



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA HIDRÁULICA E AMBIENTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

ALICE ROCHA DE SOUZA

MODELAGEM *FUZZY* DA DINÂMICA DE CIANOBACTÉRIAS E ANÁLISE DE RISCO AMBIENTAL EM RIOS, UTILIZANDO PARÂMETROS HIDRÁULICOS E DE TRANSPORTE DE MASSA

FORTALEZA

2016

ALICE ROCHA DE SOUZA

MODELAGEM *FUZZY* DA DINÂMICA DE CIANOBACTÉRIAS E ANÁLISE DE RISCO AMBIENTAL EM RIOS, UTILIZANDO PARÂMETROS HIDRÁULICOS E DE TRANSPORTE DE MASSA

Tese apresentada ao Curso de Doutorado em Engenharia Civil do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da Universidade Federal do Ceará, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Engenharia Civil.

Área de concentração: Saneamento Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Raimundo Oliveira de Souza.

FORTALEZA

2016

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Biblioteca Universitária
Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

S713m Souza, Alice Rocha de.

Modelagem fuzzy da dinâmica de cianobactérias e análise de risco ambiental em rios, utilizando parâmetros hidráulicos e de transporte de massa / Alice Rocha de Souza. – 2016.
131 f. : il. color.

Tese (doutorado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil: Saneamento Ambiental, Fortaleza, 2016.
Orientação: Prof. Dr. Raimundo Oliveira de Souza.

1. eutrofização. 2. cianobactérias. 3. teoria fuzzy. 4. análise de risco. 5. rios. I. Título.

CDD 628

ALICE ROCHA DE SOUZA

MODELAGEM *FUZZY* DA DINÂMICA DE CIANOBACTÉRIAS E ANÁLISE DE RISCO AMBIENTAL EM RIOS, UTILIZANDO PARÂMETROS HIDRÁULICOS E DE TRANSPORTE DE MASSA

Tese apresentada ao Curso de Doutorado em Engenharia Civil do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da Universidade Federal do Ceará, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Engenharia Civil. Área de concentração: Saneamento Ambiental.

Aprovada em 01/12/2016.

BANCA EXAMINADORA:

Prof. Dr. Raimundo Oliveira de Souza (Orientador)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. Fernando José Araújo da Silva
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr^a Marisete Dantas de Aquino
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. Emerson Mariano da Silva
Universidade Estadual do Ceará (UECE)

Prof. Dr. José Maria Brabo Alves
Universidade Estadual do Ceará (UECE)

Dedico aos meus pais, Edival e Coracy, ao
meu marido Fábio Josias e meus filhos Lara e
Bernardo.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por ter me iluminado e me dado forças para enfrentar os obstáculos na realização desse trabalho, uma conquista tão especial em minha vida acadêmica.

Ao meu marido, Fábio Josias e meus filhos, Lara e Bernardo, por terem me acompanhado e participado dos momentos alegres e difíceis nesses anos de doutorado, superando junto comigo os obstáculos com amor, carinho, compreensão e tolerância.

Aos meus pais, Edival e Coracy, por me ensinarem os verdadeiros valores da vida e pelos esforços realizados na minha educação.

Aos meus irmãos Cirlei, Décio e Lidiane e demais familiares pelo carinho e por acreditarem no meu potencial.

Ao meu orientador, Dr. Raimundo Oliveira de Souza, pela orientação, incentivo, paciência e amizade no decorrer do trabalho. Obrigada por me apoiar nos momentos de difíceis, sempre com conselhos e palavras de tranquilidade para que as dificuldades não interferissem nos meus objetivos. Sempre serei grata por todo o aprendizado.

Aos professores Dr. Antônio Idivan Vieira Nunes e Dr. Fernando José Araújo da Silva pela presença na banca de qualificação e pelas valiosas sugestões e comentários pertinentes.

Aos professores, Dr. Fernando José Araújo da Silva, Dr^a Marisete Dantas de Aquino, Dr. Emerson Mariano da Silva e Dr. José Maria Brabo Alves, por terem prontamente aceito ao convite para participação da banca examinadora da tese.

A todos os professores e funcionários do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental pela contribuição acadêmica.

Aos meus colegas de doutorado, em especial Maria Patrícia, Bruno, Cledeilson, Carina e Ticiane pelos momentos de estudos, parceria, descontração e também por termos compartilhado as ansiedades e dificuldades.

Aos gestores do Instituto Federal do Tocantins (IFTO) pela licença de afastamento concedida para cursar o doutorado e pelo apoio para conclusão deste trabalho.

Aos gestores, professores e técnicos administrativos do IFTO – Campus Palmas, em especial aos professores da Coordenação de Meio Ambiente, Aline, Cláudia, Giulliano, João Augusto, Marcelo e Sylvia, pelo apoio, incentivo, companheirismo e parceria.

À coordenação de Aperfeiçoamento de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de estudos.

A todos que contribuíram no desenvolvimento desse trabalho.

RESUMO

A proliferação excessiva de organismos fitoplanctônicos, fenômeno conhecido como floração ou “bloom”, sendo as cianobactérias os organismos mais frequentes em florações de águas continentais, tem sido um problema ambiental no mundo. Várias pesquisas tem dado atenção especial à ocorrência de cianobactérias, pelo fato de algumas espécies serem potenciais produtoras de toxinas, podendo representar um sério risco à saúde da população. Este trabalho desenvolveu uma metodologia de análise de risco ambiental relacionada à proliferação de cianobactérias em rios, com base em uma estrutura matemática *fuzzy*, de modo que modelos de previsão possam ser avaliados. Para o estudo foram desenvolvidos modelos hidráulicos conjuntamente com modelos de transporte de massa para nutrientes, possibilitando conhecer o comportamento da cianobactérias quanto ao movimento e crescimento em rios e, com isso, realizar o cálculo de risco e confiabilidade *fuzzy*. O modelo apresenta uma estrutura matemática *fuzzy*, que descreve a dinâmica das cianobactérias quanto a densidade, taxa de crescimento, migração vertical e horizontal em função da luz, temperatura, nutrientes e hidráulica fluvial, permitindo realizar análise de risco ambiental de acordo com a legislação. Foram realizadas simulações, por meio de um programa computacional em linguagem FORTRAN, sobre a influência desses parâmetros ambientais no corpo hídrico e sobre as cianobactérias, tanto no sentido vertical quanto no sentido longitudinal do rio. Os resultados mostraram que entre os parâmetros avaliados, a luminosidade foi a que mostrou maior influência sobre o comportamento das cianobactérias, com efeitos diretos sobre a densidade, taxa de crescimento e flutuação das cianobactérias, principalmente no período de maior incidência solar. O fósforo, nutriente limitante no estudo, mostrou que em maior ou menor intensidade é determinante no processo de desenvolvimento das cianobactérias e que mesmo para diferentes concentrações, possuem um comportamento com variações muito próximas, proporcionando comportamento semelhante quanto a dinâmica das cianobactérias. Com relação a temperatura, as cianobactérias apresentaram melhor desempenho na temperatura de 26°C para todos os parâmetros estudados, tanto na vertical quanto no sentido horizontal do rio. Por fim, o modelo desenvolvido mostrou-se uma alternativa viável na avaliação de risco ambiental de cianobactérias em rios, podendo, assim, subsidiar nas ações de gestão e monitoramento da qualidade da água.

Palavras-chave: Eutrofização, cianobactérias, teoria *fuzzy*, análise de risco, rios.

ABSTRACT

Proliferation of phytoplanktonic organisms, a phenomenon known as flowering or bloom, where cyanobacteria is the most frequent organisms in continental water flowering, has been an environmental problem in the world. Several researches have given special attention to the occurrence of cyanobacteria, because some species are potential toxin producing and may represent a serious health risk to the population. This research developed an environmental risk assessment methodology related to cyanobacterial proliferation in rivers, based on fuzzy set theory, so that forecasting models can be evaluated. For the study, hydraulic models were developed together with mass transport models for nutrients, allowing it to know the behavior of the cyanobacteria with regard to the movement and growth in rivers, and thus, to perform the calculation of fuzzy risk and reliability. The model presents a *fuzzy* arithmetic, which describes the dynamics of cyanobacteria in terms of density, growth rate, vertical and horizontal migration as a function of light, temperature, nutrients and hydraulic river, allowing to carry out environmental risk analysis according to the legislation. Simulations were carried out, through a computer program coded in FORTRAN language, on the influence of these environmental parameters on the water body and on the cyanobacteria, both in the vertical and in the longitudinal direction of the river. The results showed that among the evaluated parameters, the luminosity was the one that showed the greatest influence on the behavior of the cyanobacteria, with direct effects on the density, growth rate and fluctuation of the cyanobacteria, especially in the period of higher solar incidence. Phosphorus, a limiting nutrient in the study, showed that to a greater or lesser extent it is a determinant in the process of development of cyanobacteria and that even at different concentrations, they have behavior with very close variations, providing similar behavior regarding the dynamics of cyanobacteria. Regarding the temperature, cyanobacteria presented better performance at 26°C for all studied parameters, both vertically and horizontally. Finally, the model developed proved to be a viable alternative in environmental risk assessment of cyanobacteria in rivers, and so, subsidizing actions for water quality management and monitoring.

Keywords: Eutrophication, cyanobacteria, fuzzy theory, risk analysis, rivers.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1	– Representação esquemática de uma seção de rio utilizando a técnica CSTR	41
Figura 2	– Representação de uma função de pertinência do tipo triangular	45
Figura 3	– Representação de uma função de pertinência do tipo trapezoidal	46
Figura 4	– Conjunto <i>fuzzy</i> convexo	48
Figura 5	– Conjunto <i>fuzzy</i> não convexo	48
Figura 6	– Princípio da Extensão	50
Figura 7	– União de conjuntos <i>fuzzy</i>	51
Figura 8	– Interseção de conjuntos <i>fuzzy</i>	51
Figura 9	– Complemento do conjunto <i>fuzzy</i>	52
Figura 10	– Número Triangular <i>Fuzzy</i> (TFN)	53
Figura 11	– Adição de dois números <i>fuzzy</i> triangulares \tilde{A} e \tilde{B}	54
Figura 12	– Subtração de dois números <i>fuzzy</i> triangulares \tilde{A} e \tilde{B}	55
Figura 13	– Representação gráfica do risco e confiabilidade <i>fuzzy</i>	61
Figura 14	– Fluxograma do programa computacional	76
Figura 15	– Perfil de luminosidade para o tempo de 6 horas, diferentes irradiâncias (I_m) e grau de pertinência igual a 1,0	82
Figura 16	– Perfil de luminosidade para irradiância (I_m) igual a $800 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$, tempo de 6 horas e grau de pertinência igual a 0,5	83
Figura 17	– Perfil de luminosidade para irradiância (I_m) igual a $800 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$ em diferentes tempos e grau de pertinência igual a 1,0	83
Figura 18	– Perfil da função luminosidade ($f(I)$) para o tempo de 6 horas, diferentes irradiâncias (I_m) e grau de pertinência igual a 1,0	84
Figura 19	– Perfil da função luminosidade ($f(I)$) para irradiância (I_m) igual a $800 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$, tempo de 6 horas e grau de pertinência igual a 0,5	85
Figura 20	– Perfil da função luminosidade ($f(I)$) para irradiância (I_m) igual a $800 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$ em diferentes tempos e grau de pertinência igual a 1,0	85
Figura 21	– Perfil da densidade de cianobactérias (ρ_c) para o tempo de 6 horas, diferentes irradiâncias (I_m) e grau de pertinência igual a 1,0	86
Figura 22	– Perfil da taxa de crescimento de cianobactérias (k_g) para o tempo de 6 horas, diferentes irradiâncias (I_m) e grau de pertinência igual a 1,0	87

