

**IV-140 - ASSIMILAÇÃO DE NITRATO, AMÔNIO E UREIA PELO  
FITOPLÂNCTON COM USO DE TRAÇADOR <sup>15</sup>N: SUBSÍDIOS PARA O  
MANEJO DE RESERVATÓRIOS SUBTROPICAIS**

**Amanda Menegante Néri<sup>(1)</sup>**

Gestora e Analista Ambiental pela Universidade Federal de São Carlos (UFSCar). Mestranda em Engenharia Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo (EESC/USP).

**Paulo Wagner dos Santos<sup>(1)</sup>**

Biólogo pela Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho (UNESP). Mestre em Engenharia Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo (EESC/USP). Doutor em Engenharia Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo (EESC/USP).

**Maria do Carmo Calijuri<sup>(1)</sup>**

Bióloga pela Universidade Federal de São Carlos (UFSCar). Mestre em Ecologia e Recursos Naturais pela Universidade Federal de São Carlos. Doutora em Engenharia Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo (EESC/USP). Livre docência pelo Departamento de Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo (EESC/USP). Professora Titular do SHS/EESC/USP

**Davi Gasparini Fernandes Cunha<sup>(1)</sup>**

Engenheiro Ambiental pela Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo (EESC/USP). Doutor em Ciências (Engenharia Hidráulica e Saneamento) pela Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo (EESC/USP). Pós-doutoramento pelo Departamento de Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo (EESC/USP). Professor Doutor do SHS/EESC/USP.

**Endereço<sup>(1)</sup>:** Av. Trabalhador São-Carlense, 400 – Pq Arnold Schimidt – São Carlos/SP – CEP: 13566-590 – Brasil – Tel: +55 (16) 3373-9560 – e-mail: [mneri.amanda@gmail.com](mailto:mneri.amanda@gmail.com)

## RESUMO

A eutrofização artificial em reservatórios, resultado do aumento das concentrações de nutrientes advindos de atividades antrópicas, tem contribuído para a piora da qualidade das águas represadas. O estudo do papel da comunidade fitoplanctônica em alguns processos do ciclo do nitrogênio pode contribuir para o controle do estado trófico dos sistemas aquáticos. O presente estudo quantificou a assimilação de três formas nitrogenadas (nitrato, amônio e ureia) pelo fitoplâncton com uso do traçador <sup>15</sup>N em amostras do reservatório do Lobo/SP. Tais amostras foram coletadas em outubro de 2014 e janeiro de 2015 e transportadas ao laboratório BIOTACE (EESC/USP), onde foram reproduzidas, em incubadoras, as condições de Radiação Solar Fotossinteticamente Ativa (RSFA) e temperatura da água observadas *in situ*. Foram testadas duas condições de luz (correspondentes a 50% e 10% da RSFA) e temperatura (nessas mesmas profundidades). As amostras receberam um volume conhecido de traçador [nitrato – <sup>15</sup>NO<sub>3</sub>; amônio – <sup>15</sup>NH<sub>4</sub>; ureia – (<sup>15</sup>NH<sub>2</sub>)<sub>2</sub>CO] e foram filtradas após 1 h incubadas. Em seguida, os filtros foram encaminhados para análise elementar para quantificação do nitrogênio particulado e espectrofotometria de massa para a determinação da composição isotópica (<sup>15</sup>N/<sup>14</sup>N) no CENA/USP. As concentrações ambientais de nutrientes apresentaram variação temporal. Os resultados sugeriram que a temperatura tem influenciado a assimilação das formas nitrogenadas pelo fitoplâncton no reservatório. Em outubro, a forma preferencialmente assimilada foi o amônio (máximo de 24 µg/L.h) e, em janeiro, a ureia (máximo de 3 µg/L.h). Espera-se que esses dados contribuam com estudos sobre o estado trófico do reservatório e com ações para o controle do aporte de nutrientes ao sistema aquático.

**PALAVRAS-CHAVE:** Traçador <sup>15</sup>N, fitoplâncton, eutrofização, assimilação de nitrogênio.

## INTRODUÇÃO

O elevado crescimento populacional das últimas décadas, vinculado ao planejamento inadequado do uso e ocupação do solo, tem acarretado pressões sobre os recursos hídricos. Tal processo levou a um aumento da

demanda de água para usos múltiplos, surgindo a necessidade de estratégias para seu armazenamento. A alternativa usada até os dias atuais é o represamento das águas, que de início foi utilizada, principalmente, para reserva energética. Com o tempo, novos usos se tornaram igualmente importantes, tais como abastecimento de água potável, irrigação, recreação, entre outros.

Apesar dos benefícios que podem trazer, os reservatórios acarretam alterações ambientais. Segundo Ribeiro Filho (2006), Molozzi (2011) e Soares et al. (2012), a construção de reservatórios pode causar alterações hidrológicas, geológicas, efeitos sobre o microclima e a paisagem, além de influenciar as características físicas e químicas da água. Uma dessas alterações está vinculada a um fenômeno recorrente atualmente nestes ambientes, a eutrofização artificial. O aumento do grau de trofia resultante do acúmulo de nutrientes advindos de atividades antrópicas propicia o desenvolvimento acelerado de produtores primários (e.g., macrófitas aquáticas, algas e cianobactérias) e traz uma série de efeitos indesejáveis à qualidade da água.

