

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DO NORTE FLUMINENSE DARCY RIBEIRO
CENTRO DE BIOCÊNCIAS E BIOTECNOLOGIA - CBB
LABORATÓRIO DE CIÊNCIAS AMBIENTAIS - LCA
PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E RECURSOS NATURAIS - PPGERN**

**DINÂMICA E CONTROLE DO CARBONO NEGRO DISSOLVIDO NO
CONTÍNUO RIO-REGIÃO ESTUARINA-COSTEIRA NA BACIA DE
DRENAGEM DO RIO PARAÍBA DO SUL**

ALANA LIMA REIS DELATORRE

**Orientador: Prof. Carlos Eduardo de Rezende (LCA/CBB/UENF)
Coorientador: Prof. Diego Lacerda de Souza (LCA/CBB/UENF)**

CAMPOS DOS GOYTACAZES - RJ

Fevereiro – 2026

ALANA LIMA REIS DELATORRE

**DINÂMICA E CONTROLE DO CARBONO NEGRO DISSOLVIDO NO CONTÍNUO
RIO-REGIÃO ESTUARINA-COSTEIRA NA BACIA DE DRENAGEM DO RIO
PARAÍBA DO SUL**

Dissertação apresentada ao Centro de Biociências e Biotecnologia da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro como parte das exigências para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Recursos Naturais.

Orientador: Prof. Carlos Eduardo de Rezende
Coorientador: Prof. Diego Lacerda de Souza

CAMPOS DOS GOYTACAZES – RJ

Fevereiro – 2026

FICHA CATALOGRÁFICA

UENF - Bibliotecas

Elaborada com os dados fornecidos pela autora.

D341 Delatorre, Alana Lima Reis.

Dinâmica e controle do carbono negro dissolvido no contínuo rio-região estuarina-costeira na bacia de drenagem do Rio Paraíba do Sul / Alana Lima Reis Delatorre. - Campos dos Goytacazes, RJ, 2026.

57 f. : il.

Bibliografia: 42 - 51.

Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, Centro de Biociências e Biotecnologia, 2026.

Orientador: Carlos Eduardo de Rezende.

Coorientador: Diego Lacerda de Souza.

1. Matéria orgânica dissolvida. 2. Carbono negro dissolvido. 3. Contínuo rio-estuário. I. Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro. II. Título.

CDD - 577

DINÂMICA E CONTROLE DO CARBONO NEGRO DISSOLVIDO NO CONTÍNUO RIO-REGIÃO ESTUARINA-COSTEIRA NA BACIA DE DRENAGEM DO RIO PARAÍBA DO SUL

ALANA LIMA REIS DELATORRE

Dissertação apresentada ao Centro de Biociências e Biotecnologia da Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro como parte das exigências para obtenção do título de Mestre em Ecologia e Recursos Naturais.

Aprovada em: 10 de fevereiro de 2026

Comissão examinadora:



Documento assinado digitalmente
CARLOS EDUARDO DE REZENDE
Data: 25/03/2026 11:50:37-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Dr. Carlos Eduardo de Rezende - Orientador - (LCA/CBB/UENF)



Documento assinado digitalmente
DIEGO LACERDA DE SOUZA
Data: 26/03/2026 10:23:20-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Dr. Diego Lacerda de Souza - Coorientador (CBB/LCA/UENF)



Documento assinado digitalmente
LUIZ DRUDE DE LACERDA
Data: 31/03/2026 16:26:55-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Dr. Luiz Drude de Lacerda (LABOMAR/UFC)



Documento assinado digitalmente
MARCELO GOMES DE ALMEIDA
Data: 26/03/2026 11:11:08-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Dr. Marcelo Gomes de Almeida - (LCA/CBB/UENF)



Documento assinado digitalmente
MARCELO CORREA BERNARDES
Data: 31/03/2026 12:16:07-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Dr. Marcelo Corrêa Bernardes - (Geoquímica orgânica/UFF)

AGRADECIMENTOS

Agradeço, em primeiro lugar, àqueles que me acompanham e cuidam de mim, que me guiam, protegem e iluminam meus caminhos, trazendo direção e sentido à minha vida.

À minha família, meu agradecimento mais profundo. Ao meu pai, Alesio, pela presença constante, por acreditar no meu futuro e apostar todas as fichas em mim, sendo, sem dúvidas, a minha maior inspiração. À minha amada mãe, nenhuma palavra é suficiente para expressar minha gratidão eterna. Sei que esteve comigo em todos os momentos, sinto sua presença diariamente e sigo levando seus ensinamentos, enquanto aguardo, com amor, o nosso reencontro. À Silvania, minha madrastra e melhor amiga, pelo amparo quando eu mais precisei, por me levantar e me ensinar a encarar o mundo e a buscar meus sonhos, com a certeza de que sempre terei um lar e um colo para onde voltar. Aos demais familiares, mesmo à distância, obrigada por se fazerem presentes.

Ao meu orientador, Carlos Eduardo de Rezende, obrigada por estar ao meu lado desde a graduação, pelas oportunidades, pela orientação e pelo exemplo de dedicação ao ensino e aos alunos. Ao meu coorientador, Diego Lacerda de Souza, obrigada pela paciência, pela disponibilidade e pela construção deste projeto conosco, além do companheirismo desde a minha entrada no laboratório. Agradeço também a todos que contribuíram nas coletas e no processamento das amostras: Alice Rocha, Ana Luísa Monteiro, Diogo Quitete, Gabriel Jovêncio, Letícia Evangelista, Luciana Vidal, Marcelo Almeida, Mariana Freitas, Pablo Toledo, Pedro Gatts, Phillype Caputo e Tamires Barbosa.

À Luanna Souza, por todo o incentivo, apoio e companheirismo.

Aos amigos que fiz no LCA, em especial à Tassiana Gonçalves, por estar comigo desde a iniciação científica e pelo apoio no processamento das amostras. Além do profissional, levo com carinho a amizade que construímos e a forma sempre aberta com que você compartilhou conhecimento. À Ana Luísa Monteiro e à Letícia Evangelista, por tornarem os dias no laboratório mais leves e divertidos.

À Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais e ao Laboratório de Ciências Ambientais, por serem essenciais à minha formação. À CAPES, pela bolsa concedida.

SUMÁRIO

RESUMO	x
ABSTRACT	xi
1. INTRODUÇÃO	12
2. OBJETIVOS	18
2.1. Objetivo geral	18
2.2. Objetivos específicos.....	19
3. MATERIAIS E MÉTODOS	19
3.1. Área de estudo	19
3.2. Amostragem	20
3.3. Métodos analíticos	21
3.3.1. Parâmetros físico-químicos.....	21
3.3.2. Análise de COD	22
3.3.3. SPE-DOC e determinação de isótopos estáveis	22
3.3.4. Determinação do carbono negro dissolvido	23
3.4. Análise de dados	24
4. RESULTADOS	25
4.1. Qualidade e composição da MO.....	25
4.2. Potenciais contribuições de fontes para a MOD	28
4.3. Dinâmica do CND	29
4.4. Análise de Componentes Principais (PCA) das variáveis.....	31
5. DISCUSSÃO	32
5.1. Características e fontes da MOD	32
5.2. Transporte do CND	38
6. CONCLUSÃO	40
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	42
8. MATERIAL SUPLEMENTAR	52

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Representação conceitual do contínuo pirogênico do carbono negro (BC) e sua distribuição ao longo dos contínuos de combustão, estrutura molecular e tamanho das partículas. Fonte: Adaptado de Coppola et al. (2022).	15
Figura 2. Pontos de amostragem ao longo do Rio Paraíba do Sul, abrangendo trechos lóticos e lênticos nas regiões de alto, médio e baixo curso, além da porção estuarina/costeira. Fonte: ANA e IBGE.	21
Figura 3. Boxplots das concentrações de carbono orgânico dissolvido (COD, $\mu\text{mol/L}$) no contínuo Rio-Região Estuarino-costeira. Letras minúsculas distintas indicam diferenças estatisticamente significativas entre os trechos lóticos e lênticos. Letras maiúsculas distintas indicam diferenças significativas entre as faixas de salinidade. Asteriscos indicam valores significativamente maiores entre os períodos de seca (vermelho) e cheia (azul).	26
Figura 4. Boxplots da composição isotópica de carbono ($\delta^{13}\text{C}$, ‰) no contínuo Rio-Região Estuarino-costeira. Letras minúsculas distintas indicam diferenças estatisticamente significativas entre os trechos lóticos e lênticos. Letras maiúsculas distintas indicam diferenças significativas entre as faixas de salinidade. Asteriscos indicam valores significativamente maiores entre os períodos de seca (vermelho) e cheia (azul).	27
Figura 5. Boxplots das composições isotópicas de nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$, ‰) no contínuo Rio-Região Estuarino-costeira. Letras minúsculas distintas indicam diferenças estatisticamente significativas entre os trechos lóticos e lênticos. Letras maiúsculas distintas indicam diferenças significativas entre as faixas de salinidade. Asteriscos indicam valores significativamente maiores entre os períodos de seca (vermelho) e cheia (azul).	28
Figura 6. Gráfico cruzado de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$. Os polígonos delimitam os intervalos de composição isotópica das fontes (material de origem) utilizados como referência. Os valores isotópicos do fitoplâncton marinho foram adotados a partir de valores de literatura compilados por Serafim et al. (2023), enquanto os do fitoplâncton de água doce foram baseados em Alves et al., 2017. Os valores de vegetação C_4 (pasto e cana-de-açúcar) e de vegetação C_3 foram obtidas de Delatorre et al. (em preparação).	29
Figura 7. Boxplots das concentrações de carbono negro dissolvido (CND, $\mu\text{mol/L}$) no contínuo Rio-Região Estuarino-costeira. Letras minúsculas distintas indicam diferenças estatisticamente significativas entre os trechos lóticos e lênticos. Letras maiúsculas distintas indicam diferenças significativas entre as faixas de salinidade. Asteriscos indicam valores significativamente maiores entre os períodos de seca (vermelho) e cheia (azul).	31
Figura 8. Análise de componentes principais das variáveis associadas à matéria orgânica dissolvida (MOD) nos trechos lênticos (A), lóticos (B) e estuarino-costeiros (C) do RPS.	32

Figura suplementar 1. Concentração de carbono negro dissolvido (CND; $\mu\text{mol/L}$) em diferentes locais ao longo do gradiente latitudinal, identificado por tipo de sistema hidrológico.	52
---	----

LISTA DE TABELAS

Tabela Suplementar 1 - Coordenadas geográficas dos pontos de amostragem.....	52
Tabela Suplementar 2 - Comparação das concentrações de carbono negro dissolvido (CND; $\mu\text{mol/L}$) em diferentes ambientes aquáticos (lótico, lêntico, estuarino e oceânico) e localidades, conforme reportado na literatura e no presente estudo, com indicação do período/sazonalidade de amostragem, método analítico (BPCA) e latitude do ponto amostral.....	55

RESUMO

Rios conectam continentes e oceanos, exportando matéria orgânica (MO) cuja quantidade e composição dependem da cobertura vegetal, do estoque de carbono nos solos, do uso da terra e do regime hidrológico. Ao longo do contínuo rio-estuário-oceano, a matéria orgânica dissolvida (MOD) resulta da mistura de fontes continentais e aquáticas e é continuamente transformada por processos físicos e biogeoquímicos, os quais podem ser intensamente modificados por ações antrópicas que alteram a hidrodinâmica e a conectividade fluvial. Nesse contexto, o carbono negro dissolvido (CND), uma fração pirogênica relativamente estável derivada da queima incompleta de biomassa vegetal e combustíveis fósseis, constitui um importante vetor de transferência de carbono legado do continente para sistemas aquáticos e costeiros, especialmente em bacias submetidas a histórico de desmatamento, queimadas e barramentos. O estudo foi conduzido ao longo do contínuo do Rio Paraíba do Sul (RPS), abrangendo reservatórios e trechos lóticos do curso principal (alto, médio e baixo curso), bem como a região estuarino-costeira, com amostragens distribuídas ao longo do gradiente de salinidade e sob condições hidrológicas contrastantes de seca e cheia. O carbono orgânico dissolvido (COD) e as composições isotópicas de carbono e nitrogênio ($\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$) foram utilizados como traçadores para avaliar a quantidade e as possíveis fontes da MOD, enquanto o CND foi quantificado para investigar sua distribuição espacial e sazonal e identificar os principais controles sobre sua dinâmica. As concentrações de COD apresentaram tendência geral de diminuição do alto para o médio e baixo curso e em direção à região estuarino-costeira, com valores relativamente maiores na estação seca. As composições isotópicas indicaram mistura entre fontes continentais, predominantemente associadas à vegetação C_3 , e produção aquática, com variação limitada entre ambientes lóticos e lênticos, porém mais acentuada na região estuarino-costeira, onde o gradiente de salinidade estruturou a distribuição isotópica. Nos ambientes lênticos, o CND não apresentou diferenças espaciais significativas entre os reservatórios, mas exibiu aumento consistente na estação chuvosa. Nos trechos lóticos, observou-se uma tendência progressiva de diminuição das concentrações do alto e médio curso para o baixo curso. No estuário, o CND diminuiu ao longo do gradiente de salinidade e aumentou de forma mais pronunciada na cheia, sobretudo em baixas salinidades, evidenciando forte controle hidrológico. Em síntese, os resultados indicam que a dinâmica da MOD e do CND no RPS é dominada pela sazonalidade hidrológica e pela organização longitudinal do sistema rio-região estuarina-costeira. A ausência de contrastes consistentes entre ambientes lóticos e lênticos demonstra que, para a fração dissolvida, os reservatórios não se configuram como um controle estruturante.

Palavras-chaves: Matéria orgânica dissolvida; carbono negro dissolvido; contínuo rio-estuário.

ABSTRACT

Rivers connect continents and oceans, exporting organic matter (OM) whose quantity and composition depend on vegetation cover, soil carbon stocks, land use, and the hydrological regime. Along the river-estuary-ocean continuum, dissolved organic matter (DOM) results from the mixing of continental and aquatic sources and is continuously transformed by physical and biogeochemical processes, which can be strongly modified by anthropogenic actions that alter hydrodynamics and fluvial connectivity. In this context, dissolved black carbon (DBC), a relatively stable pyrogenic fraction derived from the incomplete combustion of biomass and fossil fuels, constitutes an important vector for the transfer of legacy carbon from the continent to aquatic and coastal systems, especially in basins subjected to a history of deforestation, burning, and damming. The study was conducted along the Paraíba do Sul River (PSR) continuum, encompassing reservoirs and lotic reaches of the main channel (upper, middle, and lower courses), as well as the estuarine-coastal region, with sampling distributed along the salinity gradient and under contrasting hydrological conditions of dry and wet seasons. Dissolved organic carbon (DOC) and the isotopic compositions of carbon and nitrogen ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$) were used as tracers to assess the quantity and potential sources of DOM, while DBC was quantified to investigate its spatial and seasonal distribution and to identify the main controls on its dynamics. DOC concentrations showed a general decreasing trend from the upper to the middle and lower courses and toward the estuarine-coastal region, with relatively higher values during the dry season. Isotopic compositions indicated mixing between continental sources, predominantly associated with C_3 vegetation, and aquatic production, with limited variation between lotic and lentic environments, but more pronounced variability in the estuarine-coastal region, where the salinity gradient structured the isotopic distribution. In lentic environments, DBC did not show significant spatial differences among reservoirs but exhibited a consistent increase during the wet season. In lotic reaches, a progressive decrease in concentrations from the upper and middle courses toward the lower course was observed. In the estuary, DBC decreased along the salinity gradient and increased more markedly during the wet season, particularly at low salinities, indicating strong hydrological control. In summary, the results indicate that the dynamics of DOM and DBC in the PSR are dominated by hydrological seasonality and by the longitudinal organization of the river-estuarine-coastal system. The absence of consistent contrasts between lotic and lentic environments demonstrates that, for the dissolved fraction, reservoirs do not constitute a structuring control.

Keywords: Dissolved organic matter; dissolved black carbon; river-estuary continuum.

1. INTRODUÇÃO

Os rios desempenham um papel central ao conectar os sistemas terrestre e marinho, exportando matéria orgânica (MO) em um fluxo influenciado por fatores como a cobertura vegetal, o estoque de carbono no solo e a dinâmica regional de precipitação e evaporação (Bauer et al., 2013; Chen et al., 2025). Embora grande parte da MO terrestre (principalmente a fração do carbono) permaneça estocada na vegetação e nos solos, parte desse material é transferido para os ecossistemas aquáticos (Nakhavali et al., 2021). À medida que a MO é transportada dos solos para os sistemas aquáticos, passa a integrar uma mistura complexa de compostos de múltiplas origens, refletindo a convergência de processos e fontes tanto do ambiente terrestre quanto do aquático (Yao et al., 2024; Li et al., 2025). Essa mistura inclui frações derivadas do escoamento superficial, da erosão do solo, das mudanças no uso e cobertura da terra, dos efluentes urbanos (como os doméstico) e da produção autóctone de organismos aquáticos, como fitoplâncton e macrófitas (Lambert et al., 2017; Y. Li et al., 2025). Ao longo desse processo, a MO é degradada e transformada através de diferentes mecanismos, incluindo mineralização, ação microbiana e fotodegradação. Esses processos também são mediados tanto por forças naturais quanto por atividades antrópicas que modificam a morfologia e a qualidade dos ecossistemas aquáticos, alterando a quantidade e a composição do material que alcança os ambientes costeiros (Kamjunke et al., 2025).

Nos sistemas aquáticos, a MO ocorre na forma dissolvida (MOD) e particulada (MOP), que diferem em mobilidade e tempo de residência. A distribuição entre essas frações é fortemente controlada pela variabilidade hidrológica como os regimes de vazão e sazonalidade, que determinam o transporte, a retenção e o aporte de carbono aos ecossistemas costeiros (Cai et al., 2023; Pereira et al., 2024). Para compreender o transporte e as transformações da MO ao longo do contínuo rio-estuário-região estuarina-costeira, é necessário considerar as diferenças entre ambientes lênticos e lóticos. A presença de reservatórios, caracterizados como ambientes lênticos, modifica o regime hidrológico natural dos rios e, conseqüentemente, o processamento da MO, devido a alterações nas condições de luz, no tempo de retenção da água e na ciclagem de nutrientes e sedimentos (Matzinger et al., 2007; Yi et al., 2021). Essas mudanças afetam o equilíbrio biogeoquímico dos sistemas aquáticos e tendem a

aumentar a contribuição de MO autóctone, em função da menor velocidade do fluxo, da sedimentação de partículas em suspensão e da redução da turbidez, condições que favorecem a produção primária (Harvey & Schmadel, 2021; Yi et al., 2021).