Figura 23	– Densidade de cianobactérias (ρ_c) com irradiância (I_m) igual a $800 \mu\text{mol.m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$, tempo de 6 horas e diferentes graus de pertinência e profundidades (Z)	87
Figura 24	– Taxa de crescimento de cianobactérias (k_g) com irradiância (I_m) igual a $800 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$, tempo de 6 horas e diferentes graus de pertinência e profundidades (Z)	88
Figura 25	– Flutuação da colônia de cianobactérias (FL) em relação a profundidade e ao tempo e sob diferentes irradiâncias (I_m)	89
Figura 26	– Flutuação da colônia de cianobactérias (FL) em relação a profundidade e ao tempo, sob irradiância (I_m) igual a $800 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$ e diferentes temperaturas (T)	90
Figura 27	– Flutuação da colônia de cianobactérias (FL) em relação a profundidade e ao tempo, sob irradiância (I_m) igual a $800 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$, temperatura 20°C e diferentes diâmetros da colônia	91
Figura 28	– Flutuação da colônia de cianobactérias (FL) em relação a profundidade e ao tempo, sob irradiância (I_m) igual a $800 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$, temperatura 26°C e diferentes diâmetros da colônia	92
Figura 29	– Perfil da densidade de cianobactérias (ρ_c) ao longo do rio para o tempo de 6 horas, diferentes irradiâncias (I_m) e grau de pertinência igual a 1,0	94
Figura 30	– Densidade de cianobactérias (ρ_c) com irradiância (I_m) igual a $800 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$, tempo de 6 horas e diferentes graus de pertinência e seções do rio	95
Figura 31	– Densidade de cianobactérias (ρ_c) na seção 4 km do rio, irradiância (I_m) igual a $800 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$ em diferentes tempos e graus de pertinência	95
Figura 32	– Flutuação da colônia de cianobactérias (FL) ao longo do rio em relação a profundidade (Z), distância e diferentes irradiâncias	96
Figura 33	– Perfil da produção de biomassa (P_b) de cianobactérias ao longo do rio, no tempo 6 horas, diferentes irradiâncias e grau de pertinência igual a 1,0	97
Figura 34	– Produção de biomassa (P_b) de cianobactérias no tempo 6 horas com irradiância (I_m) igual a $800 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$, diferentes seções e graus de pertinência	98
Figura 35	– Produção de biomassa (P_b) de cianobactérias na seção 4 km sob	

	irradiância (I_m) igual a $800 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$ em diferentes tempos e graus de pertinência	98
Figura 36	– Função marginal de segurança (FMS) da Produção de Biomassa em diferentes seções com irradiância (I_m) igual a $800 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$, tempo 6 horas e grau de pertinência igual a 1,0	99
Figura 37	– Função marginal de segurança (FMS) da Produção de Biomassa a 4 km da seção inicial do rio, irradiância (I_m) igual a $800 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$, diferentes tempos e grau de pertinência igual a 1,0	100
Figura 38	– Função marginal de segurança (FMS) da Produção de Biomassa a 4 km da seção inicial do rio, no tempo 6 horas, diferentes irradiâncias e grau de pertinência igual a 1,0	100
Figura 39	– Risco e Confiabilidade em relação a Produção de biomassa em diferentes seções do rio no período de 24 horas sob irradiância (I_m) igual a $800 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$	101
Figura 40	– Densidade de cianobactérias (ρ_c) ao longo do rio para irradiância (I_m) igual a $800 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$, tempo de 6 horas, diferentes concentrações de fósforo e grau de pertinência 1,0	102
Figura 41	– Densidade de cianobactérias (ρ_c) na seção 4 km para irradiância (I_m) igual a $800 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$, concentração de fósforo $150 \mu\text{g/L}$, diferentes tempos e graus de pertinência	103
Figura 42	– Flutuação da colônia de cianobactérias (FL) ao longo do rio em relação a profundidade, distância e diferentes concentrações de fósforo, sob irradiância (I_m) igual a $800 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$	104
Figura 43	– Perfil da produção de biomassa de cianobactérias ao longo do rio, no tempo 6 horas, diferentes concentrações de fósforo e grau de pertinência igual a 1,0	104
Figura 44	– Produção de biomassa de cianobactérias para irradiância (I_m) igual a $800 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$, tempo de 6 horas, concentração de fósforo $150 \mu\text{g/L}$, diferentes seções e graus de pertinência	105
Figura 45	– Produção de biomassa de cianobactérias na seção 4 km para irradiância (I_m) igual a $800 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$, concentração de fósforo $150 \mu\text{g/L}$, diferentes tempos e graus de pertinência	106
Figura 46	– Risco e Confiabilidade em relação a produção de biomassa em diferentes	

	seções do rio no período de 24 horas sob irradiância (I_m) igual a $800 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$ e concentração de fósforo $150 \mu\text{g/L}$	106
Figura 47	– Densidade de cianobactérias (ρ_c) para irradiância (I_m) igual a $800 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$, tempo de 6 horas e diferentes seções, temperaturas e graus de pertinência	108
Figura 48	– Flutuação da colônia de cianobactérias (FL) ao longo do rio em relação a profundidade, distância e diferentes temperaturas, sob irradiância (I_m) igual a $800 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$	109
Figura 49	– Perfil da produção de biomassa de cianobactérias ao longo do rio, no tempo 6 horas para diferentes temperaturas e grau de pertinência igual a 1,0	110
Figura 50	– Risco e Confiabilidade em relação a Produção de biomassa na seção 4 km do rio no período de 24 horas sob irradiância (I_m) igual a $800 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$ e diferentes temperaturas	111
Figura 51	– Flutuação da colônia de cianobactérias (FL) ao longo do rio em relação a profundidade, distância e diferentes diâmetros da colônia	112
Figura 52	– Risco em relação à Produção de biomassa ao longo do rio no tempo 6 horas sob diferentes irradiâncias	113
Figura 53	– Risco em relação a Produção de biomassa ao longo do rio sob I_m $800 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$ e diferentes tempos	113
Figura 54	– Risco em relação a Produção de biomassa ao longo do rio no tempo 6 horas, I_m $800 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$ e diferentes concentrações de fósforo	114
Figura 55	– Risco em relação a Produção de biomassa ao longo do rio no tempo 6 horas, I_m $800 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$ e diferentes temperaturas	115

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Classificação dos corpos d'água e padrões para água doce	37
Tabela 2 – Descrição dos parâmetros utilizados no modelo	77
Tabela 3 – Dados dos parâmetros utilizados na simulação do Cenário 1	78

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	15
1.1	Objetivos da pesquisa	18
<i>1.1.1</i>	<i>Objetivo geral</i>	<i>18</i>
<i>1.1.2</i>	<i>Objetivos específicos</i>	<i>18</i>
1.2	Organização do trabalho	19
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	20
2.1	Eutrofização de corpos d'água	20
2.2	Cianobactérias	22
<i>2.2.1</i>	<i>Floração de cianobactérias</i>	<i>24</i>
<i>2.2.2</i>	<i>Fatores ambientais que influenciam na floração de cianobactérias</i>	<i>26</i>
<i>2.2.2.1</i>	<i>Radiação Solar</i>	<i>26</i>
<i>2.2.2.2</i>	<i>Nutrientes</i>	<i>29</i>
<i>2.2.2.2.1</i>	<i>Nutriente Limitante</i>	<i>30</i>
<i>2.2.2.3</i>	<i>Temperatura</i>	<i>31</i>
<i>2.2.3</i>	<i>Cianotoxinas</i>	<i>32</i>
<i>2.2.4</i>	<i>Intoxicações causadas por cianotoxinas</i>	<i>34</i>
<i>2.2.5</i>	<i>Cianobactérias e a legislação no Brasil</i>	<i>36</i>
<i>2.2.6</i>	<i>Modelagem de cianobactérias</i>	<i>38</i>
2.3	Teoria Fuzzy	42
<i>2.3.1</i>	<i>Conjuntos Fuzzy e funções de pertinência</i>	<i>43</i>
<i>2.3.2</i>	<i>Operações com Conjuntos Fuzzy</i>	<i>50</i>
<i>2.3.3</i>	<i>Números Fuzzy</i>	<i>52</i>
2.4	Risco e Incertezas	55
<i>2.4.1</i>	<i>Análise de risco</i>	<i>57</i>
<i>2.4.2</i>	<i>Risco e confiabilidade Fuzzy</i>	<i>60</i>
3	METODOLOGIA	63
3.1	Generalidades	63
3.2	Modelo para o crescimento bacteriano	64
3.3	Solução numérica da equação diferencial	69
3.4	Formulação Fuzzy do Modelo	70
3.5	Cálculo do Risco e da Confiabilidade	74

3.6	Programa Computacional	75
3.7	Dados do modelo	77
3.8	Cenários analisados	77
3.8.1	<i>Cenário 1</i>	78
3.8.2	<i>Cenário 2</i>	79
3.8.3	<i>Cenário 3</i>	79
3.8.4	<i>Cenário 4</i>	79
3.8.5	<i>Cenário 5</i>	80
3.8.6	<i>Cenário 6</i>	80
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	81
4.1	Cenário 1	81
4.2	Cenário 2	88
4.3	Cenário 3	93
4.4	Cenário 4	101
4.5	Cenário 5	107
4.6	Cenário 6	111
5	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	116
	REFERÊNCIAS	119

1. INTRODUÇÃO

O crescimento acentuado da população, a formação de aglomerados urbanos e o aumento da produção agrícola e industrial resultaram no aumento do despejo de poluentes nos corpos d'água, principalmente, matéria orgânica e nutrientes, como nitrogênio e fósforo, tornando-os cada vez mais eutrofizados. Este fenômeno propicia a proliferação excessiva de organismos fitoplanctônicos, sendo as cianobactérias mais frequentes em florações de águas continentais. Esses eventos têm sido cada vez mais constantes, causando sérios problemas econômicos e de saúde pública (CETESB, 2013)

A principal preocupação com o aumento da ocorrência de florações de cianobactérias em mananciais de abastecimento de água é a capacidade desses microrganismos produzirem e liberarem, para o meio líquido, toxinas (cianotoxinas) que podem afetar a saúde humana, tanto pela ingestão de água como por contato em atividades de recreação no ambiente, ou ainda pelo consumo de pescado contaminado. Entretanto, a principal via de intoxicação é pelo consumo oral da água sem um tratamento adequado para remoção dessas toxinas (BRASIL, 2003).

Uma série de ecossistemas fluviais tem sido modelados com vista a conter a eutrofização e conseqüentemente as cianobactérias. Estes modelos tem exigido simulação dos elementos essenciais na cadeia trófica, bem como nos principais mecanismos de trabalho, dependendo do objetivo individual do estudo (CHEN; WELLS, 1976; LUNG; PAERL, 1988; ADMIRAAL *et al.*, 1993; BILLEN; GARNIER; HANSET *et al.*, 1994; GARNIER; BILLEN; COSTE, 1995, THEBAULT; QOBTI, 1999; GUVEN; HOWARD, 2006).

A importância de modelos matemáticos tem sido reconhecida por vários anos. O uso da modelagem matemática da qualidade de água remonta ao ano de 1925, quando Streeter e Phelps desenvolveram um modelo, para o rio Ohio/EUA, constituindo um importante fato na história da engenharia sanitária e ambiental (CHAPRA, 1997; SALLA *et al.*, 2013).

Os modelos matemáticos são capazes de fornecer previsões do comportamento dos sistemas de mudar dinamicamente e fornecem dados e previsões que seriam difíceis ou impossíveis de obter por métodos de campo e de laboratório convencionais. O uso de modelos computacionais para simular a origem, crescimento e morte de florações de cianobactérias tem sido reconhecido por órgãos governamentais e da indústria da água para solução do problema. Por exemplo, Ferguson (1997) e Reynolds e Irish (1997) descreveram o desenvolvimento de modelos como PROTECH (*Phytoplankton Responses to Environmental Change*) para uso da Agência Ambiental da Inglaterra e País de Gales, que oferecem o

conhecimento e informação adequada para uso no desenvolvimento de planos de ação e de gestão (GUVEN; HOWARD, 2006).

Os corpos hídricos, como todo sistema natural, são complexos e requerem o envolvimento de diversos ramos da ciência, tais como biologia, hidrologia, hidráulica e fenômeno de transporte. Nesse sentido, a modelagem de um processo biológico presente em um corpo hídrico, não é uma tarefa simples.

Outro aspecto relevante levado em consideração nesta modelagem são as incertezas presentes. Estas estão relacionadas com os dados, com as medições dos parâmetros, com os métodos de análises e até mesmo com as aproximações das soluções. Desta forma, a análise de incertezas tem um papel fundamental na gestão e monitoramento dos recursos hídricos, além disso, é uma técnica que constitui fundamento para análise de risco.

Dentre as teorias disponíveis para se quantificar riscos destaca-se a Teoria probabilística e a Teoria *fuzzy*. A primeira é bem conhecida no meio científico e refere-se à aplicação da teoria das probabilidades nos modelos determinísticos. Esta metodologia, bem desenvolvida atualmente, necessita de um banco de dados consistente para o sucesso de sua aplicação. Para regiões em que não há a tradição de histórico de informações, o sucesso desta metodologia fica comprometido.

A segunda metodologia descrita, a Teoria *Fuzzy*, assim como a Teoria Probabilística, vem sendo utilizada nos estudos das incertezas. Entretanto, vem se tornando uma ferramenta útil por não depender de um banco de dados tão completo e, além disso, é capaz de quantificar riscos.