O fitoplâncton, uma comunidade de organismos aquáticos formada por algas e cianobactérias (organismos fotoautotróficos), é de especial importância por indicar o grau de trofia do ambiente (CARVALHO, 2003). Tais organismos participam dos diferentes ciclos biogeoquímicos. A assimilação de nutrientes, principalmente fósforo e nitrogênio, depende das características físicas e químicas da água, condições meteorológicas, entre outras. A assimilação de nitrogênio pelo fitoplâncton possibilita a conversão de formas inorgânicas de nitrogênio (e.g., amônio e nitrato) em compostos orgânicos imprescindíveis para o funcionamento celular (LAUTENSCHLAGER, 2001).

O processo de assimilação sofre influências de diversos fatores ambientais (OLIVEIRA, 2010), como a disponibilidade de luz, temperatura e concentração ambiental de nutrientes, além da diversidade de espécies de algas e cianobactérias. Estes fatores são estudados principalmente em ambientes marinhos. Quando avaliados em água doce, a maioria das pesquisas se concentrou em ambientes temperados em detrimento dos tropicais e subtropicais (SOUZA, 2006; FALCÃO, 2006; BERMAN et al., 1984; DÖHLER, 1997; BRADLEY et al., 2010; FILIPPINO et al., 2011; SEEYAVE et al., 2013; GANGULY et al., 2013; MONETA et al., 2014).

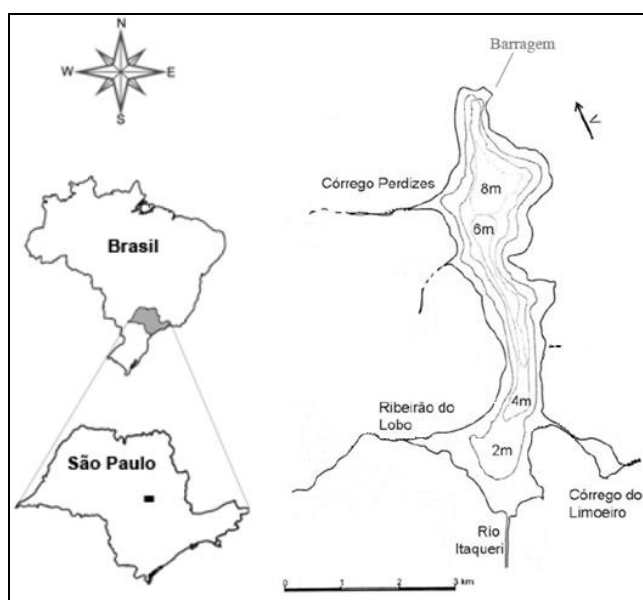
Em ambientes subtropicais, existem incertezas sobre o principal nutriente limitante à produção primária fitoplanctônica. Além disso, ainda pouco se sabe sobre a forma nitrogenada preferencialmente assimilada pela comunidade, além dos fatores intervenientes no processo. O presente estudo se dedica a aprofundar a compreensão dos fatores relacionados à assimilação de amônio, nitrato e ureia pelo fitoplâncton com uso do traçador <sup>15</sup>N. Utilizando-se o reservatório do Lobo (SP) como estudo de caso, contribuir para o entendimento da influência da temperatura e da disponibilidade de luz sobre o processo de assimilação de nitrogênio em amostras ambientais.

Espera-se que esta pesquisa indique caminhos para solucionar as consequências prejudiciais que a eutrofização traz aos reservatórios e, assim, subsidiar o planejamento e a tomada de decisão para melhorar a qualidade da água, com vista a garantir uma gestão adequada deste recurso hídrico, compatível com os objetivos desejados e os usos esperados.

## MATERIAL E MÉTODOS

### • ÁREA DE ESTUDO

As amostras de água foram provenientes do reservatório do Lobo, localizado nos municípios de Itirapina e Brotas, a aproximadamente 15 km de São Carlos (Figura 1), na região centro-leste do estado de São Paulo (RIVERA et al., 2007).



**Figura 1: Localização do reservatório do Lobo no estado de São Paulo. Fonte: PASSERINI (2010).**

Esta sub-bacia, inserida na Unidade de Gerenciamento dos Recursos Hídricos do Tietê-Jacaré, apresenta um clima subtropical mesotérmico, com invernos secos e verões chuvosos (PEREIRA, 2005). O reservatório apresenta cinco principais tributários, os ribeirões Itaqueri, do Lobo e da Onça, e os córregos do Limoeiro e da Água Branca (MOTHEO, 2005). Caracteriza-se por ser um sistema raso (profundidade média de 3 m e máxima de 12 m), com dimensões relativamente pequenas (largura máxima de 2 km, comprimento máximo de 8 km, área total de 6 km<sup>2</sup> e volume de 22 milhões de m<sup>3</sup>) (RIVERA et al., 2007).

Sua área de entorno possui usos agrícolas de monocultura de eucalipto e cana-de-açúcar, além de mineração de areia e construções (PEREIRA, 2005; PASSERINI, 2010). A falta de planejamento de uso e ocupação das áreas de entorno do reservatório do Lobo tem proporcionado alterações ambientais significativas, como mortalidade de peixes, presença de cianobactérias potencialmente tóxicas, alteração da biomassa das espécies de macrófitas presentes no reservatório, assoreamento, aceleração da eutrofização, introdução de agentes químicos nocivos ao meio ambiente, aumento da descarga de esgoto doméstico não tratado e desmatamento das margens (MOTHEO, 2005; PEREIRA, 2005; PASSERINI, 2010).