Nos sistemas lóticos, a hidrodinâmica é dominada por maiores velocidades de escoamento, que favorecem o transporte longitudinal de MO alóctone e reduzem o tempo de residência, limitando o acúmulo e o processamento local dessa matéria (Vannote et al., 1980; Pereira et al., 2024). Nesses trechos, a forte conectividade com as margens e com a zona ripária mantém um aporte contínuo de MO terrestre, enquanto a turbulência e a renovação frequente da coluna d'água intensificam processos de decomposição, respiração e exportação de carbono (Talluto et al., 2024). Assim, os efeitos observados em reservatórios e rios determinam as características da MO que alcança os trechos finais do contínuo, onde passa a ser submetida a novos controles ambientais e a uma intensa dinâmica de transformação e mistura no estuário.

Ao alcançar o ambiente estuarino, a MO proveniente dos rios passa a interagir com massas d'água de diferentes origens e composições, estando sujeita à ação da salinidade, da turbidez e da dinâmica de marés (Yao et al., 2024). Nessa zona de transição, o gradiente de salinidade atua como principal força estruturante, controlando tanto a mistura conservativa entre as águas fluviais e marinhas quanto processos não conservativos, como floculação, fotodegradação e transformação microbiana da MOD. Esses processos determinam a reatividade e o destino da MO, influenciando sua remineralização no estuário ou sua exportação para o oceano costeiro (P. Liu et al., 2025). Assim, para compreender de forma integrada o processamento e as transformações da MO ao longo do contínuo, é fundamental identificar suas fontes e a magnitude de suas contribuições, uma vez que a origem da MO determina seus caminhos biogeoquímicos, sua reatividade e, conseqüentemente, a forma como esse material alcança e influencia os ecossistemas aquáticos.

As diferentes fontes de MO apresentam características distintas que refletem em suas composições isotópicas de carbono e nitrogênio ($\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$). Estes parâmetros podem ser usados para rastrear sua origem e estimar contribuições relativas em misturas ambientais (Kendall et al., 2001; Khan et al., 2016; Y. Liu et al., 2019; Leal et al., 2023). Em relação a $\delta^{13}\text{C}$, a vegetação de ciclo fotossintético C_3 , na qual o primeiro produto estável da fixação do CO_2 é um composto de três átomos de

carbono, apresenta, em geral, valores mais empobrecidos em ^{13}C . Em contraste, a vegetação de ciclo fotossintético C_4 , cujo mecanismo inicial de fixação do carbono forma compostos com quatro átomos de carbono, tende a apresentar valores mais enriquecidos em ^{13}C , refletindo diferenças fisiológicas e de discriminação isotópica durante a assimilação do carbono (Meyers, 1994; Lu et al., 2021). Já fontes marinhas, como o fitoplâncton, que fixam carbono predominantemente via Ciclo de Calvin-Benson (Rubisco), podem apresentar valores intermediários de $\delta^{13}\text{C}$, com variações associadas principalmente à produtividade. Para o $\delta^{15}\text{N}$, de modo geral, plantas vasculares terrestres apresentam valores menores do que a MO de origem marinha, e valores enriquecidos em zonas costeiras podem também refletir aportes antrópicos, como efluentes, além de alterações nos processos do ciclo do nitrogênio (Liu et al., 2019; Lu et al., 2021). Dessa forma, a combinação de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ constitui uma ferramenta robusta para discriminar fontes, avaliar mudanças na composição da MO e interpretar como processos ambientais e pressões antrópicas modulam sua dinâmica ao longo do contínuo.

O carbono, um dos principais componentes da MO, está amplamente distribuído nos compartimentos do sistema Terra e é indispensável à manutenção da vida e ao funcionamento dos processos biogeoquímicos, atuando tanto como constituinte de moléculas orgânicas quanto como modulador do clima por meio do dióxido de carbono (CO_2 , um gás de efeito estufa associado ao aquecimento global (DeVries, 2022)). No ambiente, o carbono pode ocorrer sob a forma de carbono orgânico (Corg), que desempenha papel central nos ciclos biogeoquímicos. Em ambientes terrestres, uma fração expressiva do Corg é inicialmente armazenada na vegetação e nos solos, onde participa de processos complexos de transformação e pode, posteriormente, ser mobilizada lateralmente ao longo do contínuo terra-rio-oceano (Zhang et al., 2022). Esse contínuo configura uma rede de fluxos que conecta atmosfera, continente e sistemas aquáticos, conferindo ao ciclo global do carbono relevância para a estabilidade climática e para a produtividade dos ecossistemas (Ward et al., 2017).

Entre as diferentes frações que compõem a MO e constituem o Corg nos sistemas aquáticos, o carbono negro (CN) representa uma fração pirogênica relativamente estável e de longa permanência no ambiente. Produzido pela queima incompleta de combustíveis fósseis e de biomassa vegetal, o CN resulta de uma

alteração térmica da MO e insere-se em um contínuo pirogênico que varia desde biomassa levemente carbonizada até fuligem refratária altamente condensada. Esse contínuo é caracterizado por estruturas aromáticas condensadas, cuja formação depende da temperatura de combustão, do combustível utilizado e da disponibilidade de oxigênio (Figura 1; Goldberg, 1985; Coppola et al., 2022). Essa estrutura molecular altamente condensada confere ao CN elevada resistência à degradação física, química e biológica, prolongando seu tempo de residência no ambiente por séculos a milênios e permitindo que atue como um reservatório de carbono de longo prazo, ao transferir parte do carbono originalmente atmosférico para compartimentos de decomposição lenta, como solos e sedimentos, reduzindo sua participação no ciclo biogeoquímico de curto prazo (Glaser et al., 2001; Qu et al., 2016; Jones et al., 2019).

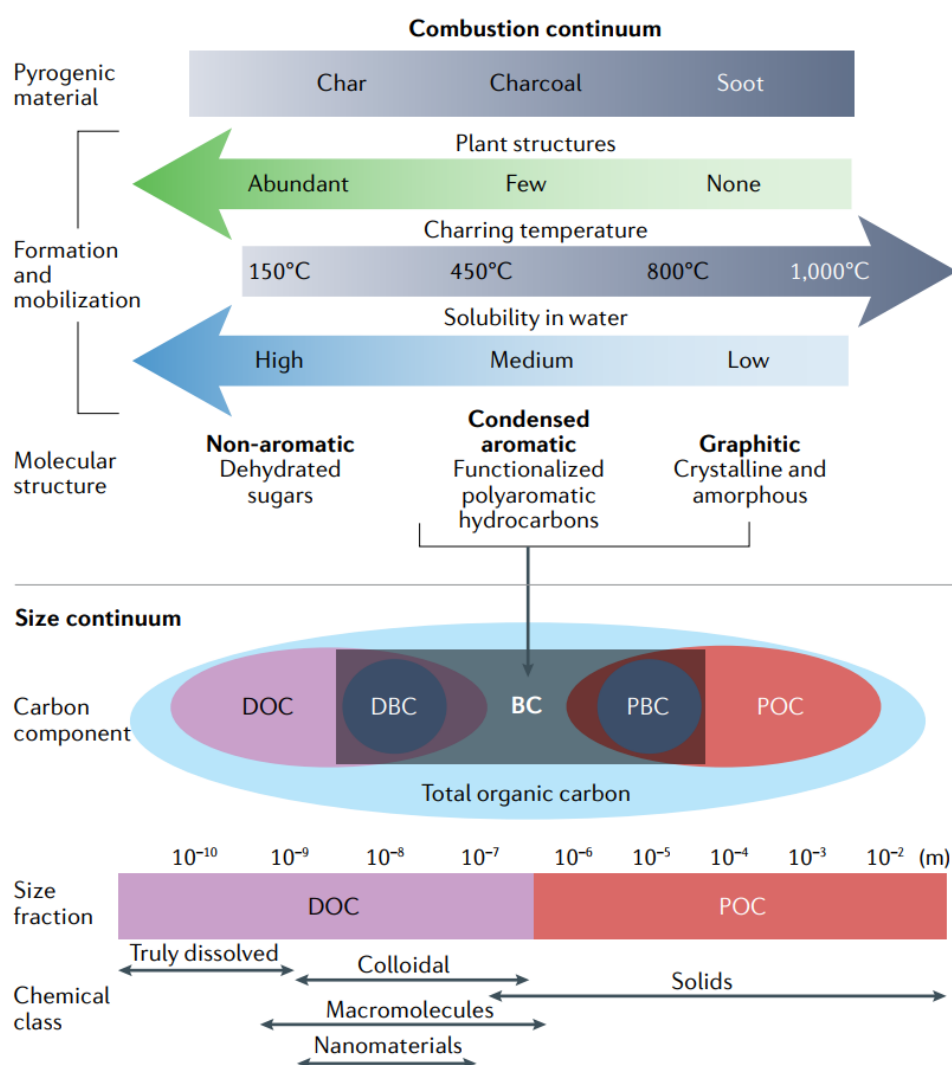


Figura 1. Representação conceitual do contínuo pirogênico do carbono negro (BC) e sua distribuição ao longo dos contínuos de combustão, estrutura molecular e tamanho das partículas. Fonte: Adaptado de Coppola et al. (2022).

Em sistemas aquáticos, o CN pode ser operacionalmente fracionado em duas principais porções: dissolvida (carbono negro dissolvido, CND) e particulada (Figura 1). Essa distinção baseia-se no tamanho das partículas definido pelo processo de filtração, em que a fração particulada corresponde ao material retido no filtro, enquanto o CND compreende as frações que atravessam os poros do filtro (Barton & Wagner, 2022; Coppola et al., 2022). Embora a combustão gere predominantemente CN particulado, a chuva e o escoamento superficial podem solubilizar e carrear frações hidrossolúveis e coloidais do CN depositado, transferindo-as para a fase dissolvida e favorecendo sua exportação para a rede fluvial. Além disso, mesmo quando essa fração inicial é limitada, o CN particulado sofre envelhecimento no ambiente e pode tornar-se progressivamente mais extraível, passando a contribuir para o CND ao longo do tempo. Durante esse envelhecimento, processos de oxidação biótica e abiótica promovem a introdução de grupos funcionais oxigenados, como grupos carboxílicos, na estrutura aromática condensada do material pirogênico, aumentando progressivamente sua solubilidade ao longo do tempo (Dittmar et al., 2012; Ding et al., 2013). Como consequência, a maior mobilidade favorece a lixiviação do CND a partir de estoques de CN acumulados em solos e sedimentos das bacias hidrográficas, permitindo seu transporte ao longo da rede fluvial e sua transferência do continente para os ambientes aquáticos. Em função desse aporte contínuo a partir das áreas continentais, as concentrações de CND tendem a ser mais elevadas nos sistemas fluviais do que nos ambientes oceânicos, onde processos como a diluição atuam de forma mais intensa (Barton & Wagner, 2022).

Nesse contexto, a dinâmica e a disponibilidade do CND nos sistemas aquáticos refletem não apenas processos hidrológicos e geoquímicos, mas também o histórico de uso e as transformações da paisagem nas bacias de drenagem, especialmente em regiões submetidas a intensa pressão antrópica. A Mata Atlântica, segunda maior floresta tropical da América do Sul, constitui um exemplo representativo desses processos. Desde o século XVI, esse bioma sofreu intensa redução de sua cobertura original, restando atualmente cerca de 12 % de sua área de florestas maduras e bem preservadas (Fundação SOS Mata Atlântica, 2025). Essa degradação resulta principalmente da expansão agrícola e do desmatamento, frequentemente realizados por meio do corte e da queima da vegetação (Dittmar et al., 2012; Marques et al., 2017; Solórzano et al., 2021; Singh & Huang, 2022). Tais práticas afetam a estrutura da paisagem e podem alterar a qualidade e a composição

da MO exportada para os sistemas aquáticos adjacentes (Brockmeyer & Spitzzy, 2011) e para as zonas costeiras (Serafim et al., 2025). Apesar de séculos de pressão antrópica, a Mata Atlântica permanece como um dos principais *hotspots* de biodiversidade do planeta, desempenhando funções ecológicas e climáticas essenciais, como a regulação da temperatura e dos processos hidrológicos regionais (Freitas et al., 2020).

Um exemplo de ecossistema aquático influenciado pela substituição da Mata Atlântica e por atividades antrópicas é a bacia do Rio Paraíba do Sul (RPS), composta por três regiões (alto, médio e baixo RPS), cada uma sob predominância de diferentes atividades econômicas. Nesse rio, três estudos envolvendo a análise do CN em diferentes matrizes foram realizados, buscando compreender as fontes e os processos relacionados ao CN e sua dinâmica no ambiente. Dittmar et al. (2012) investigaram as concentrações de CND na bacia por meio de análises químicas, estimativas históricas de desmatamento e dados históricos de produção de CN, sugerindo que a principal fonte de CND na bacia estaria associada ao desmatamento histórico da Mata Atlântica e destacando que o CN tende a se tornar mais solúvel ao longo do tempo. Marques et al. (2017) analisaram a relação entre os valores de CND e a composição isotópica do carbono ($\delta^{13}\text{C}$) nas amostras do rio por meio de um modelo de mistura de duas fontes. Os autores observaram uma correlação inversa significativa entre os parâmetros ($r_s = -0,605$, $p < 0,001$, $n = 114$), indicando a maior participação de fontes C_3 associada ao CND e mostrando que os eventos históricos das queimadas da Mata Atlântica ainda contribuem para o CND na água do rio quando comparado ao material pirogênico gerado mais recentemente em áreas manejadas com fogo, como pastagens e canaviais. Em contraste, Serafim et al. (2023) apresentaram resultados distintos ao correlacionar os valores de CN no compartimento sedimentar com a porcentagem de contribuição de vegetação C_3 para a MO no RPS ($R^2 = 0,24$; $p = 0,084$), indicando que a principal fonte de CN nos sedimentos costeiros do rio estaria associada à queima incompleta de biomassa de vegetação C_4 . Em conjunto, esses estudos apontam para diferenças de comportamento e de fontes do CN entre compartimentos e frações, reforçando a importância de compreender a dinâmica local do material pirogênico no sistema.

Embora os estudos sobre a dinâmica do CND em sistemas fluviais tenham avançado, ainda são relativamente poucas as investigações que, em um mesmo

desenho amostral, integrem trechos lóticos e ambientes lênticos (reservatórios) para permitir comparações consistentes ao longo de gradientes longitudinais e hidrológicos. No caso de bacias com elevada heterogeneidade ambiental e múltiplas pressões antrópicas, como o RPS, as diferenças entre o alto, médio e baixo curso, somadas às alterações de conectividade e ao aumento do tempo de residência impostos por barramentos, tendem a modificar o processamento da MO, com efeitos diretos sobre sua composição, reatividade e, conseqüentemente, podendo influenciar a distribuição do CND no contínuo rio-região estuarina-costeira.

Nesse contexto, embora já existam estudos com dados relevantes sobre as concentrações de CND na região, ainda é necessário compreender, de forma comparável, como as propriedades da MO e os níveis de CND variam entre condições lóticas e lênticas ao longo do curso principal do rio, e como essas diferenças se expressam sob condições hidrológicas distintas de seca e cheia. Essa lacuna dificulta a interpretação dos mecanismos que controlam os padrões de CND no sistema, sobretudo porque os reservatórios podem alterar simultaneamente o tempo de residência da água, a conectividade entre trechos e as rotas de transformação do material orgânico. Diante disso, o presente estudo busca contribuir para a compreensão dessa dinâmica e de seus controles ao longo do contínuo fluvial da bacia do RPS.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo geral

Compreender a dinâmica da MO e do CND ao longo do curso principal do RPS, do alto ao baixo curso, e em sua transição estuarino-costeira, comparando trechos lóticos e ambientes lênticos (reservatórios) e considerando a variabilidade hidrológica. Para isso, foram integrados diferentes marcadores, incluindo a medição de COD para quantificar a MOD no sistema, isótopos estáveis de C e N para inferir possíveis fontes dessa fração e a quantificação de CND para avaliar a influência da queima incompleta da MO no RPS. Em conjunto, esses indicadores apoiam a interpretação dos processos que controlam a composição, a reatividade e o destino desses materiais ao longo do contínuo rio-estúário-oceano.

2.2. Objetivos específicos

- 1 - Caracterizar a variabilidade espacial e sazonal do COD ao longo do contínuo do RPS, incluindo reservatórios, trechos lóticos e a região estuarino-costeira.
- 2 - Avaliar, por meio das composições isotópicas de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$, as possíveis fontes da MOD e sua variação ao longo do gradiente longitudinal e de salinidade.
- 3 - Investigar a distribuição espacial e sazonal do CND ao longo do contínuo do RPS, identificando os principais controles hidrológicos e longitudinais sobre sua dinâmica.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1. Área de estudo

O Rio Paraíba do Sul (RPS) atravessa três estados da região Sudeste do Brasil: São Paulo, Minas Gerais e Rio de Janeiro. Ao longo de seu percurso, passa por cidades altamente urbanizadas e industrializadas, cujas populações dependem de suas águas para consumo, uso industrial, irrigação, geração de energia hidrelétrica e atividades recreativas (Ovalle et al., 2013; Miguens et al., 2016; Paiva et al., 2020). Apresenta aproximadamente 1.150 km de extensão e uma área de drenagem de 61.307 km², sendo formado pela confluência dos rios Paraitinga e Paraibuna, ambos com nascentes no estado de São Paulo, e desaguando no Oceano Atlântico, no norte do estado do Rio de Janeiro, próximo ao município de São João da Barra (Ovalle et al., 2013; Marques et al., 2017; Gomes et al., 2022). Suas maiores vazões ocorrem no período chuvoso, entre dezembro e fevereiro, atingindo em média 4.624 m³ s⁻¹, enquanto as menores vazões são observadas no período seco, entre junho e agosto, com média de 115 m³ s⁻¹ (Almeida & Souza, 2008). A cobertura vegetal da bacia é predominantemente composta por áreas de pastagens e cultivos agrícolas (68,33 %), com apenas uma pequena parcela de floresta (26,19 %) (MapBiomass, 2025). O RPS pode ser dividido em três macrosseções distintas, cada uma com características geomorfológicas e altimétricas próprias, nas quais predominam diferentes tipos de

atividades antrópicas (Ovalle et al., 2013). Na região superior e média, predominam as áreas industriais, enquanto a região inferior é altamente influenciada por atividades agropecuárias, principalmente a produção de cana-de-açúcar. Além disso, a bacia também conta com 82 usinas hidrelétricas instaladas, sendo 5 delas localizadas ao longo do curso principal do rio: Paraibuna, Santa Branca e Funil, que possuem reservatórios, e Anta e Ilha dos Pombos, que funcionam como usinas a fio d'água (Gomes et al., 2022).

