



EUTROFIZAÇÃO EM RIOS BRASILEIROS

Luciano Vieira Barreto¹, Flávia Mariani Barros², Paulo Bonomo², Felizardo Adenilson Rocha³, Jhones da Silva Amorim⁴.

- ¹. Mestrando em Ciências Ambientais da Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, UESB, Itapetinga-BA, Brasil,
(lucianoengenheiroambiental@yahoo.com.br).
- ². Professor (a) Doutor (a) da Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, UESB, Itapetinga-BA, Brasil.
- ³. Professor Doutor do Instituto Federal da Bahia, IFBA - Vitória da Conquista-BA, Brasil.
- ⁴. Graduando em Engenharia Ambiental pela Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, UESB, Itapetinga-BA, Brasil.

Recebido em: 06/05/2013 – Aprovado em: 17/06/2013 – Publicado em: 01/07/2013

RESUMO

A eutrofização é reconhecida como um dos problemas de qualidade da água de maior importância na atualidade. Dentre os males causados pela eutrofização destacam-se a proliferação acelerada de macrófitas aquáticas e algas que podem produzir substâncias tóxicas nocivas à saúde. Desta forma, esta revisão bibliográfica tem como objetivo abordar aspectos sobre a eutrofização, suas causas e consequências, além de destacar os índices propostos para classificação trófica e tratar sobre os graus de trofia em rios brasileiros.

PALAVRAS-CHAVE: Bacia hidrográfica, qualidade da água, eutrofização.

EUTROPHICATION BRAZILIAN RIVERS

ABSTRACT

The eutrophication is recognized as one of the problems of water quality of the most importance today. Among the evils caused by eutrophication stands out the accelerated proliferation of weeds aquatic and algae that can produce toxic substances harmful to health. Thus, this review bibliographic aims to approach aspects of eutrophication, their causes and consequences, besides detach the indexes proposed to trophic classify and treat on the trophic degree in Brazilian rivers.

KEYWORDS: Watershed, water quality, eutrophication.

INTRODUÇÃO

O crescimento populacional e as atividades humanas têm se despontado como os maiores responsáveis pela poluição do meio aquático. Os rios se tornaram ao longo dos anos depositários de rejeitos e resíduos de diversas formas: os

esgotos domésticos e as águas residuárias provenientes de atividades pecuárias contribuem com elevadas cargas orgânicas; as indústrias com uma série de compostos sintéticos e elementos químicos potencialmente tóxicos; e as atividades agrícolas com a contaminação por pesticidas e fertilizantes ricos em sais minerais (NETO & FERREIRA, 2007).

Essas ações antrópicas podem afetar a qualidade do ambiente para os organismos aquáticos ou mesmo para a saúde humana, por meio da ingestão de águas contaminadas. As últimas décadas foram marcadas pela crescente preocupação com o efeito das atividades humanas sobre o meio ambiente. A sociedade organizada está cada vez menos tolerante aos problemas associados à poluição hídrica (BRAGA *et al.*, 2005).

No Brasil e na maioria dos países em desenvolvimento, a maior parte do esgoto bruto (tanto doméstico, industrial como efluentes de sistema de cultivo) é lançado sem tratamento prévio nos cursos d'água. Esses grandes aportes de matéria orgânica e poluentes têm sido relatados como principais responsáveis pela eutrofização de grande variedade de ambientes aquáticos, gerando preocupação crescente com alto grau de poluição em que se encontram hoje os rios e ambientes de água doce (TUNDISI, 2003 citado por ZANINI, 2009).

Devido ao intenso e diversificado uso dos rios, lagos e suas bacias hidrográficas, há necessidade de ser definidas formas de manejo sustentado e gerenciamento desses ecossistemas. Para isso, torna-se necessária monitoração sistemática, que resulta em séries temporais de dados que permitem avaliar a evolução da qualidade do corpo aquático e conhecer as tendências de sua variação.

Conhecer a qualidade da água disponível é fundamental para a gestão dos recursos hídricos. Sendo assim, foram desenvolvidos vários índices e indicadores ambientais para avaliação desta, com base em suas características físico-químicas e biológicas. O índice de estado trófico (IET) é amplamente utilizado em diversos trabalhos. Esse índice estabelece níveis de trofia em relação à concentração de fósforo total, à clorofila *a* e ao disco de Secchi, possibilitando a classificação das águas em classes tróficas. Segundo LAMPARELLI (2004), dentre as variáveis estabelecidas para cálculo do (IET) o fósforo total é a mais importante, pois este nutriente é, na maioria das vezes, o fator limitante para a produção primária.

O nitrogênio e o fósforo presentes nos rios e lagos são nutrientes de grande importância à cadeia alimentar, entretanto, quando descarregados em altas concentrações em águas superficiais e associados às boas condições de luminosidade provocam o enriquecimento do meio, fenômeno este denominado eutrofização. Segundo SMITH & SCHINDLER (2009), a eutrofização pode levar à alteração no sabor, no odor, na turbidez e na cor da água, à redução do oxigênio dissolvido, provocando crescimento excessivo de plantas aquáticas, mortandade de peixes e outras espécies aquáticas, além do comprometimento das condições mínimas para o lazer na água.

O manejo da qualidade da água e sustentabilidade da bacia é um problema mundial, principalmente em países em desenvolvimento, onde os recursos sociais e econômicos têm colocado as fontes de água em alto estresse, próprio dos conflitos entre usuários à jusante e a montante do rio, coexistência de fontes pontuais ou não e projetos de engenharia alterando o sistema original da ecologia da bacia. Assim, ocorre decréscimo na capacidade de suporte do rio, devido aos problemas de qualidade de água da bacia, havendo necessidade de mitigação dos fatores que afetam o corpo receptor (ZHU *et al.*, 2008).