#### • ANÁLISES EM CAMPO

Em campo, além da coleta das amostras no reservatório do Lobo, foram realizadas medições de temperatura (°C) da água com Sonda Multiparamétrica YSI556 (*Yellow Springer*®). A transparência da água foi estimada pelo Disco de Secchi e o perfil de RSFA (Radiação Solar Fotossinteticamente Ativa) foi construído com auxílio de um radiômetro (Quanta-Meter Ly-Cor, faixa de 400 a 700 nm). As amostras foram coletadas na região da barragem com garrafa de Van Dorn em duas profundidades, correspondentes a 50 e 10% de RSFA. Esses procedimentos foram realizados em outubro de 2014 e janeiro de 2015.

#### • ANÁLISES EM LABORATÓRIO

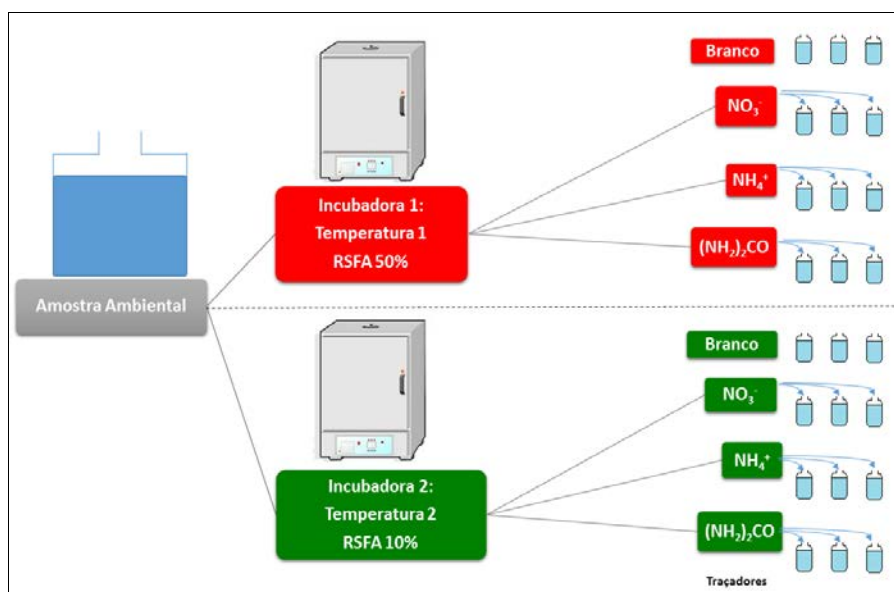
Em laboratório, foram quantificadas as concentrações de nitrogênio total Kjeldhal (NTK) (mg/L), nitrato (NO<sub>3</sub>) (mg/L), nitrito (NO<sub>2</sub>) (µg/L), amônia (NH<sub>3</sub>) (µg/L) e ureia (µg/L), de acordo com os métodos propostos por APHA (2005).

Para o estudo qualitativo e quantitativo da comunidade fitoplancônica, foi transferida alíquota de 100 mL para frasco de vidro, fixada com lugol acético. Esses frascos foram armazenados em local escuro. A densidade total do fitoplâncton foi estimada com auxílio de câmaras de sedimentação (UTHERMÖHL, 1958) e microscópio ótico invertido Olympus CK2 com aumento de 400 vezes, segundo metodologia de APHA (2005). A identificação dos organismos ao menor nível taxonômico possível foi realizada por chaves de classificação

existentes na literatura. Todas essas análises foram realizadas no laboratório BIOTACE (Laboratório de Biotoxicologia de Águas Continentais e Efluentes) do Departamento de Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo (EESC/USP).

Foram reproduzidas, também no mesmo laboratório, as condições de temperatura e RSFA observadas em campo e relativas às profundidades com 50% e 10% da radiação solar disponível. Essas profundidades foram escolhidas por possibilitarem o estudo da assimilação em diferentes condições de disponibilidade de luz. Após o transporte das amostras para o laboratório, foram introduzidos volumes conhecidos dos traçadores de nitrogênio [nitrito –  $^{15}\text{NO}_2$ ; amônio –  $^{15}\text{NH}_4$ ; ureia –  $(^{15}\text{NH}_2)_2\text{CO}$ ]. Essa introdução buscou representar um enriquecimento na faixa de 2-10% em relação à concentração ambiental original. Acréscimos de  $^{15}\text{N}$  superiores a essa porcentagem poderiam representar uma situação de enriquecimento excessivo pelo nutriente e prejudicar a interpretação dos resultados.

Foram utilizados frascos com 250 mL da amostra ambiental, em esquema de tréplica, além da utilização dos brancos. Com isso, foram vinte e quatro frascos, sendo dezoito processados em cada profundidade, nove amostras em cada incubadora que representa condições diferentes de luz e temperatura, de acordo com a ilustração da Figura 2, além dos brancos. Em cada incubadora, de forma aleatória, os frascos foram distribuídos de acordo com a intensidade de luz desejada, regulada por meio de um radiômetro e de lâmpadas LED.



**Figura 2: Esquema da etapa de incubação das amostras ambientais para a análise de assimilação de nitrogênio nas amostras ambientais provenientes do reservatório do Lobo (SP).**

O conteúdo dos dezoito frascos foi filtrado após 1h de incubação em filtros de fibra de vidro de 25 mm, em um sistema de Manifold. Os filtros foram previamente calcinados em mufla a  $550^\circ\text{C}$  por trinta minutos, antes da etapa de filtração. Após esse procedimento, os filtros foram armazenados em freezer a  $-20^\circ\text{C}$  e posteriormente secos em estufa a  $60^\circ\text{C}$  por um dia, pesados novamente e armazenados em local seco e escuro. Estes filtros foram encaminhados ao laboratório de Isótopos Estáveis do Centro de Energia Nuclear na Agricultura, da Universidade de São Paulo (CENA/USP), onde foi realizada análise elementar para quantificação do nitrogênio particulado e espectrofotometria de massa para a determinação da composição isotópica ( $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ ).

