



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE SANTA CRUZ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SISTEMAS
AQUÁTICOS TROPICAIS**



DÉBORA ALVES DOS SANTOS

**MODIFICAÇÕES NICTEMERAIS IMPOSTAS NA TIPOLOGIA
FLUVIAL DEVIDO AO LANÇAMENTO DE EFLUENTES
URBANOS EM UM RIO NOS DOMÍNIOS DA MATA ATLÂNTICA**

ILHÉUS-BAHIA

2017

DÉBORA ALVES DOS SANTOS

**MODIFICAÇÕES NICTEMERAIS IMPOSTAS NA TIPOLOGIA
FLUVIAL DEVIDO AO LANÇAMENTO DE EFLUENTES
URBANOS EM UM RIO NOS DOMÍNIOS DA MATA ATLÂNTICA**

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-Graduação (*Stricto sensu*) em Sistemas Aquáticos Tropicais da Universidade Estadual de Santa Cruz, para obtenção do título de Mestre em Sistemas Aquáticos Tropicais.

Orientador: Prof. Dr. Francisco C. F. De Paula.

ILHÉUS-BAHIA

2017

S237

Santos, Débora Alves dos.

Modificações nictemeraias impostas na tipologia fluvial devido ao lançamento de efluentes urbanos em um rio nos domínios da mata atlântica / Débora Alves dos Santos – Ilhéus, BA : UESC, 2017.

26f. : il.

Orientador: Francisco C. F. de Paula

Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual de Santa Cruz. Programa de Pós-Graduação em Sistemas Aquáticos Tropicais.

Inclui referências.

1. Hidrologia. 2. Bacia hidrográfica urbana. 3. Rio - Una. 4. Biogeoquímica. 5. Solo – uso. 6. Variação nictemeral. I. Título.

CDD 551.48

DÉBORA ALVES DOS SANTOS

**MODIFICAÇÕES NICTEMERAIS IMPOSTAS NA TIPOLOGIA
FLUVIAL DEVIDO AO LANÇAMENTO DE EFLUENTES
URBANOS EM UM RIO NOS DOMÍNIOS DA MATA ATLÂNTICA**

**Prof. Dr. FRANCISCO C. F. DE PAULA
UESC/DCAA
(ORIENTADOR)**

**Prof. Dr. CARLOS EDUARDO REZENDE
Membro externo UENF/LCA**

**Prof^a. Dr^a. DANIELA MARIANO LOPES DA SILVA
UESC/DCB**

AGRADECIMENTOS

À Deus, que sempre me deu forças para continuar.

Ao meu ilustríssimo orientador Prof. Dr. Francisco C. F. de Paula, por ter me acolhido e encaminhado no mundo científico desde a graduação. Agradeço imensamente pelo apoio, amizade e fundamental contribuição para a realização deste trabalho, desde a elaboração do projeto inicial até a confecção do produto final.

Agradeço imensamente à Prof. Dr^a Daniela Mariano, pelos ensinamentos passados, pelas contribuições dadas a este trabalho, pela disposição ao esclarecimento de dúvidas e paciência.

À minha família, em especial aos meus pais Deraldo e Creuza, pelo carinho, amor e incentivo, por atuarem como meu alicerce e sempre, SEMPRE acreditarem em mim! Agradeço a minha irmãzinha Priscila pelas distrações, sempre me fazendo sorrir durante os momentos mais difíceis ao longo desses dois últimos anos.

Ao meu namorado Chico pelo encorajamento, compreensão, colaboração e por ser meu ombro amigo nos momentos de aflição. Agradeço de coração também à tia Lola pelas palavras de apoio que sempre me tranquilizaram.

Demonstro gratidão a todas as equipes que se dispuseram a participar do campo que não foi viável (em Una) e do campo de 24h em São José da Vitória. O apoio de Ana Roberta Gomes, Edina Oliveira, Fernando, Fidel, Ingrid Góes, Jon Mattos, Marlon Santana, Matheus Lobo, Nille Sherzy, Tássio Moreira, Prof. Dr. Gil Marcelo Reuss, Prof. Dr. Eduardo Gross, Prof. Dr. Roberto Michel, e dos motoristas Vitor e Reinaldo foi de fundamental importância para a realização deste trabalho!

Agradecimento especial à Maiquele e sua família, por concederem o suporte indispensável na realização deste estudo nictemeral em São José da Vitória.

Agradeço à Universidade Estadual de Santa Cruz pela infraestrutura e à FAPESB pela bolsa de estudos. Ao pessoal do Laboratório de Biogeoquímica Marinha (Eline, Thaís, Cidinha) pela parceria e por sempre sanarem minhas dúvidas teóricas e práticas.

Aos colegas geógrafos e agrônomos do LAPA, em especial à Felipe Pimenta, que me auxiliou enormemente na reta final deste projeto.

Aos professores e secretaria do SAT por estarem sempre disponíveis ao esclarecimento de dúvidas.

Sou grata de coração a todos aqueles que contribuíram diretamente e indiretamente com este trabalho. Ninguém vence sozinho... OBRIGADA A TODOS!

SUMÁRIO

RESUMO.....	1
ABSTRACT.....	2
1- INTRODUÇÃO.....	3
2- MATERIAIS E MÉTODOS.....	5
3- RESULTADOS.....	8
4- DISCUSSÃO.....	10
5- CONCLUSÕES.....	20
6- BIBLIOGRAFIA.....	20

MODIFICAÇÕES NICTEMERAIS IMPOSTAS NA TIPOLOGIA FLUVIAL DEVIDO AO LANÇAMENTO DE EFLUENTES URBANOS EM UM RIO NOS DOMÍNIOS DA MATA ATLÂNTICA

RESUMO

Corpos hídricos apresentam variações nictemeraias de diversos parâmetros hidroquímicos, moduladas por processos naturais. Entretanto, diferentes padrões de usos da terra, como urbanização por exemplo, podem interferir nesta dinâmica. Diversos trabalhos abordam este tema, porém, *via-de-regra*, foram realizadas em rios já impactados por atividades antrópicas. Este trabalho teve como objetivo mensurar as modificações nictemeraias impostas à hidroquímica de um corpo hídrico sob baixa pressão de uso antrópico, decorrentes do lançamento de efluentes de uma cidade. Foram realizadas coletas de amostras de água e medidos parâmetros físico-químicos, durante um período de baixas vazões, ao longo de 24 horas, em um ponto à montante e outro à jusante do núcleo urbano. Foram medidos: temperatura, pH, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, turbidez, material particulado em suspensão, sílica, N-NO₃, N-NO₂, N-NH₄, nitrogênio orgânico dissolvido e particulado, P-PO₄, fósforo orgânico dissolvido e particulado. Os resultados mostraram que à montante o rio possui hidroquímica típica de bacias bem preservadas de áreas de floresta tropical e apresentou pequena variação entre os valores medidos ao longo do tempo. Já na estação à jusante, os valores medidos ocupam uma larga faixa e, para alguns dos analitos, um comportamento distinto entre os períodos diurno e noturno. Dentre as variáveis físico-químicas o oxigênio dissolvido e a condutividade elétrica foram as que apresentaram de forma nítida os efeitos do “pulso” urbano e um comportamento nictemeral definido, ao contrário dos demais parâmetros, os quais não apresentaram um padrão distinto entre montante e jusante. Todas as formas dos nutrientes analisados apresentaram aumento em suas concentrações após a cidade, com exceção da sílica, sendo que N-NO₂, N-NH₄ e fósforo orgânico particulado foram as formas de nutrientes que se destacaram como os principais indicadores da magnitude das alterações ocorridas após a área urbana. Estas três formas e o fósforo orgânico dissolvido, foram as formas de nutrientes que revelaram um padrão nictemeral definido, com menores concentrações à noite e um aumento progressivo com o início do dia.

Palavras-chave: Nutrientes; Sul da Bahia; Rio Una.

DIEL CHANGES IN AQUATIC BIOGEOCHEMISTRY OF A PRISTINE STREAM RECEIVING UNTREATED URBAN SEWAGE.

ABSTRACT

Fresh water bodies experience diel variations in aquatic chemistry, driven by natural processes. However, changes in land use, like urbanization, can modify the natural dynamics of such systems. Many studies have been developed on this subject, but usually realized in already impacted watersheds. This article describes changes in the biogeochemistry of a preserved stream, before and after receiving untreated sewage of an urban nucleus. Water samples were collected and field parameters measured, during low flow period. Temperature, pH, dissolved oxygen, specific conductance, turbidity, total suspended solids, silicate, N-NO₃, N-NO₂, N-NH₄, dissolved and particulate organic nitrogen, PO₄, dissolved and particulate organic phosphorus were measured hourly during a diel cycle. Upstream hydrochemistry, resembles pristine watersheds in tropical rain forest, and results are restricted to a narrow range of values during the entire sampling period. Conversely, values downstream varied widely and, for some analytes, presented differences between day and night. Dissolved oxygen and specific conductance showed the effect of the urban pulse, varying according to the routine of the population. Other field parameters did not present a pattern that could distinguish up and downstream stations. All the nutrients, but silicate, increased in concentration downstream. Particulate organic phosphorus, N-NO₂ and N-NH₄ were the nutrients that highlight the magnitude of the changes driven by urban effluents. These three nutrient species, and dissolved organic phosphorus, revealed a remarkable pattern that reflects the routine of the urban population, with low concentrations at night and a progressive increase starting at the early morning.