Atualmente, a eutrofização é reconhecida como um dos problemas mais importantes concernentes à qualidade de água. Dentre os fatores que influenciam a eutrofização, além das concentrações de fósforo e nitrogênio, podem ser citados a velocidade da água, a vazão, a turbidez, a profundidade do curso de água, a temperatura entre outros (LAMPARELLI, 2004).

Um dos impactos mais preocupantes da aceleração do processo de eutrofização é o aumento da probabilidade de ocorrência de florações de algas, principalmente as cianobactérias potencialmente tóxicas, as quais podem alterar a qualidade das águas, sobretudo no que tange ao abastecimento público.

Dentro desta conjectura, o presente estudo tem por finalidade demonstrar uma revisão bibliográfica sobre eutrofização em rios e questões relacionadas com o incremento de nutrientes nos cursos de água doce, sob um enfoque ambiental. Para tal, dados e evidências, foram levantados, inicialmente através de uma pesquisa exploratória, buscando-se informações publicadas ou secundárias que já foram coletadas e elaboradas para algum propósito.

QUALIDADE DA ÁGUA

As características físicas e bióticas de uma bacia possuem importante papel no ciclo hidrológico, influenciando diversos processos (FAUSTINO, 1996). O uso de indicadores físico-químicos da qualidade da água consiste no emprego de variáveis que se correlacionam com as alterações ocorridas na bacia, sejam essas de origem antrópica ou natural. Deste modo, percebe-se que os cursos d'água de uma bacia hidrográfica são afetados pelo uso e ocupação do solo e por contaminantes despejados nos recursos hídricos de toda a área de drenagem (BRAGA *et al.*, 2005).

Conhecer a qualidade da água disponível é fundamental para a gestão dos recursos hídricos. A qualidade da água é um termo usado para identificar as características desejadas de acordo com seus múltiplos usos. Sendo assim, foram desenvolvidos vários índices e indicadores ambientais para avaliação da qualidade da água com base em suas características. Um desses índices é o IET (índice de estado trófico), o qual estabelece níveis de trofia que possibilita a classificação das águas em classes tróficas (LIMA *et al.*, 2007).

Segundo BRAGA *et al.*, (2005), as atividades antrópicas consistem em importante fator responsável pela diminuição da qualidade da água, uma vez que o desenvolvimento urbano promove entre outros impactos ambientais, a eutrofização dos rios. ZHU *et al.*, (2008) correlacionaram um aumento anual na concentração de contaminantes superior a 10 % entre 1998 e 2005 no rio Han na China, com o desenvolvimento desordenado nas suas proximidades, promovendo o aparecimento de plantas aquáticas e florescimento de algas nas zonas de remanso, ou seja em locais com pouco fluxo de água.

Conforme ZANINI (2009), para manter boas condições ecológicas da água é necessário reduzir o fluxo de nutrientes para o rio, principalmente os provenientes da produção agrícola como o nitrogênio, o fósforo e também aqueles de áreas urbanas e industriais. Em condições favoráveis ao surgimento do escoamento superficial, esses elementos químicos são transportados para os cursos d'água enriquecendo o meio e favorecendo o crescimento excessivo de plantas aquáticas.

Além disso, ocorre também o carreamento de herbicidas, transportados depois da aplicação inicial através da lixiviação horizontal e vertical para a água. Com isso, ocorre a degradação e transformação dessas substâncias químicas

através de processos biológicos e bioquímicos, degradando a qualidade da água (ZANINI, 2009).

O fosfato presente em ecossistemas aquáticos continentais tem origem em fontes naturais e artificiais. Dentre as fontes naturais, as rochas fosfatadas da bacia de drenagem constituem a fonte básica de fosfato. As fontes artificiais de fosfato mais importantes são os esgotos domésticos e industriais e o material particulado de origem industrial contido na atmosfera (SILVA, 1997, citado por BARROS, 2008).

As águas drenadas em áreas agrícolas e urbanas podem provocar a presença excessiva de fósforo em águas naturais. Além do esgoto sanitário outros tipos de efluentes industriais como os de indústrias de fertilizantes, pesticidas, químicas em geral, conservas alimentícias, abatedouros, frigoríficos e laticínios, apresentam fósforo em quantidades excessivas (CETESB, 2009).

Conforme ESTEVES (1998), o fósforo é considerado um importante poluente de cursos de água, principalmente das águas superficiais continentais. Altas concentrações de fósforo na água favorecem o crescimento de algas e plantas que podem vir a interferir na utilização da água para consumo humano ou recreação.

A importância da avaliação do fósforo presente em ecossistemas aquáticos para a estimativa da produtividade primária é indiscutível, uma vez que ele é na maioria dos ambientes, o fator limitante a este processo. Em outras palavras, o fósforo disponível é um dos fatores mais importantes na regulação da produtividade do sistema (LAMPARELLI, 2004).

Os sedimentos dos leitos dos corpos de água retratam condições históricas da influência de atividades antrópicas sobre esses ambientes, nem sempre detectáveis pelo uso de variáveis da água quando se coleta na superfície do curso da água (CETESB, 2009).

Dessa maneira, a dinâmica do fósforo em rios também está relacionada ao fósforo armazenado nos sedimentos depositados no leito dos rios. Nos rios a dessorção do fósforo é facilitada pela ressuspensão dos sedimentos devido à turbulência da água (PRADA & OLIVEIRA, 2006).