Através de cálculos propostos por Dugdale & Goering (1967), foi possível estimar a assimilação de cada forma de nitrogênio em  $\mu\text{g-N/L.h}$ . Os dados utilizados para o cálculo da assimilação foram divididos em dados de entrada (obtidos pelas análises realizadas em campo e/ou laboratório), dados calculados pela planilha, dados adotados (disponíveis na literatura) e dados de entrada provenientes das análises elementares e de composição isotópica (análises realizadas no laboratório do CENA/USP).

Os dados de entrada foram: concentração ambiental da forma nitrogenada ( $\mu\text{g/L}$ ), volume incubado (L), concentração da solução estoque  $^{15}\text{NH}_4\text{Cl}/^{15}\text{KNO}_3/\text{CO}(^{15}\text{NH}_2)_2$  ( $\mu\text{g/L}$ ), volume pipetado (L), tempo incubado (L) e volume filtrado (L).

Os dados calculados pela planilha foram: concentração ambiental da forma nitrogenada ( $\mu\text{M}$ ), concentração na solução estoque ( $\mu\text{M}$ ), concentração adicionada de  $^{15}\text{N}$  ( $\mu\text{M}$ ), Cd [(concentração do traçador x 100)/(concentração traçador + concentração ambiental)] (Atom %), NOP/Volume filtrado (nitrogênio orgânico particulado) ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ), taxa específica ( $\text{h}^{-1}$ ) e assimilação – uptake absoluto (rho;  $\mu\text{gN.L}^{-1}\text{h}^{-1}$ ).

Os dados adotados foram: abundância natural de  $^{15}\text{N}$  ( $\text{C}_0$ ) (Atom %) e concentração adicionada de  $^{14}\text{N}$  ( $\mu\text{M}$ ).

Os dados de entrada provenientes das análises elementares e de composição isotópica foram: concentração medida para a amostra ( $\text{C}_p$ ) (Atom %) (espectrofotometria de massa para a determinação da composição isotópica), NOP no filtro ( $\mu\text{g}$ ) (análise elementar para quantificação de nitrogênio particulado).

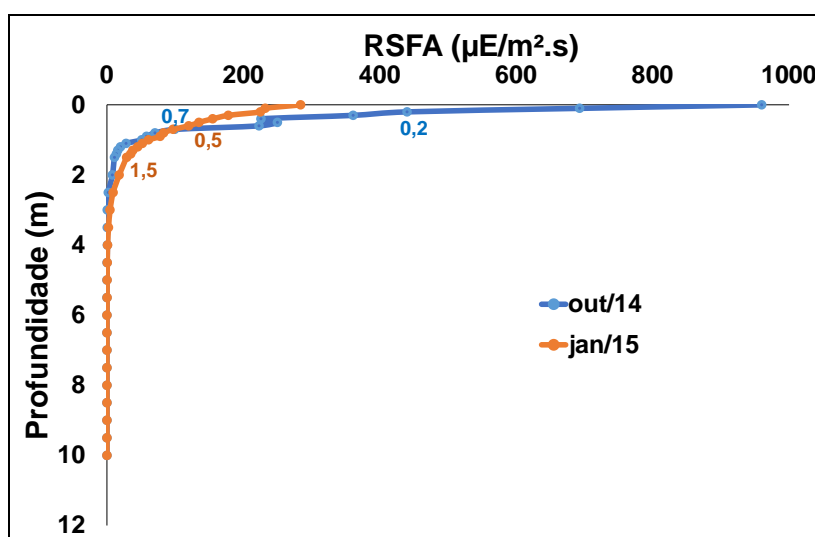
A assimilação absoluta foi calculada como NOP/Volume filtrado x taxa específica.

## RESULTADOS E DISCUSSÕES

A temperatura da água foi cerca de  $4^\circ\text{C}$  maior em janeiro/2015 em comparação a outubro/2014 (Tabela 1). A disponibilidade de radiação subaquática foi maior em outubro ( $100\text{--}440 \mu\text{E/m}^2.\text{s}$ ), provavelmente devido às condições meteorológicas (nebulosidade) no momento da coleta em janeiro ( $29\text{--}135 \mu\text{E/m}^2.\text{s}$ ). Os perfis de RSFA (Figura 3) mostram que na superfície, a RSFA foi de cerca de  $950 \mu\text{E/m}^2.\text{s}$  (outubro) e  $300 \mu\text{E/m}^2.\text{s}$  (janeiro); em profundidades maiores do que 1 m, nas duas coletas, menos de  $100 \mu\text{E/m}^2.\text{s}$  estavam disponíveis.

**Tabela 1: Variáveis ambientais temperatura ( $^\circ\text{C}$ ), profundidade (m) e RSFA ( $\mu\text{E/m}^2.\text{s}$ ) disponíveis no Reservatório do Lobo nos meses de outubro de 2014 e janeiro de 2015 correspondentes às profundidades de 50% e 10% da RSFA.**

Variáveis	Outubro/2014		Janeiro/2015	
	50% RSFA	10% RSFA	50% RSFA	10% RSFA
Transparência (m)	-			
Profundidade da medição (m)	0,2	0,7	0,5	1,5
Temperatura ( $^\circ\text{C}$ )	22,4	22,4	26,8	26,9
RSFA ( $\mu\text{E/m}^2.\text{s}$ )	440	100	135	29



**Figura 3: Perfil da Radiação Solar Fotossinteticamente Ativa no Reservatório do Lobo nos meses de outubro de 2014 e janeiro de 2015.**



