

Aplicação das concentrações e proporções de nutrientes no diagnóstico da eutrofização

Application of concentrations and proportions of nutrients in the diagnosis of eutrophication

Juliana Sobreira de Souza^{*}
Paulo Pedrosa^{**}
Pedro Vianna Gatts^{***}
Geraldo de Amaral Gravina^{****}

Esta revisão aborda a aplicação das concentrações e proporções de nutrientes (nitrogênio e fósforo) no diagnóstico da eutrofização em águas naturais. Foi realizado um breve histórico sobre a eutrofização e considerações sobre os elementos eutrofizantes. O uso das razões no diagnóstico da eutrofização apresenta limitações, uma vez que existem outros parâmetros que impedem a proliferação do fitoplâncton mesmo em condições ótimas de nutrientes. Os bioensaios são utilizados para identificar a limitação de nutrientes ao crescimento fitoplanctônico, enquanto o índice de estado trófico é utilizado para avaliar o estado de enriquecimento nutricional de um ecossistema aquático. Este trabalho destaca a importância do estudo de diagnóstico da eutrofização nas águas naturais submetidas aos impactos decorrentes da ação humana e sugere ações para melhoria de suas condições, como a proteção de matas ciliares, terraceamento de áreas agrícolas, a utilização da quantidade necessária de fertilizantes e o tratamento dos efluentes oriundos dos esgotos para reduzir as cargas de N e P para os ambientes lóticos.

This review addresses the application of concentrations and ratios of nutrients (nitrogen and phosphorus) in the diagnosis of eutrophication in natural waters. We present a brief history of eutrophication and considerations on eutrophication elements. The use of ratios in the diagnosis of eutrophication has limitations, since there are other parameters that prevent the proliferation of phytoplankton even under optimal nutrient conditions. Assays are used to identify the nutrient limitation to phytoplankton growth, while the trophic state index is used to assess the state of nutritional enrichment of an aquatic ecosystem. This work highlights the importance of the diagnostic study of eutrophication in natural waters subjected to the human impact, and suggests actions to improve their conditions, such as protection of riparian areas, terracing of agricultural areas, use of the required amount of fertilizer, and treatment of effluents from sewage to reduce the loads of N and P for lotic environments.

Palavras-chave: Eutrofização. Nitrogênio. Fósforo.

Keywords: Eutrophication. Nitrogen. Phosphorus.

^{*} Doutora em Ecologia e Recursos Naturais pela Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro - UENF, 2014 – Campos dos Goytacazes/RJ – Brasil

^{**} Doutor em Ciências Ambientais pela Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro – UENF, 1999. Docente permanente do Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais da UENF – Campos dos Goytacazes/RJ - Brasil

^{***} Mestre em Ecologia e Recursos Naturais pela Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro - UENF, 2014 – Campos dos Goytacazes/RJ - Brasil

^{****} Doutor em Fitotecnia pela Universidade Federal de Viçosa – UFV. Professor Associado na Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro – UENF – Campos dos Goytacazes/RJ - Brasil

Eutrofização: Um Breve Histórico

Os primeiros relatos de estudos sobre nutrientes e sua relação com produtividade aquática originaram-se na Europa em 1907 (SCHINDLER, 2006). O termo eutrofia, atribuindo conotação de aumento na fertilidade de ecossistemas aquáticos continentais, foi utilizado originalmente por piscicultores alemães, que adicionavam carbonato de cálcio aos tanques de piscicultura construídos em solos ácidos. A adição de carbonato de cálcio promovia não só a elevação de pH do meio, mas também, na maioria dos casos, a melhoria acentuada no nível de produção global do sistema. Quando os tanques de piscicultura tinham sua produtividade aumentada, eram considerados como eutróficos (“*Eutrophic*”), e o processo denominado eutrofia (“*Eutrophie*”). Mais tarde, os próprios alemães passaram a utilizar o termo “*Eutrophierung*” e os ingleses “*Eutrophication*”, os quais têm o mesmo significado de eutrofia. Em português, tem-se utilizado indistintamente eutrofização e eutroficação; eutrofia é utilizado muito raramente (ESTEVES, 1998).

Em meados do século XX, o problema da eutrofização foi amplamente reconhecido por pessoas que moravam próximo de lagos, pela observação do aumento da densidade de algas, o crescimento de macrófitas, e mortandade periódica de peixes. As primeiras tentativas de controlar a eutrofização em grande parte envolviam o tratamento dos sintomas, utilizando-se de sulfato de cobre ou herbicidas. Depois de 1960, os cientistas começaram a relacionar os *blooms* algais com o aumento do suprimento de nutrientes, resultante de atividades humanas nas bacias hidrográficas dos lagos. Avanços na ciência da eutrofização foram observados ainda na década 60, quando a Academia Nacional de Ciências dos EUA realizou um simpósio internacional no qual foi introduzido o problema da eutrofização. No final da década de 60, a explosão de pesquisas com relatos sobre a eutrofização refletiu na importância de se evitar a entrada de quantidades excessivas de nitrogênio e fósforo nos cursos de água, protegendo lagos e rios da deterioração da qualidade de suas águas (SCHINDLER, 2006).

No entanto, apesar dos avanços muito significativos nas pesquisas, a eutrofização artificial continua sendo um dos principais problemas e processos degradadores dos recursos hídricos (GOULART & CALLISTO, 2003; SMITH et al., 2006; SCHINDLER, 2006).

Elementos eutrofizantes: concentrações e proporções

A eutrofização pode ser definida como o aumento da concentração de nutrientes, especialmente fósforo e nitrogênio, nas águas naturais e o conseqüente aumento da biomassa de produtores primários (ESTEVES, 1998; JARVIE et al., 2006).

O fósforo é um nutriente limitante para o metabolismo de organismos aquáticos

e sua principal fonte natural para os ecossistemas aquáticos é o intemperismo de rochas. Existem ainda fontes artificiais como o lançamento de resíduos domésticos e industriais, e despejos de fertilizantes oriundos do uso do solo para os ambientes aquáticos (ESTEVEES, 1998; SHARPLEY et al., 2003).

Assim como o fósforo, o nitrogênio é considerado um nutriente limitante para o metabolismo de organismos aquáticos (CLAIR et al., 1994). As principais fontes de nitrogênio para as águas naturais podem ser a decomposição da matéria orgânica e/ou entradas antrópicas que incluem água residual urbana e rural, fontes agrícolas (fertilizantes) e a deposição atmosférica de combustíveis fósseis (VITOUSEK et al., 1997; PAERL, 1997).

O aumento das concentrações desses nutrientes nas águas naturais pode ocorrer de forma natural ou acelerada pelas atividades antrópicas por meio de perturbações de origens externas como esgotos, resíduos industriais (fonte pontual) e agropecuários (fonte difusa).

As principais causas da eutrofização artificial nos ecossistemas aquáticos (rios, estuários e mares) são: o uso de fertilizantes na agricultura (JONGE et al., 2002; BUCK et al., 2004; FOY & LENNOX, 2006; FISHER et al., 2006; JARVIE et al., 2006), o aumento da industrialização (ESTEVEES, 1998; FISHER et al., 2006), o aumento da densidade populacional humana, que gera grandes volumes de águas residuais ricas em nutrientes fornecidos pelos sistemas de esgoto público de forma rápida e diretamente aos ecossistemas aquáticos (JONGE et al., 2002; FISHER et al., 2006; JARVIE et al., 2006; MATZINGER et al., 2007) e os produtos de limpeza, contendo compostos polifosfatados (ESTEVEES, 1998).