Pesquisas com base na Teoria Fuzzy, em relação aos recursos hídricos, vem crescendo nos últimos anos no mundo, no entanto, com relação à análise de risco de proliferação de cianobactérias em rios ainda são incipientes. Este trabalho desenvolveu uma metodologia de análise de risco ambiental relacionada à proliferação de cianobactérias em rios com base em uma estrutura matemática *fuzzy*, de modo que modelos de previsão possam ser avaliados.

Para o estudo foram desenvolvidos modelos hidráulicos conjuntamente com modelos de transporte de massa para nutrientes, possibilitando conhecer o comportamento de cianobactérias quanto ao movimento e crescimento em rios e, com isso, realizar o cálculo de risco e confiabilidade fuzzy. Foram realizadas simulações, por meio de um programa computacional em linguagem FORTRAN, sobre a influência de parâmetros ambientais, tais como, radiação solar, temperatura e nutrientes, para verificar os efeitos desses parâmetros sobre o corpo hídrico e sobre as cianobactérias, no sentido vertical, em relação à profundidade do rio, como também no sentido longitudinal do rio.

Os resultados obtidos mostraram que é possível estabelecer uma metodologia consistente, e viável, na avaliação de risco ambiental de cianobactérias em rios, podendo, assim, subsidiar a adoção de medidas preventivas e mitigadoras, nas ações de gestão e monitoramento da qualidade da água, promovendo uma qualidade ambiental e da população que faz uso destes mananciais.

1.1 Objetivos da pesquisa

1.1.1 *Objetivo geral*

Desenvolver um modelo de análise de risco ambiental a partir da presença de cianobactérias em rios, com base nos modelos hidráulicos e de transporte de massa na forma *fuzzy*.

1.1.2 *Objetivos específicos*

- Desenvolver um modelo hidráulico na sua forma *fuzzy*;
- Formular um modelo de balanço de nutrientes, baseado na forma *fuzzy*;
- Estruturar uma metodologia *fuzzy* para avaliar a luminosidade no corpo hídrico e seus efeitos sobre a colônia de cianobactérias;
- Formular um modelo *fuzzy* para a dinâmica das cianobactérias;
- Verificar o comportamento dinâmico das cianobactérias em função dos diferentes parâmetros, a partir de um programa computacional desenvolvido para esta pesquisa;
- Aplicar o modelo de risco para diferentes cenários, verificando sua eficácia.

1.2 Organização do trabalho

Esta tese é constituída por 6 capítulos. O Capítulo 1 descreve a introdução do trabalho, seus objetivos e mostra como o mesmo foi organizado.

O Capítulo 2 trata de uma revisão de literatura, da qual são apresentados alguns conceitos teóricos e citações sobre cianobactérias e cianotoxinas, mais especificamente sobre suas causas e consequências e os fatores que favorecem seu crescimento. Também está descrito neste capítulo a teoria *fuzzy* e a análise de risco que são usadas para quantificar os riscos de crescimento de biomassa de cianobactérias em rios.

No Capítulo 3, metodologia, estão apresentadas a descrição do modelo matemático e as fases a serem seguidas no desenvolvimento do programa computacional, para solução das equações diferenciais existentes nas etapas da pesquisa. Além disso, descreve a sequência necessária para quantificação do risco, como também a apresentação dos cenários utilizados nas simulações.

A discussão dos resultados está no Capítulo 4, os quais foram organizados em figuras, tendo-se como objetivo facilitar a análise dos resultados obtidos nas simulações, sendo discutida a influência de cada parâmetro estudado, para os diferentes cenários analisados, e a sua atuação nos resultados de risco.

No Capítulo 5 estão apresentadas as conclusões obtidas com o desenvolvimento do estudo e algumas recomendações para futuras investigações a respeito do comportamento das cianobactérias no corpo hídrico.

No Capítulo 6 encontra-se todo o aporte bibliográfico utilizado no desenvolvimento da pesquisa.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Eutrofização de corpos d'água

A eutrofização das águas interiores é considerada um grande problema ambiental no mundo, devido aos impactos negativos sobre a ecologia, a saúde e a economia. Esse processo vem se agravando por vários fatores, destacando-se o aumento da população, a industrialização e a ocupação desordenada das bacias hidrográficas (ESTEVEES, 1998, 2011; TUNDISI, J.; TUNDISI, T., 2008).

Segundo Esteves (2011), a eutrofização é o aumento da concentração de nutrientes, especialmente fósforo e nitrogênio, em um dado ecossistema aquático, que tem como consequência o aumento da produtividade e alterações diversas em seu funcionamento.

Um dos mais importantes impactos qualitativos e quantitativos em rios, lagos e reservatórios é a eutrofização, que afeta, com maior ou menor intensidade, praticamente todos os ecossistemas aquáticos continentais. Este processo pode ser natural, no entanto, quando associado às atividades humanas tem sido denominado de eutrofização artificial. As principais causas deste fenômeno estão relacionadas com as entradas de águas residuárias domésticas e industriais, a drenagem superficial, contribuição de fertilizantes utilizados na agricultura, erosão do solo e o uso excessivo de detergentes não biodegradáveis (ESTEVEES, 1998, 2011; TUNDISI, J.; TUNDISI, T., 2008).

Como principal consequência da eutrofização destaca-se a proliferação excessiva de organismos fitoplanctônicos, fenômeno conhecido como floração ou “bloom”, sendo as cianobactérias os organismos mais frequentes em florações de águas continentais (CETESB, 2013). Estas florações ou “blooms” se caracterizam pelo intenso crescimento desses microrganismos na superfície da água, formando uma densa camada de células com vários centímetros de profundidade, com consequências relacionadas com a saúde pública (AZEVEDO, 1998).

Devido ao aumento expressivo da poluição ambiental ocorrido nas últimas décadas, a eutrofização vem recebendo maior atenção por parte da comunidade científica, órgãos de controle ambiental, concessionárias de energia e saneamento, organizações não governamentais e pela população em geral. Esta atenção decorre da necessidade do controle do processo de eutrofização, como forma de garantir usos múltiplos para os corpos de água, especialmente em regiões onde a disponibilidade hídrica é baixa ou onde a susceptibilidade à erosão é elevada (XAVIER; DIAS; BRUNKOW, 2005).

Uma rápida resposta que ocorre com a eutrofização é dada pela comunidade fitoplanctônica (microalgas e cianobactérias que vivem na coluna d'água) que passa a apresentar uma redução na diversidade de espécies, porém, com um aumento considerável da biomassa das espécies presentes. Nesses ambientes, tem sido observado um aumento da dominância de espécies de cianobactérias. Consequentemente, tem sido mais comum a ocorrência de florações de cianobactérias, principalmente próximo aos centros urbanos (AZEVEDO *et al.*, 1994).

A comunidade planctônica sofre alteração em sua estrutura em ambientes afetados pela eutrofização e responde às variações ambientais da água onde vive, de forma que a análise da variabilidade espacial e temporal de sua distribuição torna-se relevante para o monitoramento da qualidade da água (ATTAYADE; BOZELLI, 1998; SOUSA *et al.*, 2008).

Em ambientes eutrofizados, as cianobactérias geralmente dominam a população fitoplanctônica, causando um amplo impacto social, econômico e ambiental, ocasionando sérios problemas para a qualidade da água, recursos pesqueiros e, principalmente para a saúde humana (BOUVY *et al.*, 2000). Várias pesquisas tem dado atenção especial à ocorrência de cianobactérias, pelo fato de algumas espécies serem potenciais produtoras de toxinas. A ocorrência irregular da toxicidade nas cianobactérias ainda não foi devidamente esclarecida (CARMICHAEL, 1992; AZEVEDO, 1994, 1998; BRASIL, 2003; INAG, 2009).

Os efeitos da eutrofização têm preocupado os cientistas desde a década de 50, sendo reconhecido como um grave problema de poluição em muitos lagos da Europa, América do Norte, África, Austrália e Brasil (CODD, 2000; SANT'ANNA E AZEVEDO, 2000).

A avaliação do grau de eutrofização em lagos e reservatórios tem sido feita tradicionalmente em diversos países. Estudos sobre o estado trófico são mais frequentes em ambientes lênticos, podendo ser citados estudos desenvolvidos por Carlson (1977), Toledo Júnior *et al.* (1983), Toledo Júnior (1990), Neto e Coelho (2002), Liou e Lo (2005) e Lamparelli (2004) que apresentaram grandes contribuições para as ciências ambientais, sendo que Lamparelli (2004) propôs índices de estado trófico diferenciados para aplicação específica em ambientes lênticos e lóticos do Estado de São Paulo.

A tradição de limnologia, o uso da água para abastecimento público e o aparecimento mais “precoce” de efeitos da eutrofização em corpos d'água lênticos, como os lagos e reservatórios, são algumas das razões para a priorização dos estudos sobre eutrofização nesses ambientes, em relação aos ambientes lóticos, como os rios e riachos. Entretanto existe uma carência de pesquisas sobre eutrofização em rios, principalmente no norte e nordeste do Brasil (LAMPARELLI, 2004).

2.2 Cianobactérias

As cianobactérias ou cianofíceas, também conhecidas como algas azuis, são microrganismos aeróbios fotoautotróficos. Seus processos vitais requerem somente água, dióxido de carbono, substâncias inorgânicas e luz. A fotossíntese é seu principal modo de obtenção de energia para o metabolismo, entretanto, sua organização celular demonstra que esses microrganismos são procariontes e, portanto, muito semelhantes bioquimicamente e estruturalmente às bactérias (BRASIL, 2003). São muito diversificadas em relação ao ambiente em que vivem, com elevada tolerância e capacidade de sobreviver em situações adversas para a maioria dos outros organismos vivos. Algumas cianobactérias, por exemplo, podem tolerar temperaturas tão altas como 75°C (RICKLEFS, 2009).

A origem das cianobactérias foi estimada em cerca de 3,5 bilhões de anos, sendo provavelmente os primeiros produtores primários de matéria orgânica a liberarem oxigênio elementar na atmosfera primitiva (CARMICHAEL, 1994; BRASIL, 2003).

Ao longo do período evolutivo, as cianobactérias desenvolveram estratégias adaptativas, tais como: assimilação de ortofosfato em excesso, em que várias espécies, durante períodos de elevadas concentrações do nutriente na água, armazenam intracelularmente na forma de polifosfatos através de fosfatases e que podem ser visualizados em microscopia ótica como grânulos; heterócito, célula especial, responsável por fixação de nitrogênio na forma gasosa (N₂) quando não há concentração mínima crítica de nitrogênio na forma iônica assimilável na água; a produção de vesículas gasosas (aerótopos), uma importante adaptação para viabilizar a suspensão das células na coluna de água, proporcionando um melhor aproveitamento da luz e do nitrogênio gasoso na superfície da água; a produção de bainhas ou matriz de mucilagem espessada ao redor da parede celular dificulta a manipulação e ingestão das células pelos organismos do zooplâncton, diminuindo significativamente as taxas de herbivoria; ficobiliproteínas, que compõem um sistema de antena que auxilia na captação de luz para fotossíntese, possibilitando sua sobrevivência em ambientes com pouca luz; produção de células diferenciadas, denominada de acinetos, que funcionam como esporos de resistência em condições adversas, permitindo a sobrevivência da célula por longos períodos (FERNANDES *et al.*, 2005; SANT'ANNA *et al.*, 2006).

Por possuírem fisiologia versátil e estratégias adaptativas em resposta às mudanças das condições do meio, as cianobactérias podem dominar sobre outros grupos fitoplanctônicos, especialmente em ambientes eutrofizados (WOLK, 1965, 1973; ESTEVES, 1998, 2011; FERNANDES *et al.*, 2005). Características especiais das espécies, como a capacidade de

fixação de nitrogênio atmosférico e assimilação de outras formas de nitrogenadas como o amônio e nitrato, mixotrofia em condições de baixa luminosidade, presença de pigmentos acessórios (ficobiliproteínas) e de toxinas alelopáticas, associadas à possibilidade de regulação do seu posicionamento na coluna de água, em virtude de algumas espécies possuírem aerótopos (vacúolos gasosos), são fatores que explicam sua dominância em diversos ecossistemas aquáticos (CHORUS; BARTRAM, 1999; MUR; SKULBERG; UTKILEN, 1999).