EUTROFIZAÇÃO

A eutrofização consiste no aumento excessivo de nutrientes na água, podendo ser causada por drenagem de fertilizantes agrícolas, águas pluviais de cidades, detergentes, resíduos de minas, drenagem de dejetos humanos, entre outros. De acordo com SMITH & SCHINDLER (2009), a palavra eutrófico significa rico em nutrientes e eutrofização ou eutroficação vem do grego *eu*, “bem” e *trophein* “nutrir” ou seja: bem nutrido.

Os mesmos autores definem como consequência desse desequilíbrio a multiplicação de matéria vegetal, que ao se decompor provoca danos como a diminuição do oxigênio dissolvido, tão necessário à vida aquática.

Em sistemas agrícolas, a utilização inadequada de adubos orgânicos e minerais pode provocar o excesso de importantes nutrientes nos solos, que podem chegar aos cursos d'água, devido a processos como lixiviação e escoamento superficial (CORRIVEAU *et al.*, 2009).

SMITH & SCHINDLER (2009) destacaram a eutrofização como o maior problema da atualidade em corpos de água superficiais, considerado-a como um dos exemplos mais visíveis das alterações ocasionadas pelo homem à biosfera. Os autores afirmam que a eutrofização é a condição que favorece o desenvolvimento de

florações de cianobactérias e microalgas, secundada pelas condições de luz, temperatura e pH convenientes.

Além dos efeitos causados pelo aporte excessivo de fósforo e nitrogênio em lagos, reservatórios e rios (**Quadro 1**), os autores descrevem outros efeitos diretos e indiretos causados pela eutrofização. Por exemplo, em muitos corpos de água, o aumento do aporte de nitrogênio e fósforo pode acelerar o processo de biodegradação de produtos petroquímicos, hidrocarbonetos aromáticos e pesticidas, uma vez que o aumento do estado trófico promove o aumento da biomassa bacteriana. Consequentemente ocorre um aumento na diversidade de substratos orgânicos, os quais as bactérias são capazes de metabolizar.

QUADRO 1. Efeitos potenciais da eutrofização causados pela entrada excessiva de nitrogênio e fósforo em lagos, reservatórios e rios

Efeitos da eutrofização
Aumento da biomassa do fitoplâncton; Crescimento de espécies de algas potencialmente tóxicas ou não comestíveis; Crescimento da biomassa de algas bentônicas e epifíticas; Crescimento excessivo de macrófitas aquáticas; Aumento da frequência de mortandade de peixes; Diminuição da biomassa de peixes e moluscos cultiváveis; Redução da diversidade de espécies; Redução da transparência da água; Depleção de oxigênio dissolvido e Redução do valor estético do corpo de água.

Fonte: Adaptado de SMITH & SCHINDLER (2009).

A eutrofização resulta em aumento nos custos do tratamento da água para abastecimento público devido ao aumento no uso de coagulantes e alcalinizantes para ajuste de pH de coagulação; necessidade de usar polímeros para auxiliar a floculação e evitar a flotação; diminui a eficiência de remoção de flocos na decantação, acelera a obstrução do meio filtrante, redução na duração da cadeia de filtros e aumento no consumo da água de lavagem; e consequentemente aumento de águas residuárias e maior consumo de cloro devido à presença de matéria orgânica e amônia, diminuindo a eficiência da desinfecção e aumentando a possibilidade de formação de componentes tóxicos organoclorados, prejudiciais à saúde humana. Também é necessário destacar a possibilidade de crescimento de bactérias nos sistemas de distribuição, devido ao aumento da matéria orgânica que serve de substrato com ocorrência de sabor e odor provocados por algumas espécies de algas e aumento na deposição de ferro e manganês (RICHTER & NETTO, 2005).

METODOLOGIAS DE CLASSIFICAÇÃO DO ESTADO TRÓFICO

Basicamente o estado trófico de um corpo de água pode ser classificado como oligotrófico, mesotrófico e eutrófico, podendo haver subdivisões.

Ambientes oligotróficos podem ser entendidos como aqueles que apresentam baixas concentrações de nutrientes e baixa produtividade primária. Ambientes mesotróficos apresentam produtividade intermediária, com possíveis implicações sobre a qualidade da água, mas em níveis aceitáveis na maioria dos casos.

Ambientes eutróficos apresentam alto nível de produtividade e são ricos em matéria orgânica e elementos minerais (nutrientes), tanto em suspensão quanto na região bentônica (MANSOR, 2005).

As categorias de estado trófico de um corpo de água e suas características podem ser melhores compreendidas observando-se o **Quadro 2** no qual são propostas subdivisões em relação à classificação básica (CETESB, 2009).

QUADRO 2. Classes de estado trófico dos cursos d'água

Estado trófico	Características dos corpos de água
Ultraoligotrófico	Corpos de água limpos, de produtividade muito baixa e concentrações insignificantes de nutrientes que não acarretam em prejuízos aos usos da água.
Oligotrófico	Limpos, de baixa produtividade, em que não ocorrem interferências indesejáveis sobre os usos da água, pela presença de nutrientes.
Mesotrófico	Com produtividade intermediária e possíveis implicações sobre a qualidade da água, mas em níveis aceitáveis, na maioria dos casos.
Eutrófico	Com alta produtividade e redução da transparência, afetados por atividades antrópicas, ocorrendo alterações indesejáveis na qualidade da água decorrentes do aumento da concentração de nutrientes e interferências nos seus múltiplos usos.
Supereutrófico	Corpos de água com alta produtividade, de baixa transparência, em geral afetados por atividades antrópicas, com frequentes alterações indesejáveis na qualidade da água, como florações de algas e interferências nos seus múltiplos usos.
Hipereutrófico	Corpos de água afetados pelas elevadas concentrações de matéria orgânica e nutrientes, com comprometimento acentuado nos seus usos, associado a florações de algas ou mortandades de peixes, com consequências indesejáveis para seus múltiplos usos, inclusive sobre as atividades pecuárias nas regiões ribeirinhas.