Numerosos estudos demonstraram que os ambientes aquáticos estão sujeitos ao enriquecimento de nutrientes em função da urbanização (TURNER et al., 2006; YASUHARA et al., 2007; SAVAGE et al., 2010). Por exemplo, o estuário Delaware, localizado nos Estados Unidos, é fortemente urbanizado, com elevadas concentrações de fósforo a partir de entradas industriais e municipais (LEBO & SHARP, 1993). O rio Chao Phraya, situado na Tailândia, é muito contaminado com altíssima concentração de nutrientes originada de atividades industriais, agrícolas e domésticas em Bangkok (DULAILOVA et al., 2006). Segundo Matzinger et al. (2007), o lago Ohrid, localizado na Europa, está claramente em processo de eutrofização, de acordo com os registros dos sedimentos. A mais provável razão para a eutrofização é o aumento das fontes domésticas devido à crescente população. Com base nos resultados de simulação, o aumento de cargas de P no lago Ohrid levou a uma maior produtividade do lago. De forma semelhante, no tributário Patuxent, situado nos Estados Unidos, o esgoto é apontado como uma das principais causas do aumento de nutrientes (FISHER et al., 2006).

Entretanto, em bacias hidrográficas não intensamente acometidas por esgotos domésticos não tratados, as atividades agrícolas constituem as principais fontes de nutrientes para os ecossistemas aquáticos (HOWARTH et al., 1996). Isso corrobora o constatado por Fisher et al. (2006) no tributário Choptank, localizado nos Estados

Unidos, uma vez que o uso da bacia é dominado pela agricultura. Já Mallin et al. (2006) observaram que a urbanização atrelada ao uso da terra (uso de fertilizantes na agricultura) contribuiu para o aumento das concentrações de nutrientes (N e P) em rios, lagos e corpos d'água da Carolina do Norte, resultando em hipóxia desses corpos hídricos. Isso corrobora os resultados encontrados por Turner et al. (2006) no estuário de Porto Charlotte na Flórida (Tabela 1). Em 2002, no rio Paraíba do Sul, o efeito cumulativo de uma sequência de anos com precipitação negativa, induziu uma situação crítica durante o período de baixa vazão, ocorrendo o surgimento de grandes áreas de sedimentação que resultou na fragmentação do canal fluvial em um mosaico de lagos eutróficos interligados com características lênticas, condição ideal que deu origem à floração de cianobactérias (*Anabaena*), que comprometeu o fornecimento de água para quase 200.000 habitantes do município de Campos dos Goytacazes-RJ por vários dias (OVALLE et al., 2013).

Tabela 1 - Resumo de alguns estudos mostrando o local, tipo de aporte, clima e tipo de ambiente aquático sujeito ao enriquecimento de nutrientes

Local	Tipo de aporte	Clima	Tipo de ambiente	Autores
EUA	esgoto	temperado	Estuário	Lebo & Sharp (1993)
Tailândia	agrícola e esgoto	tropical	Rio	Dulaiova et al. (2006)
EUA	agrícola e esgoto	temperado	rios e lagos	Mallin et al. (2006)
EUA	esgoto	temperado	Estuário	Fisher et al. (2006)
EUA	agrícola	temperado	Estuário	Turner et al. (2006)
Europa	esgoto	temperado	Lago	Matzinger et al. (2007)
Brasil	agrícola e esgoto	tropical	Rio	Ovalle et al. (2013)

O enriquecimento das águas naturais pelos nutrientes, especialmente nitrogênio e fósforo, é razão de preocupação, levando a algumas possíveis deteriorações, como o aumento da biomassa fitoplanctônica e mudança na composição de espécies, com predomínio de espécies tóxicas, como por exemplo, as cianobactérias (SMITH et al., 1999; MARQUES et al., 2003; HOWARTH & MARINO, 2006; CARACO et al., 2006; TURNER et al., 2006); aumento da turbidez da água, diminuindo a penetração da luz nos corpos d'água (CARACO et al., 2006; FISHER et al., 2006; TURNER et al., 2006); redução das concentrações de oxigênio dissolvido na coluna d'água (JOHANNESSEN & DAHL, 1996; SHARP, 2010; ALEXANDER et al., 2008); mudanças na produção, biomassa e composição de espécies de plantas vasculares; diminuição do valor estético do corpo d'água; problemas com o sabor e odor da água (imprópria para o consumo); aumento de riscos à saúde de pessoas e animais que utilizam diretamente a água; aumento na produção de peixes, mas acompanhada de uma maior probabilidade de morte da ictiofauna (SMITH et al.,

1999; CARPENTER, 2008).

Diversos países da União Europeia utilizam as diatomáceas em programas de monitoramento para avaliação da qualidade de água (WHITTON & ROTT, 1996). No Brasil, a utilização da diatomácea como indicadora da qualidade da água vem sendo implementada nas últimas décadas. Salomoni et al. (2006) observaram que as diatomáceas podem ser utilizadas como indicadores de poluição orgânica no rio Gravataí (RS), que sofre impactos agrícolas em seu curso superior e poluição orgânica (urbana e industrial) em seu curso inferior. Os resultados indicaram que o rio Gravataí apresenta um forte gradiente de qualidade da água ao longo de seu curso, resultando em alterações na composição das espécies de diatomáceas. As espécies foram classificadas em três grupos: espécies mais tolerantes à poluição orgânica e eutrofização, espécies tolerantes e amplamente distribuídas e espécies menos tolerantes à poluição. A variação na estrutura e abundância das espécies de diatomáceas pode ser utilizada como modelo para caracterizar e monitorar a qualidade dos corpos d'água lóticos em outras localidades. Souza (2002) utilizou as diatomáceas para avaliação da qualidade da água no rio Monjolinho, no município de São Carlos-SP, no qual observou uma riqueza de espécies, identificou 225 táxons e encontrou a espécie *Gomphonema parvulum* em locais em que as condições físicas e químicas do rio eram consideradas oligossapróbicas. As famílias que mais contribuíram para a riqueza de espécies de diatomáceas foram a Eunotiaceae, Naviculaceae, Bacillariaceae e Pinnulariaceae.

Nitrogênio (N) e fósforo (P) constituem os principais elementos eutrofizantes de águas naturais. O aumento das concentrações de N e P resulta na alteração do balanço estequiométrico entre esses nutrientes (RABALAIS, 2002). Deste modo, as respostas do crescimento fitoplanctônico dependem, além da disponibilidade desses nutrientes no meio, da proporção entre eles (REDFIELD, 1958). De fato, a razão N:P, tanto na fração particulada como na dissolvida do meio hídrico, tem sido sugerida como um parâmetro de indicação de suficiência-deficiência nutricional ao crescimento do fitoplâncton (TILMAN et al., 1982; HOWARTH, 1988; DORTCH & WHITELEDGE, 1992; SMITH & BENNETT 1999; PTACNIK et al., 2010). A proporção 106C:16N:1P, conhecida como razão de Redfield, foi identificada como sendo característica elementar do plâncton oceânico (REDFIELD, 1963), sendo desde então consistentemente corroborada por outros estudos (COPIN-MONTEGUT & COPIN-MONTEGUT, 1983).