As cianobactérias são cosmopolitas e eficientes no deslocamento na coluna d'água por possuírem vacúolos gasosos ou pseudovacúolos que permitem a otimização da absorção da luminosidade. Esses vacúolos gasosos diminuem a densidade das cianobactérias para um valor inferior a densidade da água. Assim, são impelidas para a superfície, não dependendo apenas da turbulência para se manterem na zona fótica (PAERL; TUCKER, 1995). São também eficientes na obtenção de gás carbônico e na competição por sombrear as demais algas, aproveitando-se dos nutrientes liberados pelas mesmas, assim como algumas espécies são fixadoras de nitrogênio, contribuindo para a fertilidade das águas (CHORUS; BARTRAM, 1999).

De acordo com o Código Internacional de Nomenclatura Botânica já foram identificados 150 gêneros de cianobactérias, incluindo aproximadamente 2000 espécies (VAN DEN HOEK; MANN; JAHNS, 1995; MUR; SKULBERG; UTKILEN, 1999;). Destes, 40 gêneros foram relatados na literatura como tendo propriedades tóxicas, os principais são *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Cylindrospermopsis*, *Lyngbya*, *Microcystis*, *Nodularia*, *Nostoc*, e *Oscillatoria (Planktothrix)* (SKULBERG *et al.*, 1993; CARMICHAEL *et al.*, 2001; HAIDER *et al.*, 2003).

As cianobactérias possuem grande diversidade morfológica, com tamanhos entre 0,5 e 100 μm ; apresentam-se unicelulares (*Chroococcus*, *Synechocystis*) e coloniais (*Merismopedia*, *Coelosphaerium*, *Gleocapsa*, *Microcystis*), em colônias de filamentos (*Rivularia* e *Nostoc*) ou filamentosas simples não ramificadas (*Oscillatoria* e *Anabaena*) e com ramificação (*Westiella* e *Stigonema*) (YOO *et al.*, 1995). As colônias de cianobactérias podem ter dimensões até maiores que 500 μm (INAG, 2009). Podem ser encontradas em habitats terrestres e aquáticos de águas continentais (lênticas e lóxicas) e oceanos, poluídos ou não (CHORUS; BARTRAM, 1999).

Segundo INAG (2009), as cianobactérias apresentam ciclos de vida curtos (4/5 dias) e obtêm os nutrientes necessários para o seu desenvolvimento diretamente da coluna de água,

sendo o indutor e direto indicador biológico de alterações da concentração de nutrientes na coluna de água e de pressões associadas ao processo de eutrofização.

A capacidade de crescimento nos mais diferentes meios é uma das características marcantes das cianobactérias. Entretanto, ambientes de água doce são os mais favoráveis para o crescimento de cianobactérias, visto que a maioria das espécies apresenta um melhor crescimento em águas neutroalcalinas (pH 6-9), temperatura entre 15°C a 30°C e alta concentração de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo (BRASIL, 2003).

O excesso de nutrientes em um corpo aquático, associado à estratificação na coluna d'água, temperatura elevada da água (25 a 30°C), ventos fracos, pH de neutro a básico e ausência de predadores, são fatores ambientais que favorecem seu crescimento exuberante ou *bloom*. Nestes eventos ocorre a dominância de um gênero ou espécie (PAERL, 2008).

Assim as condições de alta concentração de nutrientes, turbulência reduzidas e elevadas temperaturas, como observado em mananciais brasileiros, tornam propícias as florações de algas e cianobactérias (SANT'ANNA *et al.*, 2006).

2.2.1 Floração de cianobactérias

As florações de cianobactérias (intenso crescimento desses microrganismos na superfície da água formando uma densa camada de células com vários centímetros de profundidade) promovem grandes problemas sociais, econômicos e ambientais nos ecossistemas de água doce, como a redução do oxigênio dissolvido na coluna d'água, mortandade de peixes, perda da qualidade cênica e a produção de toxinas (MARQUES, 2006; ESTEVES, 2011).

Não somente contribuem para a formação de uma “espuma” superficial e um odor desagradável, mas também afetam o gosto e a qualidade da água potável (CARMICHEL, 1996).

As florações podem ser de dois tipos: as denominadas “*scums*”, ou natas, que apresentam elevada concentração de clorofila a, duração de poucas horas ou dias e espessura de poucos milímetros, e as “*hyperscums*”, com massa flutuante de células de espessura variando entre 50 e 75 cm, densamente compactada, que impede o movimento de água entre as células. A duração dessas últimas varia de semanas até muitos meses. No entanto, algumas florações, nas quais a densidade de algas é elevada, podem apresentar uma nata conspícua apenas em algumas horas, apresentando uma distribuição mais uniforme na coluna d'água ao longo do dia (CETESB, 2013).

As florações estão relacionadas a eutrofização de ecossistemas aquáticos, uma vez que estes ambientes são ricos em nutrientes, especialmente nitrogênio e fósforo, participantes de sínteses e das funções básicas de muitos componentes celulares. O fósforo é frequentemente citado como limitante ao crescimento de cianobactérias, ambientes com razão molar N:P menor que 15 são mais suscetíveis à dominância de cianobactérias, especialmente as fixadoras de nitrogênio, já em águas com razão N:P superior a 20 favorecem a dominância de algas eucarióticas. Porém, experimentos tem demonstrado uma afinidade das cianobactérias tanto por fósforo quanto por nitrogênio, superior quando comparado com outros grupos de algas (CHORUS; BARTRAM, 1999; PAERL, 2008).

Algumas características das cianobactérias são notáveis, como a habilidade de armazenar nutrientes essenciais e metabólitos dentro de seu citoplasma e a fixação de nitrogênio atmosférico por alguns gêneros (MUR; SKULBERG; UTKILEN, 1999; CETESB, 2013).

A limitação por nitrogênio pode levar ao crescimento de cianobactérias, que através da sua capacidade de fixação de nitrogênio atmosférico, onde o N_2 é convertido diretamente a NH_4^+ , através da enzima nitrogenase, sendo esta outra vantagem adaptativa deste grupo (OLRIK, 1994). Esta característica é comum a muitos gêneros, porém este processo requer muita energia, o que explica sua dependência da radiação solar e sensibilidade ao oxigênio. A energia e os elétrons necessários para o processo de fixação de nitrogênio são obtidos através da fotossíntese, da fermentação ou da respiração a partir da ferredoxina, que faz parte do sistema de elétrons da fotossíntese (ESTEVEZ, 1998).

Embora as florações sejam eventos naturais, a atividade humana pode contribuir para o aumento da frequência e intensidade. O crescimento industrial, agrícola, o aumento da produção de efluentes domésticos, têm importante papel na modificação do ambiente aquático através, por exemplo, de alterações nas razões de nitrogênio/fósforo na água, contribuindo assim para a intensificação de florações (CODD, 1995).

As cianobactérias se adaptam facilmente em diversos ambientes aquáticos e algumas espécies ocorrem em ambientes marinhos ou em solo úmido, sendo os ambientes de água doce, os mais favoráveis para o seu crescimento (MOTA; ROLLA, 2011).

Nos últimos anos, em diversos locais do Brasil e do mundo, tem ocorrido um aumento expressivo de florações de cianobactérias, com a presença de cianotoxinas e outros compostos (CYBIS *et al.*, 2006).

Segundo Reynolds e Walsby (1975), a dominância de cianobactérias depende basicamente da pré-existência de uma população significativa de organismos com

flutuabilidade positiva, como também da estabilidade da coluna d'água. Diferentes fatores ambientais têm influenciado para a dominância de cianobactérias, tais como: baixa turbulência (REYNOLDS; OLIVER; WALSBY, 1987); baixa intensidade de luz (SMITH, 1986); baixo nitrogênio orgânico dissolvido (BLOMQVIST; PETERSON; HYENSTRAND, 1994, ESTEVES, 2011); alto fósforo total, baixo nitrogênio total e baixas razões N/P (SMITH, 1983; 1986; ESTEVES, 2011.); altas temperaturas e pH e baixo CO₂ (CHORUS; BARTRAM, 1999; TUNDISI, J.; TUNDISI, T., 2008); estratégia de estocagem de fósforo (FERNANDES, *et al.*, 2005); capacidade para flutuação (Reynolds, 1987); habilidade para minimizar herbivoria (FERNANDES *et al.*, 2005). Tais condições ambientais tem favorecido o florescimento de algas e cianobactérias.

2.2.2 Fatores ambientais que influenciam na floração de cianobactérias

A identificação dos fatores ambientais específicos que promovem a floração de cianobactérias tem sido objeto de muitas pesquisas, entretanto, um fator isolado não age como um promotor real.

Segundo Reynolds e Walsby (1975), Thomann e Mueller (1987) e Esteves (1998, 2011), os fatores ambientais que podem ser citados como os mais importantes que interferem na produtividade das cianobactérias são a radiação solar, os nutrientes e a temperatura, uma vez que exercem influência direta sobre o processo fotossintético. Além destes, alguns gases dissolvidos (O₂, CO₂, CH₄) elementos traços (Co, Cu, Mo, etc.) e substâncias orgânicas dissolvidas (polissacarídeos, hormônios, vitaminas, aminoácidos) podem ter tanto influência direta como indireta sobre a produtividade do fitoplâncton.

2.2.2.1 Radiação Solar

A radiação solar influencia na produtividade das cianobactérias agindo diretamente sobre a taxa de fotossíntese e contribuindo na determinação da profundidade da zona eufótica (ESTEVES, 2011).

A radiação da luz visível, conhecida também como radiação fotossinteticamente ativa (RFA), compreende os comprimentos de onda no intervalo de 400 a 740 nm, sendo utilizada pela maioria dos organismos fotossintetizantes para a realização da fotossíntese (NOBEL, 1970, ESTEVES, 2008, 2011). A captação de energia luminosa pelos fotossintetizantes é realizada pelos pigmentos (clorofila *a* e pigmentos acessórios) nos diferentes comprimentos

da radiação fotossinteticamente ativa. Os pigmentos acessórios, clorofila *b*, carotenóides e ficobilinas (ficoeritina, ficocianina e aloficocianina), captam a energia luminosa em regiões do espectro luminoso não absorvido pela clorofila-*a*, aumentando a faixa de absorção da energia luminosa pelos organismos fotossintetizantes (TAIZ; ZEIGER, 2004).

A profundidade que a luz penetra na água é conhecida como zona eufótica e nela está concentrada a maior parte da produção primária realizada pelos organismos fotossintetizantes aquáticos (macrófitas e fitoplâncton). Os níveis de luz experimentados por células de fitoplâncton podem variar desde a escuridão completa na zona afótica ou para irradiancias superiores a $1.500 \mu\text{mol f\u00f3tons m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ na superfície (LITCHMAN, 1998).

A quantidade de luz disponível para o processo fotossintético em ambientes aquáticos resulta do balanço da radiação incidente e da atenuação vertical da luz (KIRK, 1994). O espectro luminoso, que penetra nos ambientes aquáticos, é modificado pela absorção, espalhamento, matéria orgânica dissolvida e outras partículas, inclusive pelos próprios organismos fotossintetizantes (FALKOWSKI; RAVEN, 2007; LEECH; JOHNSEN, 2009).

A absorção exponencial da radiação com a profundidade da água possibilita a formação de três regiões distintas na coluna d'água: de excesso de radiação ou com inibição fotossintética, de saturação de radiação e de limitação por escassez de radiação (ESTEVES, 1998, 2011).

A região com excesso de radiação compreende a parte da coluna d'água que recebe de 30% a 100% da radiação solar incidente sobre a superfície da água, sendo que nesta região a taxa de fotossíntese pode ser inversamente proporcional à intensidade de radiação, havendo a inibição da fotossíntese. A inibição por excesso de radiação é um processo que depende do tempo de exposição, uma vez que em períodos curtos de exposição (inferiores a 10 minutos) o processo é reversível, ou seja, a recuperação ocorre em horas (TILZER, 1979; ESTEVES, 1998, 2011).

As melhores condições de luminosidade para a realização da fotossíntese ocorrem abaixo da região de inibição localizada na região de saturação de radiação. A limitação de produtividade nesta região pode ocorrer devido a outros fatores, como por exemplo, escassez de nutrientes ou herbivoria (ESTEVES, 1998, 2011).

A região mais inferior, onde há escassez de radiação e produtividade limitada, é considerada quando há radiação inferior a 15% da incidência na superfície da água. Nesta região a taxa de fotossíntese ocorre em função da disponibilidade de radiação e pela elevada eficiência fotossintética da comunidade fitoplanctônica, visto que estes dispõem de

mecanismos para adaptar-se à radiação dominante nesta região. (TILZER, 1979; ESTEVES, 1998, 2011).