3.2. Amostragem

As coletas foram realizadas na estação seca de 2024 e na estação cheia de 2025, abrangendo diferentes trechos do sistema (Tabela Suplementar 1). No curso principal do RPS, as amostragens ocorreram em junho de 2024 na seca e em março de 2025 na cheia. Na região estuarino-costeira, as coletas foram feitas em agosto de 2024 na seca e em março de 2025 na cheia. Foram coletadas amostras de água de superfície utilizando garrafas de polietileno ao longo do rio (Figura 1). No curso principal, os pontos foram planejados para representar as variações nas diferentes macrossesões da bacia, abrangendo alto, médio e baixo curso, com amostragens no curso lótico, no canal principal, e no curso lêntico, nas usinas hidrelétricas. Foram definidos cinco pontos em cada uma das principais UHEs do sistema, Paraibuna, Santa Branca, Funil, Anta e Ilha dos Pombos. Além disso, foram amostrados 12 pontos no curso principal na seca e 14 pontos na cheia. Dessa forma, foi possível comparar as dinâmicas biogeoquímicas entre trechos com características distintas e avaliar como essas variações se expressam ao longo do contínuo do rio. Na região estuarino-costeira, foram realizados 34 pontos de coleta na seca e 32 pontos na cheia (Figura 2) distribuídos no canal principal e no canal secundário e organizados ao longo do gradiente de salinidade nas faixas 0 a 5, 5 a 10, 10 a 20, 20 a 30 e acima de 30. A escolha desses pontos levou em consideração a salinidade como a principal variável influente, devido à sua alta relevância nas condições ambientais dessas zonas e na mistura entre as massas de água continental e marinha.

Logo após a coleta, as amostras foram filtradas em filtros de fibra de vidro (Whatman GF/F, 0,7 μm) previamente tratados a 400 °C por 4 h, e a fração dissolvida foi separada para a realização de dois tipos de análise: (i) determinação da

concentração de carbono orgânico dissolvido (COD) e (ii) extração em fase sólida (SPE-DOC; Dittmar et al., 2008). Para COD, as amostras foram acidificadas a pH 2 com ácido fosfórico e armazenadas até a análise e para SPE-DOC, foram utilizadas aproximadamente 700 mL de amostras fluviais e 1.500 mL de amostras estuarinas-costeiras, acidificadas a pH 2 com HCl (32%, grau analítico) e passadas por gravidade através de cartuchos de fase sólida (1 g PPL). No caso das amostras salinas, os cartuchos foram dessalinizados com solução de pH 2 preparada com água ultrapura e HCl 32%.

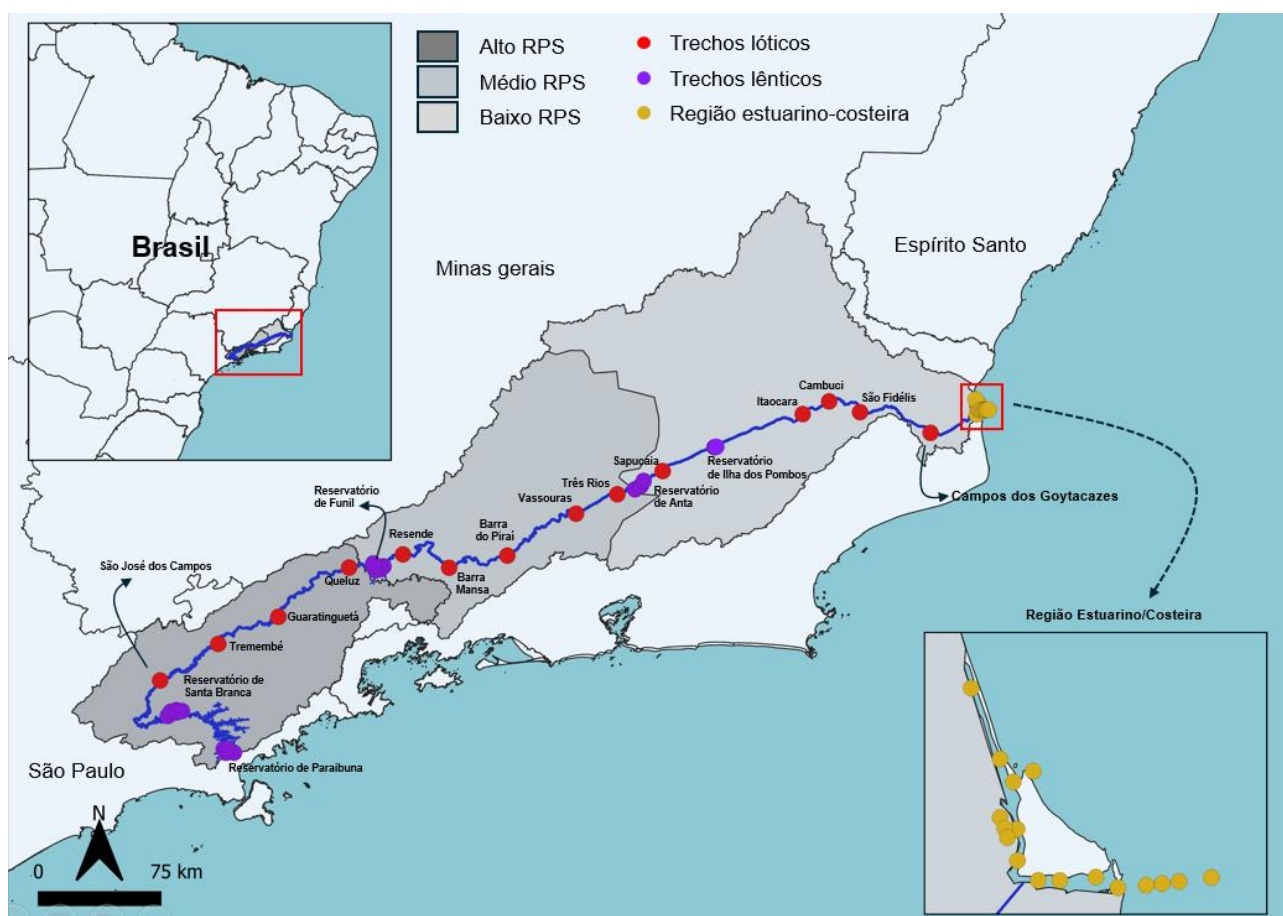


Figura 2. Pontos de amostragem ao longo do Rio Paraíba do Sul, abrangendo trechos lóticos e lênticos nas regiões de alto, médio e baixo curso, além da porção estuarina/costeira. Fonte: ANA e IBGE.

3.3. Métodos analíticos

3.3.1. Parâmetros físico-químicos

A obtenção dos valores de salinidade (PSU) e condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$) foi realizada diretamente em campo, durante as coletas, utilizando uma sonda

multiparâmetro (AKSO AK88). A sonda foi calibrada conforme as recomendações do fabricante. Esse procedimento permitiu o registro imediato das condições ambientais locais no momento da amostragem.

3.3.2. Análise de COD

As amostras para a determinação do COD foram analisadas por oxidação catalítica em alta temperatura em um analisador de carbono orgânico total acoplado a módulo de nitrogênio total (Shimadzu TOC-L CPH/CPN, TNM-L). Cada amostra foi processada em triplicata, e os valores finais correspondem à média dos resultados obtidos. O controle de qualidade incluiu a leitura de padrão de verificação no início e no término da corrida, com concentração de 1,5 mg/L de C e 0,5 mg/L de TN, além de brancos com água ultrapura inseridos entre as amostras e processados pelo mesmo procedimento analítico.

3.3.3. SPE-DOC e determinação de isótopos estáveis

Os cartuchos utilizados para SPE-DOC foram secos sob fluxo de nitrogênio gasoso (N_2), e a MOD foi extraída com 8 mL de metanol (Dittmar et al., 2008). A eficiência da extração foi avaliada por meio da evaporação de 300 μ L do extrato, seguida da dissolução em 30 mL de solução acidificada a pH 2 (água ultrapura e HCl 32%) e leitura no analisador TOC. Considerando o conjunto das amostras, a recuperação média do COD foi de $35 \pm 14\%$ na estação seca e de $58 \pm 1\%$ na estação cheia.

Para a determinação dos isótopos estáveis de carbono e nitrogênio ($\delta^{13}C$ e $\delta^{15}N$, respectivamente), nitrogênio total (NT; %) e razão entre carbono e nitrogênio (C:Na) da MOD obtida por extração em fase sólida (SPE-DOM), cápsulas de estanho foram previamente pesadas para determinação do peso final do extrato. Em seguida, uma alíquota de aproximadamente 2 mL do extrato de cada amostra foi transferida para frascos transparentes e submetida à secagem em estufa a 60 °C. Após a evaporação do solvente, o conteúdo foi redissolvido em 50 μ L de metanol, transferido para as cápsulas, novamente seco e pesado para posterior análise isotópica no

Elementary Flash 2000 acoplado a um espectrômetro de massas Delta V (Thermo Fisher Scientific).

3.3.4. Determinação do carbono negro dissolvido

O carbono negro dissolvido (CND) foi quantificado em nível molecular utilizando o método dos ácidos benzeno-policarboxílicos (BPCAs), após oxidação da MO com ácido nítrico (HNO_3), conforme descrito por Dittmar (2008) e Stubbins et al. (2015). O volume de cada amostra foi determinado de acordo com seu teor de Corg, que não excedeu 5 mg C. As amostras foram transferidas para ampolas de vidro, secas a 50 °C e posteriormente redissolvidas em 0,6 mL de HNO_3 (Fluka, 65 %). Em seguida, as ampolas foram seladas e submetidas à oxidação em bomba de pressão de aço inoxidável, aquecida a 170 °C por 9 horas. Após o processo de oxidação, 540 μL do extrato foram transferidos para frascos específicos para análise em cromatografia líquida de alto desempenho (HPLC), sendo o excesso de ácido removido por evaporação sob fluxo N_2 a 60 °C. Então, as amostras foram redissolvidas em 100 μL de tampão fosfato, preparado com Na_2HPO_4 e NaH_2PO_4 em água ultrapura e armazenadas a -20°C até a análise. Os BPCAs foram quantificados em um sistema de cromatografia líquida de ultra-alta eficiência (UPLC, Waters Acquity), equipado com gerenciador binário de solventes, controlador de amostras, módulo de colunas e detector de arranjo de fotodiodos (PDA e λ). Para evitar superestimações nos resultados, os BPCAs tri- e tetracarboxílicos (B3CA e B4CA) não foram considerados, pois sua formação também pode ocorrer a partir de compostos não relacionados a fontes pirogênicas. Assim, foi utilizado apenas os ácidos pentacarboxílico (B5CA) e melítico (B6CA), uma vez que estes são produzidos somente por processos pirogênicos (Kappenberg et al., 2016; Bostick et al., 2018). A calibração do equipamento foi realizada com uma curva de nove pontos, abrangendo concentrações de 0.4 a 100 μM , com coeficientes de determinação (R^2) entre 0.9996 e 1.000. Para garantir a qualidade analítica, utilizou-se como referência a MO aquática natural do rio Suwannee (#2R101N), fornecida pela International Humic Substance Society. A partir das réplicas da amostra de referência, o erro médio das concentrações de BPCAs foi estimado em 1,42% (B5CA) e 1,64% (B6CA) para as amostras da estação seca, e em

7,54% (B5CA) e 9,73% (B6CA) para as amostras da estação cheia (Serafim et al., 2025).

3.4. Análise de dados

As análises estatísticas foram realizadas no software R (R Core Team, 2024). A distribuição dos dados foi apresentada por meio de boxplots, nos quais a linha central representa a mediana e a caixa corresponde ao intervalo interquartil, com os pontos indicando observações individuais.

As diferenças entre grupos foram avaliadas por análise de variância (ANOVA; função `aov`, pacote `base`, RC Team, 2024). Para as variáveis analisadas ao longo do curso principal do Rio Paraíba do Sul, incluindo ambientes lóticos e lênticos, foi realizada uma ANOVA global, seguida de comparações múltiplas pelo teste de Tukey (função `TukeyHSD`, pacote `base`, RC Team, 2024), considerando todos os trechos conjuntamente. As diferenças estatisticamente significativas entre os grupos foram sintetizadas por letras minúsculas, obtidas por meio do teste HSD (função `HSD.test`, pacote `agricolae`; de Mendiburu, 2023). Na região estuarino-costeira, as comparações entre as faixas de salinidade foram realizadas por meio de uma ANOVA independente, seguida de teste de Tukey, sendo as diferenças estatísticas representadas por letras maiúsculas.

As diferenças entre os períodos hidrológicos (seca e cheia) foram avaliadas dentro de cada grupo e indicadas nos gráficos por asteriscos, conforme o resultado da ANOVA, com cores distintas para cada estação. Em todas as análises, adotou-se nível de significância de 5% ($p < 0,05$) e intervalo de confiança de 95%.

A Análise de Componentes Principais (PCA) foi utilizada para avaliar a diferenciação dos recortes aplicados ao conjunto de dados no espaço multivariado, por meio da distribuição das amostras e da construção de elipses de confiança (68%) com base em dados padronizados. Adicionalmente, a PCA permitiu examinar as relações entre os principais descritores da MO (COD, composição isotópica de carbono e nitrogênio e CND) e os demais parâmetros medidos em cada área, incluindo a razão B6:B5CA, a razão C:Na, o nitrogênio total e a condutividade, de modo a

identificar as variáveis que mais contribuíram para a variabilidade observada e apoiar a interpretação dos processos que controlam a dinâmica da MOD e do CND.

4. RESULTADOS

4.1. Qualidade e composição da MO

A concentração de COD apresentou variação espacial e sazonal ao longo do RPS (Figura 3). Nos trechos lênticos, não houve diferenças significativas entre os reservatórios. Ainda assim, observa-se uma tendência de diminuição do alto para o baixo RPS, evidenciada pela redução progressiva das medianas de COD nos reservatórios do baixo curso. Adicionalmente, Santa Branca e Ilha dos Pombos apresentaram diferença sazonal, com valores mais altos na seca do que na cheia (Santa Branca: seca = $500,40 \pm 136,20 \mu\text{mol/L}$ vs cheia = $285,67 \pm 9,94 \mu\text{mol/L}$; Ilha dos Pombos: seca = $322,60 \pm 113,84 \mu\text{mol/L}$ vs cheia = $208,83 \pm 5,73 \mu\text{mol/L}$). Nos trechos lóticos, as concentrações de COD diminuíram ao longo do contínuo fluvial, com valores significativamente mais elevados no alto e no médio curso em relação ao baixo curso e à região estuarino-costeira (alto curso: $430,23 \pm 37,55 \mu\text{mol/L}$; estuarino-costeira: $221,73 \pm 23,53 \mu\text{mol/L}$). Na comparação geral entre trechos lênticos e lóticos, houve ampla sobreposição dos valores, sem separação nítida entre os conjuntos. Na região estuarino-costeira, houve diferença entre as faixas 5-10 e 20-30 PSU, com maiores concentrações na faixa 5-10 PSU (5-10 PSU: $293,19 \pm 113,79 \mu\text{mol/L}$; 20-30

PSU: $173,59 \pm 72,04 \mu\text{mol/L}$), além de diferenças entre seca e cheia nas faixas 5-10, 10-20 e >30 PSU, sempre com maiores valores na seca.

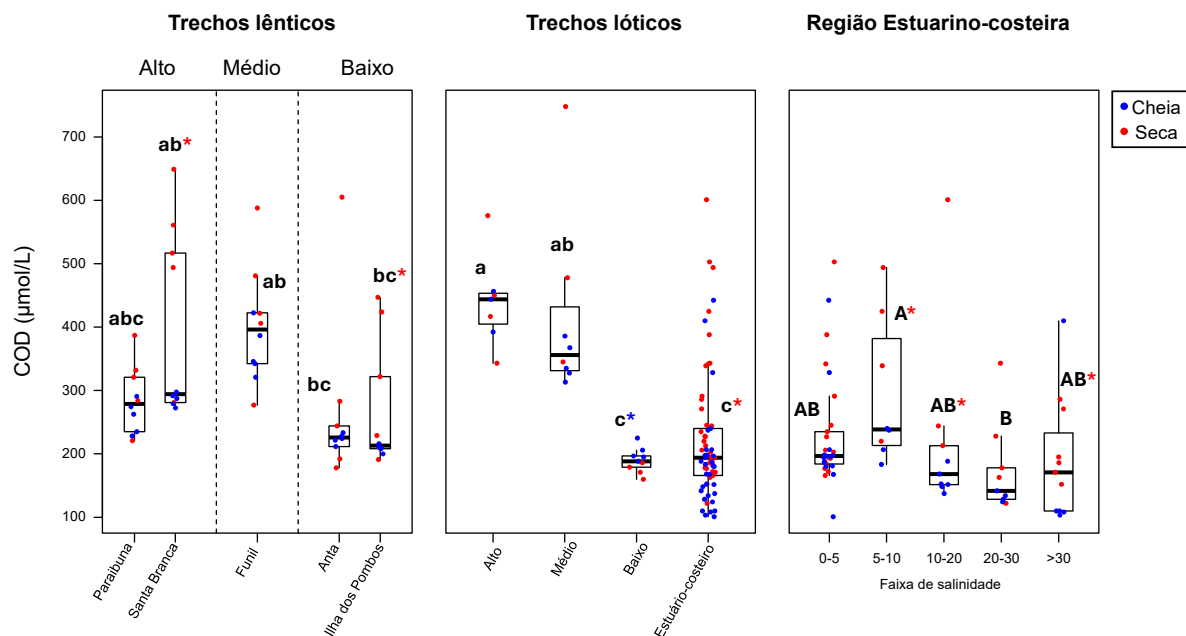


Figura 3. Boxplots das concentrações de carbono orgânico dissolvido (COD, $\mu\text{mol/L}$) no contínuo Rio-Região Estuarino-coasteira. Letras minúsculas distintas indicam diferenças estatisticamente significativas entre os trechos lóticos e lênticos. Letras maiúsculas distintas indicam diferenças significativas entre as faixas de salinidade. Asteriscos indicam valores significativamente maiores entre os períodos de seca (vermelho) e cheia (azul).