A combinação das concentrações elevadas de nutrientes e a razão N:P crescente têm sido responsabilizadas pela ocorrência de blooms algais em águas costeiras. Um aumento na razão dos nutrientes pode, com base nas diferenças na afinidade de algas pelos nutrientes, causar uma alteração na composição de espécies de algas (JONGE et al., 2002). Entretanto, certos autores têm também questionado o uso da razão N:P como um parâmetro relevante para a ecologia do fitoplâncton. Falkowski (2000) apontou que a razão de Redfield está longe de ser constante e tem sido abraçada por ecologistas aquáticos como informação mais conveniente do que garantida. Segundo

Xu et al. (2010), a razão de Redfield negligencia o fato de que as concentrações dos nutrientes têm influência no crescimento fitoplanctônico. Desta forma, a razão poderia não suportar alta biomassa fitoplanctônica se as concentrações dos nutrientes forem muito baixas. Neste sentido, alguns estudos foram realizados com o intuito de testar a razão proposta por Redfield, como os realizados por Hecky et al. (1993) e Sterner et al. (2008). Hecky et al. (1993) realizaram um estudo em 51 lagos, abrangendo regiões árticas e tropicais, e observaram que esses lagos apresentaram razão C:N:P médias mais altas que a razão proposta por Redfield. Segundo Sterner et al. (2008), a razão de Redfield de C:106:N16:P1 permanece um paradigma, pois essa razão é frequentemente utilizada apesar de algumas discordâncias em relação a ela. Contudo, quando um sistema possui uma razão N:P acima ($>16:1$) e abaixo ($<16:1$) da proposta por Redfield, assume-se que o crescimento fitoplanctônico seja limitado por P e N, respectivamente (BOTHWELL, 1985; STELZER & LAMBERTI, 2001; VIDAL et al., 2003).

Atualmente muitos rios do planeta estão começando a apresentar um balanço estequiométrico de nutrientes (N:P = 16:1). Justic et al. (1995) apresentaram uma análise estequiométrica de nutrientes dissolvidos em dez rios de grande porte do mundo (Amazonas, Changjiang, Huanghe, Mackenzie, Mississippi, Po, Reno, Sena, Yukon e Zaire). Os resultados mostraram que a proporção de nitrogênio (N) e fósforo (P) em rios que transportavam nutrientes de origem antrópica se afastava da proporção clássica, sendo a razão média dos rios igual a 42, e mudou historicamente de uma forma que agora se aproxima da proporção Redfield (N: P = 16:1). Isso indica que, em condições de baixa vazão, podem ocorrer até florações comprometendo o uso de suas águas.

O aumento das populações urbanas tem sido correlacionado com o aumento da carga de fósforo nas bacias hidrográficas, resultando em menores razões N:P (FISHER et al., 2006; SCHAEFER & ALBER, 2007). No rio Altamaha, a razão atômica de N:P foi menor que a razão de Redfield 16:1, sugerindo limitação por N. No entanto, entradas de P permaneceram constantes, enquanto as entradas de N variaram (SCHAEFER & ALBER, 2007). No rio Paraíba do Sul, a razão atômica de N:P foi maior que a razão de Redfield 16:1, sugerindo limitação por P (SOUZA, 2007). Entretanto, estudos indicam que ecossistemas aquáticos localizados próximo a culturas de milho, soja e trigo tendem a apresentar alta razão N:P devido à utilização de fertilizantes com altas concentrações de nitrogênio e baixas concentrações de fósforo. Enquanto, corpos d'água localizados próximo a pastos utilizados principalmente para pecuária, tendem a apresentar baixa razão N:P (DOWNING & McCAULEY, 1992; KOSTEN et al., 2009), devido a o estrume do gado ser relativamente rico em fósforo em relação aos outros nutrientes. Esse resultado corrobora o encontrado por Silva (2012). Nesse estudo, a autora observou uma baixa razão N:P (N:P=11) próximo a áreas de pastagens na bacia do rio Imbé-RJ. Enquanto Souza (2007) encontrou uma alta razão N:P (N:P=58) no rio Paraíba do Sul, localizado na cidade de Campos dos Goytacazes-RJ, com predomínio da agricultura extensiva, principalmente o cultivo de cana-de-açúcar, além da pecuária extensiva que propicia a

criação de grandes áreas de pastagens (MME-DNAEE, 1995; AGEVAP, 2012).

A razão N:P de 16:1 verificada por Redfield (1958) tem sido sugerida como razão ótima para o crescimento fitoplanctônico, não abrangendo, dessa forma, as diferenças que ocorrem entre as espécies em relação aos nutrientes, como por exemplo, as estratégias de captação, assimilação e capacidade de estocar, e também diferentes requerimentos de nutrientes (HECKY & KILHAM, 1988; LAGUS et al., 2004). A Tabela 2 mostra a razão N:P ótima para algumas espécies de fitoplâncton marinho e de água doce. Vale ressaltar que, como apresentado na Tabela 2, nem todas as espécies de fitoplâncton têm condição ideal de crescimento com a razão de Redfield. Desvios na razão de Redfield têm sido utilizados como indicação de limitação nutricional, ou seja, o nutriente fornecido em menor concentração torna-se limitante ao crescimento fitoplanctônico (TURNER et al., 2003). Esse desvio na razão N:P resulta em alterações na comunidade fitoplanctônica e pode comprometer outros níveis tróficos (zooplâncton e peixes) (ARBUCKLE & DOWNING, 2001; TURNER et al., 2003). Essas razões em rios têm sido alteradas, em função da carga de N e P que é influenciada pelas atividades humanas (TURNER et al., 2003).

Tabela 2 - Razão N:P ótima para algumas espécies de fitoplâncton marinho e de água doce

Razão N:P	Espécies
87	<i>Scenedesmus quadricauda</i>
39	<i>Cryptomonas erosa</i>
30	<i>Scenedesmus obliquus</i>
28	<i>Oscillatoria agardhii</i>
25	<i>Fragilaria crotonensis</i>
24	<i>Chaetoceros afinis</i>
23	<i>Selenastrum capricornutum</i>
21	<i>Ankistrodesmus falcatus</i>
21	<i>Pseudoanabaena catenata</i>
12	<i>Skeletonema costatum</i>
12	<i>Asterionella formosa</i>
10	<i>Synedra ulna</i>
9	<i>Microcystis</i> sp.
7	<i>Melosira binderana</i>

Fonte: Smith, 1982; Kilham & Kilham, 1984.

Vale mencionar que a perturbação dos ciclos biogeoquímicos destes elementos (N e P) afeta a estrutura e o funcionamento dos sistemas ecológicos de modo geral. Globalmente, após a revolução industrial, estima-se que as perturbações antropogênicas tenham amplificado a disponibilidade de nutrientes nitrogenados e fosfatados em cerca de 100 e 400%, respectivamente (FALKOWSKI, 2000). As alterações antropogênicas nos fluxos de N e P têm refletido em mudanças de paradigma em relação à norma de limitação de N em ambientes marinhos e de P em águas continentais (HECKY & KILHAM, 1988; PHILIPS et al., 2002; RABALAIS, 2002; ELSER et al., 2007; PAERL, 2009).

Ressalta-se que, por se tratarem de elementos bioativos (macronutrientes), a produção, a limitação e a diversidade biológica tendem a ser sensivelmente afetadas pela variação de concentrações e proporções de N e P. Além disso, o enriquecimento simultâneo por N e P produz respostas positivas fortemente sinérgicas em todos os três ambientes (terrestre, água doce e marinha) (ELSER et al., 2007), no entanto, a resposta real dos produtores primários ao enriquecimento de N e P pode ser modificada por fatores físicos tais como a limitação de luz, a hidrologia (tempo de residência da água), a sazonalidade hidrológica (período seco e chuvoso) e o pastejo (SMITH et al., 2006; PAERL et al. 2006). Yoshiyama & Sharp (2006) encontraram uma diminuição na resposta fitoplanctônica em águas muito enriquecidas com nutrientes no estuário Delaware (Estados Unidos) com forte influência urbana e observaram que a produção primária do rio foi reduzida onde as influências antrópicas (urbanização) eram mais fortes, indicando que a produção do estuário foi limitada principalmente pela disponibilidade de luz e temperatura. Esses resultados indicam que as altas concentrações de nutrientes não estimularam a produção primária, ao contrário, parece que a elevação na carga de nutrientes inibiu a produção.