Em função da variação na quantidade e qualidade da luz que chega para o fitoplâncton, estes organismos desenvolveram mecanismos de adaptação como modificações no aparato fotossintético e na quantidade dos pigmentos responsáveis pela captação de luz. Sob baixa intensidade luminosa, há um aumento na quantidade de clorofila-a, para aumentar a eficiência na captação de luz. E em alta intensidade luminosa, há um aumento na quantidade de carotenóides, que podem exercer função de fotoproteção (MÜLLER; RODRIGUEZ-AMAYA; LOURENÇO, 2003).

Quando os organismos fotossintetizantes são expostos a valores ótimos de intensidade luminosa, o crescimento é aumentado. Porém quando a disponibilidade da intensidade luminosa é aumentada ou reduzida, estes organismos podem apresentar diferentes mecanismos e estratégias, para otimizar a taxa de fotossíntese e o crescimento (RAGNI *et al.*, 2008; SILVA, 2008).

Os organismos fitoplanctônicos são sensíveis não somente aos valores absolutos de intensidade luminosa, como também as variações no fotoperíodo (REYNOLDS, 1994). Variações nas condições luminosas podem promover mudanças nos padrões de dominância e dinâmica de populações, uma vez que podem também afetar organizações biológicas, como população e comunidade (LITCHMAN, 1998).

O efeito da luz sobre o crescimento de algas e cianobactérias é complicado pelo fato de que vários fatores têm que ser integrados para apresentar o efeito total. Estes fatores são a variação diurna da luz na superfície da água, atenuação da luz com a profundidade, e a dependência da luz na taxa de crescimento do fitoplâncton (CHAPRA, 1997).

As cianobactérias são caracterizadas por requererem menos energia que as algas para manutenção da estrutura e função celular e, como consequência, podem apresentar alta taxa de crescimento quando a intensidade luminosa é baixa (CHORUS; BARTRAM 1999).

Para avaliar a luminosidade encontrada que permite a realização da fotossíntese no meio aquático, tem-se utilizado escalas, que medem o fluxo luminoso (intensidade luminosa) ou que determinam o número de fótons que atingem uma superfície (iluminância ou irradiância). As escalas usadas para medir o fluxo luminoso são: Lúmen (equivalente a 1/683 watt de luz), lux (igual a 1 lúmen por m²) e “Foot candle” ou candelas, usados pela literatura mais antiga, que equivale a 10,76 lux. As medidas do número de fótons utilizados para a fotossíntese são: micro Einstein (μE) e micro moles ($\mu moles$). A escolha dessas escalas estão

relacionadas, muitas vezes, com as espécies utilizadas e os objetivos de cada estudo (THINH, 1983; ANDERSON; PARK; CHOW, 1997; SOLOVCHENKO, *et al.*, 2008).

2.2.2.2 Nutrientes

A concentração de nutrientes tem papel fundamental sobre a produtividade primária das cianobactérias. Dentre os nutrientes mais importantes destacam-se o nitrogênio e o fósforo (ESTEVES, 2011; HYENSTRAND; BLOMQVIST; PETTERSSON, 1998). As cianobactérias apresentam alta afinidade por compostos de nitrogênio e de fósforo, favorecendo-as na competição com outros organismos fitoplanctônicos sob limitação de nitrogênio ou fósforo (MUR; SKULBERG; UTKILEN, 1999).

Segundo Esteves (1998), o nitrogênio está presente nos ambientes aquáticos sob várias formas, por exemplo: nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-), amônia (NH_3^+), íon amônio (NH_4), óxido nitroso (N_2O), nitrogênio molecular (N_2), nitrogênio orgânico dissolvido (peptídeos, purinas, aminas, aminoácidos, etc.), nitrogênio orgânico particulado (bactérias, fitoplâncton, zooplâncton e detritos). É um dos elementos mais importantes no metabolismo de ecossistemas aquáticos em razão de sua participação na formação de proteínas, um dos componentes básicos da biomassa fitoplanctônica. Quando presente em baixas concentrações pode atuar como fator limitante na produção primária do fitoplâncton.

Dentre as diferentes formas, o nitrato e o íon amônio assumem grande importância uma vez que representam as principais fontes de nitrogênio para as algas e cianobactérias. Além das formas inorgânicas, as algas e cianobactérias podem assimilar formas orgânicas como: uréia, aminoácidos, peptídeos etc.

Quanto ao fósforo, as formas de fósforo presentes em águas naturais encontram-se como fosfato, sendo utilizado no campo da limnologia para se referir às diferentes formas de fósforo no ambiente aquático. O fosfato encontra-se na água em diferentes formas, cujas nomenclaturas variam de autor para autor. A maioria dos pesquisadores tem se utilizado de uma classificação que agrupa as várias formas em apenas cinco: fosfato particulado (P – particulado), fosfato orgânico dissolvido (P-orgânico dissolvido), fosfato inorgânico dissolvido ou ortofosfato ou fosfato reativo (P-orto), fosfato total dissolvido (P-total dissolvido) e fosfato total (P-total). O P-orto assume maior relevância por ser a principal forma de fosfato assimilada pelas algas, cianobactérias e macrófitas aquáticas, (ESTEVES, 1998, 2011).

2.2.2.2.1 Nutriente Limitante

As condições ambientais do meio aquático definem a presença ou a permanência dos organismos fitoplanctônicos. Qualquer alteração que se aproxime ou exceda os limites de tolerância é uma condição limitante ou um fator limitante. Este conceito é baseado na “Lei do Mínimo” proposta por Liebig em 1840, a qual estabelece que a produção de um organismo é determinada pela abundância da substância que estiver presente no ambiente na menor quantidade relativa a sua necessidade (ODUM, 1988; WETZEL, 2001). Entretanto há algumas questões que interferem na sua aplicação, uma vez que, diferentemente do pressuposto do estado constante na proposta teórica da Lei do Mínimo, na prática, os nutrientes podem atuar como limitante simultaneamente, alternando suas concentrações no meio. Diversos trabalhos tem demonstrado a aplicabilidade desse conceito (OLRIK, 1994; CHORUS; BARTRAM, 1999; HUSZAR *et al.*, 2005; PAERL, 2008).

A questão relacionada com os possíveis nutrientes limitantes no sistema aquático tem sido muito discutida. Em alguns trabalhos considera-se que no nitrogênio é o fator limitante principal, em outros, conclui-se que o fósforo é o fator limitante principal. Uma das conclusões importantes é a de que é difícil generalizar, nitrogênio e fósforo, ou nitrogênio ou fósforo, podem ser limitantes (ou outro nutriente), dependendo, naturalmente, do ambiente aquático considerando suas inter-relações (TUNDISI, J.; TUNDISI, T., 2008).

Assim sendo, a relação entre as concentrações de nitrogênio e de fósforo permitem concluir sobre a ocorrência do nutriente limitante no processo de eutrofização.

Existem diversas formas de determinar a razão N/P, incluindo o cálculo do número de átomos de ambos os nutrientes nas suas diversas frações (dissolvida, particulada ou total), dependendo da natureza e objetivos dos estudos. Originalmente, Redfield (1958) propôs o cálculo da razão N/P utilizando o número de átomos de N presentes na concentração de nitrato e o número de átomos de P presentes na concentração de fosfato na água.

A estequiometria mais aceita pelos pesquisadores segue de acordo com a razão de Redfield (1958). Seis elementos (carbono, hidrogênio, oxigênio, nitrogênio, fósforo e enxofre) são classificados como macro-nutrientes, pois cada um compreende mais de 0,5% da biomassa do citoplasma íntegro dos organismos fitoplanctônicos e pelo menos 1% de sua massa (REYNOLDS, 1997). A razão estequiométrica entre os macronutrientes (fósforo, nitrogênio e carbono) indica que para a manutenção do citoplasma da maioria dos organismos fitoplanctônicos, são assimilados cerca de 1 mol de fósforo e 16 moles de nitrogênio para cada 106 moles de carbono (REDFIELD, 1958).

A baixa razão entre as concentrações de nitrogênio e fósforo (entre 10 e 16 átomos de N para 1 átomo de P) pode favorecer as florações de cianobactérias, enquanto que para algas eucariontes a razão N:P ótima situa-se entre 16 a 23 átomos de N para 1 átomo de P (MUR; SKULBERG; UTKILEN, 1999).

Estudos da dominância de cianobactérias em lagos naturais em função da razão N:P, evidenciaram que as concentrações de nitrogênio e fósforo limitam o crescimento de cianobactérias e diatomáceas sob razões moleculares menores (7 a 15 N:P) do que para clorofícias (15 a 30 N:P) (TILMAN; KILHAN, 1976; RHEE, 1982).

Segundo Reynolds (1999) e Paerl (2008), ambientes com razão molar N:P menor que 15 são mais propícios à dominância de cianobactérias, principalmente por espécies fixadoras de nitrogênio e águas com razão N:P superior a 20, favorecem a dominância de algas eucarióticas.

Apesar da controvérsia sobre a influência da relação N:P no desenvolvimento fitoplanctônico e na determinação do nutriente limitante, trabalhos indicam a utilidade deste conceito (LEE; JONES, 1998; BULGAKOV; LEVICH, 1999; REYNOLDS, 1999) e demonstram que a afinidade das cianobactérias tanto por fósforo quanto por nitrogênio é superior, quando comparado com outros grupos de algas (CHORUS; BARTRAM, 1999).

2.2.2.3 *Temperatura*

Segundo Esteves (2011), a temperatura do meio aquático pode atuar sobre a produtividade do fitoplâncton de duas maneiras: diretamente sobre a fisiologia do fitoplâncton ou indiretamente alterando, por exemplo, a distribuição de nutrientes na zona eufótica, principalmente através da formação de camadas com diferentes densidades.

Sobre a fisiologia do fitoplâncton, a temperatura pode atuar de diferentes maneiras. Na região de excesso de radiação, os maiores efeitos da temperatura são observados em caso de temperatura muito baixas (<10°C). Na região de saturação de radiação a taxa de fotossíntese é controlada por reações enzimáticas, especialmente reação no escuro, que tem sua cinética fortemente influenciada pela temperatura. Com a elevação dos valores de temperatura, observa-se o aumento de taxa de fotossíntese até o valor ótimo de temperatura, a partir do qual as taxas são reduzidas.

A temperatura pode estabelecer o limite superior da atividade do fitoplâncton e regular a taxa de fotossíntese e produção primária, pela regulação e controle do metabolismo. Além

disso, é fundamental considerar que a influência da temperatura ocorre não só na fotossíntese e nos processos enzimáticos, mas também na respiração (TUNDISI, J.; TUNDISI, T., 2008).

O aumento da concentração de enzimas por célula quando a temperatura é baixa foi demonstrado por Jorgensen e Steeman-Nielsen (1965). Portanto, em temperaturas mais baixas, a taxa de crescimento diminui e as taxas de fotossíntese e respiração não; isto é consequência da manutenção dos processos enzimáticos (taxas) (TUNDISI, J.; TUNDISI, T., 2008).

As cianobactérias possuem taxa de crescimento máximo em temperaturas superiores a 25°C, o que justifica a ocorrência da maioria das florações no verão (CHORUS; BARTRAM, 1999). Jöhnk *et al.* (2008) compararam a taxa de crescimento de populações de *Microcystis*, algas verdes e diatomáceas e observaram que, em baixas temperaturas (abaixo de 23°C), *Microcystis* apresentou taxa de crescimento menor que as demais algas. Entretanto, a taxa de crescimento de *Microcystis* mostrou relação direta com a temperatura, ou seja, maior crescimento com aumento da temperatura, e temperatura ótima (acima de 23°C) maior que de algas verdes e de diatomáceas. Estes resultados mostram que *Microcystis* tem um melhor desenvolvimento em temperaturas elevadas, assim como as demais cianobactérias.

As elevadas temperaturas, além de promoverem diretamente as florações de cianobactérias, também podem apresentar efeito indireto, promovendo estratificação térmica e tornando a coluna d'água mais estável, estimulando a formação de floração (FERNANDES *et al.*, 2009).

Além disso, a temperatura é fator importante na produção de toxinas pelas cianobactérias. A temperatura ótima varia de espécie para espécie, de acordo com seu metabolismo, podendo ocasionar o declínio da colônia, e por conseguinte, a diminuição na produção de toxinas (DUY *et al.*, 2000).

2.2.3 Cianotoxinas

Várias espécies de cianobactérias envolvidas em fenômenos de floração são produtoras de toxinas, as chamadas cianotoxinas (metabólitos secundários), que possuem efeitos neurotóxicos (neurotoxinas), hepatotóxicos (hepatotoxinas), dermatotóxicos ou citotóxicos (CHORUS; BARTRAM, 1999). A maioria das cianotoxinas corresponde a endotoxinas, pois somente são liberadas para o meio externo por rompimento da parede celular, o que acontece por senescência das células ou sob a ação de algicidas, como o sulfato

de cobre. Outras, como a cilindrospermopsina, podem ser excretadas pela célula em condições fisiológicas normais (CETESB, 2013).