Os valores de $\delta^{13}\text{C}$ variaram de forma significativa ao longo do RPS e entre estações (Figura 4). Nos trechos lênticos, Paraibuna apresentou valores significativamente mais empobrecidos em ^{13}C em ambas as estações ($-25,2 \pm 0,3 \text{ ‰}$ na cheia e $-26,4 \pm 0,1 \text{ ‰}$ na seca), diferindo dos demais reservatórios e dos trechos lóticos, com exceção do alto curso. Além disso, todos os reservatórios mostraram diferenças sazonais significativas entre cheia e seca. Da mesma forma, nos trechos lóticos, as diferenças sazonais significativas ocorreram ao longo de toda a bacia.

Na região estuarino-coasteira, a composição isotópica de carbono apresentou um aumento progressivo ao longo do gradiente de salinidade, com valores mais empobrecidos em $\delta^{13}\text{C}$ nas baixas salinidades (0-5 PSU: $-23,6 \pm 0,4 \text{ ‰}$) e enriquecimento gradual em direção às maiores salinidades, atingindo os valores mais elevados na faixa >30 PSU ($-22,1 \pm 0,8 \text{ ‰}$). Esse padrão se refletiu em diferenças estatisticamente significativas entre as faixas extremas, enquanto as faixas

intermediárias exibiram valores ordenados de forma consistente ao longo do gradiente. A sazonalidade afetou significativamente os valores de $\delta^{13}\text{C}$ nas faixas 0-5 PSU e 10-20 PSU, com enriquecimento durante a cheia, sem alterar o padrão geral do gradiente.

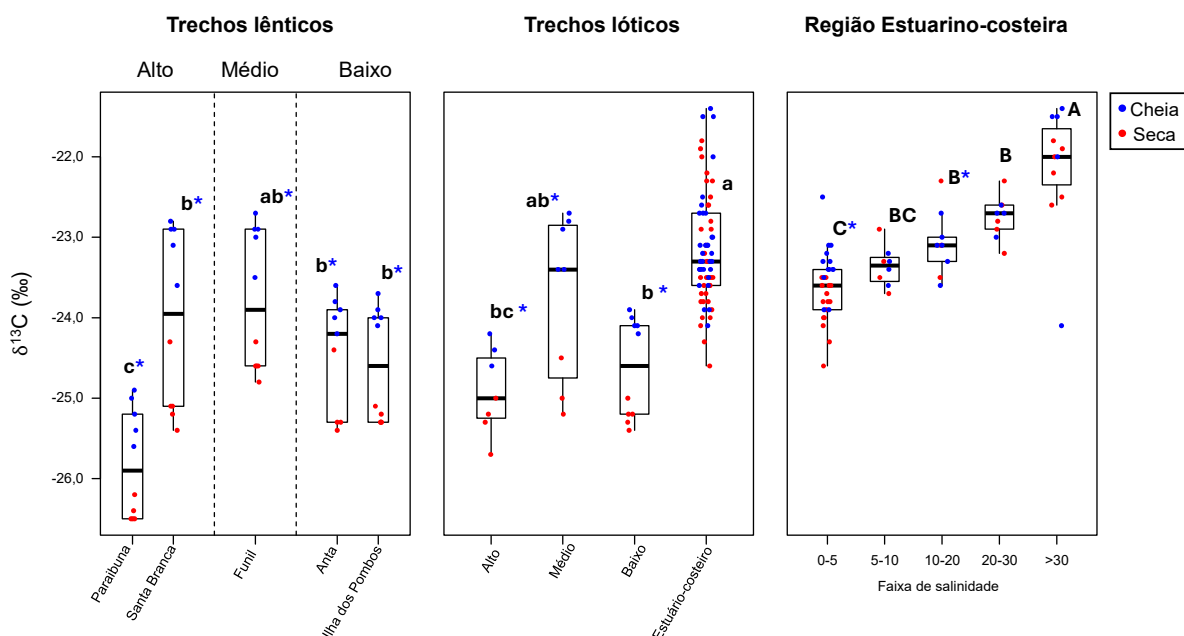


Figura 4. Boxplots da composição isotópica de carbono ($\delta^{13}\text{C}$, ‰) no contínuo Rio-Região Estuarino-costeira. Letras minúsculas distintas indicam diferenças estatisticamente significativas entre os trechos lóticos e lênticos. Letras maiúsculas distintas indicam diferenças significativas entre as faixas de salinidade. Asteriscos indicam valores significativamente maiores entre os períodos de seca (vermelho) e cheia (azul).

Os valores de $\delta^{15}\text{N}$ não apresentaram variação espacial significativa entre os trechos lênticos e lóticos (Figura 5). Em contraste, a sazonalidade exerceu efeito consistente, com valores mais elevados durante a cheia na maioria dos grupos, exceto na faixa estuarina de 20-30 PSU, em que não houve diferença entre os períodos. No estuário, observou-se um padrão de redução dos valores de $\delta^{15}\text{N}$ nas faixas de salinidade mais elevadas (0-5: $10,3 \pm 2,1$ ‰; > 30: $7,8 \pm 2,4$ ‰), com as faixas de 20-30 e >30 PSU exibindo os menores valores, sendo a faixa de 20-30 PSU significativamente mais empobrecida em $\delta^{15}\text{N}$ ($7,3 \pm 2,4$ ‰) em relação às faixas de 0-5, 5-10 e 10-20 PSU.

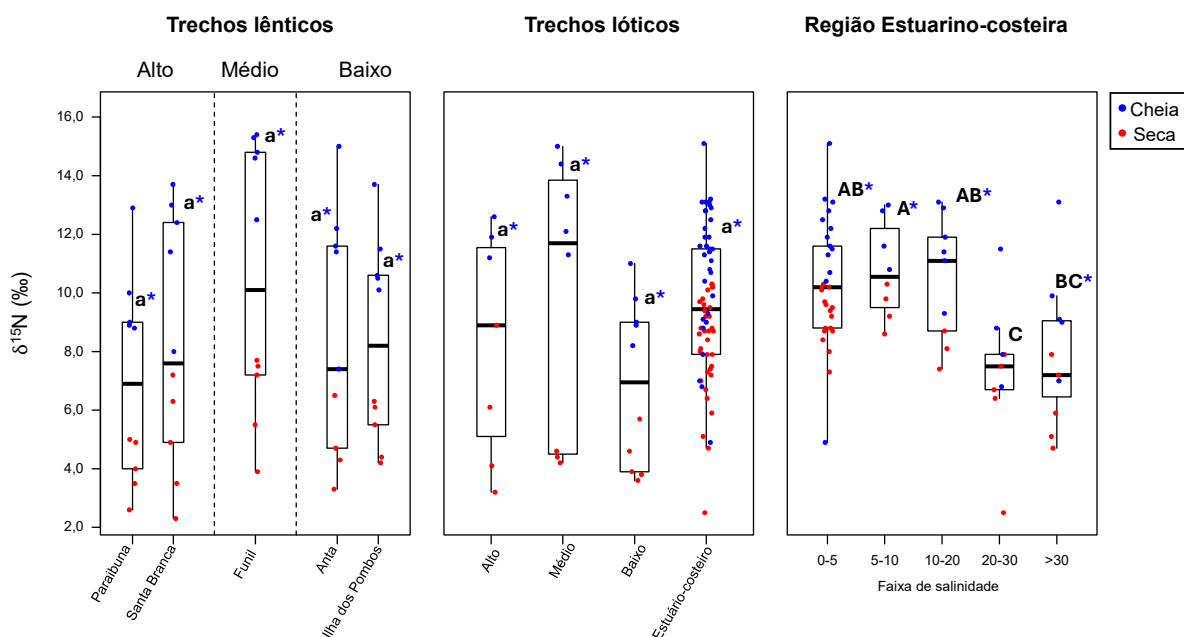


Figura 5. Boxplots das composições isotópicas de nitrogênio ($\delta^{15}\text{N}$, ‰) no contínuo Rio-Região Estuarino-costeira. Letras minúsculas distintas indicam diferenças estatisticamente significativas entre os trechos lóticos e lânticos. Letras maiúsculas distintas indicam diferenças significativas entre as faixas de salinidade. Asteriscos indicam valores significativamente maiores entre os períodos de seca (vermelho) e cheia (azul).

4.2. Potenciais contribuições de fontes para a MOD

A avaliação conjunta dos valores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ evidenciou ampla sobreposição das amostras no espaço isotópico, indicando mistura de fontes de MOD ao longo de todo o sistema (Figura 6). De modo geral, não se observou separação nítida entre trechos lânticos e lóticos, com amostras desses ambientes ocupando regiões semelhantes do diagrama em ambas as estações.

Os valores de $\delta^{15}\text{N}$ apresentaram ampla variação, aproximadamente entre 2‰ e 15‰, e exibiram maior dispersão entre os períodos sazonais, com deslocamento visual das amostras para valores mais elevados durante a estação chuvosa. No espaço isotópico, essa variação posiciona grande parte das amostras próximas aos intervalos associados ao fitoplâncton marinho e à vegetação C_4 terrestre.

Em contraste, os valores de $\delta^{13}\text{C}$ apresentaram menor amplitude de variação e atuaram principalmente na diferenciação sazonal das amostras. Durante a estação seca, os valores tenderam a se concentrar em intervalos mais empobrecidos em ^{13}C , próximos às faixas associadas à vegetação C_3 terrestre e ao fitoplâncton de água

doce. Já na estação cheia, observou-se deslocamento das amostras para valores relativamente mais enriquecidos em ^{13}C , aproximando-se dos intervalos característicos de fitoplâncton marinho e de fontes C_4 .

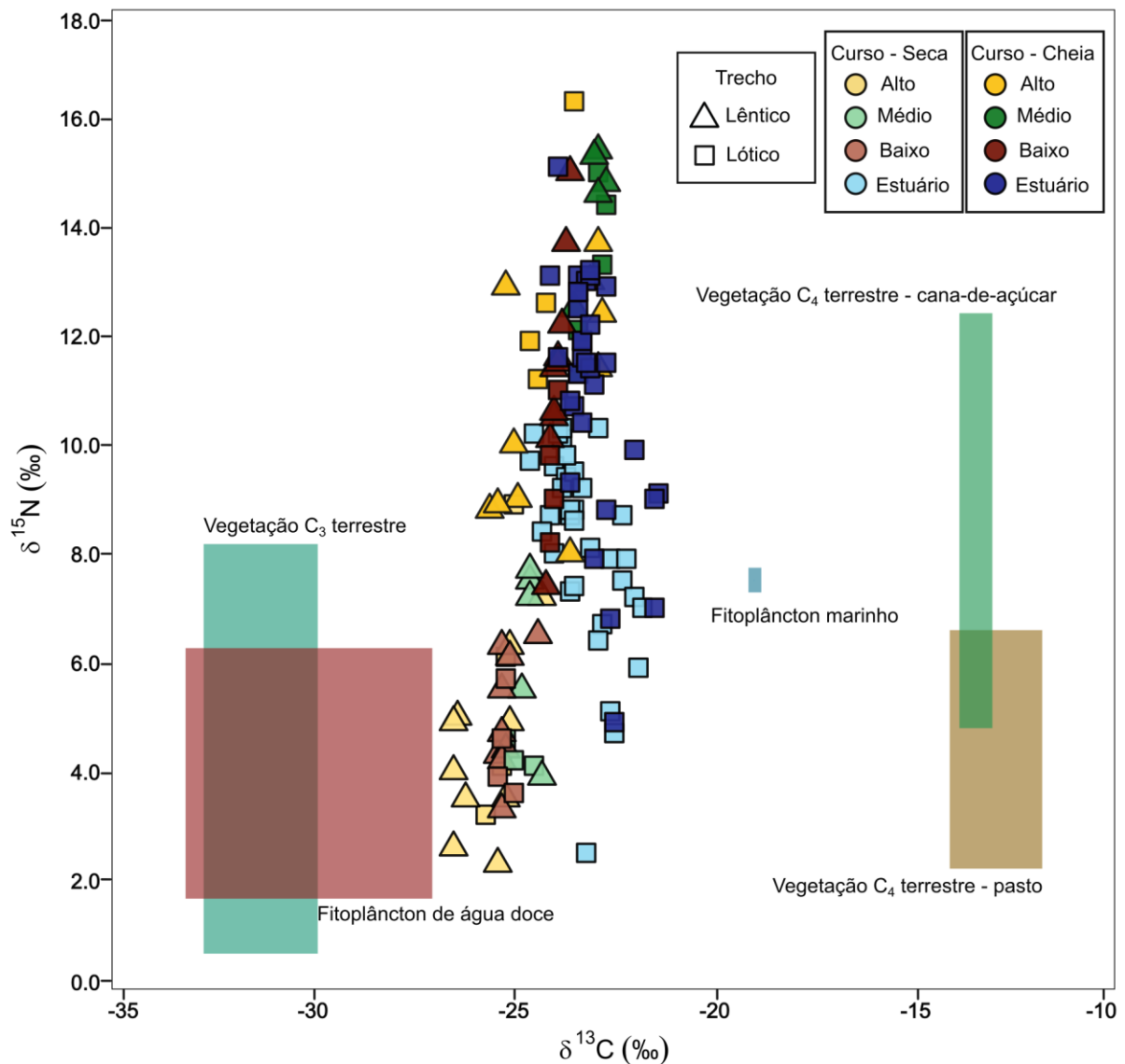


Figura 6. Gráfico cruzado de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$. Os polígonos delimitam os intervalos de composição isotópica das fontes (material de origem) utilizados como referência. Os valores isotópicos do fitoplâncton marinho foram adotados a partir de valores de literatura compilados por Serafim et al. (2023), enquanto os do fitoplâncton de água doce foram baseados em Alves et al., 2017. Os valores de vegetação C_4 (pasto e cana-de-açúcar) e de vegetação C_3 foram obtidas de Delatorre et al. (em preparação).

4.3. Dinâmica do CND

As concentrações de CND variaram de forma significativa ao longo do contínuo do RPS, com padrões distintos entre compartimentos espaciais e períodos

hidrológicos (Figura 7). Nos ambientes lênticos, não foram observadas diferenças espaciais significativas entre os reservatórios, indicando relativa homogeneidade longitudinal da fração dissolvida nesses ambientes. Em contraste, todos os reservatórios apresentaram diferenças sazonais consistentes, com concentrações significativamente mais elevadas durante a estação cheia.

Nos trechos lóticos, observou-se um gradiente espacial mais definido, com concentrações de CND mais elevadas no alto curso e redução progressiva em direção ao baixo curso e a região esturino-costeiro. A análise estatística indicou diferença significativa entre o alto curso e a região estuarino-costeira, com médias de $19,5 \pm 5,7$ $\mu\text{mol/L}$ e $8,1 \pm 3,7$ $\mu\text{mol/L}$, respectivamente. Além disso, a sazonalidade exerceu efeito significativo no médio e no baixo curso, onde as concentrações foram sistematicamente maiores durante a cheia em comparação à seca.

Na região estuarino-costeira, as concentrações de CND apresentaram redução significativa com o aumento da salinidade, atingindo valores mais elevados em 0-5 PSU e mais baixos em >30 PSU (0-5 PSU: $11,5 \pm 6,0$ $\mu\text{mol/L}$; >30 PSU: $5,4 \pm 4,8$ $\mu\text{mol/L}$). A sazonalidade também influenciou a dinâmica do CND no estuário, com diferenças significativas entre os períodos de seca e cheia nas faixas de 0-5 e 10-20 PSU. Em particular, na faixa de menor salinidade (0-5 PSU), as concentrações foram substancialmente mais elevadas durante a cheia, atingindo média de $15,8 \pm 8,1$ $\mu\text{mol/L}$, enquanto nas faixas mais salinas o efeito sazonal foi menos pronunciado.

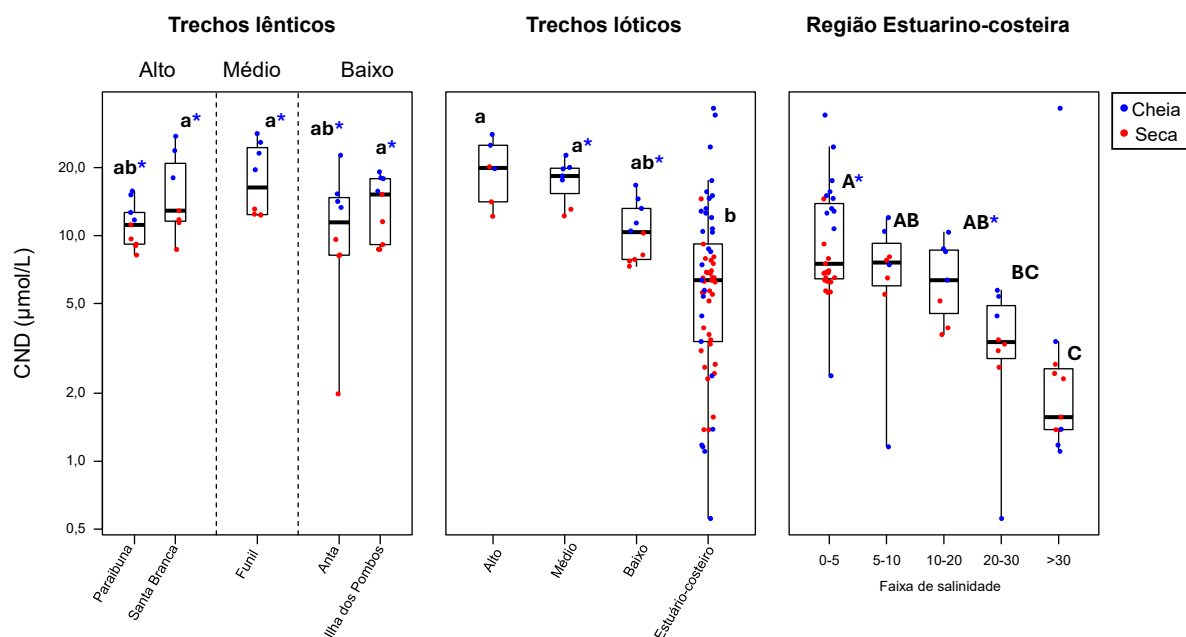


Figura 7. Boxplots das concentrações de carbono negro dissolvido (CND, $\mu\text{mol/L}$) no contínuo Rio-Região Estuarino-costeira. Letras minúsculas distintas indicam diferenças estatisticamente significativas entre os trechos lóticos e lânticos. Letras maiúsculas distintas indicam diferenças significativas entre as faixas de salinidade. Asteriscos indicam valores significativamente maiores entre os períodos de seca (vermelho) e cheia (azul).