Bioensaios: experimentos de adição de nutrientes

A produtividade primária aquática é frequentemente limitada pela disponibilidade de nutrientes. A capacidade de identificar fatores que limitam o crescimento das algas é de considerável importância para a compreensão da ecologia de ecossistemas aquáticos e para as práticas de manejo da água (BEARDALL et al., 2001).

Os efeitos das perturbações naturais e humanas são facilmente detectados ao nível do produtor primário microbiano, especificamente fitoplâncton, nível em que grandes quantidades de energia do ecossistema e os fluxos de nutrientes são mediados. O fitoplâncton, em geral, tem taxas de crescimento rápido e apresenta um elevado grau de sensibilidade e especificidade em determinados casos, para uma matriz de poluentes e de perturbações ambientais, tornando-os indicadores úteis de alterações ecológicas (PAERL et al., 2006).

Historicamente, o fitoplâncton de ambientes lóticos tem recebido menos atenção em estudos limnológicos (RODRIGUES et al., 2007). Características inerentes a esses

sistemas, como a turbulência, o baixo tempo de residência da água e, conseqüentemente, o contínuo transporte da comunidade fitoplanctônica, levam a concluir, a princípio, que dificilmente haveria resposta biológica significativa no incremento de nutrientes e que, portanto, a eutrofização nesses ambientes seria incomum. Entretanto, diversas pesquisas recentes têm demonstrado que o aporte de nutrientes aos ecossistemas lóticos pode ocasionar mudança drástica na biomassa, conduzindo à eutrofização (DODDS et al., 1998; SMITH et al., 1999; SMITH, 2003; SILVEIRA, 2004; TORRECILLA et al., 2005; DODDS, 2006; HILTON et al., 2006; BILLEN et al., 2007; AGUIAR et al., 2011; CUNHA et al., 2011).

Existem muitos estudos na literatura abordando a limitação de nutrientes via bioensaios (CAIN et al., 1979; RAM & PLOTKIN, 1983; HECKY & KILHAM, 1988; ELSER et al., 1990; BEARDALL et al., 2001; LAGUS et al. 2004; LOURO, 2011).

O bioensaio é um dos vários métodos utilizados para identificar a limitação de nutrientes ao crescimento fitoplanctônico. Além disso, é uma ferramenta muito valiosa no monitoramento das águas naturais, pois é uma metodologia sensível, apresenta resultados rápidos, é relativamente simples, fácil de trabalhar e não é custosa (BEARDALL et al., 2001). Cabe ressaltar que a utilização de bioensaios não está livre de imprecisões, como por exemplo, a indução de limitação por um nutriente, devido à adição de outro nutriente (BEARDALL et al., 2001).

Os bioensaios são experimentos de enriquecimento de nutrientes (ELSER et al., 1990); em que um ou mais nutrientes são adicionados em um volume predeterminado de água, havendo um acompanhamento do crescimento da espécie-teste, ou das populações naturais após o enriquecimento nutricional (HECKY & KILHAM, 1988; BEARDALL et al., 2001). Caso haja um estímulo à produção e/ou crescimento, após a adição do(s) nutriente(s), é um indicativo que o nutriente está sendo limitante ao crescimento fitoplanctônico (BEARDALL et al., 2001). De um modo geral, os bioensaios têm sido utilizados em estudos relacionados com a eutrofização, efeitos de despejos de substâncias tóxicas orgânicas ou inorgânicas em ecossistemas aquáticos. Louro (2011) buscou diagnosticar, através de um protocolo experimental repetitivo, usando bioensaios tipo “batch” (sem renovação do meio hídrico), sinais de suficiência/deficiência nutricional por N e/ou P ao crescimento fitoplanctônico da Lagoa de Cima, RJ. Os resultados obtidos mostraram limitação de nitrogênio no sistema, mas o aumento artificial da proporção N:P nas amostras de água parece ter induzido uma limitação por fósforo ao crescimento fitoplanctônico da Lagoa de Cima. Assume-se que esses resultados contribuam ao manejo e à conservação do ecossistema Lagoa de Cima com vistas às possibilidades de eutrofização e seus efeitos sobre a qualidade da água. Ram & Plotkin (1983) avaliaram a produtividade aquática no rio Housatonic (Nova York) via bioensaio algal. Segundo esses autores, os bioensaios confirmaram a limitação de nitrogênio, resultante da descarga de fósforo oriundo de efluentes municipais e industriais.

Índice de estado trófico

Para avaliar o estado de enriquecimento nutricional experimentado por um ecossistema aquático, tem sido amplamente utilizado na literatura mundial o índice de estado trófico (IET) de Carlson (1977). Do ponto de vista limnológico, o IET é um critério utilizado para se classificar a qualidade da água. Esse índice foi modificado e adaptado por Toledo (1999) para ambientes tropicais. Para a determinação desse índice são necessárias as concentrações de fósforo total ($\mu\text{g.L}^{-1}$), ortofosfato ($\mu\text{g.L}^{-1}$) e clorofila-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$). O critério de aplicação desse índice mostra do ambiente menos produtivo ao mais produtivo, conforme a tabela a seguir.

Tabela 3 - Classificação do estado trófico baseado no cálculo do IET

Estado Trófico	Índice de Estado Trófico
Oligotrófico	< 44
Mesotrófico	44 - 54
Eutrófico	54 - 74
Hipereutrófico	> 74

Fonte: Carlson (1977), modificado por Toledo (1999)

O estado trófico da água tem sido negligenciado com poucos estudos descrevendo a extensão da eutrofização em rios (MARSDEN et al., 1997). Ao considerar essa carência de estudos a respeito do processo de eutrofização em sistemas lóticos, sobretudo em rios tropicais, Cunha et al. (2008) compararam a densidade da comunidade fitoplanctônica dos rios Canha e Pariquera-Açu (bacia hidrográfica do rio Ribeira de Iguape, SP) aos valores de IET (Índice de Estado trófico). Segundo os autores, não é aconselhável a aplicação do IET, originalmente desenvolvido para ambientes lênticos, em estudos sobre sistemas lóticos, como os rios Canha e Pariquera-Açu, por exemplo. Pode haver superestimação do estado trófico do ecossistema aquático, já que as formas fosfatadas que integram o cálculo do IET (fósforo total e ortofosfato) podem contribuir para um incremento indevido em seu valor, ou seja, um aumento incompatível com a real resposta biológica associada, representada pelo crescimento fitoplanctônico. Assim, as elevadas concentrações das formas fosfatadas não foram suficientes para promover proporcional crescimento fitoplanctônico, que deve ter sido limitado por outros fatores, tais como temperatura da água, concentração de sólidos em suspensão, vazão do rio e herbivoria pelo zooplâncton. Vale ressaltar que, desconsiderar esses fatores pode induzir a risco de erros. As concentrações de fósforo e ortofosfato foram maiores no rio Pariquera-Açu, em comparação às encontradas no rio Canha. O aumento dessas concentrações se deve a influência do efluente estação de tratamento de esgoto (ETE),

do município de Pariquerá-Açu, do escoamento superficial urbano e rural e, ainda, do comportamento lêntico do rio em sua última estação de amostragem, o que propiciou desenvolvimento de macrófitas aquáticas.

A predominância da importância da fonte pontual ou difusa para o corpo hídrico vai depender do uso da bacia de drenagem. Bacias ocupadas por áreas florestais e agrícolas tendem a ter predominância de aporte de nutrientes oriundos de fontes difusas (SILVA, 2012). Enquanto bacias de drenagem nas quais se inserem grandes cidades e indústrias, a importância de fontes pontuais cresce (FISHER et al., 2006; MATZINGER et al., 2007; BOLLMANN & EDWIGES, 2008; BLUME et al., 2010; RAZMKHAH et al., 2010; UPADHYAY et al., 2011; ALVES et al., 2012).