Key words: Rain forest; Nutrients; Northeastern Brazil; Una River

INTRODUÇÃO

Corpos hídricos bem preservados apresentam variações nictemeraias em relação a diversos parâmetros biogeoquímicos, sendo essas alterações resultantes essencialmente da alternância entre a incidência e a ausência da radiação solar, variações diárias que por vezes apresentam amplitudes maiores que aquelas registradas ao longo do ano (Nimick et al., 2003).

A dinâmica deste processo resulta em uma série de efeitos inter-relacionados, onde a variação de um parâmetro é responsável por modificações em outros. Por exemplo, durante o dia a fotossíntese produz O_2 e consome CO_2 e, neste processo, aumentam o E_H , o que favorece as formas mais oxidadas de nutrientes (Gammons, et al., 2010), e o pH, que favorece a forma dissolvida, em detrimento da particulada, de alguns elementos traço (Brick & Moore, 1996). A noite esta especiação se inverte e as formas mais reduzidas de nutrientes, ou a forma particulada de elementos traço, são favorecidas. Além da fotossíntese, outros tantos fenômenos, como processos de adsorção-desorção em superfícies, incorporação e liberação de elementos em biofilmes ou aumento ou diminuição de material particulado em suspensão, também apresentam variações ao longo de 24 horas, conforme descrito na revisão realizada, e nas referências citadas, por Nimick e colaboradores (2011).

Entretanto, embora mudanças na biogeoquímica fluvial possam ser moduladas por processos naturais, o crescimento populacional e consequente aumento na pressão no uso dos recursos naturais, resultam em profundas modificações na dinâmica natural dos corpos hídricos. A crescente concentração populacional em áreas urbanas, já permite a proposição do que alguns autores se referem como a “síndrome das drenagens urbanas” (Meyer et al., 2005; Walsh et al., 2005; Paul & Meyer 2001), a qual se caracteriza, entre outros aspectos, pelo lançamento de efluentes, tratados ou não, nos corpos hídricos de suas proximidades.

Matéria orgânica é um componente de presença conspícua em tais efluentes, e, através do processo de mineralização deste material, a eutrofização dos ambientes aquáticos receptores é um cenário que se apresenta na atualidade presente em diferentes escalas espaciais: local, regional, até mesmo continental (Diaz & Rosenberg, 2008). Esta realidade se

espalha por países desenvolvidos e em desenvolvimento. Nos primeiros, embora a cobertura de saneamento seja abrangente, usualmente o tratamento de esgotos domésticos não atinge o nível necessário para a retirada de nutrientes e nos países em desenvolvimento, predomina o lançamento *in natura*. Nos EUA, por exemplo, os dados apresentados por Carey & Migliacio, (2009) revelam que em 2004 aproximadamente 70% dos esgotos domésticos eram destinados à estações de tratamento secundário. Comparativamente, dados mais recentes no Brasil mostram que o índice de esgoto tratado referido à água consumida em 2015 fora de apenas 43% no país (SNIS, 2016).

É pertinente destacar que esta carga de efluentes, que introduz modificações diversas na dinâmica biogeoquímica nictemeral, também segue um padrão diário, ditado pela própria dinâmica das atividades da população, menor durante a noite e com aumento progressivo a partir do início da manhã. De acordo com Harris, (1987) para evidenciar a ocorrência das relações entre as concentrações de nutrientes nos rios e o período em que os processos biogeoquímicos ocorrem, é necessário que as frequências das amostragens sejam condizentes com as escalas naturais de variação dos processos biogeoquímicos envolvidos. Esta é a motivação para a realização de estudos sobre a variação nictemeral, experimentada por corpos hídricos à jusante de áreas urbanas, realizadas em diversas bacias hidrográficas nos EUA (Gammons, et al., 2011; Nimick et al., 2011; Parker et al., 2007; 2010; Wilson & Xenopoulos, 2013) e no Brasil (Necchi, et al., 1996; Santos et al., 2015), apenas para exemplificar os dois países citados acima.

Muito embora tais estudos tenham tido sucesso em trazer à tona os impactos presentes, todos eles, via de regra, foram conduzidos em bacias hidrográficas em regiões com elevada taxa de desenvolvimento econômico e densamente povoadas. Nestas situações a qualidade da água do rio está comprometida mesmo antes de chegar às cidades, o que dificulta uma avaliação mais detalhada dos impactos resultantes dos aportes urbanos. O estudo conduzido por Tu (2011), comparando a qualidade da água e os usos da terra existentes em bacias hidrográficas no NE dos EUA, mostra correlação positiva entre a presença de áreas antropizadas e o aporte de contaminantes nos corpos hídricos existentes.

Seria então importante que estudos desta natureza fossem também realizados em bacias hidrográficas que apresentassem baixo grau de perturbação antrópica, e que mantivessem preservadas suas características naturais. Neste cenário o “sinal” resultante do uso urbano seria mais nítido e as modificações nos corpos hídricos resultantes deste uso poderiam ser melhor avaliadas. Com base nestes aspectos, esse estudo objetivou avaliar as modificações impostas à hidroquímica de um corpo hídrico não impactado, decorrentes do lançamento de efluentes de uma cidade.

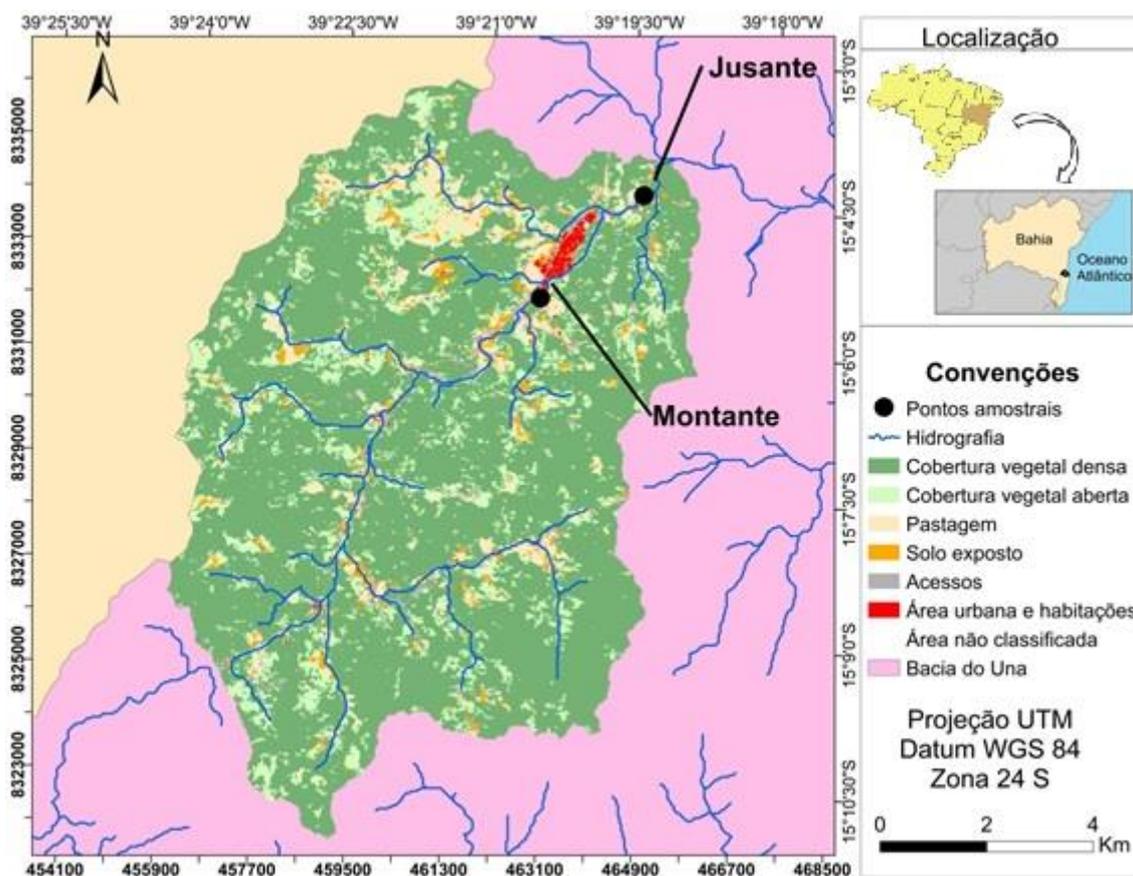
A região sul do Estado da Bahia apresenta grandes áreas remanescentes de Mata Atlântica (Pardini et al., 2009), resultando em um sistema em que as alterações nas características *pristinas* das bacias hidrográficas são pouco pronunciadas. Esta região apresenta, portanto, as condições ideais para a realização do estudo proposto.