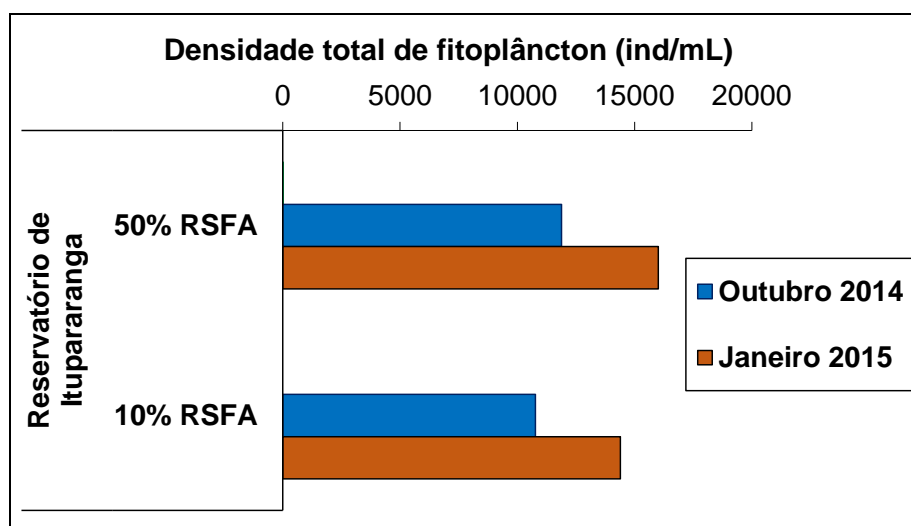
Na coleta de outubro de 2014, todas as concentrações da série nitrogenada foram maiores na profundidade correspondente a 10% da RSFA (Tabela 2). A concentração de nitrito foi cerca de seis vezes maior na segunda profundidade (10% da RSFA) do que na primeira (50% da RSFA). As concentrações de NTK, amônia e ureia na segunda profundidade foram aproximadamente o dobro daquelas na profundidade relativa a 50% da RSFA (0,49-0,91 mg/L; 29,8-59,1 µg/L; 23,1-42,6 µg/L, respectivamente). As concentrações de nitrato variaram entre 0,21-0,31 mg/L. No mês de janeiro, foi possível observar alterações nas concentrações da série nitrogenada para ambas as profundidades, com diminuição do nitrogênio total Kjeldhal. As outras formas nitrogenadas tiveram aumento em suas concentrações. A estiagem significativa que ocorreu na área desde o início de 2014, associada com a ocupação agrícola no entorno imediato do reservatório, pode ter contribuído para esse incremento nas concentrações de nitrogênio.

**Tabela 2: Concentrações ambientais de nitrogênio total Kjeldhal, nitrato, nitrito, amônia e ureia no reservatório do Lobo nos meses de outubro de 2014 e janeiro de 2015, em duas profundidades correspondentes a 50% e 10% da RSFA.**

Coletas	Profundidades	Série Nitrogenada				
		NTK (µg/L)	NO <sub>3</sub> (µg/L)	NO <sub>2</sub> (µg/L)	NH <sub>3</sub> (µg/L)	N-ureia (µg/L)
Outubro/2014	50% RSFA	490	210	0,26	29,8	23,1
	10% RSFA	910	310	1,62	59,1	42,6
Janeiro/2015	50% RSFA	250	620	1,44	460,2	50,0
	10% RSFA	430	370	1,41	416,9	50,0

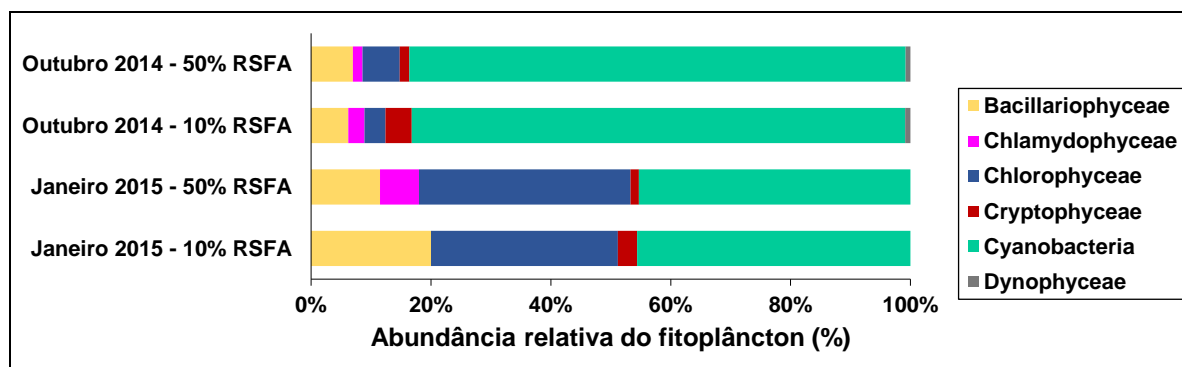
RSFA: Radiação Solar Fotossinteticamente Ativa; NTK: nitrogênio total Kjeldhal; NO<sub>3</sub>: nitrato; NO<sub>2</sub>: nitrito; NH<sub>3</sub>: amônia.