Marsden et al. (1997) estudaram o estado trófico dos rios da Escócia e observaram que as fontes difusas de fósforo são o fator mais importante que determina o estado trófico desses rios, com 71% de toda a extensão do rio controlado por entradas difusas e apenas 7% por fontes pontuais. Entretanto, elevadas concentrações de fósforo total encontradas nos rios do estado de São Paulo foram associadas a uma alta densidade populacional, sugerindo que as fontes pontuais de fósforo total podem oferecer maior risco à eutrofização que as fontes difusas (CUNHA et al., 2011).

De acordo com Aguiar et al. (2011), os quatro rios (Imbuáçu, Guaxindiba, Marimbondo e Brandoas), da cidade de São Gonçalo, são hipereutróticos. Esses rios recebem resíduos sólidos e líquidos não tratados oriundos de áreas urbanas com grave limitação da produção primária por nitrogênio, como verificada pela razão molar N:P. As concentrações de fosfato foram anormalmente elevadas, variando entre 4,35 e 130,82 μM , enquanto o nitrato e o nitrito variaram de 0,06-54,05 μM e 0,28-19,23 μM , respectivamente. Os rios também apresentaram grave hipóxia e anóxia, com valores de oxigênio que variaram de não detectado a 3,72 ml L^{-1} .

Controle dos elementos eutrofizantes

Existem estudos mostrando uma redução na concentração de nutrientes nos corpos d'água. Na Dinamarca, por exemplo, um estudo demonstrou a diminuição nas concentrações de nutrientes em rios e cursos d'água pela redução de fontes pontuais e difusas. Nas duas últimas décadas, importantes medidas foram tomadas para reduzir as descargas de nitrogênio e fósforo na Dinamarca de até 50% e 80%, respectivamente. As concentrações de fósforo diminuíram de 22% a 57% no início da década de 90, principalmente devido à melhoria do tratamento das águas residuais de origem urbana e industrial. Nos últimos cinco anos, os níveis de nitrogênio em estuários e águas costeiras diminuíram até 44% (CARSTENSEN et al., 2006). Já Alexander & Smith (2006), ao estudar alguns rios dos Estados Unidos (EUA), constataram uma redução nas principais fontes de nutrientes para os sistemas fluviais, incluindo o tratamento de águas residuais

(esgoto), proibições de detergentes e na diminuição de algumas fontes agrícolas, que podem ter contribuído para a redução das concentrações de nutrientes associada à melhoria das condições tróficas.

Fica evidente que as práticas agrícolas, a carga atmosférica, e o lançamento de esgoto humano aumentam a carga de nutrientes orgânicos e inorgânicos nos rios e cursos d'água. As fontes difusas de nutrientes, como a deposição atmosférica e o escoamento de terras agrícolas são difíceis de controlar. Segundo Jonge et al. (2002), as descargas de fósforo são mais controláveis que as de nitrogênio, porque o fósforo tende a ser oriundo de fontes pontuais, enquanto o nitrogênio é principalmente derivado de fontes difusas.

A melhor prática de gestão de terras agrícolas inclui a proteção de matas ciliares, terraceamento de áreas agrícolas, bem como a utilização da quantidade necessária de fertilizantes. Os efluentes provenientes do esgoto humano e animal podem ser tratados (por exemplo, pela desnitrificação, precipitação do fósforo) para reduzir as cargas de N e P para os ambientes lóticos (DODDS, 2006). Além disso, a legislação brasileira (Resolução CONAMA 357/2005) estabelece padrões de qualidade das águas doces de classe 1 e 2 destinadas ao abastecimento para o consumo humano em função da concentração de nutrientes (Tabela 4). A classe 1 necessita de tratamento simplificado e a classe 2 (como exemplo, as águas do rio Paraíba do Sul) necessita de tratamento convencional antes de ser distribuída. Essa resolução dispõe que os valores máximos admissíveis de nitrogênio e fósforo poderão ser alterados em decorrência de condições naturais, ou quando estudos ambientais específicos, que considerem também a poluição difusa, comprovem que esses novos limites não acarretarão prejuízos para os usos previstos no enquadramento do corpo de água. O Poder Público poderá, a qualquer momento, acrescentar outras condições e padrões de qualidade, para um determinado corpo de água, ou torná-los mais restritivos, tendo em vista as condições locais, mediante fundamentação técnica.

Tabela 4 - Padrões de qualidade da água doce de classe 1 e 2 destinadas ao consumo humano.

Classe 1	
Parâmetros	Valor Máximo
Fósforo total (ambiente lêntico)	0,020 mg/L P
Fósforo total (ambiente intermediário)	0,025 mg/L P
Fósforo total (ambiente lótico)	0,1 mg/L P
Nitrato	10,0 mg/L N
Nitrito	1,0 mg/L N

Continuação da Tabela 4 - Padrões de qualidade da água doce de classe 1 e 2 destinadas ao consumo humano.

Classe 1	
Parâmetros	Valor Máximo
Fósforo total (ambiente lântico)	0,020 mg/L P
Fósforo total (ambiente intermediário)	0,025 mg/L P
Fósforo total (ambiente lótico)	0,1 mg/L P
Nitrato	10,0 mg/L N
Nitrito	1,0 mg/L N

Conclusão

A eutrofização é o aumento da concentração de nutrientes (nitrogênio e fósforo) nas águas naturais e o consequente aumento da biomassa de produtores primários.

Esta revisão bibliográfica mostrou que as atividades agrícolas e o lançamento de esgoto aumentam a concentração de nitrogênio e fósforo nas águas naturais. Esse aumento resulta na alteração do balanço estequiométrico entre estes nutrientes. O crescimento fitoplanctônico depende, além da disponibilidade desses nutrientes, da proporção entre eles. Entretanto, em ambientes aquáticos que apresentem uma razão N:P ótima, outras variáveis podem reger o crescimento fitoplanctônico.

Para contornar o problema da eutrofização, cabe às autoridades promover ações para a melhoria na qualidade da água dos sistemas lóticos e lânticos, como a proteção de matas ciliares, terraceamento de áreas agrícolas, a aplicação da quantidade necessária de fertilizantes e os tratamentos dos efluentes de origem humana e animal.

Agradecimentos

CAPES e UENF pelo auxílio financeiro.

Referências

AGEVAP. Associação Pró-Gestão das Águas da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul. *Relatório de situação da região hidrográfica do Baixo Paraíba do Sul 2011*. Campos dos Goytacazes, 2012. 49p.

AGUIAR, V. M. C.; NETO, J. A. B. & RANGEL, C. M. Eutrophication and hypoxia in four streams discharging in Guanabara Bay, RJ, Brazil, a case study. *Marine Pollution Bulletin*, v. 62, p. 1915-1919, 2011.

ALEXANDER, R. B.; SMITH, R. A. Trends in the nutrient enrichment of U.S. rivers during the late 20th century and their relation to changes in probable stream trophic conditions. *Limnol. Oceanogr.*, v. 51, n. 1, p. 639-654, 2006.

ALEXANDER, R. B.; SMITH, R. A.; SCHWARZ, G. E.; BOYER, E. W.; NOLAN, J. V. & BRAKEBILL, J. W. Differences in Phosphorus and Nitrogen Delivery to The Gulf of Mexico from the Mississippi River Basin. *Environ. Sci. Technol.*, v. 42, p. 822-830, 2008.