MATERIAIS E MÉTODOS

A pesquisa foi realizada nas proximidades da sede do Município de São José da Vitória, com 5.715 habitantes na área urbana de acordo com o censo do IBGE (2010), localizada na região de cabeceiras do rio Una (figura 1). Esta microbacia, com 94 km², está inteiramente contida nos domínios da Mata Atlântica, com parte de suas cabeceiras inseridas no Parque Nacional da Serra das Lontras, atestando o excelente estado de preservação da área, por ser esta uma das Unidades de Conservação com caráter mais restritivo no que tange ao uso e ocupação do solo. Fora do Parque a microbacia possui um caráter tipicamente rural no uso da terra, dominado pelo cultivo de cacau sombreado por árvores emergentes.

A geologia da área é formada pelas rochas ortognáissicas do complexo Buerarema (Barbosa & Dominguez, 1996), com sistemas aquíferos fissurais pertencentes à Província Hidrogeológica do Escudo Oriental nos Domínios do Cristalino (CPRM, 1997). A classificação climática para a região, de acordo com Köppen, é do tipo Af, Tropical Quente-Úmido sem estação seca definida (CEPLAC, 1976), com precipitação anual em torno de 2.000 mm e temperatura média de 23° C (SEI, 2003).

Um estudo sobre a tipologia fluvial do rio Una, realizado nos córregos emergentes da área do Parque Nacional Serra das Lontras (Santos et al., 2013), apontou a presença constante de deflúvios expressivos (mais de 8.000 L dia¹) e com águas de baixa salinidade ($> 50 \mu\text{S cm}^{-1}$), bem oxigenadas (em torno de 100% de saturação) e com baixas concentrações de material particulado em suspensão (entre 1,7 e 9,4 mg L⁻¹).



Fonte: Adaptado de USGS (2017).

Figura 1: Mapa de Localização, uso do solo e pontos de amostragem na região de cabeceira do rio Una no entorno da cidade de São José da Vitória-BA.

A plataforma de informação geográfica escolhida para a realização do geoprocessamento foi do *software ArcGIS 10.0*, contando com a utilização e adaptação de imagens RapidEye 3A calibradas e ortorretificadas geometricamente (RapidEye, 2016), das quais foram extraídos os dados vetoriais de localização e rede de drenagem.

A coleta foi realizada em período caracterizado como seco. De acordo com a série histórica da região (SEI, 1999), entre os anos de 1968 e 1996 a precipitação nos primeiros meses do ano situa-se em torno de 860 mm (figura

2), enquanto que no mesmo período, no ano 2016, a precipitação foi de 360 mm (PROCLIMA, 2016). Esta peculiaridade foi devida a ocorrência de um evento de grande intensidade do fenômeno El Niño, que atingiu todo o país neste período (INPE, 2016).

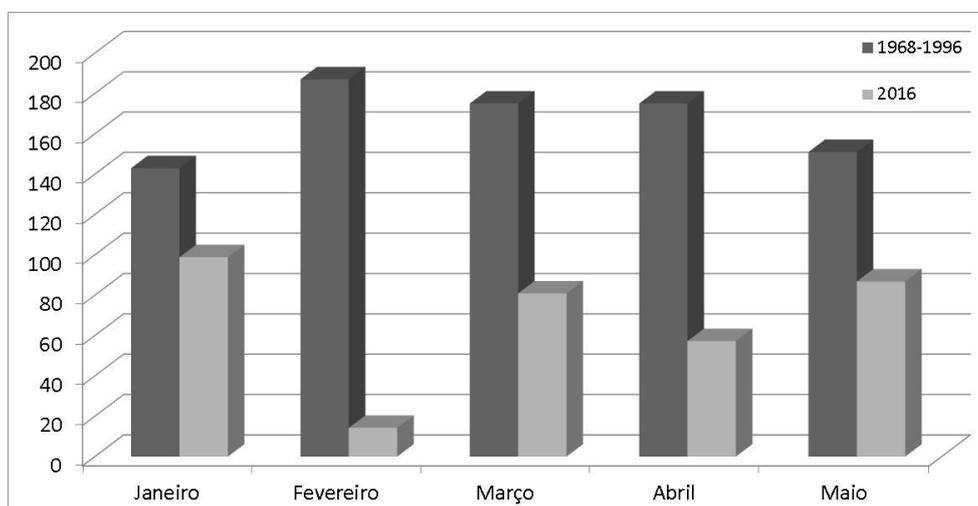


Figura 2: Série histórica de precipitação (1968-1996) e em 2016, nos meses que antecedem a coleta, registrada na estação pluviométrica mais próxima à área de estudo.

Foram estabelecidas duas estações de coleta, uma à montante da cidade, entre as Coordenadas Geográficas 15° 5' 21,26" S e 39° 20' 34,30" W, logo após uma barragem que armazena água para o abastecimento da cidade e, outra à jusante, cerca de 3 km em linha reta da primeira, entre as Coordenadas Geográficas 15° 4' 16,62" S e 39° 19' 27,10" W, logo após o último aglomerado de casas da sede do município. A estação de montante foi monitorada a cada seis horas e a de jusante monitorada no mínimo, a cada hora, entre os dias 31/05/2016 e 01/06/2016.

A descarga fluvial foi medida na estação de montante, ao princípio e ao final das amostragens, pelo método área *versus* velocidade, utilizando-se trenas, réguas e um fluxômetro Global Water FP101 para determinação das velocidades. Com auxílio de medidores portáteis foram medidas temperatura, condutividade elétrica (CE), pH, oxigênio dissolvido (OD) e turbidez. Amostras de água foram coletadas em frascos de polietileno de 1,5 L lavados com HCl 1:1, e mantidas em isopor até transporte ao laboratório.

Para determinação das concentrações de nutrientes, as amostras foram filtradas ainda em campo em filtros GF-F de 0,7 μm de poro, previamente calcinados a 450°C por 4 horas e armazenadas em frascos de polietileno de 100 mL, mantidas em isopor com gelo até o laboratório. Os nutrientes analisados foram nitrogênio inorgânico dissolvido (nitrato, nitrito, e n-amoniaco), nitrogênio orgânico nas formas particulada (NOP) e dissolvida (NOD), fósforo inorgânico dissolvido (fosfato) e orgânico dissolvido (POD) e particulado (POP), além de silicato, determinados por espectrofotometria, de acordo com Grasshoff et al., (1983).

O cálculo do material particulado em suspensão (MPS), realizado no laboratório pelo método gravimétrico (STRICKLAND & PARSONS, 1972), foi efetuado pela filtração de amostras em filtros GF-F de 0,7 μm previamente secos e tarados.

Para avaliar a precisão dos resultados foram analisadas amostras em duplicatas. O erro percentual foi inferior a 5% para nitrato, nitrito, N-amoniaco e NOD, 6% para fosfato e 7% para POD.

RESULTADOS

O mapeamento de uso e ocupação do solo na região de cabeceiras do rio Una, permitiu a identificação de cinco classes de uso e ocupação (figura 1). Foi possível observar que há um baixo grau de perturbação antrópica, com predomínio de áreas com cobertura vegetal composta por florestas primárias e secundárias ocupando mais de 88% da área em questão, resultando em poucos impactos ambientais e um excelente estado de preservação da área, caracterizando uma condição de equilíbrio nos ecossistemas presentes.

Os dados de vazão obtidos apresentaram pequena diferença entre as duas medidas realizadas (90 e 100 L seg^{-1}), devido a ausência de precipitação durante o período amostral.

A temperatura da água esteve diretamente relacionada aos horários de coleta em ambos os pontos, sendo mais alta no período vespertino em comparação aos demais. A condutividade elétrica apresentou à montante, valores restritos a uma estreita faixa, entre 40 e 43 $\mu\text{S cm}^{-1}$ e à jusante os valores foram sempre maiores, variando entre 77 e 84 $\mu\text{S cm}^{-1}$, sendo os

menores valores ocorrendo à noite e aumentando progressivamente com o início do dia. O pH por sua vez não apresentou grandes variações, ocorrendo em uma faixa entre e 6,2 e 6,7 em ambas as estações de coleta (figura 3).

Como o período de coleta foi caracterizado como seco, tanto a turbidez quanto o MPS apresentaram baixos valores (figura 3). A turbidez foi menor à montante, com valores em torno de 3,0 NTU e valores entre 4,9 e 7,6 NTU à jusante. As concentrações de MPS, revelaram valores à montante, menores que $1,0 \text{ mg L}^{-1}$, e à jusante observa-se um aumento das concentrações, que, entretanto, continuaram a preencher uma estreita faixa de valores, entre $2,0$ e $7,0 \text{ mg L}^{-1}$.