Comparando as profundidades de cada mês estudado, a Figura 4 mostra que as densidades totais do fitoplâncton foram semelhantes (out/14: 50% - 11.885 ind/mL e 10% - 10.770 ind/mL; jan/15: 16.007 ind/mL e 10% - 14.395 ind/mL). As densidades foram maiores a 50% de RSFA nas duas coletas, o que corrobora a relação entre disponibilidade de luz e maior densidade fitoplanctônica. Do ponto de vista qualitativo (Figura 5), em outubro foi possível verificar seis grupos fitoplanctônicos (Bacillariophyceae, Chlamydomphyceae, Chlorophyceae, Cryptophyceae, Cyanobacteria e Dynophyceae), com destaque para a abundância relativa de cianobactérias, na faixa de 82-83%. Os outros grupos se apresentaram distribuídos da seguinte forma (média das profundidades: Bacillariophyceae 6,6%; Chlamydomphyceae 2,1%; Chlorophyceae 4,9%; Cryptophyceae: 3% e Dynophyceae 0,8%). Em janeiro de 2015, foi observada menor diversidade (quatro ou cinco grupos, dependendo da profundidade). A participação das cianobactérias foi menor, na faixa de 45-46%.



**Figura 4: Densidade total de fitoplâncton no Reservatório do Lobo nos meses de outubro de 2014 e janeiro de 2015, nas profundidades de 50% e 10% de RSFA.**

Entre os organismos mais frequentemente observados em outubro, na primeira profundidade, estiveram *Cylindrospermopsis raciborskii* (8.752 ind/mL), *Aphanocapsa elachista* (1.013 colônia/mL) e *Aulacoseira granulata* (645 ind/mL). Na segunda profundidade, as espécies com maior densidade foram *Cylindrospermopsis raciborskii* (7.720 ind/mL), *Anabaena sp.* (762 ind/mL) e *Aulacoseira granulata* (572 ind/mL). Em janeiro, as espécies mais comuns na primeira profundidade foram: *Actinastrum hantzschii* (4.261 ind/mL), *Cylindrospermopsis raciborskii* (3.915 ind/mL) e *Aphanotece sp.* (2.188 ind/mL). Na segunda profundidade, *Cylindrospermopsis raciborskii* (4.837 ind/mL), *Actinastrum hantzschii* (3.685 ind/mL) e *Cyclotella sp.* (1.727 ind/mL).



**Figura 5: Abundância relativa (%) da comunidade fitoplânctônica no Reservatório do Lobo, Bacillariophyceae, Chlamydomonadales, Chlorophyceae, Cryptophyceae, Cyanobacteria e Dynophyceae, relativa às profundidades de 50% e 10% da RSFA nos meses de outubro de 2014 e janeiro de 2015.**

Houve maior assimilação de amônio no mês de outubro/14 (7,4  $\mu\text{gN/L/h}$  – 50% RSFA; 23,9  $\mu\text{gN/L/h}$  – 10% RSFA) em comparação com as outras formas nitrogenadas em ambas as coletas (Figuras 6, 7, e 8). No entanto, esta mesma forma não apresentou resultado detectável no mês de janeiro de 2015 (Tabela 3). A assimilação de nitrato foi de 0,1  $\mu\text{gN/L/h}$ , exceto na primeira profundidade em janeiro. A assimilação de ureia foi maior em janeiro (2,3  $\mu\text{gN/L/h}$  em 50% da RSFA e 2,8 em 10% da RSFA), em comparação a outubro de 2014, com assimilação de 0,6  $\mu\text{gN/L/h}$  na profundidade de 50% e 2,4  $\mu\text{gN/L/h}$  em 10% da RSFA.

**Tabela 3: Assimilação da ureia, nitrato e amônio nas profundidades de 50% e 10% de RSFA, nos meses de outubro de 2014 e janeiro de 2015, no Reservatório do Lobo.**

Coleta	Profundidade	Assimilação - uptake absoluto (rho; $\mu\text{gN/L.h}$ )		
		Ureia	Nitrato	Amônio
Outubro/2014	50% RSFA ( $\mu\text{E/m}^2.\text{s}$ )	0,6	0,1	7,4
	10% RSFA ( $\mu\text{E/m}^2.\text{s}$ )	2,4	0,1	23,9
Janeiro/2015	50% RSFA ( $\mu\text{E/m}^2.\text{s}$ )	2,3	1,0	*
	10% RSFA ( $\mu\text{E/m}^2.\text{s}$ )	2,8	0,1	*

\* não detectado.

Assim como no estudo de Moneta et al. (2014), realizado no Mar do Norte, na Holanda, que correlacionou a assimilação do nitrogênio com a temperatura da água, foi possível verificar que no mês de janeiro, com a temperatura da água na faixa dos 26°C, houve maior assimilação de duas formas nitrogenadas (ureia e nitrato) entre as três estudadas no reservatório do Lobo. Até o momento, não foi possível observar uma relação direta ou inversamente proporcional entre a radiação solar fotossinteticamente ativa e os resultados de assimilação, diferentemente do que já foi observado em estudos como o de Berman et al. (1984), em que houve aumento da assimilação do nitrogênio em elevadas intensidades de radiação solar, sobretudo durante o meio-dia.

O aumento da concentração ambiental de nitrato e ureia no mês de janeiro de 2015 coincidiu com a maior assimilação destas formas nitrogenadas no mesmo período. No entanto, para o amônio, as maiores concentrações ambientais em janeiro não propiciaram maior assimilação desta forma, que sequer foi detectada no período. As concentrações de nutrientes podem influenciar a assimilação das formas nitrogenadas, como foi sugerido nos estudos de Berman et al. (1984), Souza (2006) e Falcão (2006). No entanto, ainda não está claro se existe um padrão geral da relação entre a disponibilidade de formas nitrogenadas e a assimilação de nitrogênio. Ward (1985) observou influência positiva ou negativa das concentrações ambientais de amônio sobre a sua assimilação pelo fitoplâncton, dependendo da localização espacial das estações de monitoramento.