Fonte: Adaptado de CETESB (2009).

Um índice de estado trófico (IET) funciona como um registro das atividades humanas nas várias bacias hidrográficas, além de oferecer subsídios para a formulação de planos de manejo e gestão de ecossistemas aquáticos, por meio de estratégias que visem a sustentabilidade dos recursos hídricos e que garantam os usos múltiplos da água, em médio e longo prazo (VON SPERLING, 1996).

No IET, os resultados correspondentes ao fósforo total (IET (PT)), devem ser entendidos como medida do potencial de eutrofização, já que esse nutriente atua como agente causador do processo (CETESB, 2009).

No trabalho de VOLLENWEIDER (1968) são estabelecidos valores-limites de fósforo total e nitrogênio para a classificação de corpos de água, segundo os graus de trofia. Outros autores, como WETZEL (1993), além de valores-limites para nutrientes, consideraram também que ambientes com concentrações médias de clorofila *a* superiores a 10 µg L⁻¹ são eutróficos.

A *Organization for Economic Cooperation and Development* (OECD, 1982) apresentou resultados de um amplo estudo sobre o monitoramento, avaliação e controle da eutrofização de ambientes aquáticos, em que foram estabelecidos os limites para classificação trófica apresentados na **Tabela 1**.

TABELA 1. Limites para diferentes categorias tróficas, segundo o sistema de classificação proposto pela OECD (1982)

Categorias Tróficas	Média anual de fósforo total ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Média anual de clorofila a ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Máximo anual de clorofila a ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Média anual do disco de Secchi (m)	Mínima anual do disco de Secchi (m)
Ultraoligotrófico	$\leq 4,0$	$\leq 1,0$	$\leq 2,5$	≥ 12	$\geq 6,0$
Oligotrófico	$\leq 10,0$	$\leq 2,5$	$\leq 8,0$	$> 6,0$	$> 3,0$
Mesotrófico	10-35	8 - 25	8 - 25	6 - 3	3 - 1,5
Eutrófico	35-100	35 - 75	25 - 75	3 - 1,5	1,5 - 0,7
Hipereutrófico	≥ 100	$\geq 2,5$	≥ 75	$\leq 1,5$	$\leq 0,7$

Fonte: Adaptado de OECD (1982).

Como estes limites foram estabelecidos para lagos de regiões temperadas, SALAS & MARTINO (2001) publicaram um estudo, realizado pelo Centro Pan-americano de Engenharia Sanitária e Ciências Ambientais (CEPIS), veiculado à Organização Mundial de Saúde (OMS), os quais revisaram em 2001 propondo um modelo trófico simplificado para fósforo, para lagos e reservatórios tropicais da América Latina e Caribe. Na pesquisa de SALAS & MARTINO (2001) foi apresentado um sistema de classificação trófica baseado em distribuição probabilística para concentração de fósforo total (**Tabela 2**), conforme proposto no trabalho da OECD (1982).

A avaliação do grau de eutrofização em lagos e reservatórios é feita tradicionalmente em diversos países. A tradição de limnologia, seu uso para abastecimento e o aparecimento mais “precoce” de efeitos do enriquecimento de corpos de água lânticos, como os lagos, são algumas das razões para a priorização dos estudos sobre eutrofização nesses ambientes, em relação aos ambientes lóticos, como os rios e riachos (LAMPARELLI, 2004).

Estudos sobre o estado trófico são mais frequentes em ambientes lânticos, podendo ser citados estudos desenvolvidos por NETO & COELHO (2002), LIOU & LO (2005) e MARIANI (2006). YOUNG *et al.*, (1998) e LAMPARELLI (2004) forneceram grandes contribuições para as ciências ambientais, sendo que esta última propôs índices diferenciados para aplicação específica em ambientes lânticos lóticos do Estado de São Paulo. Entretanto existe uma carência de estudos sobre eutrofização em rios, principalmente no norte e nordeste do Brasil.

TABELA 2. Limites para diferentes categorias tróficas, segundo o sistema de classificação proposto por SALAS & MARTINO (2001)

Categorias tróficas	Média anual de fósforo total ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Clorofila a ($\mu\text{g L}^{-1}$)
Oligotrófico	≤ 28	$\leq 4,8$
Mesotrófico	28-72	4,8-12
Eutrófico	≥ 72	≥ 12

Em países como Estados Unidos e Inglaterra, existem programas que propõem o monitoramento em rios, sendo estes, na sua maioria, baseados nas comunidades bentônicas (KELLY & WHITTON, 1998). No entanto, em grande parte dos estados brasileiros, a maioria das captações, bem como os pontos de monitoramento são rios de planície, os quais têm como características: alta turbidez de suas águas e fundo com granulometria variando entre areia e argila. Estes ambientes raramente desenvolvem tipos de comunidades bentônicas nos moldes de rios ou de riachos de alta transparência, como os monitorados em outros países (LAMPARELLI, 2004).

Devido principalmente à alta relação entre o volume de água e a região marginal, em ambientes lóticos, além de maior velocidade das águas, quando comparados aos ambientes lênticos, são encontradas maiores concentrações de fósforo e menores concentrações de clorofila *a* (LAMPARELLI, 2004). Já os resultados correspondentes à clorofila *a* são considerados como uma medida de resposta do corpo hídrico ao agente causador, indicando assim, o nível de crescimento de algas no local.