ALVES, I. A. C.; EL-ROBRINI, M.; SANTOS, M. L. S.; MONTEIRO, S. M.; BARBOSA, L. P. F. & GUIMARÃES, J. T. F. Qualidade das águas superficiais e avaliação do estado trófico do Rio Arari (Ilha de Marajó, norte do Brasil). *Revista Acta Amazônica*, v. 42, p. 115-124, 2012.

ARBUCKLE, K. E.; DOWNING, J. A. The influence of watershed land use on lake N:P in a predominantly agricultural Landscape. *Limnol. Oceanogr.*, v. 46, n. 4, p. 970-975, 2001.

BEARDALL, J.; YOUNG, E.; ROBERTS, S. Approaches for determining phytoplankton nutrient limitation. *Aquatic Sciences*, v. 63, p. 44-69, 2001.

BILLEN, G.; GARNIER, J.; NÉMERY, J.; SEBILO, M.; SFERRATORE, A.; BARLES, S. A long-term view of nutrients transfers through the Seine River continuum. *The Science of the Total Environment*, v. 375, p. 80-97, 2007.

BLUME, K. K.; MACEDO, J. C.; MENEGUZZI, A.; SILVA, L. B.; QUEVEDO, D. M.; RODRIGUES, M. A. S. Water quality assessment of the Sinos River, Southern Brazil. *Braz. J. Biol.*, v. 70, p. 1185-1193, 2010.

BOLLMANN, H. A.; EDWIGES, T. Avaliação da qualidade das águas do Rio Belém, Curitiba-PR, com o emprego de indicadores quantitativos e perceptivos. *Eng. sanit. ambient.*, v. 13, p. 443-452, 2008.

BOTHWELL, M. L. Phosphorus limitation of lotic periphyton growth rates: An intersite comparison using continuous-flow troughs (Thompson River system, British Columbia). *Limnol. Oceanogr.*, v. 30, p. 527-542, 1985.

BUCK, O.; NIYOGI, D. K.; TOWNSEND, C. R. Scale-dependence of land use effects on water quality of streams in agricultural catchments. *Environmental Pollution*, v. 130, p. 287-299, 2004.

CAIN, J. R.; KLOTZ, R. L.; TRAINOR, F. R.; COSTELLO, R. Algal assay and chemical analysis: a comparative study of water quality assessment techniques in a polluted river. *Environmental Pollution*, v. 19, n. 3, p. 215-224, 1979.

CARACO, N. F.; COLE, J. J.; STRAYER, D. L. Top-down control from the bottom: Regulation of eutrophication in a large river by benthic grazing. *Limnol. Oceanogr.*, v. 51, p. 664-670, 2006.

CARLSON, R. E. A trophic state index for lakes. *Limnol. Oceanogr.*, v. 22, p. 361-80, 1977.

CARPENTER, S. R. Phosphorus control is critical to mitigating eutrophication. *PNAS*, v. 105, n. 32, p. 11039-11040, 2008.

CARSTENSEN, J.; CONLEY, D. J.; ANDERSEN, J. H.; AERTEBJERG, G. Coastal

eutrophication and trend reversal: A Danish case study. *Limnol. Oceanogr.*, v. 51, n. 1, p. 398-408, 2006.

CLAIR, T. A.; POLLOCK, T. L.; EHRMAN, J. M. Exports of carbon and nitrogen from river basins in Canada's Atlantic Provinces. *Global Biogeochemistry Cycles*, v. 8, n. 4, p.441-450, 1994.

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. *Resolução n. 357, de 17 de março de 2005*. Classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, condições e padrões de lançamento de efluentes. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. Brasília, 2005. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>> Acesso em: ago. 2013.

COPIN-MONTEGUT, C.; COPIN-MONTEGUT, G. Stoichiometry of carbon, nitrogen, and phosphorus in marine particulate matter. *Deep Sea Res*, v. 30, p. 31-46, 1983.

CUNHA, D. G. F.; DODDS, W. K.; CALIJURI, M. C. Defining Nutrient and Biochemical Oxygen Demand Baselines for Tropical Rivers and Streams in São Paulo State (Brazil): A Comparison Between Reference and Impacted Sites. *Environmental Management*, v. 48, p. 945-956, 2011.

CUNHA, D. G. F.; FALCO, P. B.; CALIJURI, M. C. Densidade fitoplânctônica e estado trófico dos rios Canha e Pariquera-Açu, bacia hidrográfica do rio Ribeira de Iguape, SP, Brasil. *Revista Ambiente e Água - Na Interdisciplinary Journal of Applied Science*, v. 3, n. 2, p. 89-105, 2008.

DNAEE; DBE. Departamento Nacional de Águas e Energia Elétrica e DB Environment. *Projeto Paraíba do Sul: Relatório Síntese da Fase B*. Rio de Janeiro: Ministério de Minas e Energia, 1995. 188p.

DODDS. Eutrophication and trophic state in rivers and streams. *Limnol. Oceanogr.*, v. 51, n. 1, p. 671-680, 2006.

DODDS, W. K.; JONES, J. R.; WELCH, E. B. Suggested classification of stream trophic state: distributions of temperate stream types by chlorophyll, total nitrogen and phosphorus. *Water Research*, v. 32, p. 1455-1462, 1998.

DORTCH, Q.; WHITELEDGE, T. E. Does nitrogen or silicon limit phytoplankton production in the Mississippi river plume and nerby regions? *Continental Shelf Research*, v. 12, p. 1293-1309, 1992.

DOWNING, J. A.; MCCAULEY, E. The nitrogen:phosphorus relationship in lakes. *Limnol. Oceanogr.*, v. 37, p. 936-945, 1992.

DULAIOVA, H.; BURNETT, W. C.; WATTAYAKORN, G.; SOJISUPORN, P. Are groundwater inputs into river-dominated areas important? The Chao Phraya River-Gulf of Thailand. *Limnol. Oceanogr.*, v. 51, n. 5, p. 2232-2247, 2006.

ELSER, J. J.; BRACKEN, M. E. S.; CLELAND, E. E.; GRUNER, D. S.; HARPOLE, W. S.; HILLEBRAND, H.; NGAI, J. T.; SEABLOOM, E. W.; SHURIN, J. B.; SMITH, J. E. Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems. *Ecology Letters*, v. 10, p. 1135-1142, 2007.

ELSER, J. J., MARZOLOF, E. R.; GOLDMAN, C. R. Phosphorus and nitrogen limitation of phytoplankton growth in the freshwaters of North America: a review and critique of experimental enrichment. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, v. 47, p. 1468-77, 1990.

ESTEVEES, F. A. *Fundamentos de Limnologia*. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.

FALKOWSKI, P.G. Rationalizing elemental ratios in unicellular algae. *J. Phycol.*, v. 36, p. 3-6, 2000.

FISHER, T. R.; HAGY III, J. D.; BOYNTON, W. R.; WILLIAMS, M. R. Cultural eutrophication in the Choptank and Patuxent estuaries of Chesapeake Bay *Limnol. Oceanogr.*, v. 51, n. 1, p. 435-447, 2006.

FOY, R. H.; LENNOX, S. D. Evidence for a delayed response of riverine phosphorus exports from increasing agricultural catchment pressures in the Lough Neagh catchment. *Limnol. Oceanogr.*, v. 51, n. 1, p. 655-663, 2006.

GOULART, M.; CALLISTO, M. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. *Revista da FAPAM*, v. 2, n.1, 2003.

HECKY, R. E.; KILHAM, P. Nutrient limitation of phytoplankton in freshwater and marine environments: a review of recent evidence on the effects of enrichment. *Limnol. Oceanogr.*, v. 33, p. 796-822, 1988.