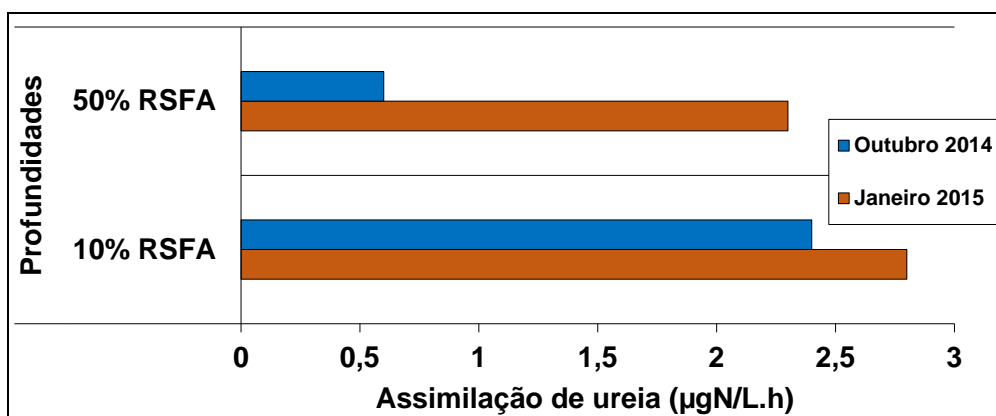


Figura 6: Médias da assimilação da ureia ( $\mu\text{gN/L.h}$ ) nos meses de outubro de 2014 e janeiro de 2015 nas profundidades de 50% e 10% da RSFA, no Reservatório do Lobo.

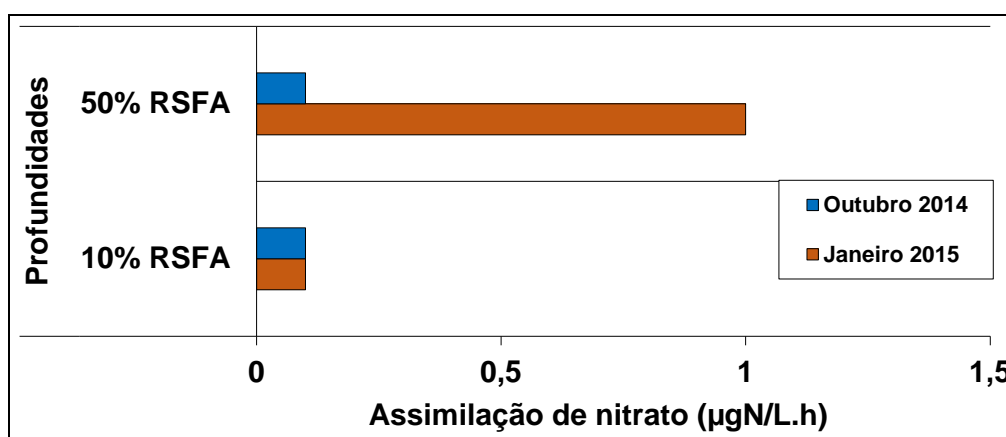


Figura 7: Médias da assimilação do nitrato ( $\mu\text{gN/L.h}$ ) nos meses de outubro de 2014 e janeiro de 2015 nas profundidades de 50% e 10% da RSFA, no Reservatório do Lobo.

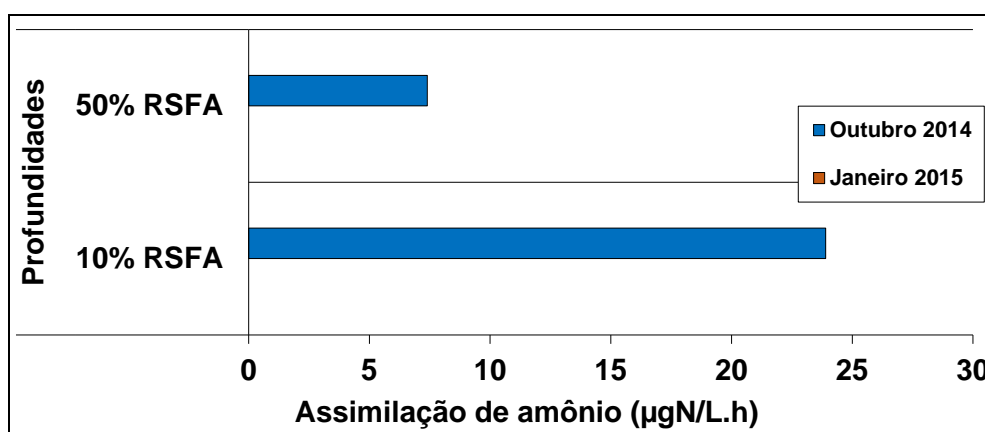


Figura 8: Médias da assimilação do amônio ( $\mu\text{gN/L.h}$ ) nos meses de outubro de 2014 e janeiro de 2015 nas profundidades de 50% e 10% da RSFA, no Reservatório do Lobo.



## CONCLUSÃO

Os resultados obtidos têm sugerido que a temperatura provavelmente é um importante fator que influencia a assimilação das formas nitrogenadas pelo fitoplâncton no reservatório do Lobo. A forma preferencialmente assimilada pelo fitoplâncton apresentou variação temporal. No caso do reservatório do Lobo, em outubro, a forma preferencialmente assimilada foi o amônio e, em janeiro, a ureia.