No ponto à montante as concentrações de OD (figura 3) mostraram que o corpo hídrico apresenta águas bem oxigenadas neste local em todos os horários, sempre próximas do ponto de saturação. À jusante, entretanto é possível observar uma redução significativa das concentrações de OD, com no máximo $7,71 \text{ mg L}^{-1}$ (60% de saturação). Logo ao início da manhã o OD apresentou uma redução maior ainda, comparada ao período noturno, atingindo um mínimo de $2,3 \text{ mg L}^{-1}$, correspondente a 30% de saturação, caracterizando condições de hipóxia (Levin et al., 2009). Ao longo do dia ocorreu um progressivo aumento nas concentrações de OD, até aproximadamente 16:00h quando atingiu seu maior valor, novamente diminuindo com o início da noite.

Dentre as formas de nitrogênio inorgânico dissolvido (NID), o íon nitrato foi o que predominou à montante da cidade, com valores que variaram entre 4 e $12 \text{ } \mu\text{Mol L}^{-1}$, seguido pelo nitrito, com valores entre 0,4 e $0,5 \text{ } \mu\text{Mol L}^{-1}$ (figura 4). O N-amoniaco, não foi detectado em nenhuma amostra à montante. Todos estes parâmetros apresentaram aumentos de suas concentrações à jusante, com destaque para o N-amoniaco que foi a forma predominante na maior parte destas amostras, seguida do nitrato e por último do nitrito. Nitrato e nitrito apresentaram um padrão definido, com as menores concentrações no período noturno e aumento progressivo com o início do dia. N-amoniaco variou bastante ao longo do dia, sem apresentar contudo, um padrão definido.

Dentre as formas orgânicas de nitrogênio, ambas apresentaram aumento das concentrações na estação de jusante, quando comparada à montante (figura 4), sendo que o NOD apresentou sempre concentrações superiores uma

ordem de grandeza em relação ao NOP. Os valores NOD (figura 4) à montante ocupam uma estreita faixa, ente 7,2 e 7,6 $\mu\text{Mol L}^{-1}$, inferiores aos encontrados em rios de áreas não impactadas da região (Souza & Paula, 2013; Chaussê, et. al 2016). As concentrações de NOP à montante variaram entre 0,15 a 0,25 $\mu\text{Mol L}^{-1}$, sendo possível observar uma ocorrência de menores valores no período noturno.

Semelhante ao nitrogênio, o fósforo apresentou diferenciações entre os pontos de coleta. Para o fosfato, destacam-se as baixas concentrações à montante, inferiores a 1,0 $\mu\text{Mol L}^{-1}$, aumentando à jusante para um mínimo de 2,1 até 4,3 $\mu\text{Mol L}^{-1}$ (figura 4).

O POD foi a fração predominante de fósforo orgânico à montante e à jusante do núcleo urbano, com concentrações abaixo de 0,65 $\mu\text{Mol L}^{-1}$ ao longo de todo o dia antes da cidade e valores até dez vezes maiores à jusante. O fósforo orgânico particulado (POP) apresentou concentrações próximas ao limite de detecção à montante e à jusante, os valores mais uma vez mostraram-se mais altos e sem padrão definido, com oscilações ao longo do dia (figura 4).

DISCUSSÃO

Deflúvio

Apesar da coleta ter sido realizada em período seco, o baixo grau de perturbação antrópica nessa área favoreceu a manutenção das vazões mesmo em períodos de baixas precipitações. Embora não existam estações fluviométricas na bacia estudada, trabalhos em andamento registram deflúvios anuais da ordem de 500 mm como o percentil de 5% e, considerando a vazão medida durante a amostragem (95 L seg^{-1}), o deflúvio anual seria de menos de 50 mm. Assim sendo, os resultados alcançados são característicos de um período bastante crítico e pouco usual, quando os impactos advindos do núcleo urbano são em muito amplificados.

Variáveis físico-químicas

Durante o dia a temperatura (figura 3) apresentou diferenças entre as duas estações amostradas, sendo menor à montante, devido a manutenção da

cobertura vegetal expressiva que favorece temperaturas mais amenas em relação ao núcleo urbano (Grimmond, 2007). Embora tenha sido registrada diferença de menos de 2,0 °C, ainda sim, existe a tendência aos maiores valores à jusante, devido ao aporte de efluentes e a menor cobertura vegetal na área urbana. Durante a noite houve um decréscimo em ambos os pontos, a partir do momento em que desaparece a incidência solar, em conjunto com a redução dos efluentes urbanos lançados no corpo hídrico.

Considerando o amplo espectro de valores que a salinidade de rios pode assumir, variando até quatro ordens de grandeza (Gibbs, 1970), foram registados baixos valores, semelhantes aos registados em outros corpos hídricos bem preservados da região, e que de toda forma são usualmente encontrados em bacias hidrográficas preservadas de climas tropicais sem estação seca definida e com substrato granítico ou gnáissico, usualmente empobrecido em eletrólitos (Drever, 1988; Stallard & Murphy, 2012). Já à jusante, as concentrações foram mais elevadas, conforme usualmente acontece em corpos hídricos sob impacto de núcleos urbanos (Halstead, et al., 2014; Brown, et al., 2009) e igualmente registado em um rio antropizado na região (Chaussê et al., 2016).

O pH mostrou-se mais alcalino à montante da cidade, durante o período de maior incidência solar, devido a atividade fotossintética que induz a este resultado (Nimik et al., 2011). Embora não haja uma distinção nítida entre as duas estações, observou-se uma tendência a menores valores no corpo hídrico na estação de jusante, o que indica que os processos de oxidação da matéria orgânica proveniente dos efluentes urbanos, e conseqüente acidificação, devido à formação de H_2CO_3 e outros ácidos, também produzidos no processo de nitrificação (Bot & Benites, 2005; You et al., 1999) estão predominando e tamponando o pH nesta faixa de valores.

O MPS, assim como a turbidez (figura 4), apresentaram à montante baixos valores devido ao grau de preservação da cobertura vegetal original desta microbacia a qual reduz a ação de processos erosivos (Yuan, et al., 2015), devido principalmente à redução da velocidade de impacto das gotas de chuva induzidas pela copa das árvores e da serrapilheira. Pela mesma razão, baixos valores de MPS foram também encontrados em bacias hidrográficas bem preservadas na região (Souza & Paula, 2013) e em bacias similares em Porto

Rico (Stallard & Murphy, 2012) com valores em torno de $3,0 \text{ mg L}^{-1}$. Após o núcleo urbano estas variáveis apresentaram valores mais elevados durante todo o período amostral, porém sem uma distinção nítida entre períodos diurnos e noturnos. Fatores como o revolvimento do fundo fluvial, causado pela atividade da biota aquática, podem interferir no comportamento destas variáveis, e esta pode ser a razão pela qual um esperado padrão de incremento do MPS durante a noite, relativo ao período noturno, citado na literatura (Loperfido et al., 2010; Parker et al., 2007) não foi detectado.

Dentre os parâmetros físico-químicos, o OD foi aquele que apresentou com maior clareza as modificações impostas pela atividade urbana (figura 3). À montante, os valores ocorreram sempre próximos a 100% de saturação, resultado semelhante ao encontrado em bacias hidrográficas preservadas na região (Souza & Paula 2013; Chaussê et al., 2016) reforçando as premissas iniciais de que se trata de um corpo hídrico sob baixa pressão de uso antrópico. Já à jusante este parâmetro refletiu a influência do núcleo urbano, não somente pela marcante redução nos valores de saturação, mas também por apresentar valores ainda mais baixos no início do período diurno, entre 7:00 e 10:00 horas, caracterizando o instante em que ocorre um aumento no lançamento de efluentes orgânicos no corpo receptor.

Entretanto, apesar de ocorrer um aumento da saturação de OD à jusante durante o período diurno, esta não atingiu a saturação observada à montante, devido ao consumo deste gás nos processos de decomposição da matéria orgânica, acima citado. Este comportamento mostra que, apesar da fotossíntese liberar oxigênio para o corpo hídrico, a decomposição de carga orgânica urbana é capaz de contrabalançar esta tendência.

