concentrações dos íons potássio, amônio e de cálcio, a elevada concentração do íon Cl^- pode ser atribuída ao despejo de efluentes domésticos provenientes das comunidades rurais situadas dentro da bacia.

Apesar da alta concentração do cloreto nas amostras, o valor máximo quantificado ($3.0134,32 \mu\text{g L}^{-1}$) foi abaixo do VMP para água potável, segundo a Portaria nº 888/2021 do MS.

Com relação ao PO_4^{2-} , o fósforo está direta e indiretamente ligado a muitos processos fisiológicos das plantas, como respiração vegetal e a fotossíntese, influenciando no desenvolvimento de raízes mais robustas, aumentando a capacidade das culturas de absorverem água e outros nutrientes do solo (GÓMEZ-GALLEGO et al., 2024), e portanto, fertilizantes que contêm esse elemento são comumente aplicados sobre as plantações. Todavia, produtos de uso cotidiano, como detergentes e sabões, também possuem em sua composição o fósforo, somado aos resíduos alimentares, todos são componentes significativos do esgoto doméstico, ratificando a hipótese da contribuição dos efluentes antrópicos para os resultados encontrados.

Estudos evidenciam que a lixiviação excessiva de fósforo no solo tem sido considerada uma grave ameaça ao ambiente global das bacias hidrográficas, principalmente devido ao risco de eutrofização (QIAN et al., 2023; TAY et al., 2022). Dessa forma, é importante a

implementação de melhores práticas de manejo a fim para que haja a redução da presença do fósforo nos recursos hídricos e assim, proteger a biota aquática.

Embora todos os íons quantificados tenham apresentado valores inferiores ao VMP para água potável, conforme estabelecido pela Portaria nº 888/2021 do MS, isso não significa que o ambiente aquático esteja totalmente protegido, especialmente contra a eutrofização. A presença de nutrientes como o fósforo, mesmo em concentrações aparentemente seguras para consumo humano, pode ainda assim promover o crescimento excessivo de algas e cianobactérias, levando à eutrofização. Esse processo pode resultar em sérios impactos ecológicos, como a redução dos níveis de oxigênio na água, a morte de organismos aquáticos e a degradação da qualidade da água.

De maneira geral, a concentração dos íons no período seco foi superior ao período chuvoso. Durante o período de estiagem, a evaporação da água é mais intensa, o que pode concentrar os íons presentes na água. Além disso, a menor quantidade de precipitação reduz a diluição dos íons, resultando em concentrações mais elevadas. Por outro lado, no período chuvoso, a maior quantidade de água disponível dilui os íons, resultando em concentrações mais baixas. Essa dinâmica sazonal é crucial para entender os processos biogeoquímicos em ecossistemas aquáticos e terrestres, e pode ter implicações significativas para a gestão de recursos hídricos e a mitigação de impactos ambientais.

Conclusões

A análise das amostras de água superficial da BHRF, utilizando um método cromatográfico iônico validado, revelou variações sazonais significativas na concentração dos íons. Observou-se que as concentrações de íons são mais elevadas durante o período seco, devido à intensa evaporação que os concentra na água. Em contraste, durante o período chuvoso, a maior precipitação dilui os íons, evidenciando a dinâmica sazonal dos processos biogeoquímicos. A ausência de íons como oxalato e molibdato apenas no período seco destaca a influência das condições climáticas na composição iônica da água.

A presença elevada de cloreto e fosfato nas amostras pode ser atribuída à lixiviação de fertilizantes agrícolas e ao lançamento de efluentes domésticos. Esses fatores indicam a necessidade urgente de implementar práticas de manejo sustentável para mitigar a contaminação hídrica e garantir a qualidade da água, a partir de medidas que reduzam a entrada de poluentes, como uso responsável de fertilizantes e o tratamento adequado dos efluentes domésticos antes de seu lançamento nos corpos d'água.

A realização de um monitoramento contínuo da BHRF é essencial para garantir a proteção eficaz desse compartimento ambiental, pois permite a detecção precoce de mudanças na qualidade da água e a implementação oportuna de ações corretivas. Essas ações são fundamentais para a preservação da saúde ambiental da bacia hidrográfica e para o bem-estar do ecossistema aquático e das comunidades que dependem desse recurso hídrico.

Agradecimentos

Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES).

Referências

ALEXANDRATOS, N.; BRUINSMA, J. World agriculture towards 2030/2050: the 2012 revision. ESA Working paper No. 12-03. Rome, FAO., 2012.

AOAC, Official Methods of Analysis. Appendix F: Guidelines for Standard Method Performance Requirements. In: AOAC Official Methods of Analysis. [s.l.: s.n.]. p. 1–17. 2016

BRASIL. Portaria GM/MS nº 888, de 4 de maio de 2021. Altera o Anexo XX da Portaria de Consolidação GM/MS nº 5, de 28 de setembro de 2017, para dispor sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Diário Oficial da União, 2021.

BREITBURG, D., LEVIN, L. A., OSCHLIES, A., GRÉGOIRE, M., CHAVEZ, F. P., CONLEY, D. J., GARÇON, V., GILBERT, D., GUTIÉRREZ, D., ISENSEE, K., JACINTO, G. S., LIMBURG, K. E., MONTES, I., NAQVI,



S. W. A., PITCHER, G. C., RABALAIS, N. N., ROMAN, M. R., ROSE, K. A., SEIBEL, B. A., TELSZEWSKI, M., YASUHARA, M., ZHANG, J. Declining oxygen in the global ocean and coastal waters. *Science*, v. 359, n. 6371, 2018.