HECKY, E.; CAMPBELL, P.; HENDZEL, L. L. The Stoichiometry of Carbon, Nitrogen, and Phosphorus in Particulate Matter of Lakes and Oceans. *Limnol. Oceanogr.*, v. 38, n. 4, p. 709-724, 1993.

HILTON, J.; O'HARE, M.; BOWES, M. J.; JONES, J. I. How Green is my river? A new paradigm of eutrophication in rivers. *Science of The Total Environment*, v. 365, p. 66-83, 2006.

HOWARTH R. W.; BILLEN, G.; SWANEY, D.; TOWNSEND, A.; JAWORSKI, N.; LAJTHA, K.; DOWNING, J. A.; ELMGREN, R.; CARACO, N.; JORDAN, T.; BERENDSE, F.; FRENEY, J.; KUDEYAROV, V.; MURDOCH, P.; ZHAO-LIANG, Z. Regional nitrogen budgets and riverine N & P fluxes for the drainages to the North Atlantic Ocean: natural and human influences. *Biogeochemistry*, v. 35, p. 75-139, 1996.

HOWARTH, R. W.; MARINO, R. Nitrogen as the limiting nutrient for eutrophication in coastal marine ecosystems: Evolving views over three decades. *Limnol. Oceanogr.*, v. 51, p. 364-376, 2006.

HOWARTH, R. W. Nutrient limitation of net primary production in marine ecosystems. *Ann. Rev. Ecol.*, v. 19, p. 89-110, 1988.

JARVIE, H. P.; NEAL, C.; WITHERS, P. J. A. Sewage-effluent phosphorus: A greater risk to river eutrophication than agricultural phosphorus? *Science of the Total Environment*, v. 360, p. 246-253, 2006.

JOHANNESSEN, T.; DAHL, E. Declines in oxygen concentrations along the Norwegian Skagerrak coast, 1927-1993: A signal of ecosystem changes due to eutrophication? *Limnol. Oceanogr.*, v. 41, n. 4, p. 166-778, 1996.

JONGE, V. N.; ELLIOTT, M.; ORIVE, E. Causes, historical development, effects and

- future challenges of a common environmental problem: eutrophication. *Hydrobiologia*, v. 475/476: 1-19, 2002.
- JUSTIC, D.; RABALAIS, N. N.; TURNER, R. E. Stoichiometric Nutrient Balance and Origin of Coastal Eutrophication. *Marine Pollution Bulletin*, v. 30, n. 1, p. 41-46, 1995.
- KILHAM, S. S.; KILHAM, P. The importance of resource supply rates in determining phytoplankton community structure. In Trophic interactions within aquatic ecosystems. *Am. Assoc. Adv. Sci. Select. Symp. Ser.*, Westview, v.85, p. 7-28, 1984.
- KOSTEN, S.; HUSZAR, V.L.M.; MAZZEO, N.; SCHEFFER, M.; STERNBERG, L.S.L.; JEPPESEN, E. Lake and watershed characteristics rather than climate influence nutrient limitation in shallow lakes. *Ecological Applications*, v. 19, n. 7, 1791-1804, 2009.
- LAGUS, A.; SUOMELA, J.; WEITHOFF, G.; HEIKKILA, K.; HELMINEN, H.; SIPURA, J. Species-specific differences in phytoplankton responses to N and P enrichments and the N:P ratio in the Archipelago Sea, northern Baltic Sea. *Journal of Plankton Research*, v. 26, n. 7, p. 79-798, 2004.
- LEBO, M. E.; SHARP, J. H. Phosphorus distributions along the Delaware. An urbanized coastal plain estuary. *Estuaries*, v. 16, p. 291-302, 1993.
- LOURO, M. Q. *Respostas relacionais entre nitrato, ortofosfato e biomassa fitoplanctônica da Lagoa de Cima (RJ): Uma abordagem experimental*. Rio de Janeiro, 2011, 76p. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, 2011.
- MALLIN, M. A.; JOHNSON, V. L.; ENSIGN, S. H.; MACPHERSON, T. A. Factors contributing to hypoxia in rivers, lakes, and streams. *Limnol. Oceanogr.*, v. 51, n. 1, p. 690-701, 2006.
- MARQUES, J. C.; NIELSEN, S. N.; PARDAL, M. A.; JORGENSEN, S. E. Impact of eutrophication and river management within a framework of ecosystem theories. *Ecological Modelling*, v. 166, p. 147-168, 2003.
- MARSDEN, M. W. ; SMITH, M. R.; SARGENT, R. J. Trophic status of rivers in the Forth catchment, Scotland. *Aquatic Conservation: Marine And Freshwater Ecosystems*, v. 7, p. 211-221, 1997.
- MATZINGER, A.; SCHMID, M.; VELJANOSKA-SARAFILOSKA, E.; PATCEVA, S.; GUSESKA, D.; WAGNER, B.; MÜLLER, B.; STURM, M.; WÜEST, A. Eutrophication of ancient Lake Ohrid: Global warming amplifies detrimental effects of increased nutrient inputs. *Limnol. Oceanogr.*, v. 52, n. 1, p. 338-353, 2007.
- OVALLE, A. R. C.; SILVA, C. F.; REZENDE, C. E.; GATTS, C.E.N; SUZUKI, M. S.; FIGUEIREDO, R.O. Long-term trends in hydrochemistry in the Paraíba do Sul River, southeastern Brazil. *Journal of Hydrology*, v. 481, p. 191-203, 2013.
- PAERL, H. W. Coastal eutrophication and harmful algal blooms: Importance of atmospheric deposition and groundwater as “new” nitrogen and other nutrient sources. *Limnol. Oceanogr.*, v. 42, n. 5, p. 1154-1165, 1997.
- PAERL, H. W. Controlling eutrophication along the estuarine-marine continuum: Dual nutrient (N and P) reductions are essential. *Estuar. Coast.*, v. 32, p. 593-601, 2009.

- PAERL, H. W.; VALDES, L. M.; PEIERLS, B. L.; ADOLF, J. E.; JUNIOR, L. W. H. Anthropogenic and climatic influences on the eutrophication of large estuarine ecosystems. *Limnol. Oceanogr.*, v. 51, n. 1, p. 448-462, 2006.
- PHILIPS, E.J.; BADYLAK, S.; GROSSKOPE, T. Factors affecting the abundance of phytoplankton in a restricted subtropical lagoon, the Indian River Lagoon, Florida, USA. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 55, p. 385-402, 2002.
- PTACNIK, R.; ANDERSEN, T.; TAMMINEN, T. Performance of the Redfield Ratio and a Family of Nutrient Limitation Indicators as Thresholds for Phytoplankton N vs. P Limitation. *Ecosystems*, v. 13: 1201-1214, 2010.
- RABALAIS, N. N. Nitrogen in Aquatic Ecosystems. *Ambio*, v. 31, n. 2, p. 102-112, 2002.
- RAM, N. M.; PLOTKIN, S. Assessing aquatic productivity in the housatonic river using the algal assay:bottle test. *Water res.*, v. 17, n. 9, p. 1095-1106, 1983.
- RAZMKHAH, H.; ABRISHAMCHI, A.; TORKIAN, A. Evaluation of spatial and temporal variation in water quality by pattern recognition techniques: A case study on Jajrood River (Tehran, Iran). *Journal of Environmental Management*, v. 91, p. 852-860, 2010.
- REDFIELD, A. C.; KETCHUM, B. H.; RICHARDS, F. A. The influence of organisms on the composition of seawater. In: HILL, M.N. (Ed.). *The Sea*. v. 2. New York: [s.n.], 1963. p. 26-77.
- REDFIELD, A. C. The biological control of chemical factors in the environment. *Am. Sci.* v. 46, p. 205-222, 1958.
- RODRIGUES, S. C.; TORGAN, L.; SCHWARZBOLD, A. Composição e variação sazonal da riqueza do fitoplâncton na foz de rios do delta do Jacuí, RS, Brasil. *Acta Botânica Brasileira*, v. 21, p. 707-721, 2007.
- SALOMONI, S. E.; ROCHA, O.; CALLEGARO, V. L.; LOBO, E. A. Epilithic diatoms as indicators of water quality in the Gravataí river, Rio Grande do Sul, Brazil. *Hydrobiologia*, v. 559, p. 233-246, 2006.
- SAVAGE, C.; LEAVITT, P. R.; ELMGREN, R. Effects of land use, urbanization, and climate variability on coastal eutrophication in the Baltic Sea. *Limnol. Oceanogr.*, v. 55, n. 3, p. 1033-1046, 2010.
- SCHAEFER, S. C.; ALBER, M. Temporal and spatial trends in nitrogen and phosphorus inputs to the watershed of the Altamaha River, Georgia, USA. *Biogeochemistry*, v. 86, p. 231-249, 2007.
- SCHINDLER, D. W. Recent advances in the understanding and management of eutrophication. *Limnol. Oceanogr.*, v. 51, n. 1, p. 356-363, 2006.
- SHARP, J. H. Estuarine oxygen dynamics: What can we learn about hypoxia from long-time records in the Delaware Estuary? *Limnol. Oceanogr.*, v. 55, n. 2, p. 535-548, 2010.
- SHARPLEY, A. N., DANIEL, T.; SIMS, T.; LEMUNYON, J.; STEVENS, R.; PARRY, R. Agricultural Phosphorus and Eutrophication. *Agricultural Research Service*, 2 ed., ARS-149, 38p, 2003.