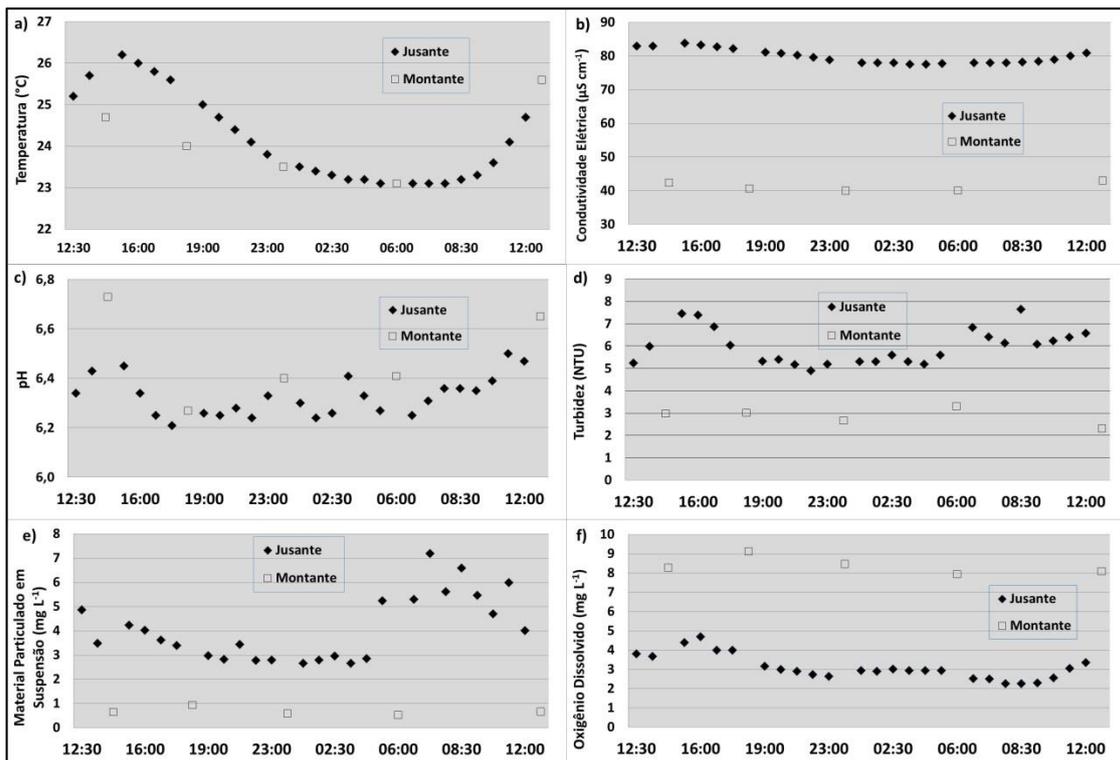


Figura 3: Temperatura (a), Condutividade Elétrica (b), pH (c), Turbidez (d), Material Particulado em Suspensão (e) e Oxigênio Dissolvido (f) registrados nas proximidades do núcleo urbano estudado.

Nutrientes

As concentrações de nutrientes dissolvidos encontrados à montante do núcleo urbano são equivalentes àquelas registradas em bacias florestadas de mesmo substrato rochoso (granitos e gnaisses) e características climáticas (tropical quente úmido), localizadas próximas à área de estudo (Souza & Paula, 2013; Chausse, 2016), em outras áreas do Brasil (Andrade, et al., 2011), ou na América Central (Harmon et al., 2016; Stallard & Murphy, 2012; 2014).

À montante, as concentrações de todas as formas de N e P analisadas apresentaram valores menores que à jusante, ou mesmo abaixo do limite de detecção. Bacias hidrográficas situadas em áreas de floresta tropical úmida bem preservadas são usualmente oligotróficas, pois apesar da existência de exuberante cobertura vegetal em suas margens, os processos internos de ciclagem de nutrientes na floresta atuam de forma bastante eficiente na retenção destes elementos (Herrera, 1978; Stark & Jordan, 1978), que de outra forma seria exportada pelos rios. Apenas a sílica não apresentou diferenças marcantes entre montante e jusante (figura 4), com uma sobreposição de

faixas de valores, pois devido a sua origem preponderantemente geogênica (Drever 1988; Wetzel, 1993), sílica dissolvida não é um nutriente usualmente associado a efluentes urbanos.

O nitrato, (figura 4) foi a forma dominante do NID, sendo o esperado para bacias não impactadas, onde as condições de águas bem oxigenadas favorecem esta forma de N (Wetzel, 1993). Por outro lado, estudos realizados em regiões com alto índice de urbanização demonstram que há um incremento de nitrato após atravessarem áreas urbanas, em virtude principalmente do despejo de esgotos domésticos (Evans, et al., 2014) e uma correlação negativa entre percentual de cobertura florestal e nitrato (Tu, 2011; Stallard & Murphy, 2012). Realmente, após passar pela cidade os valores de nitrato passam a ocupar uma faixa mais larga, se distinguindo de montante com maior clareza durante o período diurno, quando o aumento da temperatura e também da concentração de OD, favorecem a nitrificação, com a oxidação das formas reduzidas de N, amônio e nitrito (Wetzel, 1993).

N-amoniacal (figura 4), mostrou um marcante incremento após o núcleo urbano, atribuído inteiramente ao aporte de esgoto doméstico (Davis, 2011; Gammons et al., 2011), haja visto que esteve sempre abaixo do limite de detecção à montante da área urbana e passa a ser, na maioria do tempo, a forma predominante de NID à jusante,. Neste local, as concentrações ocorreram em uma larga faixa, com diferenças maiores que uma ordem de grandeza entre coletas próximas, porém sem exibir um padrão distinto entre dia e noite. Embora para o comportamento do nitrato e, em menor escala para nitrito, possa ser postulada a identificação do processo de denitrificação, os baixos valores de OD e a pequena distância percorrida pelas águas entre a cidade e a estação de coleta, não foram suficientes para uma completa oxidação do N-amoniacal (Gammons et al., 2011), que apresenta então as oscilações observadas.

Nitrito (figura 4) apresentou à montante valores semelhantes aos encontrados em corpos hídricos não impactados em florestas tropicais. À jusante, igualmente ao nitrato, apresenta aumento nas concentrações, principalmente no período diurno refletindo, conforme destacado anteriormente, o processo de denitrificação do N-amoniacal oriundo do núcleo urbano. Nitrito é uma forma de N intermediária neste processo, sendo um ânion que tende

rapidamente a se transformar em nitrato, devido a sua alta reatividade com o OD (Lewis et al., 1999) o que justifica as menores concentrações de nitrito em relação ao nitrato.

Os valores de NOD registrados resultam em razões NOD/NIT (entre 43 e 63%), inferiores às razões detectadas na região e mesmo àquelas propostas para rios tropicais, entre 60 e 90% (Meybeck, 1982). Este resultado pontua um aspecto anteriormente citado, os baixos deflúvios do período analisado, quando a hidroquímica fluvial é predominantemente controlada por aporte de água originada das camadas mais profundas do perfil do solo, com pouca ou nenhuma interação com as camadas superiores, que possuem maior fração orgânica (Elsenbeer, 2001). Nos trabalhos de Stallard & Murphy (2012), Newbold e colaboradores (1995) e Willian e colaboradores (1999) podem ser encontrados exemplos em que baixas concentrações de formas orgânicas de carbono dissolvido ocorrem associadas a períodos de baixas vazões e, embora referindo-se ao C, tais premissas podem ser estendidas a outros nutrientes, como no presente caso.

Já à jusante, ambas as formas de nitrogênio orgânico apresentaram aumento de suas concentrações ao longo do dia, mas ainda assim com ordens de grandeza inferiores aos encontrados em rios impactados por efluentes domésticos na região, (Lucio et al., 2012). Tanto para NOD e NOP não é evidenciado um padrão de comportamento nictemeral definido.

Semelhante ao nitrogênio, o fósforo apresentou diferenciações entre os pontos de coleta (figura 4). Embora o P seja um elemento preferencialmente transportado na forma particulada, conforme encontrado por Souza & Paula (2013) em uma bacia bem preservada da região, devido a sua forte tendência a ocorrer precipitado em superfícies (Reddy et al., 1999) ou co-precipitado com compostos de Fe e Al (Johnes, 2007), à montante o fósforo total foi encontrado predominantemente composto pela fração dissolvida e esse resultado reflete as baixas concentrações de MPS do período amostral.

A fração dissolvida, por sua vez, apresenta iguais proporções de fosfato e de POD, destacando que as baixas concentrações detectadas de fosfato, foram igualmente encontradas em trabalhos realizados em rios não impactados da região e ligeiramente inferiores aos de bacias de florestas tropical úmida na região SE do Brasil (Andrade, et al., 2011), porém quase uma ordem de

grandeza maior que valores médios registrados em rios florestados em Porto Rico (Stallard & Murphy, 2014).

As concentrações de fosfato obtidas permitem classificar o rio Una, utilizando o índice de estado trófico proposto para rios tropicais por Lamparelli (2004), como oligotrófico à montante do núcleo urbano. Tal classificação se ajusta ao preconizado pela Teoria do *Continuum* Fluvial (Vannote, 1980) que afirma que rios de regiões de cabeceiras tendem a apresentar baixas concentrações de nutrientes dissolvidos. Também de acordo com uma outra proposta de classificação de índices de estado trófico, desenvolvida para rios da África tropical (Kennedy et al., 2016), o rio Una se classifica, utilizando os valores de condutividade elétrica, como oligotrófico à montante.

Do total de fósforo orgânico presente à montante da cidade, o POD predominou amplamente sobre o POP, sendo mesmo que este último não foi detectado em algumas amostras. Mais uma vez, este é um resultado que contraria o padrão esperado (Broberg & Persson, 1988), porém, as baixas concentrações de MPS são responsáveis por este comportamento fora do usual.