O índice de estado trófico é composto pelos índices de estado trófico para transparência IET (S), para o fósforo IET (PT) e para a clorofila *a* IET (Cla), modificados por TOLEDO *et al.*, (1983), representados pelas equações 1, 2 e 3, respectivamente:

$$\text{IET (S)} = 10.(6 - (0,64 + \ln S / \ln 2)) \quad \text{Eq 1}$$

$$\text{IET (PT)} = 10.(6 - (\ln 80,32 / \text{PT}) / \ln 2)) \quad \text{Eq 2}$$

$$\text{IET (Cla)} = 10.(6 - (2,04 - 0,695 \ln \text{Cla}) / \ln 2)) \quad \text{Eq 3}$$

Em que,

S: Transparência medida pelo disco de Secchi (m)

PT: concentração de fósforo total ($\mu\text{g L}^{-1}$)

Cla: concentração de clorofila *a* ($\mu\text{g L}^{-1}$)

A CETESB normalmente desconsidera o cálculo do índice de transparência, pois esta é afetada pela alta turbidez decorrente do material em suspensão, comum em reservatórios e rios (LAMPARELLI, 2004). Portanto a expressão do índice é apresentado na **Equação 4**.

$$\text{IET} = (\text{IET (PT)} + \text{IET (Cla)}) / 2 \quad \text{Eq 4}$$

CARLSON (1977) definiu um índice do estado trófico usando uma transformação linear da transparência pelo disco de Secchi, que avalia a concentração de biomassa algal. Além da transparência, o índice pode ser expresso em função das concentrações de fósforo total (**Equação 5**), medidas em amostras coletadas próximo à superfície da água.

$$\text{IET (PT)} = 14,42. \ln (\text{PT}) + 4,15 \quad \text{Eq 5}$$

em que,

IET (PT): Índice de estado trófico em relação à variável fósforo total para ambientes lênticos

PT: concentração de fósforo total ($\mu\text{g L}^{-1}$)

O Índice de Estado Trófico de CARLSON (1977) foi desenvolvido para regiões temperadas, onde o metabolismo dos ecossistemas aquáticos difere dos encontrados em ambientes tropicais. A fim de adaptar uma nova metodologia para condições tropicais, TOLEDO Jr. *et al.*, (1983), propuseram modificações na metodologia de Carlson (**Equação 6**), assim foi concluído que as versões modificadas do IET eram mais adequadas para determinação do estado trófico, quando comparadas às formas originais.

em que,

IET (PT): Índice de estado trófico em relação à variável fósforo total para ambientes lênticos

PT: concentração de fósforo total ($\mu\text{g L}^{-1}$)

Para classificar os níveis tróficos conforme a modificação de TOLEDO Jr. *et al.*, (1983), foram adotadas as categorias apresentadas na **Tabela 3**.

TABELA 3. Valores dos limites das concentrações de fósforo total para os diferentes níveis tróficos, segundo o sistema de classificação proposto por CARLSON (1977) e modificado TOLEDO Jr *et al.*, (1983)

Estado trófico	Fósforo Total ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Ponderação	Transparência (m)	Clorofila a ($\mu\text{g.L}^{-1}$)
Ultraoligotrófico	$\leq 6,0$	$\text{IET} \leq 24$	$\geq 7,8$	$\leq 0,51$
Oligotrófico	7,0 a 26,0	$24 < \text{IET} \leq 44$	7,7 – 2,0	0,52 – 3,81
Mesotrófico	27,0 a 52,0	$44 < \text{IET} \leq 54$	1,9 – 1,0	3,82 – 10,34
Eutrófico	53,0 a 211,0	$54 < \text{IET} \leq 74$	0,9 – 0,3	10,35 – 76,06
Hipereutrófico	$> 211,0$	$\text{IET} > 74$	$< 0,3$	$> 76,06$

Este índice, elaborado para ambientes lênticos foi continuamente usado para classificar rios, até que em 2004 LAMPARELLI propôs a modificação deste diferenciando-o para ambientes lóticos, como os rios (**Equação 6 e 7**) como também propôs uma nova classificação trófica observada na **Tabela 4**.

$$\text{IET (PT)} = 10.(6 - ((0,42 - 0,36.(\ln \text{PT})) / \ln 2)) - 20 \quad \text{Eq 6}$$

$$\text{IET (Cla)} = 10.(6 - ((0,7 - 0,6.(\ln \text{Cla})) / \ln 2)) - 20 \quad \text{Eq 7}$$

em que,

IET (PT): Índice de estado trófico em relação à variável fósforo total para ambientes lóticos

PT: concentração de fósforo total ($\mu\text{g L}^{-1}$)

Cla: concentração de clorofila a ($\mu\text{g L}^{-1}$)

TABELA 4. Valores dos limites das concentrações de fósforo total para os diferentes níveis tróficos (LAMPARELLI, 2004)

Estado trófico	Fósforo total $\mu\text{g.L}^{-1}$	Ponderação	Clorofila a ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	S (m)
Ultraoligotrófico	≤ 13	$\text{IET} \leq 47$	$\leq 0,74$	$\geq 2,4$
Oligotrófico	$13 < \text{PT} \leq 35$	$47 < \text{IET} \leq 52$	$0,74 < \text{Cla} \leq 1,31$	$2,4 > S \geq 1,7$
Mesotrófico	$35 < \text{PT} \leq 137$	$52 < \text{IET} \leq 59$	$1,31 < \text{Cla} \leq 2,96$	$1,7 > S \geq 1,1$
Eutrófico	$137 < \text{PT} \leq 296$	$59 < \text{IET} \leq 63$	$2,96 < \text{Cla} \leq 4,70$	$1,1 > S \geq 0,8$
Supereutrófico	$296 < \text{PT} \leq 640$	$63 < \text{IET} \leq 67$	$4,70 < \text{Cla} \leq 7,46$	$0,8 > S \geq 0,6$
Hipereutrófico	$640 < \text{PT}$	$\text{IET} > 67$	$> 7,46$	$< 0,6$

A Resolução CONAMA 357 de 2005 (BRASIL, 2005) estabelece classes de qualidade de água para corpos de água de acordo com seus usos pretendidos, mas não associa essa condição a níveis de trofia. No **Quadro 3** são apresentadas as relações entre usos múltiplos e estado trófico de ambientes aquáticos segundo VON SPERLING (1996) e TUNDISI (2006).