DELSONTRO, T.; BEAULIEU, J. J.; DOWNING, J. A. Greenhouse gas emissions from lakes and impoundments: Upscaling in the face of global change. *Limnology and Oceanography Letters*, v. 3, n. 3, p. 64–75, 2018.

FAOSTAT, Food and Agriculture Organization Corporate Statistical Database. Fertilizers by Nutrient. 2022. Disponível em: <<http://www.fao.org/faostat/en/#data/RFN>>. Acessado dia 03/04/2024.

GÓMEZ-GALLEGO, T., SÁNCHEZ-CASTRO, I., MOLINA, L., TRASAR-CEPEDA, C., GARCÍA-IZQUIERDO, C., RAMOS, J. L., SEGURA, A. Phosphorus acquisition by plants: challenges and promising strategies for sustainable agriculture in the XXI century. *Pedosphere*, p. 1–31, 2024.

HAO, T., ZHU, Q., ZENG, M., SHEN, J., SHI, X., LIU, X., ZHANG, F., DE VRIES, W. Quantification of the contribution of nitrogen fertilization and crop harvesting to soil acidification in a wheat-maize double cropping system. *Plant and Soil*, v. 434, n. 1–2, p. 167–184, 2019.

HUANG, J., XU, C. CHUN, RIDOUTT, B. G., WANG, X. CHUN, REN, P. Nitrogen and phosphorus losses and eutrophication potential associated with fertilizer application to cropland in China. *Journal of Cleaner Production*, v. 159, p. 171–179, 2017.

IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change: Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems. IPCC, 2019.

IPNI, International Plant Nutrition Institute. Cloreto. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, v. 11, p. 17022, 2016.

LAPIERRE, J.F., SEEKELL, D.A., FILSTRUP, C.T., COLLINS, S.M., EMI FERGUS, C., SORANNO, P.A., CHERUVELIL, K.S. Continental-scale variation in controls of summer CO₂ in United States lakes. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, v. 122, n. 4, p. 875–885, 2017.

LE MOAL, M., GASCUEL-ODOUX, C., MÉNESGUEN, A., SOUCHON, Y., ÉTRILLARD, C., LEVAIN, A., MOATAR, F., PANNARD, A., SOUCHU, P., LEFEBVRE, A., PINAY, G. Eutrophication: A new wine in an old bottle? *Science of the Total Environment*, v. 651, p. 1–11, 2019.

LI, Y., SHANG, J., ZHANG, C., ZHANG, W., NIU, L., WANG, L., ZHANG, H. The role of freshwater eutrophication in greenhouse gas emissions: A review. *Science of the Total Environment*, v. 768, 2021.

NASCIMENTO, R. Q.; GOMES DOS SANTOS, J. Y. Implicações Das Alterações No Uso E Ocupação Do Solo Nas Perdas De Solo Da Bacia Do Rio De Ondas, Estado Da Bahia. *Anais do XIX Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, p. 81–103, 2019.

QIAN, L., ZHONGHUA, Y., WEI, Y., MINGHUI, Y., FENGPENG, B., YAO, Y., YUFENG, R. Tracing the sources and transport of the total phosphorus in the upper Yangtze River. *Ecological Informatics*, v. 77, n. October 2022, p. 102230, 2023.

RATTAN, K. J., CORRIVEAU, J. C., BRUA, R. B., CULP, J. M., YATES, A. G., CHAMBERS, P. A. Quantifying seasonal variation in total phosphorus and nitrogen from prairie streams in the Red River Basin, Manitoba Canada. *Science of the Total Environment*, v. 575, p. 649–659, 2017.

ROMBEL, A., KRASUCKA, P., OLESZCZUK, P. Sustainable biochar-based soil fertilizers and amendments as a new trend in biochar research. *Science of the Total Environment*, v. 816, p. 151588, 2022.

Stevens, C. J. Nitrogen in the environment. *Science*, v. 363, n. 6427, p. 578–580, 2019.

TAY, C. J., KOH, H. L., MOHD, M. H., TEH, S.Y. Assessing the role of internal phosphorus recycling on eutrophication in four lakes in China and Malaysia. *Ecological Informatics*, v. 72, n. May, p. 101830, 2022.

THOMPSON, M.; ELLISON, S. L. R.; WOOD, R. Harmonized Guidelines for Single- Laboratory Validation of Methods of Analysis (IUPAC Technical Report). *Chemistry International*, v. 24, n. 5, p. 835–855, 2002.

UNITED NATIONS (UN). *World Population Prospects 2024*. 2024.

YANG, X. DE, NI, K., SHI, Y. ZHI, YI, X. YUN, ZHANG, Q. FENG, FANG, L., MA, L. FENG, RUAN, J. Effects of long-term nitrogen application on soil acidification and solution chemistry of a tea plantation in China. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v. 252, n. April 2017, p. 74–82, 2018.



63º Congresso Brasileiro de Química
05 a 08 de novembro de 2024
Salvador - BA

YUAN, Z., JIANG, S., SHENG, H., LIU, XIN, HUA, H., LIU, XUEWEI, ZHANG, Y. Human Perturbation of the Global Phosphorus Cycle: Changes and Consequences. *Environmental Science and Technology*, v. 52, n. 5, p. 2438–2450, 2018.