Já à jusante, o fosfato apresenta maiores concentrações, porém sem um padrão muito bem definido como a maioria dos nutrientes supracitados, mas ainda assim como valores abaixo das concentrações encontradas em rios impactados existentes na região (Lucio et al., 2012). Também o POD e o POP apresentam aumento das concentrações após o núcleo urbano, sendo mantida o predomínio da fração dissolvida sobre a particulada. O aporte de efluentes urbanos leva ao aumento nas concentrações de nutrientes dissolvidos, modificando o estado trófico das águas do rio Una após o núcleo urbano, assumindo a classificação de eutrófico, considerando o aumento observado para fosfato (Lamparelli, 2004), ou oligo-mesotrófico tomando-se por base a condutividade elétrica (Kennedy et al., 2016).

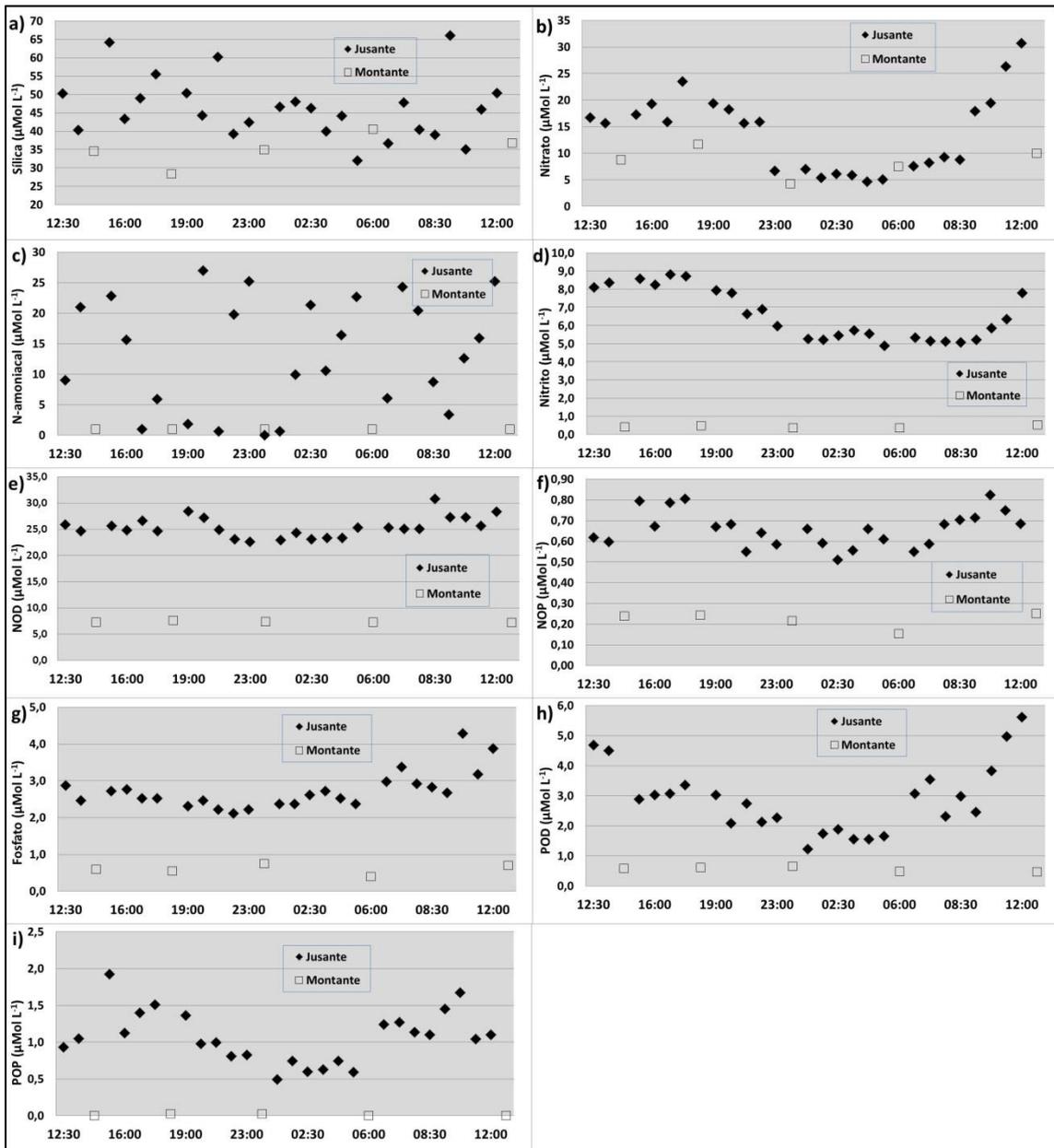
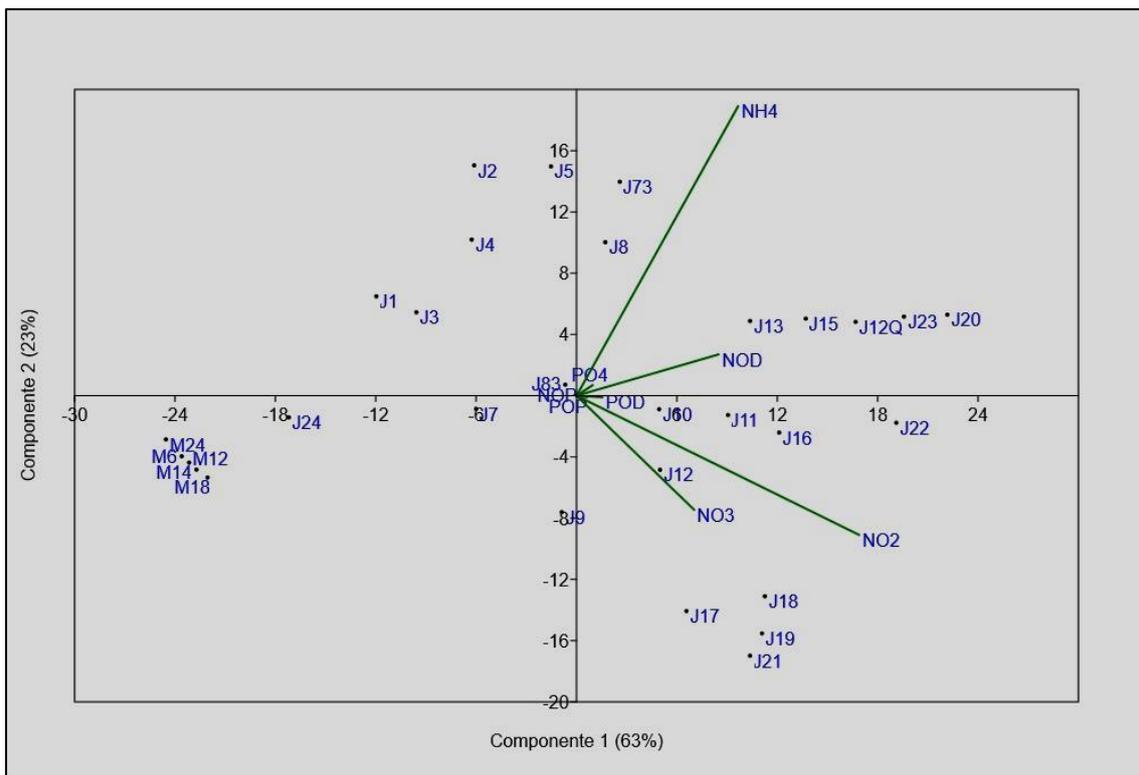


Figura 4: Sílica (a), Nitrato (b), N-amoniaco (c), Nitrito (d), NOD (e), NOP (f) Fosfato (g), POD (h) e POP (i) registrados nas proximidades do núcleo urbano estudado.

Para se realizar uma análise global dos dados e verificar quais nutrientes são controladores das variações encontradas, foi realizada uma Análise de Componentes Principais (figura 5), a qual explicou 86% da variação encontrada, 63% no primeiro e 23% no segundo componente. A primeira constatação é o aglomerado de todos os pontos de montante distantes daqueles de jusante, confirmando as discussões acima realizadas. Nesta figura também se destacam as variáveis N-amoniaco e nitrito como as principais

responsáveis pelas variações observadas, secundadas por nitrato e NOD. É possível realizar uma distinção entre amostras coletadas de dia e de noite. Apesar do N-amoniaco apresentar uma maior dispersão de valores ao longo das coletas à jusante, é possível observar uma aglomeração de valores mais elevados no quadrante nordeste do gráfico, com predomínio de amostras coletadas no período vespertino e no quadrante noroeste estão as amostras com menores valores de nitrito e nitrato, que ocorreram durante a noite.



seg⁻¹. Esta análise, mostra variações de no mínimo duas vezes para a maioria das variáveis analisadas, chegando a atingir ordens de grandeza para três destas variáveis (quadro 1).

Quadro 1- razão incremental jusante/montante dos fluxos diários de nutrientes na cidade de São José da Vitória, em maio de 2016.

NO₂⁻	NO₃⁻	N-amoniacoal	NOD	NOP	PO₄⁻	POD	POP
14	2	14	3	3	5	4	43

N-amoniacoal, POP e nitrito foram as variáveis com maior incremento, pois apresentaram valores próximos ou mesmo inferiores aos limites de detecção do método analítico empregado à montante e concentrações elevadas à jusante. Estes resultados pontuam desta forma, estas três variáveis como aquelas que apresentaram maior aderência a uma representação das modificações impostas a corpos hídricos receptores de efluentes urbanos sem prévio tratamento.