QUADRO 3. Usos das águas de lagos, rios e represas em função do estado trófico

Usos das águas	Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico
Abastecimento Público	Desejável	Tolerável	-
Uso industrial	-	Desejável	-
Recreação contato primário	-	Desejável	-
Irrigação	-	-	Tolerável
Paisagismo	-	Desejável	Tolerável

Fonte: Modificado de VON SPERLING (1996); TUNDISI (2006).

Além dos impactos negativos gerados no meio aquático pela eutrofização, RICHTER & NETTO (2005) afirmaram que classes de trofia mais altas refletem no aumento dos custos para tratamento da água, causam maior obstrução dos filtros e aumentam o consumo de água para lavagem dos filtros.

Outro fator importante a ser observado é o aumento no consumo de cloro devido à presença de matéria orgânica, diminuindo a eficiência da desinfecção sendo prejudicial à saúde humana, uma vez que surge à possibilidade de crescimento de bactérias nos sistemas de distribuição, causando a diminuição da eficiência do sistema de tratamento de água.

O desenvolvimento de florações de cianobactérias apresenta-se também como sérias consequências da eutrofização, sobretudo devido à capacidade desses organismos produzirem metabólitos secundários tóxicos que podem ocasionar doenças e até a morte (TUNDISI, 2006).

As intoxicações de populações humanas pelo consumo oral de águas contaminadas por cepas tóxicas de cianobactérias já foram descritas em países como a Austrália, Inglaterra, China, e África do Sul. No Brasil, há estudos que mostram forte evidência de correlação entre a ocorrência de florações de cianobactérias no reservatório em Itaparica – BA e a morte de 88 pessoas, entre 200 intoxicados pelo consumo de água deste reservatório, nos meses de março e abril de 1988. A microcistina, também foi responsável pela tragédia de Caruaru, PE, que fez mais de centena de vítimas fatais de pacientes sob hemodiálise no ano de 1996, conseqüentemente se fez necessário a constituição de parâmetros para a determinação de níveis de concentrações aceitáveis na água de microcistina (TUNDISI, 2006).

O ESTADO TRÓFICO EM RIOS NO BRASIL

BARROS (2008) analisando o rio Turvo Sujo em Viçosa – MG entre maio de 2007 e fevereiro de 2008, apresentou a classificação trófica deste rio observando a

média anual do fósforo total (PT) pela metodologia modificada por TOLEDO Jr. *et al.*, (1983) como hipereutrófico. Já pela metodologia de LAMPARELLI (2004), utilizada para ambientes lóticos como os rios, a autora chegou a classificação trófica do rio Turvo Sujo como eutrófico.

GOMES *et al.*, (2010), analisando o rio Catolé Grande em Itapetinga-BA, concluíram que este apresentava classificação hipereutrófico segundo o índice de CARLSON (1977) modificado por TOLEDO Jr. *et al.* (1983). Utilizando a metodologia proposta por LAMPARELLI (2004), a classificação foi supereutrófico.

CUNHA & CALIJURI (2007) realizaram um estudo detalhado sobre o estado trófico do rio Pariquera-Açú, localizado em São Paulo, em nove pontos de coleta e utilizaram a metodologia proposta por CARLSON (1977) modificada por TOLEDO Jr. *et al.*, (1983) para classificação do estado trófico e chegaram a conclusão que o rio foi classificado como mesotrófico no primeiro e segundo ponto de coleta e eutrófico nos demais pontos de coletas. Essa mudança de categoria trófica, segundo os autores, provavelmente foi devido ao lançamento de efluentes de uma estação de tratamento de esgoto, após o segundo ponto de coleta, incrementando a concentração de fósforo total e conseqüentemente aumentando a categoria trófica deste rio.

ALVES *et al.*, (2012), estudando a qualidade das águas e o estado trófico do rio Arari, na Ilha de Marajó, chegaram à classificação do rio como supereutrófico no período de cheias e como hipereutrófico no período de seca sendo o IET calculado por meio da metodologia proposta por LAMPARELLI (2004). Os autores salientam que esta classificação foi consequência das grandes quantidades de nutrientes nas águas, principalmente o fósforo total. Porém, os mesmos alegam que o rio Arari está em processo de eutrofização natural, pois os lançamentos de efluentes e as contaminações antrópicas ainda são muito incipientes.

SILVA *et al.*, (2010) classificaram o IET do rio São Francisco Falso no Paraná, na maioria de suas amostras, como oligotrófico pela metodologia proposta por LAMPARELLI (2004), o que indica baixo risco de eutrofização. Os autores afirmaram que as águas deste rio não apresentam riscos de produção de biomassa.

ZANINI *et al.*, (2012), estudando as águas da microbacia do córrego Rico em Jaboticabal-SP, observaram valores de IET próximo à nascente, de 44, o que classifica o rio como ultraoligotrófico segundo metodologia proposta por LAMPARELLI (2004), denotando boa qualidade de água por esta variável.