4.4. Análise de Componentes Principais (PCA) das variáveis

A Análise de Componentes Principais (PCA) foi aplicada separadamente aos três compartimentos do sistema, trechos lânticos, trechos lóticos e região estuarino-costeira, a fim de representar a estrutura multivariada dos dados e a distribuição dos recortes no espaço definido pelos dois primeiros componentes principais (Figura 8).

Nos trechos lânticos (Figura 8A), as amostras dos setores médio e baixo apresentaram ampla sobreposição das elipses, indicando similaridade multivariada, e se distribuíram principalmente na direção dos vetores de condutividade e nitrogênio total (NT). Em contraste, o setor alto ocupou a região oposta do espaço multivariado, evidenciando diferenciação em relação aos demais trechos lânticos. Nos trechos lóticos (Figura 8B), observou-se maior separação entre os grupos alto e baixo, refletida pela posição distinta de suas elipses no espaço multivariado. O grupo baixo apresentou associação mais evidente com os vetores de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$, enquanto o grupo médio ocupou uma posição intermediária, com sobreposição parcial em relação aos demais grupos.

Na região estuarino-costeira (Figura 8C), as amostras se organizaram ao longo de um gradiente contínuo no espaço multivariado, definido principalmente pelas variáveis associadas à MOD e às condições físico-químicas, como CND, NT, condutividade e a razão C:Na. A ampla dispersão e a sobreposição das amostras indicam transição gradual e mistura ao longo do sistema estuarino-costeiro.

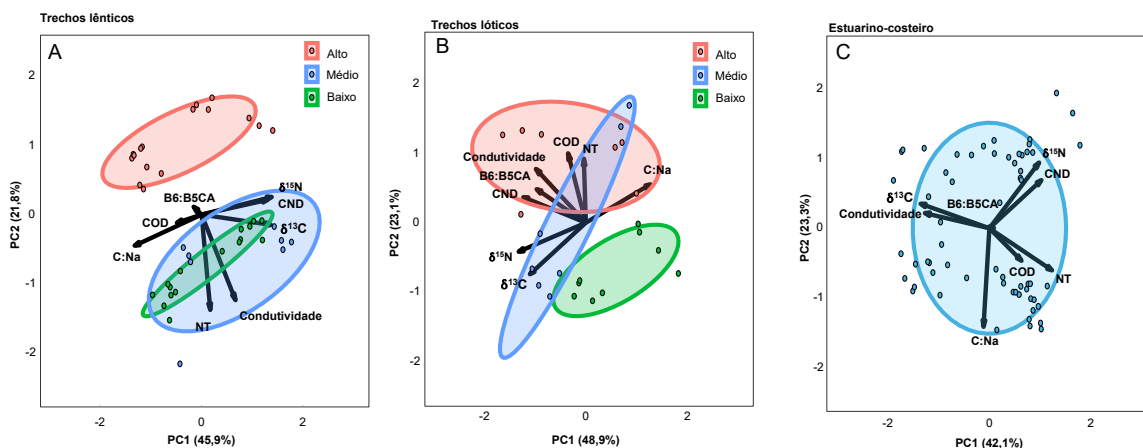


Figura 8. Análise de componentes principais das variáveis associadas à matéria orgânica dissolvida (MOD) nos trechos lênticos (A), lóticos (B) e estuarino-costeiros (C) do RPS.

5. DISCUSSÃO

5.1. Características e fontes da MOD

As variações espaciais e sazonais nas características e nas fontes da MOD ao longo do RPS refletem a atuação conjunta de processos que respondem de maneira distinta às condições ambientais locais. Em conjunto, os padrões observados de COD e as composições isotópicas sugerem que a origem e a qualidade da MOD são fortemente moduladas pela hidrodinâmica do sistema, com variação entre compartimentos, e pela transição ao longo do gradiente rio-região estuarino-costeira, onde a influência da água salina passa a impor novos controles sobre mistura e transformação da MO. Esses resultados reforçam que fatores como velocidade de fluxo, tempo de residência, conectividade, aportes antrópicos e processos naturais de diluição e processamento atuam de forma integrada na definição da MOD disponível e exportada ao longo do contínuo. Nesse contexto, enquanto o COD está relacionado com o balanço entre produção, remoção e diluição dentro de cada ambiente, as composições isotópicas auxiliam na compreensão das possíveis fontes e processos

de transformações que acompanham a variação hidrológica e o gradiente de salinidade.

Nos reservatórios, as diferenças sazonais significativas observadas em Santa Branca e Ilha dos Pombos, com maiores valores de COD na seca em relação à cheia, podem estar associadas ao maior tempo de residência e à redução do efeito de diluição, condições que favorecem o acúmulo de MOD e amplificam o processamento interno, dependendo do balanço entre produção autóctone e remoção/degradação (Ulseth & Hall, 2015; Proia et al., 2016). A menor turbulência nesses ambientes favorece a sedimentação de partículas orgânicas e a atuação de processos microbianos na interface água-sedimento, o que pode contribuir para a liberação de carbono para a fase dissolvida e influenciar as concentrações na coluna d'água (Yang et al., 2014). Em bacias com influência antrópica, esse cenário tende a ser reforçado porque reservatórios funcionam como áreas de retenção de aportes difusos e pontuais provenientes de áreas urbanas e de atividades agrícolas, em especial por escoamento superficial e lixiviação (Teurlincx et al., 2019; Whittinghill et al., 2023). Assim, variações no uso e cobertura do solo, como a substituição de vegetação nativa por pastagens e agricultura, podem aumentar a exportação de MO para os corpos d'água ao alterar a estrutura do solo, favorecer processos erosivos e intensificar o transporte de material orgânico e nutrientes, com potencial efeito sobre a magnitude e a composição do COD que chega aos reservatórios (Li et al., 2020; Felgate et al., 2021).

Nos trechos lóticos, as concentrações significativamente maiores no alto e no médio curso em relação ao baixo curso e ao estuário-costeiro sugere que, ao longo do canal principal, o COD é condicionado principalmente pela dinâmica de transporte e mistura longitudinal. Esse padrão pode refletir a integração entre aportes laterais e de tributários, com potencial efeito de diluição e redistribuição da MOD, enquanto o processamento local tende a variar de acordo com condições hidrológicas e geomorfológicas de cada trecho (Duan et al., 2017). Além disso, durante o transporte a jusante, parte da MOD pode ser progressivamente transformada por processos fotoquímicos e microbianos, alterando sua composição e o balanço entre reatividade ao longo do percurso e exportação (Liu et al., 2022; Grasset et al., 2024). A PCA dos trechos lóticos reforça essa interpretação ao indicar a separação entre alto, médio e baixo curso, com maior associação do COD aos primeiros, enquanto o baixo curso se organiza segundo as variáveis isotópicas, sugerindo mudanças na composição da MOD ao longo do transporte fluvial.

Na região estuarino-costeira, a diferença significativa entre 5-10 e 20-30 PSU, com maiores concentrações na faixa 5-10 PSU, reforça a influência do aporte fluvial e da mistura inicial em baixas salinidades, onde a MOD terrígena ainda tem maior contribuição. Nesse compartimento, o COD pode apresentar comportamento não conservativo, com remoção e/ou transformação associadas à floculação e à transferência para a fase particulada em salinidades baixas a intermediárias, além de processos reativos como adsorção e transformações fotoquímicas e microbianas ao longo do gradiente (Moyer et al., 2015; Cavalcante et al., 2024). À medida que a salinidade aumenta, a contribuição fluvial tende a diminuir e a MOD passa a refletir mais o componente marinho, o que, em conjunto com processos de remoção e transformação, contribui para o declínio do COD no sentido rio-oceano (Vidal et al., 2023). Esse padrão pode ser observado também na PCA desse ambiente, onde há alta associação entre a composição isotópica de $\delta^{13}\text{C}$ e a condutividade, e baixa quando comparado com COD, refletindo a influência de aporte terrestre diminuindo ao longo do gradiente.

De forma geral, o fato das diferenças entre seca e cheia aparecerem de maneira pontual, em reservatórios específicos e em faixas específicas de salinidade, sugere que a sazonalidade do COD no RPS é modulada por controles locais, especialmente tempo de residência, intensidade de mistura e conectividade com fontes laterais. Na seca, a redução da vazão tende a diminuir o efeito de diluição e favorecer concentrações mais altas de COD, enquanto o aumento relativo do tempo de residência pode intensificar a retenção e o processamento interno, ampliando a contribuição de fontes locais e contínuas, inclusive sob influência urbana e agrícola (Arguelho et al., 2017; Norouzi et al., 2025). Em contraste, na cheia, o aumento da descarga tende a reforçar a diluição e a exportação a jusante, reduzindo o tempo disponível para acúmulo e transformações locais e tornando o sinal sazonal mais dependente do balanço entre aporte lateral e mistura em cada compartimento.

As concentrações de COD evidenciam a dinâmica da MO ao longo da bacia e sua variação entre a seca e a cheia. Como o CND integra o pool de COD, seria esperado algum grau de covariação; porém, neste conjunto de dados, essa relação não se mostrou consistente. Esse comportamento também é sugerido pela PCA, que indica baixa associação entre CND e COD, sobretudo nos trechos lênticos, onde os vetores apresentam pouco alinhamento. Esse padrão é compatível com o que já foi

descrito para CND em águas naturais, em que a relação com COD pode ser linear, mas relativamente fraca, porque o componente pirogênico é mais dependente do aporte de suas fontes, enquanto o COD reflete a contribuição simultânea de múltiplas origens e processos (Coppola et al., 2019; Qi et al., 2020). Ainda assim, a razão CND/COD atingiu no máximo 10%, indicando participação minoritária do CND no COD.

Observa-se que a maioria das comparações entre ambientes lênticos e lóticos não indica diferença estatisticamente significativa para os valores de $\delta^{13}\text{C}$, e a sobreposição predominante entre aproximadamente -25 e -23 ‰ aponta para mistura de contribuições e para mudanças de processamento ao longo do contínuo, de modo que o $\delta^{13}\text{C}$, isoladamente, não sustenta atribuições únicas de fonte de MO. O padrão mais empobrecido em Paraibuna pode ser associado a uma maior influência relativa de MO terrestre derivada de vegetação do tipo C_3 , que tende a apresentar valores de $\delta^{13}\text{C}$ mais empobrecidos em comparação com gramíneas com via fotossintética do tipo C_4 (Carneiro et al., 2021; Kirkels et al., 2022). No planejamento apresentado no Relatório de Situação do Comitê de Integração da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul do ano de 2020, a unidade “Paraíba do Sul (trecho paulista)” possui 51% na classe “Vegetação arbórea densa, florestas e vegetação arbórea esparsa”, proporção superior à do “médio Paraíba do Sul” (43%) e à do “baixo Paraíba do Sul e Itabapoana” (38%), o que sugere maior influência relativa de áreas florestadas no setor a montante quando comparado aos trechos médio e baixo do RPS. Mesmo considerando que o reservatório de Santa Branca também se localiza nesse setor do alto curso RPS, a comparação por município das Áreas de Preservação Permanente no Vale do Paraíba paulista indica, com base no Inventário Florestal (IF) do Estado de São Paulo, maior participação da classe florestal no município de Paraibuna (classe “Floresta IF” com 38,85%) do que no município de Santa Branca (classe “Floresta IF” com 33,58%), reforçando a interpretação de maior influência relativa de remanescentes florestais na área associada ao reservatório de Paraibuna (Plano Diretor de Restauração para a UGRHI 02, Vale do Paraíba do Sul: Diagnóstico Ambiental, de Normas Ambientais e Fontes de Financiamento - Plano de Ação).

No trecho estuarino-costeiro, que contribuiu para os valores mais enriquecidos de $\delta^{13}\text{C}$ no conjunto lótico, observou-se um enriquecimento progressivo conforme as faixas de salinidade aumentam, o que pode ser explicado pela maior contribuição

relativa de fontes marinhas ao longo do gradiente de mistura. À medida que a influência da água do mar se torna mais presente, a produção autóctone marinha passa a contribuir mais na composição da MO e pode reforçar esse padrão, fazendo com que os valores de $\delta^{13}\text{C}$ fiquem mais enriquecidos, já que a MO associada à fotossíntese do fitoplâncton marinho costuma apresentar valores de $\delta^{13}\text{C}$ em geral menos negativo que as fontes fluviais/terrestres (Bauer & Bianchi, 2011; Marques et al., 2017; Ye et al., 2018).

O enriquecimento em ^{13}C significativo no período de cheia ao longo do contínuo, observado na maioria dos ambientes amostrados e principalmente nos trechos lânticos, pode estar associado ao maior carreamento de frações de MO do solo superficial e das margens. Na cheia, o aumento do escoamento superficial e a maior transferência de material do compartimento terrestre para os corpos d'água tendem a mobilizar frações que, na seca, tendem a permanecer parcialmente retidas em terra, de modo que o pool dissolvido passa a refletir mais a mistura de fontes disponíveis localmente (Lambert et al., 2014; Pereira et al., 2014). Nesse contexto, a presença de vegetações de ciclo fotossintético C_4 podem contribuir para o sinal isotópico, mas os valores de $\delta^{13}\text{C}$ resulta do balanço entre múltiplas entradas e do processamento ao longo do contínuo (Krusche, 2002; Brockmeyer & Spitzzy, 2011; Krishna et al., 2025). Além disso, em uma bacia sob influência antrópica, eventos de maior vazão podem intensificar o transporte de material associado a áreas urbanas e a outras atividades humanas, tanto por vias pontuais quanto difusas, contribuindo para a exportação de frações previamente retidas na superfície do solo e nas margens (Jeanneau et al., 2015; Dittmer et al., 2020). Ainda assim, os valores da composição isotópica podem variar conforme a magnitude do evento hidrológico: de acordo com Marques et al. (2017), no RPS os valores mais empobrecidos de $\delta^{13}\text{C}$ ocorreram na estação cheia durante um evento com vazões várias vezes superiores às demais campanhas de seca e cheia do estudo, sugerindo que cheias excepcionais podem mobilizar conjuntos de fontes distintos e, conseqüentemente, alterar o padrão isotópico observado.

Em relação ao $\delta^{15}\text{N}$, não houve diferença estatisticamente significativa entre os trechos lóticos e lânticos. Na região estuarino-costeira, as faixas de salinidade diferiram entre si, com tendência geral de redução dos valores de $\delta^{15}\text{N}$ à medida que a salinidade aumenta, embora esse padrão não seja contínuo em todas as faixas. Isso

sugere uma transição ao longo do gradiente de mistura, na qual a MOD nas menores salinidades mantém maior influência continental, enquanto em salinidades mais altas, o sinal tende a refletir mais a fração costeira-marinha. Ainda assim, a variação dominante foi sazonal, com valores de $\delta^{15}\text{N}$ significativamente maior na cheia em comparação com a seca na maioria dos ambientes, exceto na faixa 20-30, em que não houve diferença entre os períodos. Esse enriquecimento na cheia pode estar relacionado ao aumento do escoamento superficial e da conectividade hidrológica, intensificando o aporte terrestre para o sistema aquático. Nessa condição, os valores observados na cheia são compatíveis com a faixa reportada para insumos orgânicos associados a dejetos (esterco/chorume), embora essa não deva ser a única fonte controlando a composição isotópica (Bateman & Kelly, 2007; Muñoz-Redondo et al., 2024). Assim, considerando o uso do solo na bacia, áreas agropecuárias podem atuar como potenciais fontes desse aporte, sobretudo onde há aplicação de fertilizantes orgânicos e presença de criação animal. Além disso, observa-se uma associação inversa entre $\delta^{15}\text{N}$ e a razão C:Na na PCA para todos os ambientes, sugerindo que condições com $\delta^{15}\text{N}$ mais elevado tendem a coincidir com menores razões C:Na, o que é consistente com maior contribuição relativa de nitrogênio no material orgânico exportado durante eventos de maior conectividade hidrológica e/ou mudanças nos processos de ciclagem do N.

De forma geral, os trechos e ambientes amostrados apresentaram variação principalmente em relação a sazonalidade, com a cheia influenciando os valores de $\delta^{13}\text{C}$ e, principalmente, de $\delta^{15}\text{N}$. Isso é refletido no gráfico de fontes, que acopla $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ e auxilia na visualização, de forma integrada, das possíveis origens da MOD ao longo do contínuo do RPS.

Os valores de $\delta^{13}\text{C}$, que em sua maioria variaram entre -25 e -22‰, são compatíveis com os encontrados nos sedimentos da região estuarina do RPS por Serafim et al. (2023), em que os autores associaram as composições a um aporte terrestre com mistura de vegetação C_3 e C_4 , associando esse padrão às mudanças na cobertura vegetal da bacia, com substituição progressiva da vegetação original por usos antrópicos, o que tende a reorganizar a composição isotópica do material orgânico disponível e exportado para o sistema. A distribuição das amostras nessa faixa intermediária, além de indicar mistura, mostra que a fração dissolvida não está dominada por uma composição de $\delta^{13}\text{C}$ claramente de vegetação C_4 , como a de pasto

e cana-de-açúcar em torno de $\sim -12\%$. Ainda assim, a influência de C_4 pode estar presente de forma mais sutil, contribuindo para um enriquecimento relativo do $\delta^{13}C$ quando combinada com outras fontes, sem que o sinal característico de C_4 apareça como end-member principal. Ao mesmo tempo, a região estuarina-costeira se destaca por ocupar valores de $\delta^{13}C$ mais enriquecidos, o que é coerente com maior influência relativa de fontes marinhas ao longo do gradiente de mistura. A distinção entre lântico e lótico não fica tão evidente no espaço isotópico, reforçando que, para a MOD dissolvida, o gradiente estuarino e a sazonalidade parecem organizar mais o padrão do que a simples separação por tipo de ambiente.