Fosfato e POD apresentaram incrementos semelhantes em seus fluxos, os quais apesar de não serem de mesma magnitude dos nutrientes citados acima, ainda sim apontam para uma direta relação com uma fonte antrópica destes analitos (Tundisi, 2008). Por último temos o NOD, NOP e Nitrato como as formas que apresentaram os menores, porém ainda assim significativos, aumentos nos fluxos calculados, que são no mínimo duas vezes maiores à jusante da cidade.

Uma avaliação dos fluxos diários de N e P totais, mostra um aumento de quase quatro vezes nos valores de N total e seis vezes para P total transportados pelo rio Una.

Estas observações estão consoantes aos paradigmas postulados para aportes de esgotos domésticos não tratados, usualmente enriquecidos em N-amoniacoal, principalmente, mas também nitrito, os quais são igualmente ausentes em drenagens não impactadas (Wetzel, 1993). Estão também de acordo com o comportamento biogeoquímico das formas de nitrogênio, as quais tendem a favorecer a presença de nitrato, apenas em rios com saturação mais elevada de OD (Nimick et. al 2011).

CONCLUSÕES

A partir da interpretação do uso e ocupação do solo na região de cabeceiras do rio Una pode se constatar que a região e, igualmente as águas deste corpo hídrico no ponto à montante da área urbanizada, encontram-se sob baixa pressão de uso antrópico.

Após a área urbana a hidroquímica fluvial reflete o efeito do pulso urbano de efluentes, sendo evidentes as modificações nictemerais impostas. Dentre as variáveis físico-químicas analisadas, o OD e a CE não somente acusaram modificações entre montante e jusante, mas igualmente revelaram que tais modificações apresentaram um padrão nictemeral definido.

POP, N-amoniaco e nitrito e foram as formas de nutrientes que se destacaram como os principais indicadores da magnitude das alterações ocorridas após a área urbana. Dentre os nutrientes, nitrato, nitrito, POP e POD revelaram um padrão nictemeral de distribuição nas concentrações, via-de-regra maiores durante o dia e menores à noite, imposta aos dois primeiros, pela denitrificação do N-amoniaco presente nos efluentes urbanos e aos dois últimos como o resultado das atividades diurnas dos residentes.

BIBLIOGRAFIA

ANDRADE, T. M.; CAMARGO, P. B.; SILVA, D. M. L.; PICCOLO, M. C.; VIEIRA, S. A.; ALVES, L. F.; MARTINELLI, L. A. Dynamics of dissolved forms of carbon and inorganic nitrogen in small watersheds of the Coastal Atlantic Forest in Southeast Brazil. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 214, n. 1-4, p. 393-408, 2011.

BARBOSA, J. S. F.; DOMINGUEZ, J. M. L. Mapa Geológico do Estado da Bahia, Texto Explicativo. **Secretaria da Indústria, Comércio e Mineração-Superintendência de Geologia e Recursos Minerais, Salvador**, 1996.

BOT, A.; BENITES, J. **The importance of soil organic matter: Key to drought-resistant soil and sustained food production**. Food & Agriculture Org., 2005.

BRICK, C. M.; MOORE, J.N. Diel variation of trace metals in the upper Clark Fork River, Montana. **Environmental Science & Technology**, v. 30, n. 6, p. 1953-1960, 1996.

- BROBERG, O.; PERSSON, G. Particulate and dissolved phosphorus forms in freshwater: composition and analysis. In: **Phosphorus in Freshwater Ecosystems**. Springer Netherlands, 1988. p. 61-90.
- BROWN, L. R.; CUFFNEY, T. F.; COLES, J. F.; FITZPATRICK, F.; MCMAHON, G.; STEUER, J.; MAY, J. T. Urban streams across the USA: lessons learned from studies in 9 metropolitan areas. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 28, n. 4, p. 1051-1069, 2009.
- CAREY, R. O.; MIGLIACCIO, K. W. Contribution of wastewater treatment plant effluents to nutrient dynamics in aquatic systems: a review. **Environmental Management**, v. 44, n. 2, p. 205-217, 2009.
- CEPLAC - Comissão Executiva para o Plano da Lavoura Cacaueira. **Dinâmica do uso da terra**. Rio de Janeiro: IICA/CEPLAC, 1976. 280p.
- CHAUSSÊ, T. C. C.; SANTOS, B. C.; SILVA, L. P.; SPANGHERO, P. E. S. F.; SILVA, D. M. L. Evaluation of nutrients and major ions in streams—implications of different timescale procedures. **Environmental monitoring and assessment**, v. 188, n. 1, p. 38, 2016.
- CPRM - SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL. Programa Levantamentos Geológicos do Brasil. **Projeto de mapeamento geológico/ metalogenético sistemático**. Escala 1: 100.000. Salvador, 1997.
- DAVIS, M.L. **Water and wastewater engineering: Design Principles and Practice**. 1ª Ed. McGraw-Hill Professional. New York. 2010.
- DIAZ, R. J.; ROSENBERG, R. Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems. **science**, v. 321, n. 5891, p. 926-929, 2008.
- DREVER, J. I. **The geochemistry of natural waters**. Englewood Cliffs: prentice Hall, 1988.
- ELSENBEER, H. Hydrologic flowpaths in tropical rainforest soils— a review. **Hydrological Processes**, v. 15, n. 10, p. 1751-1759, 2001.
- EVANS, D. M.; SCHOENHOLTZ, S. H.; WIGINGTON JR, P. J.; GRIFFITH, S. M.; FLOYD, W. C. Spatial and temporal patterns of dissolved nitrogen and phosphorus in surface waters of a multi-land use basin. **Environmental monitoring and assessment**, v. 186, n. 2, p. 873-887, 2014.
- GAMMONS, C. H.; BABCOCK, J. N.; PARKER, S. R.; POULSON, S. R. Diel cycling and stable isotopes of dissolved oxygen, dissolved inorganic carbon, and nitrogenous species in a stream receiving treated municipal sewage. **Chemical Geology**, v. 283, n. 1, p. 44-55, 2011.
- GIBBS, R. J. Mechanisms controlling world water chemistry. **Science**, v. 170, n. 3962, p. 1088-1090, 1970.

- GRASSHOFF, K.; ERHARDT, M.; KREMILING, K. **Methods of seawater analysis**. Verlag chemie, Weinheim. 1983.
- GRIMMOND, S. Urbanization and global environmental change: local effects of urban warming. **The Geographical Journal**, v. 173, n. 1, p. 83-88, 2007.
- HALSTEAD, J. A.; KLIMAN, S.; BERHEIDE, C. W.; CHAUCER, A.; COCK-ESTEB, A. Urban stream syndrome in a small, lightly developed watershed: a statistical analysis of water chemistry parameters, land use patterns, and natural sources. **Environmental monitoring and assessment**, v. 186, n. 6, p. 3391-3414, 2014.
- HARMON, RUSSELL S.; WÖRNER, G.; GOLDSMITH, S. T.; HARMON, B. A.; GARDNER, C. B.; LYONS, W. B.; ODGEN, F. L.; PRIBIL, M. J. LONG, D. T.; KERN, Z.; FÓRIZS, I. Linking silicate weathering to riverine geochemistry—a case study from a mountainous tropical setting in west-central Panama. **Geological Society of America Bulletin**, v. 128, n. 11-12, p. 1780-1812, 2016.
- HARRIS, G. P. Time series analysis of water quality data from Lake Ontario: implications for the measurement of water quality in large and small lakes. **Freshwater Biology**, v. 18, n. 3, p. 389-403, 1987.
- HARRISON, J. A.; MATSON, P. A.; FENDORF, S. E. Effects of a diel oxygen cycle on nitrogen transformations and greenhouse gas emissions in a eutrophied subtropical stream. **Aquatic Sciences**, v. 67, n. 3, p. 308-315, 2005.
- HERRERA, R. JORDAN, C. F.; KLINGE, H.; MEDINA, E. Amazon ecosystems. Their structure and functioning with particular emphasis on nutrients. **Interciencia**, v. 3, n. 4, p. 223-231, 1978.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo Demográfico 2010**. Disponível em: <<http://censo2010.ibge.gov.br/>>. Acesso em: 17 mai. 2015.
- INPE. INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS— **Condições De Neutralidade No Pacífico Equatorial**. Disponível em: <<http://enos.cptec.inpe.br/#>> Acesso em: 20 fev. 2017.
- JOHNES, P. J. Uncertainties in annual riverine phosphorus load estimation: impact of load estimation methodology, sampling frequency, baseflow index and catchment population density. **Journal of Hydrology**, v. 332, n. 1, p. 241-258, 2007.
- KENNEDY, M. P.; LANG, P.; GRIMALDO, J. T.; MARTINS, S. V.; BRUCE, A.; LOWE, S.; MURPHY, K. J. The Zambian Macrophyte Trophic Ranking scheme, ZMTR: A new biomonitoring protocol to assess the trophic status of tropical southern African rivers. **Aquatic Botany**, v. 131, p. 15-27, 2016.