Segundo Molica e Azevedo (2009), de acordo com suas estruturas químicas, as cianotoxinas podem ser incluídas em três grandes grupos: os peptídeos cíclicos, os alcalóides e os lipopolissacarídeos. Entretanto, por suas ações farmacológicas, as duas principais classes de cianotoxinas até agora caracterizadas são: neurotoxinas e hepatotoxinas. Além dessas, alguns gêneros de cianobactérias também podem produzir toxinas irritantes ao contato, sendo identificadas como lipopolissacarídeos (LPS).

Segundo CETESB (2013), as neurotoxinas são compostos alcalónides de ação rápida, produzidos por vários gêneros de cianobactérias, cuja característica é o bloqueio neuromuscular. Provocam a morte de animais no intervalo de poucos minutos a poucas horas, devido à parada respiratória. Três tipos foram descritos até o momento: anatoxina-a, anatoxina-a(s) e saxitoxinas. As hepatotoxinas receberam maior atenção por serem as causadoras mais comuns de intoxicações. Essas toxinas apresentam ação mais lenta, causando a morte entre poucas horas e poucos dias, em decorrência de hemorragia hepática e choque hipovolêmico. Nesse grupo até o momento, foram descritas: as microcistinas, nodularinas e cilindrospermopsinas.

Os lipopolissacarídeos (LPS) são componentes da membrana celular das cianobactérias, e são endotoxinas pirogênicas, capazes de produzir irritações na pele e alergias. Esses compostos são importantes especialmente nos locais com risco de exposição às células de cianobactérias, como os destinados à balneabilidade.

Chorus e Bartram (1999) afirmam que as intoxicações mais comuns causadas por cianotoxinas são devido a presença de hepatotoxinas, sendo que apresentam ação mais lenta, podendo causar a morte num intervalo de poucas horas a poucos dias. Em geral, as hepatotoxinas são produzidas por espécies dos gêneros *Microcystis*, *Anabaena*, *Nodularia*, *Oscillatoria* e *Nostoc* e são conhecidas como produtoras de neurotoxinas as espécies dos gêneros *Anabaena*, *Oscillatoria*, *Aphanizomenon*, *Cylindrospermopsis* e *Trichodesmium*.

No Brasil, várias cianobactérias já foram relatadas como potenciais produtoras de toxinas, como espécies de *Microcystis*, *Cylindrospermopsis*, *Dolichospermum* (anteriormente denominada *Anabaena*), *Planktothrix*, *Aphanizomenon*, entre outras (CETESB, 2013). Azevedo (1998) relata que 82% das amostras isoladas de diferentes corpos aquáticos do Brasil foram caracterizadas como tóxicas, quando testada em bioensaios em camundongos, sendo que 9,7% destas apresentaram ação neurotóxica e as demais hepatotóxica.

Segundo Molica e Azevedo (2009), um fator que dificulta a compreensão do comportamento das cianotoxinas é que uma mesma espécie de cianobactéria, porém em diferentes regiões do planeta, pode produzir diferentes toxinas, como é o caso de *Cylindrospermopsis raciborskii*, produtora de cilindrospermopsina na Austrália (SAKER; GRIFFITHS, 2000) e de saxitoxinas no Brasil (LAGOS *et al.*, 1999).

A toxicidade de florações de cianobactérias pode apresentar uma variação temporal, desde intervalos curtos de tempo até diferenças sazonais e também espaciais, provavelmente decorrentes de alterações na proporção de cepas tóxicas e não tóxicas na população (AZEVEDO, 1998).

Tais variações de toxicidade nas cianobactérias ainda não foram devidamente esclarecidas. Entretanto, está se tornando cada vez mais freqüente a ocorrência de florações tóxicas que apresentam os grupos comuns de cianotoxinas; tipicamente, cerca de 50% de todas as florações testadas em diferentes países mostram-se tóxicas em bioensaios (CARMICHAEL; GORHAM, 1981; REPAVICH *et al.*, 1990; SIVONEN *et al.*, 1990; LAWTON; COOD, 1991; WATANABE *et al.*, 1991; COSTA; AZEVEDO, 1994; BRASIL, 2003).

Segundo Watanabe e Oishi (1985), há evidências de que a produção e a acumulação de toxinas está relacionada com o crescimento das colônias. De fato, nos períodos de crescimento exponencial a produção de toxinas tende a aumentar enquanto, na fase estacionária de crescimento, a produção tende a cair. Em alguns casos, a concentração de toxinas tem sido relacionada com fatores, tais como, produção primária de clorofila-a, radiação solar, temperatura superficial da água, pH e porcentagem de saturação de oxigênio.

2.2.4 Intoxicações causadas por cianotoxinas

A ocorrência de florações de cianobactérias nos corpos d'água utilizados para abastecimento urbano pode representar um sério risco à saúde da população, em razão da capacidade destes organismos produzirem potentes toxinas. As florações também podem interferir no equilíbrio dos ecossistemas aquáticos, pois criam um biofilme superficial que altera a transparência do meio, podendo conduzir à desoxigenação do corpo d'água. Além disso, representam um sério problema para as estações de tratamento de água, pois podem causar perda de carga dos filtros e alteração no odor e no sabor da água tratada, pela produção de geosmina e o MIB -2-metil-isoborneol que são compostos metabólicos desses organismos. (CETESB, 2013).

Segundo a World Health Organization (WHO) (2003), as doenças causadas por intoxicação provocadas por meio de toxinas de cianobactérias variam de acordo com o tipo de toxina e da água ou exposição relacionada. Nesse sentido, os efeitos para a saúde foram divididos em duas categorias: os sintomas associados com irritação da pele e reações alérgicas resultantes da exposição dérmica a substâncias desconhecidas de cianobactérias; e efeitos potencialmente mais graves, devido à exposição a altas concentrações de cianotoxinas já conhecidas, particularmente microcistinas (as cianotoxinas mais comumente encontradas e mais estudadas).

A exposição humana a células de cianobactérias e/ou a suas toxinas pode ocorrer através da ingestão de água ou inalação durante atividades recreativas, como natação, canoagem entre outros, através da ingestão de água contaminada e por meio de tratamento de hemodiálise (CHURRO; DIAS; VALÉRIO, 2012).

Os seres humanos, após a exposição de ingestão de água, são afetados com muitos sintomas que incluem náuseas, dor abdominal, febre, dificuldade respiratória, pneumonia atípica e hepatotoxicose com um aumento significativo de biomarcadores de lesão hepática (GIANNUZZI *et al.*, 2011). Após a exposição durante o tratamento hemodiálise, estes podem apresentar os sintomas de fraqueza, dor muscular, náuseas, vômitos, sintomas neurológicos (dor de cabeça, vertigem, surdez, cegueira e convulsões), aumento de biomarcadores de lesão hepática, hepatomegalia, insuficiência hepática e morte (POURIA *et. al*, 1998). Animais, aves e peixes também podem ser contaminados por níveis elevados de cianobactérias produtoras de toxinas.

As primeiras intoxicações de populações humanas por cianotoxinas foram descritas na Austrália, Inglaterra, China e África do Sul (ROSET; AGUAYO; MUNOZ, 2001). Também já foram relatados vários casos de mortes de animais domésticos e selvagens, peixes associados ao contato de florações de cianobactérias (CARMICHAEL, 1992; 1994; CARMICHAEL *et.al.*, 2001; AZEVEDO, 1996; 1998).

O primeiro relato de intoxicação de animais causada por floração de cianobactérias é de 1878, na Austrália, com a morte de diversos animais. Desde então, os registros de ocorrência de florações em reservatórios utilizados para abastecimento público têm sido frequentes no mundo todo (CETESB, 2013).

No Brasil, Teixeira *et al.* (1993) descrevem a respeito de forte evidência de correlação entre a ocorrência de florações de cianobactérias, no reservatório de Itaparica (Bahia) e a morte de 88 pessoas, entre as 200 intoxicadas, pelo consumo de água do reservatório, entre março e abril de 1988. No entanto, o primeiro caso confirmado de mortes humanas causadas

por cianotoxinas ocorreu no início de 1996, quando 130 pacientes renais crônicos, após terem sido submetidos a sessões de hemodiálise em uma clínica da cidade de Caruaru (PE), passaram a apresentar um quadro clínico compatível com uma grave hepatotoxicose. Desses, 60 pacientes vieram a falecer até 10 meses após o início dos sintomas. (AZEVEDO, 1996; CARMICHAEL *et al.*, 1996; JOCHIMSEN *et al.*, 1998; POURIA *et al.*, 1998 e CARMICHAEL *et al.*, 2001).

O conhecimento científico sobre cianotoxinas ainda não permitem avaliar corretamente o risco de exposição humana a cianobactérias tóxicas. Muitos aspectos toxicológicos continuam por esclarecer, os dados epidemiológicos são insuficientes e a avaliação da exposição é uma tarefa muito complexa. (CHURRO; DIAS; VALÉRIO, 2012).

2.2.5 Cianobactérias e a legislação no Brasil

Vários países em seus centros de saúde pública tem se preocupado em pesquisar o efeito das cianobactérias na qualidade da água, tanto para beber quanto para usos recreacionais, devido a presença de cianotoxinas e outros compostos na água, incluindo substâncias causadoras de gosto e odor e os riscos potenciais à saúde e à preservação da vida aquática.

No Brasil, após o episódio de casos de mortes humanas causadas por cianotoxina em pacientes de hemodiálise numa clínica na cidade de Caruaru – PE no ano de 1996, é que as cianobactérias passaram a ter atenção especial por parte dos órgãos de controle ambiental e de saúde e das companhias de saneamento (AZEVEDO; VASCONCELOS, 2006). Houve a regulamentação da presença de cianobactérias e cianotoxinas em mananciais, por meio da Portaria Nº 1.469/2000 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2001). Apesar do estabelecido na referida legislação, verificou-se dificuldade por parte das companhias de saneamento em atender as diretrizes estabelecidas, sendo posteriormente revogada pela Portaria 518/2004 (BRASIL, 2004). A Portaria 2.914/ 2011, do Ministério da Saúde, é a legislação vigente para o atendimento das exigências do monitoramento efetivo das cianobactérias e cianotoxinas em águas para consumo humano. A portaria em vigor exige que os responsáveis pelo controle da qualidade da água de sistemas de abastecimento supridos por mananciais superficiais monitorem as cianobactérias no ponto de captação de água mensalmente, quando o número de células de cianobactérias não exceder 10.000 células/mL e semanalmente, quando o número de células de cianobactérias exceder este valor. Também exige que sempre que o número de

cianobactérias no ponto de captação exceder 20.000 células/mL seja realizada a análise semanal das cianotoxinas (BRASIL, 2011).

Quanto à manutenção da integridade dos ecossistemas aquáticos, a Resolução CONAMA 357/2005, do Ministério do Meio Ambiente dispõe sobre a classificação das águas doces, salobras e salinas do Território Nacional, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, com o objetivo de preservar o equilíbrio dos ambientes e das comunidades aquáticas (BRASIL, 2005). As águas doces estão divididas em classes, pré-estabelecidas em função dos usos, sendo estabelecido um VMP para densidade de cianobactérias, clorofila *a*, nitrogênio total e fósforo total (Tabela 1). Mesmo sendo exigidas as análises do número de células de cianobactérias e clorofila *a* nesta Resolução, não há indicação da implementação de pontos de monitoramento sistemático, nem das frequências a serem adotadas para avaliar a clorofila *a*, células de cianobactérias e suas toxinas.

Tabela 1 – Classificação dos corpos d'água e padrões para água doce.