Nesse contexto, o enriquecimento isotópico observado durante a estação chuvosa, especialmente em $\delta^{13}C$ e acompanhado por valores elevados de $\delta^{15}N$, é compatível com um possível aumento relativo do aporte de MO associada a vegetações de ciclo fotossintético C_4 , amplamente distribuídas na bacia sob a forma de pastagens e áreas agrícolas. Esse material, mobilizado preferencialmente durante eventos de maior conectividade hidrológica, pode contribuir não apenas para a reorganização do sinal isotópico da MOD, mas também para o incremento das concentrações de CND observadas na cheia. Considerando que o CND representa uma fração pirogênica relativamente estável da MO, frequentemente associada à queima de biomassa e ao uso do solo em bacias tropicais, é plausível que parte do CND exportado durante a cheia esteja vinculada à remobilização de estoques superficiais de origem terrestre, incluindo resíduos de vegetação C_4 previamente acumulados no solo e nas margens fluviais.

5.2. Transporte do CND

As concentrações de CND apresentaram um padrão de diminuição do alto curso até a região estuarino-costeira e, dentro do gradiente estuarino, esse mesmo padrão se manteve entre as faixas de salinidade, com redução das concentrações conforme a salinidade aumentou, embora essa diferença não tenha sido significativa na maioria dos ambientes. A cheia foi o principal fator associado ao aumento das concentrações de CND ao longo do RPS.

De forma geral, as concentrações de CND obtidas neste estudo se inserem na faixa reportada na literatura para a fração dissolvida em ambientes lóticos, lênticos, estuarinos e oceânicos, com ampla sobreposição entre os valores (Tabela suplementar 2; Figura suplementar 1). Assim, o RPS se mantém dentro do espectro esperado para sistemas fluviais e estuarinos, o que sugere que os principais controles sobre o CND, como aportes continentais, hidrodinâmica e processamento biogeoquímico, atuam de forma consistente com o observado em outros contextos. Além disso, a proximidade com valores previamente reportados para o próprio RPS (Dittmar et al., 2012; Marques et al., 2017) reforça a comparabilidade dos resultados ao longo do tempo, apesar das diferenças de período amostral.

Os maiores valores de CND no alto curso e a diminuição em direção à região estuarino-costeira podem ser explicados por aportes atmosféricos e pelo controle hidrológico sobre a mobilização do material pirogênico. Jones et al (2017) descrevem que o CN presente em aerossóis pode ser transferido para a bacia por deposição úmida, portanto associado a eventos de precipitação, e que o processamento atmosférico tende a aumentar sua solubilidade. Dessa forma, após episódios de chuva, uma parcela do CN depositado pode ser rapidamente convertida em fração dissolvida e incorporada ao escoamento superficial e às águas do rio. Considerando que o alto curso do RPS apresenta eventos de precipitação mais intensos em relação ao médio e ao baixo curso, esse mecanismo pode aumentar o aporte recente e a mobilização de CND a montante. Além disso, a deposição atmosférica pode refletir fontes regionais distintas, incluindo emissões associadas à combustão de combustíveis fósseis sob influência de grandes centros urbanos, como São Paulo, e emissões oriundas da queima de biomassa vegetal, que permanece como fonte importante de CN atmosférico e pode ser transportada e depositada sobre a bacia, contribuindo potencialmente para o enriquecimento do CND no alto curso.

A queda de CND ao longo do alto, médio e baixo curso também foi observada por Marques et al. (2017). Os autores associaram esse padrão a um comportamento não conservativo ao longo do contínuo fluvial, resultante da combinação entre mistura e diluição, à medida que o rio incorpora aportes laterais e contribuições de água subterrânea mais profunda, em geral mais pobres em CND, reduzindo as concentrações conforme o volume de água aumenta, e processos de remoção ao longo do transporte, com destaque para a fotodegradação como um possível sumidouro do CND durante o deslocamento rio abaixo. Essa explicação se estende

ao trecho estuarino-costeiro: a diminuição do CND com o aumento das faixas de salinidade é consistente com mistura e diluição, em que a redução da contribuição fluvial e o incremento da fração marinha promovem a substituição progressiva do end-member continental por um end-member oceânico relativamente mais pobre em CND. Como indicado na PCA, onde observa-se associação positiva entre CND e $\delta^{15}\text{N}$ e associação negativa com a condutividade e $\delta^{13}\text{C}$, sugerindo essa transição ao longo do gradiente de mistura, com redução relativa da influência de MO de origem continental e aumento da contribuição costeiro-marinha. Além do controle físico, a queda ao longo do gradiente pode ser reforçada por processos de remoção/transformação na zona de mistura, sobretudo fotodegradação, reduzindo a fração pirogênica dissolvida em direção às maiores salinidades.

As maiores concentrações de CND no período de cheia podem estar associadas ao aumento da descarga, que intensifica o escoamento superficial e amplia a conectividade entre encostas, margens e o canal principal. Nesse cenário, há maior exportação de MO do solo superficial, onde a fração termicamente modificada tende a se acumular, elevando as concentrações e, sobretudo, os fluxos de CND (Dittmar et al., 2012; Drake et al., 2020). Esse pulso hidrológico favorece a mobilização de material recentemente disponibilizado na paisagem, incluindo produtos de queima incompleta de vegetação. Marques et al. (2017) associaram a variabilidade de CND no RPS a um componente de queima histórica da Mata Atlântica, ao observar que maiores concentrações se relacionavam a composição de $\delta^{13}\text{C}$ mais empobrecidas. No presente estudo, por outro lado, os maiores valores de CND na cheia coincidiram com valores de $\delta^{13}\text{C}$ mais enriquecidos no mesmo período, o que sugere a possibilidade de maior contribuição de material associado à queima mais recente de vegetação C_4 .

6. CONCLUSÃO

Os resultados deste estudo indicam que a dinâmica da MOD e do CND ao longo do RPS é predominantemente controlada pela variabilidade hidrológica e pelo gradiente longitudinal do sistema, especialmente na transição rio-região estuarina-costeira. Apesar das diferenças estruturais entre ambientes lênticos e lóticos, não

foram observados padrões consistentes que sustentem uma distinção clara entre esses compartimentos nos dados obtidos. Esse padrão sugere que, para a fração dissolvida, os processos de mistura, transporte e transformação ao longo do contínuo exercem maior influência do que o tipo de ambiente isoladamente, enquanto a sazonalidade, principalmente o período de cheia, atua como o principal fator modulador das composições isotópicas e das concentrações mensuradas. No estuário, o gradiente de salinidade estruturou de forma clara a composição isotópica da MOD, com maior influência relativa de fontes marinhas nas maiores salinidades, enquanto o CND apresentou redução das concentrações em direção à região estuarino-costeira, com aumento associado à cheia. Em conjunto, os resultados reforçam o papel da conectividade hidrológica e da transição fluvial-marinha na mobilização, transformação e exportação da MO, contribuindo para a compreensão dos controles que regem o ciclo do carbono em rios tropicais sob influência antrópica e fornecendo subsídios para avaliações futuras de mudanças no uso do solo e no regime hidrológico na bacia do RPS.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Almeida, M. G., & Souza, C. M. M. (2008). Distribuição espacial de mercúrio total e elementar e suas interações com carbono orgânico, área superficial e distribuição granulométrica em sedimentos superficiais da bacia inferior do Rio Paraíba do Sul, RJ, Brasil. *Geochimica Brasiliensis*.

Arguelho, M. D. L. P. D. M., Alves, J. D. P. H., Monteiro, A. S. C., & Garcia, C. A. B. (2017). Characterization of dissolved organic matter in an urbanized estuary located in Northeastern Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, 189(6), 272. <https://doi.org/10.1007/s10661-017-5966-7>

Barton, R., & Wagner, S. (2022). Measuring dissolved black carbon in water via aqueous, inorganic, high-performance liquid chromatography of benzenepolycarboxylic acid (BPCA) molecular markers. *PLOS ONE*, 17(5), e0268059. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0268059>

Bateman, A. S., & Kelly, S. D. (2007). Fertilizer nitrogen isotope signatures. *Isotopes in Environmental and Health Studies*, 43(3), 237-247. <https://doi.org/10.1080/10256010701550732>

Bauer, J. E., & Bianchi, T. S. (2011). Dissolved Organic Carbon Cycling and Transformation. Em *Treatise on Estuarine and Coastal Science* (p. 7-67). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-374711-2.00502-7>

Bauer, J. E., Cai, W.-J., Raymond, P. A., Bianchi, T. S., Hopkinson, C. S., & Regnier, P. A. G. (2013). The changing carbon cycle of the coastal ocean. *Nature*, 504(7478), 61-70. <https://doi.org/10.1038/nature12857>

Bostick, K. W., Zimmerman, A. R., Wozniak, Andrew. S., Mitra, S., & Hatcher, P. G. (2018). Production and Composition of Pyrogenic Dissolved Organic Matter From a Logical Series of Laboratory-Generated Chars. *Frontiers in Earth Science*, 6, 43. <https://doi.org/10.3389/feart.2018.00043>

Brockmeyer, B., & Spitzy, A. (2011). Effects of sugar cane monocultures on origin and characteristics of dissolved organic matter in the Manguaba lagoon in northeast Brazil. *Organic Geochemistry*, 42(1), 74-83. <https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2010.10.009>

Cai, S., Wang, C., Zhu, Q., & Lao, Q. (2023). Source, distribution, and transformation of dissolved and particulate organic matters in Qinzhou Bay, Northern Beibu Gulf. *Frontiers in Marine Science*, 10, 1163899. <https://doi.org/10.3389/fmars.2023.1163899>

Carneiro, L. M., Do Rosário Zucchi, M., De Jesus, T. B., Da Silva Júnior, J. B., & Hadlich, G. M. (2021). $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$ and TOC/TN as indicators of the origin of organic matter in sediment samples from the estuary of a tropical river. *Marine Pollution Bulletin*, 172, 112857. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112857>

Cavalcante, M. S., Marins, R. V., & Mounier, S. (2024). Non-conservative behavior of organic matter and its interaction with metals in an equatorial estuary, Brazil. *Environmental Science and Pollution Research*, 31(23), 34309-34323. <https://doi.org/10.1007/s11356-024-33521-5>

Chen, F., Bai, X., Luo, G., Zhang, G., Ran, C., & Luo, X. (2025). Assessing the global flux of organic carbon transported from terrestrial surfaces to oceans by rivers. *Carbon Balance and Management*, 20(1), 29. <https://doi.org/10.1186/s13021-025-00318-z>

Chen, H., Wang, J., Zhao, X., Wang, Y., Huang, Z., Gong, T., & Xian, Q. (2022). Occurrence of dissolved black carbon in source water and disinfection byproducts formation during chlorination. *Journal of Hazardous Materials*, 435, 129054. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.129054>

Coppola, A. I., Seidel, M., Ward, N. D., Viviroli, D., Nascimento, G. S., Haghipour, N., Revels, B. N., Abiven, S., Jones, M. W., Richey, J. E., Eglinton, T. I., Dittmar, T., & Schmidt, M. W. I. (2019). Marked isotopic variability within and between the Amazon River and marine dissolved black carbon pools. *Nature Communications*, 10(1), 4018. <https://doi.org/10.1038/s41467-019-11543-9>

Coppola, A. I., Wagner, S., Lennartz, S. T., Seidel, M., Ward, N. D., Dittmar, T., Santín, C., & Jones, M. W. (2022). The black carbon cycle and its role in the Earth system. *Nature Reviews Earth & Environment*, 3(8), 516-532. <https://doi.org/10.1038/s43017-022-00316-6>

de Mendiburu F (2023). agricolae: Statistical Procedures for Agricultural Research. R package version 1.3-7.

DeVries, T. (2022). The Ocean Carbon Cycle. *Annual Review of Environment and Resources*, 47(1), 317-341. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-120920-111307>

Ding, Y., Yamashita, Y., Dodds, W. K., & Jaffé, R. (2013). Dissolved black carbon in grassland streams: Is there an effect of recent fire history? *Chemosphere*, 90(10), 2557-2562. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.10.098>

Dittmar, T. (2008). The molecular level determination of black carbon in marine dissolved organic matter. *Organic Geochemistry*, 39(4), 396-407. <https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2008.01.015>

Dittmar, T., De Rezende, C. E., Manecki, M., Niggemann, J., Coelho Ovalle, A. R., Stubbins, A., & Bernardes, M. C. (2012). Continuous flux of dissolved black carbon from a vanished tropical forest biome. *Nature Geoscience*, 5(9), 618-622. <https://doi.org/10.1038/ngeo1541>

Dittmar, T., Koch, B., Hertkorn, N., & Kattner, G. (2008). A simple and efficient method for the solid-phase extraction of dissolved organic matter (SPE-DOM) from seawater. *Limnology and Oceanography: Methods*, 6(6), 230-235. <https://doi.org/10.4319/lom.2008.6.230>

Dittmer, U., Bachmann-Machnik, A., & Launay, M. A. (2020). Impact of Combined Sewer Systems on the Quality of Urban Streams: Frequency and Duration of Elevated Micropollutant Concentrations. *Water*, 12(3), 850. <https://doi.org/10.3390/w12030850>

Drake, T. W., Wagner, S., Stubbins, A., Wabakanghanzi, J. N., Dinga, J. B., Six, J., & Spencer, R. G. M. (2020). Du Feu à l'Eau: Source and Flux of Dissolved

Black Carbon From the Congo River. *Global Biogeochemical Cycles*, 34(8), e2020GB006560. <https://doi.org/10.1029/2020GB006560>

Duan, S., He, Y., Kaushal, S. S., Bianchi, T. S., Ward, N. D., & Guo, L. (2017). Impact of Wetland Decline on Decreasing Dissolved Organic Carbon Concentrations along the Mississippi River Continuum. *Frontiers in Marine Science*, 3. <https://doi.org/10.3389/fmars.2016.00280>

Fang, Z., Yang, W., Chen, M., Stubbins, A., Ma, H., Jia, R., Li, Q., & Chen, Q. (2018). Transport of dissolved black carbon from the Prydz Bay Shelf, Antarctica to the deep Southern Ocean. *Limnology and Oceanography*, 63(5), 2179-2190. <https://doi.org/10.1002/lno.10932>

Fang, Z., Yang, W., Stubbins, A., Chen, M., Li, J., Jia, R., Li, Q., Zhu, J., & Wang, B. (2021). Spatial characteristics and removal of dissolved black carbon in the western Arctic Ocean and Bering Sea. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 304, 178-190. <https://doi.org/10.1016/j.gca.2021.04.024>

Felgate, S. L., Barry, C. D. G., Mayor, D. J., Sanders, R., Carrias, A., Young, A., Fitch, A., Mayorga-Adame, C. G., Andrews, G., Brittain, H., Cryer, S. E., Evans, C. D., Goddard-Dwyer, M., Holt, J. T., Hughes, B. K., Lapworth, D. J., Pinder, A., Price, D. M., Rosado, S., & Evans, C. (2021). Conversion of Forest to Agriculture Increases Colored Dissolved Organic Matter in a Subtropical Catchment and Adjacent Coastal Environment. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 126(6), e2021JG006295. <https://doi.org/10.1029/2021JG006295>

Fundação SOS Mata Atlântica. (s.d.). Mata Atlântica. <https://www.sosma.org.br/causas/mata-atlantica/>

Freitas, W. K., Gois, G., Pereira, E. R., Oliveira Junior, J. F., Magalhães, L. M. S., Brasil, F. C., & Sobral, B. S. (2020). Influence of fire foci on forest cover in the Atlantic Forest in Rio de Janeiro, Brazil. *Ecological Indicators*, 115, 106340. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106340>

Glaser, B., Haumaier, L., Guggenberger, G., & Zech, W. (2001). The “Terra Preta” phenomenon: A model for sustainable agriculture in the humid tropics. *Naturwissenschaften*, 88(1), 37-41. <https://doi.org/10.1007/s001140000193>

Goldberg, E.D., 1985. Black Carbon in the Environment: Properties And Distribution. John Wiley and Sons 1985.