No médio córrego Rico, após lançamentos de fontes pontuais de contaminação, como esgotos domésticos e efluentes de suinocultura, o IET aumentou para 74 e mudou a classificação para hipereutrófico, devido à grande quantidade, principalmente de fósforo total, nestes efluentes. No terceiro ponto de coleta, no baixo córrego Rico os autores ressaltam que o IET diminuiu para 52,8 cuja classificação foi mesotrófico. Os autores citaram que esta melhora do ponto três em relação ao ponto dois provavelmente se deu devido à diluição das águas e pelo fenômeno da autodepuração do curso de água, diminuindo a concentração do fósforo total nas águas.

SILVEIRA *et al.*, (2011) determinaram o IET do rio Alegria em Medianeira - PR entre os meses de dezembro de 2008 e março de 2009, utilizando a metodologia de LAMPARELLI (2004) e classificaram este curso de água como mesotrófico, com valor de fósforo total médio anual de $78\mu\text{g L}^{-1}$.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Tendo por base o que foi abordado nesta revisão bibliográfica, pode-se destacar que o aporte de nutrientes, principalmente de nitrogênio e fósforo como agentes causadores do processo de aceleração da eutrofização. Esses nutrientes enriquecem o meio aquático favorecendo o crescimento de plantas aquáticas, como as macrófitas aquáticas e algas, tendo como grande problema a possibilidade do surgimento de cianobactérias potencialmente tóxicas, as quais podem alterar a qualidade das águas, sobretudo no que tange ao abastecimento público, causando graves riscos à saúde.

De norte a sul do Brasil são observados inúmeros casos de rios com altos níveis de trofia, o que ocorre principalmente devido aos lançamentos de esgotos domésticos e às águas drenadas em áreas agrícolas e urbanas, que provocam a entrada excessiva de fósforo em águas naturais. Além do esgoto sanitário, outros tipos de efluentes industriais como os de indústrias de fertilizantes, pesticidas, químicas em geral, conservas alimentícias, abatedouros, frigoríficos e laticínios, podem ser responsáveis pela alta quantidade de fósforo em corpos de água.

Sendo assim, a eutrofização é um sério problema da atualidade em corpos de água superficiais, considerado-a como um dos exemplos mais visíveis das alterações ocasionadas pelo homem à biosfera.

AGRADECIMENTOS

A CAPES pela concessão da bolsa de mestrado que contribuiu para a elaboração e divulgação dos trabalhos e confecção da dissertação.

REFERÊNCIAS

ALVES, I. C. C.; EL-RABRINI, M.; SANTOS, M. de L. S.; MONTEIRO, S. de M.; BARBOSA, L. P. F.; GUIMARÃES, J. T. F. **Qualidade das águas superficiais e avaliação do estado trófico do Rio Arari**. 2012. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/aa/v42n1/a14v42n1.pdf>> . Acesso em: 18 de Nov. 2012.

BARROS, F. M. **Dinâmica do nitrogênio e do fósforo e estado trófico nas águas do rio Turvo Sujo**. 2008. Tese (doutorado em Engenharia Agrícola) Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, Minas Gerais, 2008 b. Disponível em:< http://www.tede.ufv.br/tesesimplificado/tde_arquivos/12/TDE-2009-02-04T084442Z-1517/Publico/texto%20completo.pdf > . Acesso em:15 de jun 2012.

BRAGA, B.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J. G. L.; MIERZWA, J. C.; BARROS, M. T. L.; SPENCER, M.; PORTO, M.; NUCCI, N.; JULIANO, N.; EIGER, S. **Introdução à engenharia ambiental**. São Paulo: Prentice Hall, 2005.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. **Resolução nº 357 de 17 de março de 2005**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em: 22 ago.2011.

CARLSON, R. E. **A trophic state index for lakes**. Limnology and Oceanography, v. 22, p. 361-369, 1977.

CETESB. **Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo**. São Paulo: CETESB, 2009. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/agua/aguassuperficiais/variaveis.pdf> em 26/09/2012>. Acesso em: 30 de set. 2012.

CORRIVEAU, J.; VAN BOCHOVE, E.; SAVARD, M. M.; CLUIS, D.; PARADIS, D. **Occurrence of High In-Stream Nitrite Levels in a Temperate Region Agricultural Watershed**. Water, Air and Soil Pollution, p1-13. 2009.

CUNHA, D. G. F.; CALIJURI, M. C. **Variação do estado trófico de um rio tropical em curto período de tempo**. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA DA USP, XV, 2007, São Carlos. Anais eletrônicos do XV SIICUSP, 2007. Disponível em: <<https://uspdigital.usp.br/siicusp/cdOnlineTrabalhoVisualizarResumo?numeroInscricaoTrabalho=82&numeroEdicao=15>> . Acesso em: 05 de ago. 2012.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602 p.

FAUSTINO, J. **Planificación y gestión de manejo de cuencas**. Turrialba: CATIE, 1996. 90p.

GOMES, D. P. P.; BARROS, F. M.; BARRETO, L. V.; ROSA, R. C. C.; TAGLIAFERRI, C. **Avaliação do estado trófico para o rio Catolé-BA em diferentes épocas do ano**. Centro Científico Conhecer - Enciclopédia Biosfera, Goiânia, vol.6, n.11, 2010.

KELLY, M. G.; WHILTON, B. A. **Biological monitoring of eutrophication in rives Hidrobiologia**. 384: p.55-67. 1998.