CLASSES (uso destinado)	Clorofila <i>a</i> ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Densidade de cianobactéria ($\text{cel.mL}^{-1}/$ $\text{mm}^{-3}.\text{L}^{-1}$)	Fósforo total (mg.L^{-1})	Nitrogênio (mg.L^{-1})
Classe 1 (abastecimento após tratamento simplificado, recreação de contato primário, irrigação de hortaliças consumidas cruas).	10	20.000 / 2	0,020 (lêntico) 0,025 (intermediário) 0,1 (lótico)	10,0 (nitrato) 1,0 (nitrito) 3,7 em $\text{pH} \leq 7,5$ 2,0 em $7,5 < \text{pH} \leq 8,0$ 1,0 em $8,0 < \text{pH} \leq 8,5$ 0,5 em $\text{pH} > 8,5$ (nit. amoniacal)
Classe 2 (abastecimento após tratamento convencional, recreação de contato primário, irrigação de hortaliças e frutíferas, aquicultura e pesca).	30	50.000 / 5	0,030 (lêntico) 0,050 (intermediário) 0,1 (lótico)	10,0 (nitrato) 1,0 (nitrito) 3,7 em $\text{pH} \leq 7,5$ 2,0 em $7,5 < \text{pH} \leq 8,0$ 1,0 em $8,0 < \text{pH} \leq 8,5$ 0,5 em $\text{pH} > 8,5$ (nit. amoniacal)
Classe 3 (abastecimento após tratamento convencional avançado, recreação de contato secundário, dessedentação de animais).	60	100.000 / 10 50.000 / 5 (dessedentação de animais)	0,05 (lêntico) 0,075 (intermediário) 0,15 (lótico)	10,0 (nitrato) 1,0 (nitrito) 13,3 em $\text{pH} \leq 7,5$ 5,6 em $7,5 < \text{pH} \leq 8,0$ 2,2 em $8,0 < \text{pH} \leq 8,5$ 1,0 em $\text{pH} > 8,5$ (nit. amoniacal)

Fonte: Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005)

De acordo a Resolução CONAMA 357/2005 (BRASIL, 2005), para águas doces de classes 1 e 2, quando o nitrogênio for fator limitante para eutrofização, o valor de nitrogênio total (após oxidação) não deverá ultrapassar 1,27 mg/L para ambientes lênticos e 2,18 mg/L para ambientes lóticos, na vazão de referência.

Outro aspecto relevante são os efeitos das cianotoxinas na saúde humana relacionados ao uso das águas para fins recreacionais. No Brasil, a Resolução CONAMA 274/2000 (BRASIL, 2001), do Ministério do Meio Ambiente, define os critérios para a classificação de águas destinadas à recreação de contato primário (aquela de contato direto e prolongado com a água, como por exemplo, natação, mergulho, esqui-aquático) no qual a possibilidade do banhista ingerir água é elevada. Neste caso, esta resolução não contempla valores orientadores para florações de cianobactérias, no entanto, seu texto considera passíveis de interdição, pelos órgãos de controle ambiental, trechos dos corpos d'água em que ocorra toxicidade ou formação de nata decorrente de florações de algas, e estabelece como uma das condições impróprias para banho a ocorrência de floração de algas e/ou outros organismos que oferecem risco à saúde humana.

Apenas a inspeção visual adotada na Resolução CONAMA 274/2000, não oferece garantias à população de uma exposição segura. Considera-se a ocorrência de uma floração quando o número de células de cianobactérias ultrapassa 10.000 céls/mL; entretanto, dependendo da espécie, não ocorre nenhuma alteração de coloração ou formação de espumas. Neste caso, a população pode estar sendo exposta ao risco sem o conhecimento das autoridades de saúde pública (CETESB, 2013).

2.2.6 Modelagem de cianobactérias

A modelagem de sistemas ecológicos, hidrodinâmicos e biogeoquímicos apresenta alta complexidade porque muitas variáveis do meio ambiente estão envolvidas neste processo e há inúmeras interações entre elas, o que, normalmente, impossibilita soluções analíticas para os problemas que se apresentam. Além disso, nem todos os fenômenos que ocorrem nesses sistemas são completamente conhecidos e, portanto, as relações matemáticas que relacionam as variáveis (parametrização), em muitos casos, são empíricas e restritas a determinadas condições (SMITH, J.; SMITH, P., 2007; ROSMAN, 2012).

Uma série de pesquisas já foram realizadas em ecossistemas aquáticos com o objetivo de conhecer a dinâmica populacional de cianobactérias. Vários trabalhos desenvolveram modelos matemáticos para simular a origem, o crescimento e morte de florações de

cianobactérias. Por exemplo, Di Toro, O'Connor e Thomann (1971) apresentaram um modelo quantitativo da dinâmica populacional do fitoplâncton em águas naturais, considerando dentro do contexto do problema da eutrofização, simplificações e suposições para estruturação das formulações do modelo, baseando-se no princípio da conservação da massa. O crescimento e morte do fitoplâncton foram empiricamente determinados por análise dos dados experimentais existentes.

Kromkamp e Walsby (1990) descreveram um modelo computacional com simulações de variações diurnas de flutuação e migração vertical de cianobactérias em lagos. Os resultados foram validados posteriormente por Howard (1993), Howard, Irish e Reynolds (1996), Visser, Passarge e Mur (1997) e Rabouille, Thebault e Salencon (2003).

Chapra (1997) descreveu como o crescimento microbiano pode ser modelado como uma função do nível de substrato. O mesmo apresenta a formulação da taxa de Michaelis-Menten e mostra como seus parâmetros podem ser estimados a partir de dados e pode ser utilizada para modelar o crescimento microbiano em reatores descontínuos e reatores continuamente agitados, denominados de CSTR, demonstrando como a teoria pode ser aplicada a algas e cianobactérias que crescem em condições de nutriente limitante.

Thebault e Qobti (1999) apresentaram um modelo de desenvolvimento de fitoplâncton no Rio Lot na França com a finalidade de prever a qualidade da água e estimar o impacto das descargas de nutrientes na produção de algas: pesquisas de medição, avaliação dos aportes de nutrientes, modelagem hidráulica e modelagem biológica.

Guven e Howard (2006) fizeram simulações de crescimento e movimento das florações de cianobactérias em ambientes fluviais em função da radiação solar, nutrientes, temperatura e vazão do rio, utilizando o modelo matemático determinístico computacional.

Segundo Esteves (1998, 2011), os principais fatores que afetam a floração de cianobactérias em águas doces incluem luz, temperatura e nutrientes. A taxa de crescimento das cianobactérias pode ser modelada com base na multiplicação das funções que o crescimento bacteriano é dependente, sendo definida pela seguinte equação (DI TORO; O'CONNOR; THOMANN, 1971):

$$k_g = k_{g,max} f(I) \cdot g(N) \cdot h(T) \quad (2.1)$$

Em que k_g é a taxa de crescimento de cianobactérias (h^{-1}), $k_{g,máx}$ representa a taxa máxima de crescimento da colônia de cianobactérias (s^{-1}) e $f(I)$, $g(N)$, e $h(T)$ são funções da luminosidade; nutrientes e temperatura, respectivamente, sobre a taxa de crescimento.

Após a definição dos efeitos da luminosidade, nutrientes e temperatura sobre a colônia de cianobactérias, é possível efetuar o cálculo da taxa de crescimento da colônia, evidenciando o primeiro passo para determinar o movimento vertical das colônias de cianobactérias.

Quando são atingidas condições ótimas para o crescimento de cianobactérias, florações de cianobactérias migram e dominam a superfície da água. A flutuação ou velocidade de deslocamento vertical de colônias de cianobactérias, assim como, a altura de cada oscilação, depende do tamanho da colônia, do fator de forma para resistência e a densidade da colônia em relação a densidade da água (GUVEN; HOWARD, 2006). Por exemplo, a taxa de flutuação de *Oscillatoria agardhii* com uma colônia de 5 μm de diâmetro é de $0,47 \mu\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$, ao passo que a taxa de flutuação de *Microcystis aeruginosa* com um diâmetro da colônia de 100 μm ou mais é $1,064 \mu\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$ (REYNOLDS; WALSBY, 1975).

Segundo Guven e Howard (2006), o movimento horizontal da colônia de cianobactérias é afetado pelas características hidráulicas e hidrodinâmicas do rio incluindo a morfologia e fluxo. Portanto, o transporte lateral das colônias é modelado através de um modelo hidráulico, enquanto que a velocidade do rio pode ser estimada utilizando dois métodos que simulam o movimento de colônia. O primeiro método, o fluxo do rio é considerado como laminar e a componente de velocidade vertical, que é gerado pela turbulência, é ignorado e presume-se que o movimento de colônias na coluna de água é produzido apenas pelas mudanças de densidade. Esta abordagem é baseada na suposição de que a colônia é incorporada numa massa de água em movimento de montante para jusante. Por esse caminho a velocidade horizontal da colônia está diretamente associada com a velocidade média do rio. Isto é aplicável a rios rasos e de baixo fluxo.

A maioria dos rios são naturalmente ambientes turbulentos, assim, a velocidade do fluxo geralmente não é distribuída de maneira uniforme. As causas de turbulência podem ser excessivas taxas de fluxo, curvas ou superfícies rugosas no fluxo do canal. Nesse caso, o segundo método é aplicável para ambientes de rios turbulentos, onde o fluxo do canal tem uma componente de velocidade vertical em que o fluxo turbulento é particularmente importante para o estado dinâmico de cianobactérias. Fluxo nos canais dos rios é retardado pela resistência do leito do rio e das margens, portanto leito, tensão de cisalhamento e velocidade de cisalhamento são termos significativos para a determinação da distribuição de velocidade vertical (RICHARDS, 1982).

A velocidade média do rio (u) é estimada por meio da fórmula de canal aberto de Manning, que relaciona velocidade a características do rio através da seguinte equação empírica:

$$u = \frac{C_0}{n_{roughness}} RH^{2/3} S_e^{1/2} \quad (2.2)$$

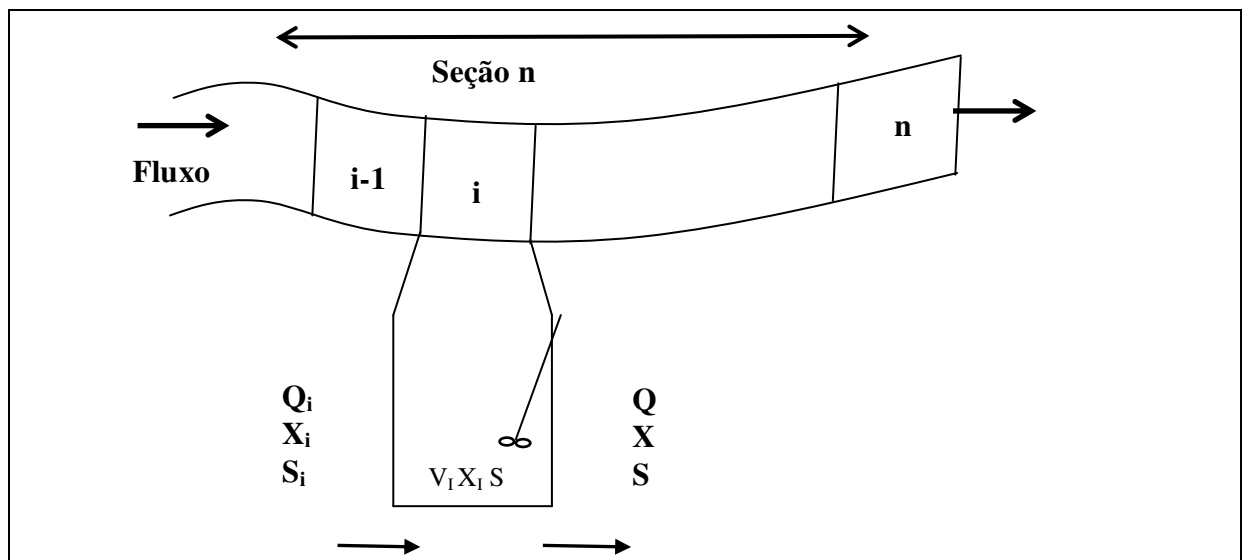
Em que C_0 é uma constante, $n_{roughness}$ é o coeficiente de rugosidade de Manning, RH é o raio hidráulico do canal (m), e S_e é o declive da linha de grau de energia do canal.

O Raio hidráulico é um parâmetro importante que afeta a determinação do tipo de fluxo, porque ele é diretamente proporcional ao número de Reynolds (Re), o qual é utilizado para distinguir o fluxo laminar e fluxo turbulento que pode ocorrer em ambientes fluviais (RICHARDS, 1982). Em escoamentos livres laminares, Re é normalmente inferior a 500, ao passo que excede 2.000, em escoamentos turbulentos, enquanto que na faixa entre 500 e 2.000 são os escoamentos de transição (PORTO, 2004).

Com a modelagem de cianobactérias, é possível ainda calcular o crescimento da biomassa da colônia por meio da equação do balanço de massa, considerando um sistema bem misturado. Vários pesquisadores têm adotado reatores continuamente agitados (CSTR) em série (Figura 1), como uma forma de um ambiente bem misturado que melhor se aproxima de um rio (CHAPRA, 1997; GUVEN; HOWARD, 2006).

O modelo de CSTR vem sendo amplamente utilizado em estudos de simulação de rio, tais como modelos desenvolvidos por Beck e Young (1975), Beck e Finney (1987), Whitehead; Williams; Lewis (1997), Chapra (1997) e Guven e Howard (2006).