## AGRADECIMENTOS

A Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pelo Processo 2014/02088-5 e ao CNPq pela bolsa de mestrado concedida.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. APHA; AWWA; WPCF – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION / AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION / WATER POLLUTION CONTROL FEDERATION. Standard methods for the examination of water and wastewater. 19 ed. Washington D.C., USA, 1998, 1193p.
2. BERMAN, T.; SHERR, B. F.; SHERR, E.; WYNNE, D.; MCCARTHY, J. J. The characteristics of ammonium and nitrate uptake by phytoplankton in Lake Kinneret. *Limnol. Oceanogr.*, v. 29, n. 2, p. 287-297, 1984
3. BRADLEY, P. B.; SANDERSON, M. P.; FRISCHER, M. E.; BROFFT, J.; BOOTH, M. G.; KERKHOF, L. J.; BRONK, D. A. Inorganic and organic nitrogen uptake by phytoplankton and heterotrophic bacteria in the stratified Mid-Atlantic Bight. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 88, p. 429-441, 2010.
4. CARVALHO, M. C. Comunidade fitoplanctônica como instrumento de biomonitoramento de reservatórios no Estado de São Paulo. 2003. 167 f. Tese (Doutorado em Saúde Pública) – Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2003.
5. DÖHLER, G. Impact of UV radiation of different wavebands on pigments and assimilation of <sup>15</sup>N-ammonium and <sup>15</sup>N-nitrate by natural phytoplankton and ice algae in Antarctica. *Journal of Plant Physiology*, v. 151, p. 550-555, 1997.
6. DUGDALE, R. C.; GOERING, J. J. Uptake of new regenerated forms of nitrogen in primary productivity. *Limnology and Oceanography*, v. 12, n. 2, p. 196-206, 1967.
7. FALCÃO, V. R. Aspectos moleculares de nitrato redutase da macroalga marinha *Gracilaria tenuistipitata* (RHODOPHYTA): sequenciamento do gene e estudo da expressão do RNA mensageiro. 2006. 132 f. Tese (Doutorado em Química) – Instituto de Química, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.
8. FILIPPINO, K. C.; MULHOLLAND, M. R.; BERNHARDT, P. W. Nitrogen uptake and primary productivity rates in the Mid-Atlantic Bight (MAB). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 91, p. 13-23, 2011.
9. GANGULY, D.; ROBIN, R. S.; VARDHAN, K. V.; MUDULI, P. R.; ABHILASH, K. R.; PATRA, S.; CUBRAMANIAN, B. R. Variable response of two tropical phytoplankton species at different salinity and nutrient condition. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, v. 440, p. 244-249, 2013.
10. LAUTENSCHLAGER, S. R. Modelagem do desempenho de Wetlands construídas. 2001. 106 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Sanitária) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2001.
11. MOLOZZI, J. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta na avaliação da qualidade ecológica de reservatórios tropicais. 2011. 197 f. Tese (Doutorado em Ecologia, Conservação e Manejo de Vida Silvestre) – Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2011.
12. MONETA, A.; VEUGER, B.; RIJSWIJK, P.; MEYSMAN, F.; SOETAERT, K.; MIDDELBURG, J. J. Dissolved inorganic and organic nitrogen uptake in the coastal North Sea: a seasonal study. *Rev. Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 147, p. 78-86, 2014.
13. MOTHEO, D. F. Estudo limnológico na represa Carlos Botelho (Itirapina/Brotas – SP): uma reavaliação comparativa do sistema Lobo-Broa. 2005. 113 f. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2005.
14. PASSERINI, M. D. Influência das frentes frias no mecanismo de funcionamento da represa da UHE Carlos Botelho (Lobo/Broa) – Itirapinas – SP, nos pontos de vista químico, físico e biológico. 2010. 111 f.

- Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) – Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2010.
15. PEREIRA, J. M. A. A atividade pesqueira na represa do Lobo-Broa (Itirapina, Brotas – SP): caracterização e composição da captura. 2005. 154 f. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2005.
  16. RIBEIRO FILHO, R. A. Relações tróficas e limnológicas no Reservatório de Itaipu: uma análise do impacto da biomassa pesqueira nas comunidades planctônicas. 2006. 156 f. Tese (Doutorado em Ciências da Engenharia Ambiental) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.
  17. RIVERA, E. A. C. Modelo sistêmico para compreender o processo de eutrofização em um reservatório de água. 2003. 152 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Alimentos) – Faculdade de Engenharia de Alimentos, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2003.
  18. SEEYAVE, S.; PROBYN, T.; ÁLVAREZ-SALGADO, X. A.; FIGUEIRAS, F. G.; PURDIE, D. A.; BARTON, E. D.; LUCAS, M. Nitrogen uptake of phytoplankton assemblages under contrasting upwelling and downwelling conditions: The Ría de Vigo, NW Iberia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 124, p. 1-12, 2013.
  19. SOARES, M. C. S.; MARINHO, M. M.; AZEVEDO, S. M. O. F.; BRANCO, C. W. C.; HUSZAR, V. L. M. Eutrophication and retention time affecting spatial heterogeneity in a tropical reservoir. *Limnologia*, v. 42, p. 197-203, 2012.
  20. SOUZA, A. O. Modulação do sistema de assimilação de nitrogênio da cianobactéria tóxica de água doce *Microcystis aeruginosa*. 2006. 97 f. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Bioquímica, Instituto de Química, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.
  21. UTHERMÖHL, H. On the perfecting of quantitative phytoplankton method. *Inst. Ass. Theor. Commun.* Vol 9. 1958.
  22. WARD, B. B. Light and substrate concentration relationship with marine ammonium assimilation and oxidation rates. *Marine Chemistry*, v. 16, p. 301-316, 1985.