LAMPARELLI, M. C. **Grau de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento**. Tese (Doutorado em Ciências), Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004. Disponível em: <www.teses.usp.br/teses/disponiveis/41/.../TeseLamparelli2004.pdf>. Acesso em: 05 de jul. de 2011.

LIU, Y. T.; LO, S. L. **A fuzzy index model for trophic status evaluation of reservoir Waters**. Water Research, v. 39, p.1415-1423. 2005.

LIMA; A. J. B.; COSTA, G. R. L. X.; SOARES, L. P. C. **Avaliação do índice de qualidade da água (IQA) nos reservatórios com capacidade de acumulação de água acima de 5 milhões de metros cúbicos, monitorados pelo IGARN na Bacia Hidrográfica Apodí-Mossoró/RN nos anos de 2005 e 2006.** Anais. VIII Congresso de Ecologia do Brasil, Caxambu – MG, 2007.

MANSOR, M. T. C. **Potencial de poluição de águas superficiais por fontes não pontuais de fósforo na bacia hidrográfica do ribeirão do pinhal, Limeira-SP.** 2005. 171 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2005.

MARIANI, C. F. **Reservatório Rio Grande: caracterização limnológica da água e biodisponibilidade de metais-traço no sedimento.** Dissertação (Mestrado). Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo (IB-USP). 124p. 2006.

NETO, J. F. B.; COELHO, R. M. P. **A morfometria e o estado trófico de um reservatório urbano: lagoa do Nado, Belo Horizonte, Estado de Minas Gerais.** Acta scientiarum, V.24, p. 285-290. 2002.

NETO, M. L. F.; FERREIRA, A. P. - **Perspectivas da Sustentabilidade Ambiental Diante da Contaminação Química da Água: Desafios Normativos** - Revista de Gestão Integrada em Saúde do Trabalho e Meio Ambiente - v.2, n.4, Seção 1, ago 2007.

OECD (Organization for Economic Cooperation and Development). **Eutrophication of water: monitoring, assessment and control.** Paris: OECD, 154p. 1982.

PRADA, S. M.; OLIVEIRA, E. de. **Distribuição de nutrientes (C, N e P) em testemunhos de sedimentos do reservatório das Graças, Cotia – SP.** In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE QUÍMICA, 29. São Paulo – SP. 2006.

RICHTER, C. A.; NETTO, J. M. A. **Tratamento de água: tecnologia atualizada.** São Paulo: Edgar Blücher, 2005.

SALAS, H.; MARTINO, P. **Metodologías Simplicadas para la Evaluación de Eutroficación en Lagos Cálidos Tropicales.** LIMA: Programa Regional CEPIS/HPE/IOPS, 52 p. 2001.

SILVA, G. S.; MIOLA, S.; SILVA, G. S.; SOUSA, E. R. **Avaliação da qualidade das águas do rio São Francisco Falso, tributário do reservatório de itaipu, Paraná.** 2010. Disponível em:<
http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S010046702010000300011&script=sci_arttext>
Acesso em: 05 de jul de 2012

SILVEIRA, C.; ROSA, L.; MEES, J. B. R.; BORTOLI, M. M. **Determinação do índice de estado trófico de um manancial receptor de efluente de estação de tratamento de esgoto.** 2011. Disponível em: < <http://www.ibeas.org.br/congresso/Trabalhos2011/VIII-005.pdf> >. Acesso em: 01 de ago de 2012.

SMITH, V. H. & SCHINDLER, D. W. **Eutrophication science: where do we go from here?** Trends in Ecology and Evolution 24: 201-207. 2009.

TOLEDO Jr., A. P.; TALARICO, M.; CHINEZ, S. J.; AGUDO, E. G. A. **A aplicação de modelos simplificados para a avaliação de processo da eutrofização em lagos e reservatórios tropicais,** In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA, 12. Anais Camboriú, 1983.

TUNDISI, J. G.; MATSU MURA-TUNDISI, T.; SIDAGIS GALLI, C. **Eutrofização na América do Sul: causas, tecnologias de gerenciamento e controle.** IIE, IIEGA, IAP, IANAS, ABC. 337p. 2006.

VOLLENWEIDER, R. A. **Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication.** Paris: OECD, 1968. 192 p.

VON SPERLING, M. **Introdução a Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos.** 2ª Ed. - Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 1996, 243p.

WETZEL, R. G. **Limnologia.** Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 1993. 919 p.

YANG, J. E.; SKOGLEY, E. O.; SCHAFF, B. E.; KIM, J. J. **A simple spectrophotometric determination of nitrate in water, resin and soil extracts.** Soil Science Society American Journal, v. 62 p. 1108 – 1115, 1998.

ZANINI, H. L. H. T. **Caracterização limnológica e microbiológica do córrego rico que abastece Jaboticabal (SP).** Jaboticabal, 75 f. 2009. Tese (doutorado em Microbiologia Agropecuária). Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, São Paulo. Disponível em:< <http://www.fcav.unesp.br/download/pgtrabs/micro/d/2760.pdf> >. Acesso em: 10 de ago 2012.

ZANINI, H. L. H. T.; AMARAL, L. A. do.; ZANINI, J. R.; TAVARES, L. H. S. **Caracterização da água da microbacia do córrego Rico avaliada pelo índice de qualidade de água e de estado trófico.** 2012. Disponível em: < <http://www.scielo.br/pdf/eagri/v30n4/17.pdf>>. Acesso em: 18 de set de 2012.

ZHU, Y. P.; ZHANG, H. P.; ZHAO, J. P. **Influence of the South-North water Diversion Project and the mitigation projects on the water quality of Han River.** Science of the Total Environment. v.406, n.1-2. p.57-68, 2008.