Gomes, P. R., Pestana, I. A., De Almeida, M. G., De Oliveira, B. C. V., & De Rezende, C. E. (2022a). Effects of illegal gold mining on Hg concentrations in water, Pistia stratiotes, suspended particulate matter, and bottom sediments of two impacted rivers (Paraíba do Sul River and Muriaé River), Southeastern, Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, 194(11), 797. <https://doi.org/10.1007/s10661-022-10477-y>

Gomes, P. R., Pestana, I. A., De Almeida, M. G., De Oliveira, B. C. V., & De Rezende, C. E. (2022b). Effects of illegal gold mining on Hg concentrations in water, Pistia stratiotes, suspended particulate matter, and bottom sediments of two impacted rivers (Paraíba do Sul River and Muriaé River), Southeastern, Brazil. *Environmental*

Monitoring and Assessment, 194(11), 797. <https://doi.org/10.1007/s10661-022-10477-y>

Grasset, C., Einarsdottir, K., Catalán, N., Tranvik, L. J., Groeneveld, M., Hawkes, J. A., & Attermeyer, K. (2024). Decreasing Photoreactivity and Concurrent Change in Dissolved Organic Matter Composition With Increasing Inland Water Residence Time. *Global Biogeochemical Cycles*, 38(3), e2023GB007989. <https://doi.org/10.1029/2023GB007989>

Harvey, J. W., & Schmadel, N. M. (2021). The River Corridor's Evolving Connectivity of Lotic and Lentic Waters. *Frontiers in Water*, 2, 580727. <https://doi.org/10.3389/frwa.2020.580727>

Jeanneau, L., Denis, M., Pierson-Wickmann, A.-C., Gruau, G., Lambert, T., & Petitjean, P. (2015). Sources of dissolved organic matter during storm and inter-storm conditions in a lowland headwater catchment: Constraints from high-frequency molecular data. *Biogeosciences*, 12(14), 4333-4343. <https://doi.org/10.5194/bg-12-4333-2015>

Jones, M. W., Coppola, A. I., Santín, C., Dittmar, T., & Doerr, S. H. (2017). Do regional aerosols contribute to the riverine export of dissolved black carbon? *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 122(8), 1968-1982. <https://doi.org/10.1002/2017JG003783>

Jones, M. W., Santín, C., Van Der Werf, G. R., & Doerr, S. H. (2019). Global fire emissions buffered by the production of pyrogenic carbon. *Nature Geoscience*, 12(9), 742-747. <https://doi.org/10.1038/s41561-019-0403-x>

Kamjunke, N., Herzsprung, P., Von Tümpling, W., Matoušů, A., Znachor, P., Sanders, T., Brix, H., Bussmann, I., Weitere, M., & Lechtenfeld, O. J. (2026). Longitudinal dynamics and transformation of riverine dissolved organic matter from source to sea. *Water Research*, 288, 124613. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2025.124613>

Kapenberg, A., Bläsing, M., Lehdorff, E., & Amelung, W. (2016). Black carbon assessment using benzene polycarboxylic acids: Limitations for organic-rich matrices. *Organic Geochemistry*, 94, 47-51. <https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2016.01.009>

Karthik, V., Bhaskar, B. V., Ramachandran, S., & Kumar, P. (2023). Black carbon flux in terrestrial and aquatic environments of Kodaikanal in the Western Ghats, South India: Estimation, source identification, and implication. *Science of The Total Environment*, 854, 158647. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.158647>

Kendall, C., Silva, S. R., & Kelly, V. J. (2001). Carbon and nitrogen isotopic compositions of particulate organic matter in four large river systems across the United States. *Hydrological Processes*, 15(7), 1301-1346. <https://doi.org/10.1002/hyp.216>

Khan, A. L., Jaffé, R., Ding, Y., & McKnight, D. M. (2016). Dissolved black carbon in Antarctic lakes: Chemical signatures of past and present sources. *Geophysical Research Letters*, 43(11), 5750-5757. <https://doi.org/10.1002/2016GL068609>

Khan, B., Ullah, H., Khan, S., Aamir, M., Khan, A., & Khan, W. (2016). Sources and Contamination of Heavy Metals in Sediments of Kabul River: The Role of Organic Matter in Metals Retention and Accumulation. *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*, 25(8), 891-904. <https://doi.org/10.1080/15320383.2016.1224226>

Kirkels, F. M. S. A., De Boer, H. J., Concha Hernández, P., Martes, C. R. T., Van Der Meer, M. T. J., Basu, S., Usman, M. O., & Peterse, F. (2022). Carbon isotopic ratios of modern C₃ and C₄ vegetation on the Indian peninsula and changes along the plant-soil-river continuum - implications for vegetation reconstructions. *Biogeosciences*, 19(17), 4107-4127. <https://doi.org/10.5194/bg-19-4107-2022>

Krishna, M. S., Naidu, S. A., Prasad, M. H. K., Subbaiah, C. V., Reddy, N. P. C., & Rao, N. S. (2025). Role of synthetic fertilizers on stable isotope ratios of particulate organic matter in the Godavari River. *Scientific Reports*, 15(1), 17267. <https://doi.org/10.1038/s41598-025-99286-0>

Krusche, A. (2002). Composition of particulate and dissolved organic matter in a disturbed watershed of southeast Brazil (Piracicaba River basin). *Water Research*, 36(11), 2743-2752. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00495-X](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00495-X)

Lambert, T., Bouillon, S., Darchambeau, F., Morana, C., Roland, F. A. E., Descy, J.-P., & Borges, A. V. (2017). Effects of human land use on the terrestrial and aquatic sources of fluvial organic matter in a temperate river basin (The Meuse River, Belgium). *Biogeochemistry*, 136(2), 191-211. <https://doi.org/10.1007/s10533-017-0387-9>

Lambert, T., Pierson-Wickmann, A.-C., Gruau, G., Jaffrezic, A., Petitjean, P., Thibault, J. N., & Jeanneau, L. (2014). DOC sources and DOC transport pathways in a small headwater catchment as revealed by carbon isotope fluctuation during storm events. *Biogeosciences*, 11(11), 3043-3056. <https://doi.org/10.5194/bg-11-3043-2014>

Leal, O. D. A., Jiménez-Morillo, N. T., González-Pérez, J. A., Knicker, H., De Souza Costa, F., Jiménez-Morillo, P. N., De Carvalho Júnior, J. A., Dos Santos, J. C., & Pinheiro Dick, D. (2023). Soil Organic Matter Molecular Composition Shifts Driven by Forest Regrowth or Pasture after Slash-and-Burn of Amazon Forest. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 20(4), 3485. <https://doi.org/10.3390/ijerph20043485>

Li, Y., Liu, Z., Li, P., Zhou, X., Deng, Z., Zou, Z., Tang, J., Zhang, C., Li, T., & Peng, C. (2025). Dissolved and particulate organic carbon transport among forest, river, and wetland ecosystems: A review of processes, controlling factors, challenges, and prospects. *Environmental Reviews*, 33, 1-22. <https://doi.org/10.1139/er-2024-0078>

Li, Z., Peng, H., Xie, B., Liu, C., Nie, X., Wang, D., Huang, M., Xiao, H., Shi, L., Zhang, X., & Jiang, J. (2020). Dissolved organic matter in surface runoff in the Loess Plateau of China: The role of rainfall events and land-use. *Hydrological Processes*, 34(6), 1446-1459. <https://doi.org/10.1002/hyp.13660>

Liu, P., Jiang, K., Tan, Q., Chen, F., Jia, R., & Wang, C. (2025). Seasonal dynamics of dissolved organic matter in a small tropical estuary-coastal bay

continuum: Distribution, transformation, flux, and global perspectives. *Frontiers in Marine Science*, 11, 1511427. <https://doi.org/10.3389/fmars.2024.1511427>

Liu, S., Maavara, T., Brinkerhoff, C. B., & Raymond, P. A. (2022). Global Controls on DOC Reaction Versus Export in Watersheds: A Damköhler Number Analysis. *Global Biogeochemical Cycles*, 36(4), e2021GB007278. <https://doi.org/10.1029/2021GB007278>

Liu, Y., Wang, X., Wen, Q., & Zhu, N. (2019). Identifying sources and variations of organic matter in an urban river in Beijing, China using stable isotope analysis. *Ecological Indicators*, 102, 783-790. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.03.023>

Lu, X., Huang, C., Chen, F., Zhang, S., Lao, Q., Chen, C., Wu, J., Jin, G., & Zhu, Q. (2021a). Carbon and nitrogen isotopic compositions of particulate organic matter in the upwelling zone off the east coast of Hainan Island, China. *Marine Pollution Bulletin*, 167, 112349. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112349>

Lu, X., Huang, C., Chen, F., Zhang, S., Lao, Q., Chen, C., Wu, J., Jin, G., & Zhu, Q. (2021b). Carbon and nitrogen isotopic compositions of particulate organic matter in the upwelling zone off the east coast of Hainan Island, China. *Marine Pollution Bulletin*, 167, 112349. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112349>

Marques, J. S. J., Dittmar, T., Niggemann, J., Almeida, M. G., Gomez-Saez, G. V., & Rezende, C. E. (2017a). Dissolved Black Carbon in the Headwaters-to-Ocean Continuum of Paraíba Do Sul River, Brazil. *Frontiers in Earth Science*, 5. <https://doi.org/10.3389/feart.2017.00011>

Marques, J. S. J., Dittmar, T., Niggemann, J., Almeida, M. G., Gomez-Saez, G. V., & Rezende, C. E. (2017b). Dissolved Black Carbon in the Headwaters-to-Ocean Continuum of Paraíba Do Sul River, Brazil. *Frontiers in Earth Science*, 5. <https://doi.org/10.3389/feart.2017.00011>

Matzinger, A., Pieters, R., Ashley, K. I., Lawrence, G. A., & Wüest, A. (2007). Effects of impoundment on nutrient availability and productivity in lakes. *Limnology and Oceanography*, 52(6), 2629-2640. <https://doi.org/10.4319/lo.2007.52.6.2629>

MapBiomass. (2025). Coleção 10 da Série Anual de Mapas e Dados Anuais de Cobertura e Uso da Terra do Brasil. MapBiomass. <https://plataforma.brasil.mapbiomas.org/coverage>

Meyers, P. A. (1994). Preservation of elemental and isotopic source identification of sedimentary organic matter. *Chemical Geology*, 114(3-4), 289-302. [https://doi.org/10.1016/0009-2541\(94\)90059-0](https://doi.org/10.1016/0009-2541(94)90059-0)

Miguens, F. C., Oliveira, M. L. D., Ferreira, A. D. O., Barbosa, L. R., Melo, E. J. T. D., & Carvalho, C. E. V. D. (2016). Structural and elemental analysis of bottom sediments from the Paraíba do Sul River (SE, Brazil) by analytical microscopy. *Journal of South American Earth Sciences*, 66, 82-96. <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2015.12.009>

Moyer, R. P., Powell, C. E., Gordon, D. J., Long, J. S., & Bliss, C. M. (2015). Abundance, distribution, and fluxes of dissolved organic carbon (DOC) in four small

sub-tropical rivers of the Tampa Bay Estuary (Florida, USA). *Applied Geochemistry*, 63, 550-562. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2015.05.004>

Muñoz-Redondo, J. M., Cuevas, F. J., Montenegro, J. C., Ordóñez-Díaz, J. L., & Moreno-Rojas, J. M. (2024). An Updated Isotopic Database of Fertilizers Used in Intensive Organic Farming: A Case Study on Protein Hydrolyzed Derivatives and Chelated Nutrients. *Horticulturae*, 10(5), 523. <https://doi.org/10.3390/horticulturae10050523>

Nakhavali, M., Lauerwald, R., Regnier, P., Guenet, B., Chadburn, S., & Friedlingstein, P. (2021). Leaching of dissolved organic carbon from mineral soils plays a significant role in the terrestrial carbon balance. *Global Change Biology*, 27(5), 1083-1096. <https://doi.org/10.1111/gcb.15460>

Norouzi, S., Spray, J., Trojahn, S., Bischoff, J., Brasche, J., Wagner, T., Hill, W., MacDonald, A., & Pereira, R. (2025). Temporal changes of headwater river surface microlayer characteristics during the dry to wet season transition in the tropical rainforest of Guyana. *Scientific Reports*, 15(1), 45568. <https://doi.org/10.1038/s41598-025-28843-4>

Ovalle, A. R. C., Silva, C. F., Rezende, C. E., Gatts, C. E. N., Suzuki, M. S., & Figueiredo, R. O. (2013a). Long-term trends in hydrochemistry in the Paraíba do Sul River, southeastern Brazil. *Journal of Hydrology*, 481, 191-203. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.12.036>

Ovalle, A. R. C., Silva, C. F., Rezende, C. E., Gatts, C. E. N., Suzuki, M. S., & Figueiredo, R. O. (2013b). Long-term trends in hydrochemistry in the Paraíba do Sul River, southeastern Brazil. *Journal of Hydrology*, 481, 191-203. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.12.036>

Paiva, A. C. D. E., Nascimento, N., Rodriguez, D. A., Tomasella, J., Carriello, F., & Rezende, F. S. (2020). Urban expansion and its impact on water security: The case of the Paraíba do Sul River Basin, São Paulo, Brazil. *Science of The Total Environment*, 720, 137509. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137509>

Pereira, R., Isabella Bovolo, C., Spencer, R. G. M., Hernes, P. J., Tipping, E., Vieth-Hillebrand, A., Pedentchouk, N., Chappell, N. A., Parkin, G., & Wagner, T. (2014). Mobilization of optically invisible dissolved organic matter in response to rainstorm events in a tropical forest headwater river. *Geophysical Research Letters*, 41(4), 1202-1208. <https://doi.org/10.1002/2013GL058658>

Pereira, R., Panizzo, V. N., Bischoff, J., McGowan, S., Lacey, J., Moorhouse, H., Zelani, N. S., Ruslan, M. S., & Fazry, S. (2024a). Investigating the role of hydrological connectivity on the processing of organic carbon in tropical aquatic ecosystems. *Frontiers in Earth Science*, 11, 1250889. <https://doi.org/10.3389/feart.2023.1250889>

Pereira, R., Panizzo, V. N., Bischoff, J., McGowan, S., Lacey, J., Moorhouse, H., Zelani, N. S., Ruslan, M. S., & Fazry, S. (2024b). Investigating the role of hydrological connectivity on the processing of organic carbon in tropical aquatic ecosystems. *Frontiers in Earth Science*, 11, 1250889. <https://doi.org/10.3389/feart.2023.1250889>

Plano Diretor de Restauração para a UGRHI 02, Vale do Paraíba do Sul: Diagnóstico Ambiental, de Normas Ambientais e Fontes de Financiamento - Plano de Ação. (s. d.). https://comiteps.sp.gov.br/wp-content/uploads/2025/03/PDRF_unificado_CBH-PS_entregue-ao-CBH-2.pdf

Proia, L., Von Schiller, D., Gutierrez, C., Casas-Ruiz, J. P., Gómez-Gener, L., Marcé, R., Obrador, B., Acuña, V., & Sabater, S. (2016). Microbial carbon processing along a river discontinuum. *Freshwater Science*, 35(4), 1133-1147. <https://doi.org/10.1086/689181>

Qi, Y., Fu, W., Tian, J., Luo, C., Shan, S., Sun, S., Ren, P., Zhang, H., Liu, J., Zhang, X., & Wang, X. (2020). Dissolved black carbon is not likely a significant refractory organic carbon pool in rivers and oceans. *Nature Communications*, 11(1), 5051. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-18808-8>

Qu, X., Fu, H., Mao, J., Ran, Y., Zhang, D., & Zhu, D. (2016). Chemical and structural properties of dissolved black carbon released from biochars. *Carbon*, 96, 759-767. <https://doi.org/10.1016/j.carbon.2015.09.106>

R Core Team, 2024. R: A Language And Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

Relatório de Situação do Comitê de Integração da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul do ano de 2020. (s. d.). <https://www.ceivap.org.br/conteudo/relsituacao2020.pdf>

S. G. Serafim, T., Schulz-Bull, D. E., Rüger, C. P., Dittmar, T., Niggemann, J., Zimmermann, R., Waniek, J. J., & Osterholz, H. (2025, março 18). *Tracing the Products of Combustion Processes in the Baltic Sea Water Column*. <https://doi.org/10.5194/egusphere-egu25-8122>

Serafim, T. S. G., Schulz-Bull, D. E., Rüger, C. P., Dittmar, T., Niggemann, J., Zimmermann, R., Waniek, J. J., & Osterholz, H. (2025). Imprint of incomplete combustion processes on the water column of the anthropogenic-pressured Baltic Sea. *Science of The Total Environment*, 964, 178537. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2025.178537>

Singh, M., & Huang, Z. (2022). Analysis of Forest Fire Dynamics, Distribution and Main Drivers in the Atlantic Forest. *Sustainability*, 14(2), 992. <https://doi.org/10.3390/su14020992>

Solórzano, A., Brasil, L. S. C. D. A., & De Oliveira, R. R. (2021). The Atlantic Forest Ecological History: From Pre-colonial Times to the Anthropocene. Em M. C. M. Marques & C. E. V. Grelle (Org.), *The Atlantic Forest* (p. 25-44). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-55322-7_2

Stubbins, A., Spencer, R. G. M., Mann, P. J., Holmes, R. M., McClelland, J. W., Niggemann, J., & Dittmar, T. (2015). Utilizing colored dissolved organic matter to derive dissolved black carbon export by arctic rivers. *Frontiers in Earth Science*, 3. <https://doi.org/10.3389/feart.2015.00063>

Talluto, L., Del Campo, R., Estévez, E., Altermatt, F., Datry, T., & Singer, G. (2024). Towards (better) fluvial meta-ecosystem ecology: A research perspective. *Npj Biodiversity*, 3(1), 3. <https://doi.org/10.1038/s44185-023-00036-0>

Teurlincx, S., Kuiper, J. J., Hoevenaars, E. C., Lurling, M., Brederveld, R. J., Veraart, A. J., Janssen, A. B., Mooij, W. M., & De Senerpont Domis, L. N. (2019). Towards restoring urban waters: Understanding the main pressures. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 36, 49-58. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2018.10.011>

Ulseth, A. J., & Hall, R. O. (2015). Dam tailwaters compound the effects of reservoirs on the longitudinal transport of organic carbon in an arid river. *Biogeosciences*, 12(14), 4345-4359. <https://doi.org/10.5194/bg-12-4345-2015>

Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R., & Cushing, C. E. (1980). The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37(1), 130-137. <https://doi.org/10.1139/f80-017>

Vidal, L. O., Lambert, T., Cotovicz Jr., L. C., Bernardes, M. C., Sobrinho, R., Thompson, F., Garcia, G. D., Knoppers, B. A., Gatts, P. V., Régis, C. R., Abril, G., & Rezende, C. E. (2023). Seasonal and diel modulation of DOM in a mangrove-dominated estuary. *Science of The Total Environment*, 857, 159045. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159045>

Wagner, S., Brandes, J., Spencer, R. G. M., Ma, K., Rosengard, S. Z., Moura, J. M. S., & Stubbins, A. (2019). Isotopic composition of oceanic dissolved black carbon reveals non-riverine source. *Nature Communications*, 10(1), 5064. <https://doi.org/10.1038/s41467-019-13111-7>

Wang, J., Zhang, R., Wang, J., Mo, L., Ji, Z., Wei, P., Wei, C., & Yu, K. (2025). Occurrence, spatiotemporal distribution and environmental behavior of dissolved, particulate, and sedimentary black carbon in a subtropical coastal environment: Differences between semi-enclosed and open estuaries. *Marine Pollution Bulletin*, 215, 117908. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2025.117908>

Ward, N. D., Bianchi, T. S., Medeiros, P. M., Seidel, M., Richey, J. E., Keil, R. G., & Sawakuchi, H. O. (2017). Where Carbon Goes When Water Flows: Carbon Cycling across the Aquatic Continuum. *Frontiers in Marine Science*, 4. <https://doi.org/10.3389/fmars.2017.00007>

Whittinghill, L., Ballard, M., Chaudhary, A., Kandel, S., Mullins, C., & Poudel, P. (2023). Runoff Water Quality from Different Urban Agricultural Systems Using Common Nutrient Management Practices. *HortScience*, 58(8), 855-870. <https://doi.org/10.21273/HORTSCI17215-23>