LAMPARELLI, M. C. **Graus de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento**. 2004. 207 f. Tese de Doutorado em Ecologia. Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. São Paulo, 2001.

LEVIN, L. A.; EKAU, W.; GOODAY, A. J., JORISSEN, F.; MIDDELBURG, J. J.; NAQVI, S. W. A.; ZHANG, J. Effects of natural and human-induced hypoxia on coastal benthos. **Biogeosciences**, v. 6, n.10, p. 2063-2098, 2009.

LEWIS, W. M. J., MELACK, J. M., MCDOWELL, W. H., MCCLAIN, M., RICHEY, J. E. Nitrogen yields from undisturbed watersheds in the Americas. **Biogeochemistry**, v. 46, p.149-162, 1999.

LUCIO, M. Z.T. P. D.; LIMA, Q.; SANTOS, S. S. D.; SILVA, D. M. L. Hydrochemistry of Cachoeira River (Bahia State, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 24, n. 2, p. 181-192, 2012.

LOPERFIDO, J. V.; JUST, C. L.; PAPANICOLAOU, A. N.; SCHNOOR, J. L. In situ sensing to understand diel turbidity cycles, suspended solids, and nutrient transport in Clear Creek, Iowa. **Water Resources Research**, v. 46, n. 6, 2010.

MACKENZIE L. D. Water and wastewater engineering: Design principles and practice. 1ª ed: New York-NY, 2011.928 p.

MEYBECK, M. Carbon, nitrogen, and phosphorus transport by world rivers. **American Journal Science**, v. 282, n. 4, p. 401-450, 1982.

MEYER, J. L.; PAUL, M. J.; TAULBEE, W. K. Stream ecosystem function in urbanizing landscapes. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 24, n. 3, p. 602-612, 2005.

NECCHI JR, O.; BRANCO, L. H. Z.; BRANCO, C. C. Z. Análise nictimeral e sazonal de algumas variáveis limnológicas em um riacho no noroeste do Estado de São Paulo. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 8, n. 1, p. 169-182, 1996.

NEILL, C., PICCOLO, M. C., STEUDLER, P. A., MELILLO, J. M., FEIGL, B. J. ; CERRI, C. C. Nitrogen dynamics in soils of forests and active pastures in the western Brazilian Amazon Basin. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 27, n. 9, p. 1167-1175, 1995.

NIMICK, D. A.; GAMMONS, C. H.; CLEASBY, T. E.; MADISON, J. P.; SKAAR, D.; BRICK, C. M. Diel cycles in dissolved metal concentrations in streams: occurrence and possible causes. **Water Resources Research**, v. 39, n. 9, 2003.

NIMICK, D. A.; GAMMONS, C. H.; PARKER, S. R. Diel biogeochemical processes and their effect on the aqueous chemistry of streams: A review. **Chemical Geology**, v. 283, n. 1, p. 3-17, 2011.

PARDINI, R.; FARIA, D.; ACCACIO, G. M.; LAPS, R. R.; MARIANO-NETO, E.; PACIENCIA, M. L.; DIXO, M.; BAUMGARTEN, J. The challenge of maintaining Atlantic forest biodiversity: a multi-taxa conservation assessment of specialist and generalist species in an agro-forestry mosaic in southern Bahia. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1178-1190, 2009.

PARKER, S. R.; GAMMONS, C. H.; POULSON, S. R.; DEGRANDPRE, M. Diel variations in stream chemistry and isotopic composition of dissolved inorganic carbon, upper Clark Fork River, Montana, USA. **Applied Geochemistry**, v. 22, n. 7, p. 1329-1343, 2007.

PARKER, S. R.; GAMMONS, C. H.; POULSON, S. R.; DEGRANDPRE, M. D.; WEYER, C. L.; SMITH, M. G; BABCOCK, J. N.; OBA, Y. Diel behavior of stable isotopes of dissolved oxygen and dissolved inorganic carbon in rivers over a range of trophic conditions, and in a mesocosm experiment. **Chemical Geology**, v. 269, n. 1, p. 22-32, 2010.

PAUL, M. J.; MEYER, J. L. Streams in the urban landscape. **Annual review of Ecology and Systematics**, v. 32, n. 1, p. 333-365, 2001.

PROCLIMA. **Programa de Monitoramento Climático em tempo real da região nordeste** -. (2016). Disponível em: <http://proclima.cptec.inpe.br/balanco_hidrico/balancohidrico.shtml>. Acesso em: 03 jan. 2017.

RAPIDEYE, **Satelite Imagery Product Specifications**. 2016. Disponível em: <www.rapideye.com> Acesso em: 15 jan. 2017.

REDDY, K. R; KADLEC, R. H.; FLAIG, E.; GALE, P. M.. Phosphorus retention in streams and wetlands: a review. **Critical reviews in environmental science and technology**, v. 29, n. 1, p. 83-146, 1999.

SANTOS, D. A; MATTOS, J. B.; PAULA, F. C. F.; FALCÃO FILHO, C. A. T (2013). Produção de Água em uma Unidade de Conservação do Sul da Bahia. In: **Anais do XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, Bento Gonçalves, RS, Brasil, 17 a 22 de Novembro de 2013, ABRH.

SANTOS, V. R.; COSTA, D. J. L.; TEIXEIRA, D. Variação Nictemeral de Parâmetros Físico-Químicos e Biológicos do Ribeirão das Cruzes, Araraquara-SP. **ReBraM**, v. 13, n. 2, p. 90-104, 2015.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO – SNIS. **Diagnóstico dos serviços de água e esgotos**. Site institucional, 2016. Disponível em: <http://www.snis.gov.br/diagnostico-agua-e-esgotos/diagnostico-ae-2015> Acesso em: 01 fev. 2017.

SEI. Superintendência de Estudos Econômicos e Sociais da Bahia. **Diagnóstico Ambiental: Litoral Sul da Bahia**. Salvador: SEI, 2003.

SEI. Superintendência de Estudos Econômicos e Sociais da Bahia. **Balanço hídrico do estado da Bahia**. Salvador: SEI, 1999.

STALLARD, R. F.; MURPHY, S. F. Water quality and mass transport in four watersheds in eastern Puerto Rico. In STALLARD, R. F.; SHEILA, S. F. Water quality and landscape processes of four watersheds in eastern Puerto Rico. 1789. Reston, Virginia: U.S. **Geological Survey Professional Paper**, Cap. E, p.113-152, 2012.

STALLARD, R. F.; MURPHY, S. F. A unified assessment of hydrologic and biogeochemical responses in research watersheds in eastern Puerto Rico using runoff–concentration relations. **Aquatic geochemistry**, v. 20, n. 2-3, p. 115-139, 2014.

STARK, N.; JORDAN, C. F Nutrient retention in the root mat of an Amazonian rain forest [Venezuela]. **Acta Científica Venezolana**, v. 59, n. 6, p. 434-437, 1978.

STRICKLAND, J. D. H.; PARSONS, T. R. **A Practical handbook of seawater analysis**. Ottawa: Fisheries Research Board of Canada, Bull. 1972, 462 p.

SOUZA, E. R.; PAULA, F. C. F. Spatial and Temporal Hydrochemical Variation of a Third Order River Network in a Quasi Pristine Coastal Watershed, at Southern Bahia, Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 85, n. 4, p. 1357-1370, 2013.

TU, J. Spatially varying relationships between land use and water quality across an urbanization gradient explored by geographically weighted regression. **Applied Geography**, v. 31, n. 1, p. 376-392, 2011.

USGS- United States Geological Survey. Shuttle Radar Topography Mission- Mission Summary. Disponível em: https://ita.cr.usgs.gov/strm/mission_summary. Acesso em: 04 jan 2017.

VANOTTE, R. L.; MINSHALL, G.W. CUMMINS, K.W.; SEDELL, J.R.; CUSHING, C. E. The river continuum concept. **Canadian Journal of fisheries and aquatic sciences**, v.37, n. 1, p. 130-137, 1980.

WALSH, C. J.; ROY, A. H.; FEMINELLA, J. W.; COTTINGHAM, P. D.; GROFFMAN, P. M.; MORGAN II, R. P. The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 24, n. 3, p. 706-723, 2005.

WETZEL, R.G. **Limnologia**. 2ª Ed. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 1993.

WILSON, H. F.; XENOPOULOS, M. A. Diel changes of dissolved organic matter in streams of varying watershed land use. **River Research and Applications**, v. 29, n. 10, p. 1330-1339, 2013.

YOU, S. J.; YIN, Y.; ALLEN, H. E. Partitioning of organic matter in soils: effects of pH and water/soil ratio. **Science of the Total Environment**, v. 227, n. 2, p. 155-160, 1999.

YUAN, Y.; JIANG, Y., TAGUAS, E. V., MBONIMPA, E. G., HU, W. Sediment loss and its cause in Puerto Rico watersheds. **Soil**, v. 1, n. 2, p. 595-602, 2015.