SILVA, A. M. G. *Relações entre paisagens ambientais (mata atlântica e pastagens) e a biogeoquímica de C, N e P em águas superficiais na bacia do rio Imbé-Lagoa de Cima, RJ*. Rio de Janeiro, 2012. 80p. Dissertação (Ecologia e Recursos Naturais) - Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, 2012.

SILVEIRA, M. P. *Aplicação do biomonitoramento para avaliação da qualidade da água em rios*. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente. 2004. 68p.

SMITH, V. H. The nitrogen and phosphorus dependence of algal biomass in lakes: An empirical and theoretical analysis. *Limnol. Oceanogr.*, v. 27, p. 1101-1112, 1982.

SMITH, V. H.; BENNETT, S. J. Nitrogen:phosphorus supply ratios and phytoplankton community structure in lakes. *Arch Hydrobiol.*, v. 146, p. 37-53, 1999.

SMITH, V. H.; TILMAN, G. D.; NEKOLA, J. C. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution*, v. 100, p. 179-196, 1999.

SMITH, V. H. Eutrophication of Freshwater and Coastal Marine Ecosystems a Global Problem. *Environ Sci & Pollut Res.*, v. 10, n. 2, p. 126-139, 2003.

SMITH, V. H.; JOYE, S. B.; HOWARTH, R. W. Eutrophication of freshwater and marine ecosystems. *Limnol. Oceanogr.*, v. 51, n. 1, p. 351-355, 2006.

SOUZA, J. S. *Variação sazonal da hidroquímica na saída da bacia do rio Paraíba do Sul, Campos dos Goytacazes, RJ ao longo de 2005*. Rio de Janeiro, 2007. 49p. Monografia - Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, 2007.

SOUZA, M. G. M. *Variação da comunidade de diatomáceas epilíticas ao longo de um rio impactado no município de São Carlos – SP e sua relação com variáveis físicas e químicas*. São Carlos, 2002. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2002.

STELZER, R.S.; LAMBERTI, G.A. Effects of N: P ratio and total nutrient concentration on stream periphyton community structure, biomass, and elemental composition. *Limnol. Oceanogr.*, v. 46, n. 2, p. 356-367, 2001.

STERNER, R.W.; ANDERSEN, T.; ELSER, J.J.; HESSEN, D. O.; HOOD, J.M.; MCCAULEY, E.; URABE, J. Scale-dependent carbon:nitrogen:phosphorus seston stoichiometry in marine and freshwaters. *Limnol. Oceanogr.*, v. 53, n. 3, p. 1169-1180, 2008.

TILMAN, D.; KILHAM, S. S.; KILHAM, P. Phytoplankton community ecology: the role of limiting nutrients. *Ann Rev Ecol Syst*, v. 13, p. 349-372, 1982.

TOLEDO, J. T. *Utilização do índice de qualidade de águas (IAQ-CETESB) e do índice de estado trófico (IET-Carlson) para classificar a qualidade das águas da lagoa do Taquaral-Campinas-SP*, 1999. Disponível em: <www.unicamp.br> Acesso em: set. 2013.

TORRECILLA, N. J.; GALVE, J. P.; ZAERA, L. G.; RETAMAR, J. F.; ÁLVAREZ, A. N. A. Nutrient sources and dynamics in a mediterranean fluvial regime (Ebro river, NE Spain) and their implications for water management. *Journal of Hydrology*, v. 304, p. 166-182, 2005.

TURNER, R. E.; RABALAIS, N. N.; FRY, B.; ATILLA, N.; MILN, C. S.; LEE, J.

M.; NORMANDEAU, C.; OSWALD, T. A.; SWENSON, E. M.; TOMASKO, D. A. Paleo-indicators and water quality change in the Charlotte Harbor estuary (Florida) *Limnol. Oceanogr.*, v. 51, n. 1, p. 518-533, 2006.

TURNER, R. E.; RABALAIS, N. N.; JUSTIC, D.; DORTCH, Q. Future aquatic nutrient limitations. *Marine Pollution Bulletin*, v. 46, p. 1032-1034, 2003.

UPADHYAY, R.; DASGUPTA, N.; HASAN, A. UPADHYAY, S. K. Managing water quality of River Yamuna in NCR Delhi. *Physics and Chemistry of the Earth*, v.36, p. 372-378, 2011.

VIDAL, M.; DUARTE, C. M.; AGUSTI, S.; GASOL, J. M.; VAQUE, D. Alkaline phosphatase activities in the central Atlantic Ocean indicate large areas with phosphorus deficiency. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, v. 262, p. 43-53, 2003.

VITOUSEK, P. M.; ABER, J. D.; HOWARTH, R. W.; LIKENS, G. E.; MATSON, P. A.; SCHINDLER, D.W.; SCHLESINGER, W.H.; TILMAN, D.G. Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. *Ecological Applications*, v. 7, p. 737-750, 1997.

WHITTON, B. A.; ROTT, E. (Eds.) Use of algae for monitoring rivers. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM, 2., 17-19, september 1995, Innsbruck, Austria. *Proceedings...* 196p.

XU, S.; SONG, J.; LI, X., YUAN, H.; LI, N.; DUAN, L.; SUN, P. Changes in nitrogen and phosphorus and their effects on phytoplankton in the Bohai Sea. *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*, v. 28, p. 4, p. 945-952, 2010.

YASUHARA, M.; YAMAZAKI, H.; TSUJIMOTO, A.; HIROSE, K. The effect of long-term spatiotemporal variations in urbanization-induced eutrophication on a benthic ecosystem, Osaka Bay, Japan. *Limnol. Oceanogr.*, v. 52, n. 4, p. 1633-1644, 2007.

YOSHIYAMA, K.; SHARP, J. H. Phytoplankton response to nutrient enrichment in an urbanized estuary: Apparent inhibition of primary production by over-eutrophication. *Limnol. Oceanogr.*, v. 51, p. 424-434, 2006.

Artigo recebido em: 10 out. 2013
Aceito para publicação em: 11 jun. 2014