Yang, L., Choi, J. H., & Hur, J. (2014). Benthic flux of dissolved organic matter from lake sediment at different redox conditions and the possible effects of biogeochemical processes. *Water Research*, 61, 97-107. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.05.009>

Yao, J., Chen, Z., Ge, J., & Zhang, W. (2024). Source-to-sink pathways of dissolved organic carbon in the river-estuary-ocean continuum: A modeling

investigation. *Biogeosciences*, 21(23), 5435-5455. <https://doi.org/10.5194/bg-21-5435-2024>

Ye, F., Guo, W., Wei, G., & Jia, G. (2018). The Sources and Transformations of Dissolved Organic Matter in the Pearl River Estuary, China, as Revealed by Stable Isotopes. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 123(9), 6893-6908. <https://doi.org/10.1029/2018JC014004>

Yi, Y., Zhong, J., Bao, H., Mostofa, K. M. G., Xu, S., Xiao, H.-Y., & Li, S.-L. (2021). The impacts of reservoirs on the sources and transport of riverine organic carbon in the karst area: A multi-tracer study. *Water Research*, 194, 116933. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.116933>

Zaia Alves, G. H., Hoeinghaus, D. J., Manetta, G. I., & Benedito, E. (2017). Dry season limnological conditions and basin geology exhibit complex relationships with $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ of carbon sources in four Neotropical floodplains. *PLOS ONE*, 12(3), e0174499. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0174499>

Zhang, H., Lauerwald, R., Regnier, P., Ciais, P., Van Oost, K., Naipal, V., Guenet, B., & Yuan, W. (2022). Estimating the lateral transfer of organic carbon through the European river network using a land surface model. *Earth System Dynamics*, 13(3), 1119-1144. <https://doi.org/10.5194/esd-13-1119-2022>

	Funil P5	Médio	-22.51600	-44.62800
	Resende	Médio	-22.46500	-44.45100
	Três Rios	Médio	-22.53800	-44.17500
	Barra Mansa	Médio	-22.12260	-43.17729
	Anta P1	Médio	-22.09400	-43.07200
	Anta P1.2	Médio	-22.09400	-43.07200
	Anta P3	Médio	-22.07400	-43.03800
	Anta P3.2	Médio	-22.04700	-43.02200
	Anta P4	Médio	-22.04700	-43.02200
	Sapucaia	Médio	-21.99100	-42.91000
	Ilha dos Pombos P1	Baixo	-21.85500	-42.60400
	Ilha dos Pombos P1.2	Baixo	-21.85500	-42.60400
	Ilha dos Pombos P2	Baixo	-21.85200	-42.59400
	Ilha dos Pombos P2.2	Baixo	-21.85400	-42.59700
	Ilha dos Pombos P4	Baixo	-21.85400	-42.59700
	Itaocara	Baixo	-21.66300	-42.08500
	Cambuci	Baixo	-21.59000	-41.93000
	São Fidélis	Baixo	-21.64600	-41.74600
	Campos dos Goytacazes	Baixo	-21.75176	-41.32560
	CTHEST134	Região estuarino-costeira	-21.61788	-41.01509
	CTHEST135	Região estuarino-costeira	-21.61448	-41.01592
	CTHEST140	Região estuarino-costeira	-21.59831	-41.01622
	CTHEST141	Região estuarino-costeira	-21.59386	-41.02056
	CTHEST142	Região estuarino-costeira	-21.59684	-41.02663
	CTHEST143	Região estuarino-costeira	-21.59577	-41.03060
Seca	CTHEST144	Região estuarino-costeira	-21.59782	-41.02125
	CTHEST145	Região estuarino-costeira	-21.60049	-41.01426
	CTHEST149	Região estuarino-costeira	-21.59162	-40.98907
	CTHEST150	Região estuarino-costeira	-21.59462	-40.99402
	CTHEST152	Região estuarino-costeira	-21.59410	-40.99611
	CTHEST153	Região estuarino-costeira	-21.59330	-40.99065
	CTHEST154	Região estuarino-costeira	-21.59042	-40.98028
	CTHEST155	Região estuarino-costeira	-21.58915	-40.97151
	CTHEST156	Região estuarino-costeira	-21.59323	-40.96264
	CTHEST157	Região estuarino-costeira	-21.59318	-40.95687
	CTHEST158	Região estuarino-costeira	-21.60848	-41.01541
	CTHEST159	Região estuarino-costeira	-21.60955	-41.01765
	CTHEST160	Região estuarino-costeira	-21.61502	-41.01653
	CTHEST161	Região estuarino-costeira	-21.61790	-41.01477
	CTHEST162	Região estuarino-costeira	-21.63291	-41.07067
	CTHEST166	Região estuarino-costeira	-21.61508	-41.04777
	CTHEST168	Região estuarino-costeira	-21.60512	-41.04633
	CTHEST171	Região estuarino-costeira	-21.59006	-41.05033
	CTHEST173	Região estuarino-costeira	-21.58104	-41.05437
	CTHEST174	Região estuarino-costeira	-21.57655	-41.05650
	CTHEST175	Região estuarino-costeira	-21.57173	-41.05767

	CTHEST178	Região estuarino-costeira	-21.55746	-41.06262
	CTHEST179	Região estuarino-costeira	-21.55735	-41.06365
	CTHEST180	Região estuarino-costeira	-21.56287	-41.06133
	CTHEST181	Região estuarino-costeira	-21.59870	-41.05250
	CTHEST182	Região estuarino-costeira	-21.60474	-41.05297
	CTHEST183	Região estuarino-costeira	-21.60465	-41.05000
	CTHEST184	Região estuarino-costeira	-21.69985	-41.15961
Cheia	Paraibuna P1	Alto	-23.54300	-45.52400
	Paraibuna P2	Alto	-23.56000	-45.47300
	Paraibuna P3	Alto	-23.56400	-45.46200
	Paraibuna P4	Alto	-23.56400	-45.50900
	Paraibuna P5	Alto	-23.54300	-45.50400
	Santa Branca P1	Alto	-23.35900	-45.85900
	Santa Branca P2	Alto	-23.33600	-45.84100
	Santa Branca P3	Alto	-23.34000	-45.80700
	Santa Branca P4	Alto	-23.32700	-45.80700
	Santa Branca P5	Alto	-23.33200	-45.77400
	São José dos Campos	Alto	-23.16200	-45.90300
	Taubaté	Alto	-22.96100	-45.55400
	Guaratinguetá	Alto	-22.81168	-45.19417
	Queluz	Alto	-22.53900	-44.77200
	Funil P1	Médio	-22.53200	-44.56700
	Funil P2	Médio	-22.54800	-44.58600
	Funil P3	Médio	-22.55400	-44.61400
	Funil P4	Médio	-22.53000	-44.62700
Cheia	Funil P5	Médio	-22.51600	-44.62800
	Resende	Médio	-22.46500	-44.45100
	Barra Mansa	Médio	-22.53800	-44.17500
	Três Rios	Médio	-22.12260	-43.17729
	Barra do Piraí	Médio	-22.46855	-43.82878
	Vassouras	Médio	-22.23304	-43.42177
	Anta P1	Médio	-22.09400	-43.07200
	Anta P1.2	Médio	-22.09400	-43.07200
	Anta P2	Médio	-22.07400	-43.03800
	Anta P3.1	Médio	-22.04700	-43.02200
	Anta P3.2	Médio	-22.04700	-43.02200
	Sapucaia	Médio	-21.99100	-42.91000
	Ilha dos Pombos P1	Baixo	-21.85500	-42.60400
	Ilha dos Pombos P1.2	Baixo	-21.85500	-42.60400
	Ilha dos Pombos P4	Baixo	-21.85200	-42.59400
	Ilha dos Pombos P2.1	Baixo	-21.85400	-42.59700
	Ilha dos Pombos P2.2	Baixo	-21.85400	-42.59700
	Itaocara	Baixo	-21.66300	-42.08500
	Cambuci	Baixo	-21.59000	-41.93000
	São Fidélis	Baixo	-21.64600	-41.74600
	Campos dos Goytacazes	Baixo	-21.75176	-41.32560

	CTHEST238	Região estuarino-costeira	-21.60450	-41.01510
	CTHEST239	Região estuarino-costeira	-21.60453	-41.01636
	CTHEST240	Região estuarino-costeira	-21.59358	-41.02067
	CTHEST241	Região estuarino-costeira	-21.59592	-41.02389
	CTHEST242	Região estuarino-costeira	-21.60328	-41.01164
	CTHEST243	Região estuarino-costeira	-21.60108	-41.01439
	CTHEST244	Região estuarino-costeira	-21.60192	-41.00619
	CTHEST245	Região estuarino-costeira	-21.60108	-41.00517
	CTHEST246	Região estuarino-costeira	-21.60167	-41.00733
	CTHEST247	Região estuarino-costeira	-21.59631	-41.02656
	CTHEST248	Região estuarino-costeira	-21.60103	-41.00097
	CTHEST249	Região estuarino-costeira	-21.60053	-41.00261
	CTHEST250	Região estuarino-costeira	-21.60139	-41.00494
	CTHEST251	Região estuarino-costeira	-21.60269	-41.00658
	CTHEST252	Região estuarino-costeira	-21.59975	-41.00842
	CTHEST253	Região estuarino-costeira	-21.60208	-41.00303
	CTHEST254	Região estuarino-costeira	-21.60083	-40.99947
	CTHEST255	Região estuarino-costeira	-21.60006	-40.99836
	CTHEST256	Região estuarino-costeira	-21.59350	-41.00067
	CTHEST257	Região estuarino-costeira	-21.59350	-40.99075
	CTHEST258	Região estuarino-costeira	-21.59364	-40.96300
	CTHEST259	Região estuarino-costeira	-21.60783	-41.04483
	CTHEST260	Região estuarino-costeira	-21.61983	-41.05747
	CTHEST261	Região estuarino-costeira	-21.63228	-41.07050
	CTHEST262	Região estuarino-costeira	-21.61753	-41.04697
Cheia	CTHEST263	Região estuarino-costeira	-21.57469	-41.05667
	CTHEST264	Região estuarino-costeira	-21.55517	-41.06164
	CTHEST265	Região estuarino-costeira	-21.55517	-41.06167
	CTHEST266	Região estuarino-costeira	-21.55583	-41.06083
	CTHEST267	Região estuarino-costeira	-21.60478	-41.05297
	CTHEST268	Região estuarino-costeira	-21.60464	-41.04989
	CTHEST269	Região estuarino-costeira	-21.59903	-41.05292

Tabela Suplementar 2 - Comparação das concentrações de carbono negro dissolvido (CND; $\mu\text{mol/L}$) em diferentes ambientes aquáticos (lótico, lêntico, estuarino e oceânico) e localidades, conforme reportado na literatura e no presente estudo, com indicação do período/sazonalidade de amostragem, método analítico (BPCA) e latitude do ponto amostral.

ID	Estudo	País	Tipo de sistema	Corpo hídrico/local	Sazonalidade/ano	Método de análise	Latitude	CND ($\mu\text{mol/L}$)
1	Fang et al., 2021	Canadá	Oceano	Bacia Canadense	2016	BPCA	78.990000	1.2
1	Fang et al., 2021	EUA/Rússia	Oceano	Oceano Chukchi	2016	BPCA	72.000000	1.27
2	Wagner et al., 2019	Rússia	Lótico	Rio Kolyma	2015	BPCA	68.750000	20
2	Wagner et al., 2019	Rússia	Lótico	Rio Northern Dvina	2013-2016	BPCA	64.550000	72.5

ID	Estudo	País	Tipo de sistema	Corpo hídrico/local	Sazonalidade/ano	Método de análise	Latitude	CND (μmol/L)
1	Fang et al., 2021	EUA/Rússia	Oceano	Mar de Bering (bacia)	2016	BPCA	64.340000	0.9
1	Fang et al., 2021	EUA/Rússia	Oceano	Mar de Bering (plataforma)	2016	BPCA	60.060000	2.33
3	Serafim et al., 2025	Alemanha	Oceano	Mar Báltico	2023	BPCA	54.300000	14.2
4	Chen et al., 2022	China	Artificial; fluxo lento	Canal B	Cheia - 2020	BPCA	33.365278	20.83
4	Chen et al., 2022	China	Artificial; fluxo lento	Canal B	Seca - 2019	BPCA	33.365278	9.17
4	Chen et al., 2022	China	Lêntico	Lago B	Cheia - 2020	BPCA	33.091667	10
4	Chen et al., 2022	China	Lêntico	Lago B	Seca - 2019	BPCA	33.091667	10
4	Chen et al., 2022	China	Lótico	Rio C	Cheia - 2020	BPCA	33.031944	17.5
4	Chen et al., 2022	China	Lótico	Rio C	Seca - 2019	BPCA	33.031944	5.83
4	Chen et al., 2022	China	Lótico	Rio B	Cheia - 2020	BPCA	33.016111	18.33
4	Chen et al., 2022	China	Lótico	Rio B	Seca - 2019	BPCA	33.016111	8.33
4	Chen et al., 2022	China	Lêntico	Reservatório A	Cheia - 2020	BPCA	32.935278	15.83
4	Chen et al., 2022	China	Lêntico	Reservatório A	Seca - 2019	BPCA	32.935278	10.83
4	Chen et al., 2022	China	Artificial; fluxo lento	Canal A	Cheia - 2020	BPCA	32.394722	13.33
4	Chen et al., 2022	China	Artificial; fluxo lento	Canal A	Seca - 2019	BPCA	32.394722	9.17
4	Chen et al., 2022	China	Lótico	Rio A	Cheia - 2020	BPCA	32.040000	8.33
4	Chen et al., 2022	China	Lótico	Rio A	Seca - 2019	BPCA	32.040000	5.83
5	Wang et al., 2025	China	Estuário (aberto)	Estuário Dafeng	Cheia - 2023	BPCA	31.800000	6.57
5	Wang et al., 2025	China	Estuário (aberto)	Estuário Dafeng	Seca - 2023	BPCA	31.800000	4.63
2	Wagner et al., 2019	EUA	Oceano	Oceano Atlântico	2019	BPCA	31.670000	0.76
4	Chen et al., 2022	China	Lêntico	Lago A	Cheia - 2020	BPCA	31.311111	9.17
4	Chen et al., 2022	China	Lêntico	Lago A	Seca - 2019	BPCA	31.311111	10.83
2	Wagner et al., 2019	EUA	Lótico	Rio Mississippi	2016	BPCA	29.820000	18
2	Wagner et al., 2019	EUA	Oceano	Oceano Pacífico	2018	BPCA	22.450000	0.61
5	Wang et al., 2025	China	Estuário (baía semi-fechada)	Mar de Maowei	Cheia - 2023	BPCA	21.900000	13.18
5	Wang et al., 2025	China	Estuário (baía semi-fechada)	Mar de Maowei	Seca - 2023	BPCA	21.900000	6.19
6	Karthik et al., 2023	Índia	Lótico	Bear Shola	2019-2021	BPCA	10.250000	4.17
6	Karthik et al., 2023	Índia	Lêntico	Lagoa Kodai (cabeceira)	2019-2021	BPCA	10.250000	4.17

ID	Estudo	País	Tipo de sistema	Corpo hídrico/local	Sazonalidade/ano	Método de análise	Latitude	CND (μmol/L)
6	Karthik et al., 2023	Índia	Lótico	Rio Manjalar (trecho médio)	2019-2021	BPCA	10.250000	5.83
6	Karthik et al., 2023	Índia	Lêntico	Barragem de Manjalar (jusante)	2019-2021	BPCA	10.250000	1.67
2	Wagner et al., 2019	Brasil	Lótico	Rio Amazonas	2018	BPCA	0.456114	25
7	Coppola et al., 2019	Brasil	Lótico	Rio Amazonas	Seca - 2015	BPCA	0.456114	30.20
2	Wagner et al., 2019	RD Congo	Lótico	Rio Congo	2011-2012	BPCA	-4.180000	57.4
8	Marques et al., 2017	Brasil	Estuário	Rio Paraíba do Sul	Cheia - 2013	BPCA	-21.615454	9.16
8	Marques et al., 2017	Brasil	Lótico	Rio Paraíba do Sul	Cheia - 2013	BPCA	-21.615454	18.89
8	Marques et al., 2017	Brasil	Estuário	Rio Paraíba do Sul	Cheia - 2014	BPCA	-21.615454	7.36
8	Marques et al., 2017	Brasil	Lótico	Rio Paraíba do Sul	Cheia - 2014	BPCA	-21.615454	14.15
9	Este estudo	Brasil	Estuário	Rio Paraíba do Sul	Cheia - 2025	BPCA	-21.615454	10.6
9	Este estudo	Brasil	Lêntico	Rio Paraíba do Sul	Cheia - 2025	BPCA	-21.615454	18.8
9	Este estudo	Brasil	Lótico	Rio Paraíba do Sul	Cheia - 2025	BPCA	-21.615454	13.3
8	Marques et al., 2017	Brasil	Estuário	Rio Paraíba do Sul	Seca - 2013	BPCA	-21.615454	4.46
8	Marques et al., 2017	Brasil	Lótico	Rio Paraíba do Sul	Seca - 2013	BPCA	-21.615454	9.62
9	Este estudo	Brasil	Estuário	Rio Paraíba do Sul	Seca - 2024	BPCA	-21.615454	5.5
9	Este estudo	Brasil	Lêntico	Rio Paraíba do Sul	Seca - 2024	BPCA	-21.615454	10.1
9	Este estudo	Brasil	Lótico	Rio Paraíba do Sul	Seca - 2024	BPCA	-21.615454	6.8
10	Dittmar et al., 2012	Brasil	Lótico	Rio Paraíba do Sul	Seca (2010)	BPCA	-21.615454	15.5
11	Fang et al., 2018	Antártida	Oceano	Baía de Prydz	2015	BPCA	-68.500000	0.76
12	Khan et al., 2016	Antártica	Lêntico	Lago Vanda	2013	BPCA	-77.529647	2.14
12	Khan et al., 2016	Antártica	Lêntico	Lago Fryxell	2013	BPCA	-77.609762	9.2
12	Khan et al., 2016	Antártica	Lêntico	Lago Hoare	2013	BPCA	-77.628510	2.69
12	Khan et al., 2016	Antártica	Lêntico	Lago Joyce	2013	BPCA	-77.716845	0.85
12	Khan et al., 2016	Antártica	Lêntico	Lago Bonney	2013	BPCA	-77.733323	6.69