Figura 1 – Representação esquemática de uma seção de rio utilizando a técnica CSTR.



Fonte: Adaptado de Guven e Howard (2006).

O rio a ser modelado, pode ser dividido em seções definidas pelo usuário, de acordo com as características importantes para o estudo que, segundo Guven e Howard (2006), podem variar de comprimento, mas a distância entre as seções são geralmente consideradas como sendo a distância entre descargas de afluentes ou outros pontos de interesse. Isto permite que seções com características diferentes sejam tratadas separadamente. Essa técnica quando associada a um programa de simulação computacional, permite ao usuário definir valores diferentes para as variáveis, parâmetros e constantes para cada seção do rio. Essa técnica permite ainda, a utilização de equações para a realização de balanço de massa para determinantes conservativos e não-conservativos de qualidade da água a ser estudado dentro dos trechos, além de pesquisar, no contexto das cianobactérias, as alterações no crescimento da biomassa ao longo do tempo.

2.3 Teoria Fuzzy

A teoria *fuzzy*, também conhecida como lógica fuzzy, nebulosa ou difusa, foi inserida no meio acadêmico a partir de 1965 pelo professor Lofti Zadeh da Universidade da Califórnia, por meio do artigo *Fuzzy Sets* publicado no *Journal Information and Control*. Ao observar que muitas regras presentes no cotidiano da população não podiam ser explicadas pelas pessoas e pensando em atribuir significados a termos lingüísticos de cunho qualitativo, subjetivo, como 'baixo', 'longe', 'alto', que Lofti Zadeh introduziu o conceito de conjuntos fuzzy (difusos). Utilizando-se desses conjuntos, seria possível armazenar dados não precisos em computadores para obtenção de respostas baseadas em informações vagas ou ambíguas.

O trabalho de Lofti Zadeh exerceu uma forte influência no pensamento sobre a incerteza, já que este desafiou não só a teoria da probabilidade como única representação da incerteza, mas também os próprios fundamentos nos quais a teoria da probabilidade foi baseada, a lógica binária clássica (KLIR; YUAN, 1995).

Segundo Saavedra (2003) a lógica convencional trata as informações de modo binário, classificando-as como verdadeiras ou falsas. Talvez a definição desses dois estados da informação, em alguns casos, seja suficiente, porém, muitas experiências humanas necessitam de uma manipulação mais abrangente do que o simples tratamento de falso ou verdadeiro, sim ou não, certo ou errado.

É neste contexto que lógica fuzzy tem se mostrado adequada no tratamento de termos incertos, subjetivos e vagos (BARROS; BASSANEZI, 2006). De forma mais objetiva, pode-se definir lógica fuzzy como sendo uma ferramenta capaz de capturar informações vagas, em

geral descritas em uma linguagem natural, e convertê-las para um formato numérico, de fácil manipulação pelos computadores (TANAKA, 1997).

A Lógica Fuzzy ou Nebulosa também pode ser definida como a lógica que suporta o uso de raciocínio baseado em aproximações, ao contrário da exatidão, como se costuma naturalmente trabalhar (SAAVEDRA, 2003). O conceito de dualidade estabelecendo que algo pode e deve coexistir com o seu oposto, isto é, um elemento pode pertencer, em um certo grau, a um conjunto e, em um outro grau, a um outro conjunto, faz a lógica difusa parecer natural, até mesmo inevitável. Observa-se esse fenômeno em várias experiências na natureza e na vida cotidiana, principalmente quando se tratam de conceitos abstratos como beleza, conforto, etc. Por exemplo, uma pessoa pode achar um homem alto, enquanto outra pessoa pode achar que ele é baixo, ou ainda, de estatura média. No entanto, com a lógica difusa, a pergunta muda: não se trata mais de saber se uma pessoa é alta, mas o quanto essa pessoa pertence ao conjunto de pessoas de estatura alta. Assim, basta definir a função matemática que vai descrever o conjunto difuso de pessoas de estatura alta e aplicar a altura atual do indivíduo à equação para saber o quão alto ele é.

A teoria fuzzy é, portanto, um método matemático usado para caracterizar e quantificar a incerteza e imprecisão nos dados e nas relações funcionais (ZADEH, 1965; ZIMMERMANN, 1985). A Lógica fuzzy permite que se resolvam alguns paradoxos tradicionais da matemática e da lógica aristotélica visto que as variáveis *fuzzy* podem assumir valores contínuos e as soluções para algumas contradições tradicionais podem ser encontradas, admitindo para cada possibilidade da solução um valor "*fuzzificado*", ou seja, um grau de verdade, que não necessariamente precisa ser zero ou um.

2.3.1 Conjuntos Fuzzy e funções de pertinência

Conjuntos difusos são especialmente úteis quando o número de dados não são suficientes para caracterizar a incerteza por meio de medidas padrão da estatística envolvendo a estimativa de frequências ou distribuição de probabilidades.

Segundo Zadeh (1965), a função de pertinência é a chave para a tomada de decisão quando há incerteza. O conceito central da teoria dos conjuntos difusos, de acordo com Ganoulis (1994), é a função de pertinência que representa numericamente o grau em que um elemento pertence a um conjunto. Se um elemento pertence a um conjunto difuso em algum grau, o valor da sua função de pertinência pode ser qualquer número entre 0 e 1. Quando a

função de pertinência de um elemento pode ter apenas os valores 0 ou 1, a teoria dos conjuntos se reduz à teoria clássica dos conjuntos.

Um conjunto fuzzy, então, é um conjunto que contém elementos que possuem diferentes graus de pertinência no conjunto. Esta ideia é o conceito contrário ao aplicado com conjuntos clássicos, ou crisp, porque nos conjuntos crisp existe uma distinção rígida entre os elementos que pertencem ou não a um conjunto. O princípio fundamental dos conjuntos *fuzzy* é diminuir esta restrição, pois a teoria *fuzzy* possibilita a existência de um grau de pertinência para cada elemento de um determinado conjunto.

Elementos de um conjunto *fuzzy* são mapeados para um universo de valores de pertinência utilizando uma forma de função-teórica. De acordo com Zadeh (1965), esta função irá mapear elementos de um conjunto *fuzzy* para um valor de número real pertencente ao intervalo de $[0, 1]$. Geralmente, uma função de pertinência está na forma: $\tilde{A}: X \rightarrow [0, 1]$.

Um conjunto fuzzy consiste em um conjunto de pares ordenados que contém o elemento (x) e seu valor de pertinência $\mu_{\tilde{A}}(x)$. Formalmente, um conjunto A é chamado *fuzzy* em um universo X , se ele consiste de pares ordenados, sendo representado matematicamente por:

$$\tilde{A} = \{(x, \mu_{\tilde{A}}(x)) \mid x \in X; \mu_{\tilde{A}}(x) \in [0, 1]\} \quad (2.3)$$

Em que:

$\mu_{\tilde{A}}(x)$ é o grau de pertinência de x no conjunto \tilde{A}

Existem vários tipos de funções de pertinência parametrizadas como, por exemplo: triangular, trapezoidal, exponencial, gaussiana. Segundo Galvão e Valença (1999), as formas gráficas mais comuns de se representar um conjunto difuso são a triangular e trapezoidal. Nesse estudo serão adotados conjuntos difusos na forma triangular.

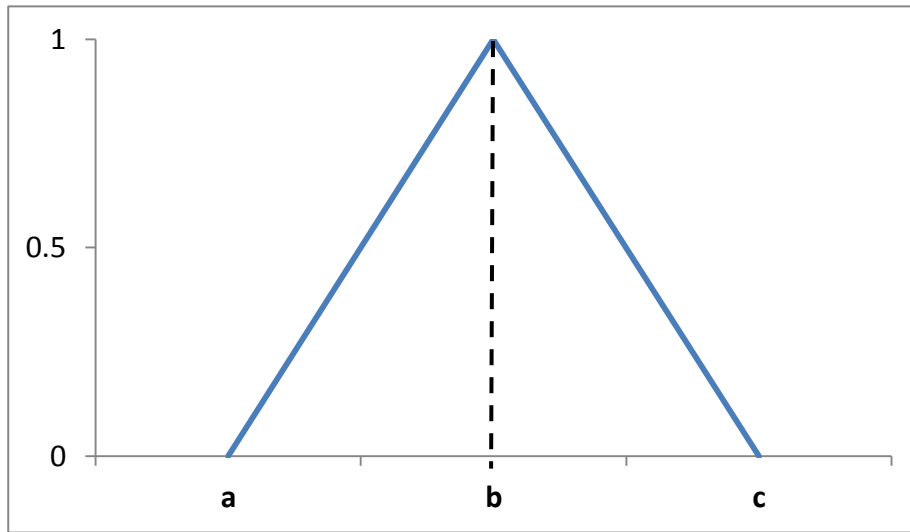
a) Função Triangular

As funções de pertinência triangulares são caracterizadas por um termo (a, b, c) , onde a e c determinam o intervalo dentro do qual a função de pertinência assume valores diferentes de zero, e b é o ponto onde a função de pertinência é máxima. Assim $\tilde{A}=(a, b, c)$ caracteriza uma função triangular com $a < b < c$. A função é dada:

$$\mu_{\tilde{A}}(x) = \begin{cases} 0, & \text{se } x \leq a \\ \frac{x-a}{b-a}, & \text{se } x \in [a, b] \\ \frac{c-x}{c-b}, & \text{se } x \in [b, c] \\ 0, & \text{se } x \geq c \end{cases} \quad (2.4)$$

Graficamente pode ser representada pela Figura 2:

Figura 2 – Representação de uma função de pertinência do tipo triangular.



Fonte: Elaborada pela autora (2016).

b) Função Trapeizodal

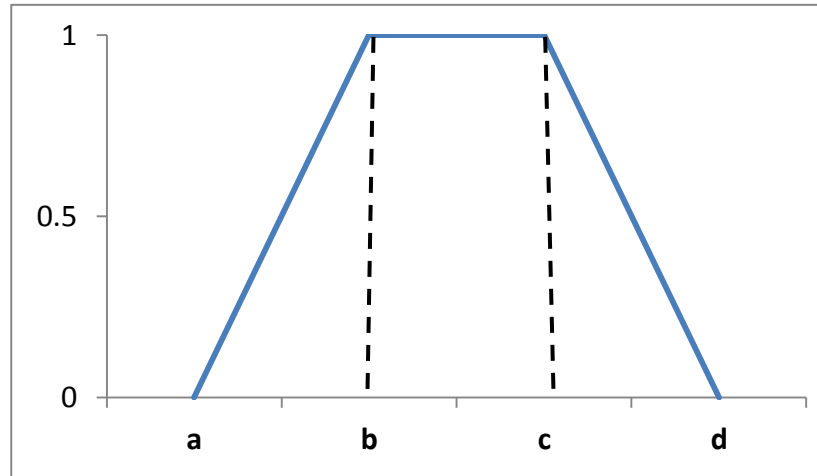
As funções de pertinência trapezoidais são caracterizadas por um conjunto de quatro valores, denominados **a**, **b**, **c** e **d**, onde **a** e **d** determinam o intervalo dentro do qual a função de pertinência assume valores diferentes de zero, e **b** e **c** determinam o intervalo dentro do qual a função de pertinência é máxima e igual a 1.

A equação 5 expressa essa função:

$$\mu_{\tilde{A}}(x) = \begin{cases} 0, & \text{se } x < a \\ \frac{x-a}{b-a}, & \text{se } x \in [a, b] \\ 1, & \text{se } x \in [b, c] \\ \frac{d-x}{d-c}, & \text{se } x \in [c, d] \\ 0, & \text{se } x > d \end{cases} \quad (2.5)$$

Graficamente pode ser representada pela Figura 3:

Figura 3 – Representação de uma função de pertinência do tipo trapezoidal.



Fonte: Elaborada pela autora (2016).

A teoria dos conjuntos *fuzzy* também possuem determinadas características especiais, embora a função de pertinência seja o foco central da teoria. Estas características serão apresentadas a seguir, de maneira sucinta, considerando que A é um conjunto *fuzzy* sobre o conjunto base X .

a) α -Corte

É um subconjunto de um conjunto *fuzzy* \tilde{A} , onde o α Corte fraco ${}^{\alpha}\tilde{A}$ contém todos os elementos do conjunto universo X , com grau de pertinência em \tilde{A} maior ou igual a α (Equação 2.6) e o α Corte forte ${}^{\alpha+}\tilde{A}$ contém todos os elementos do conjunto X com grau de pertinência maior que α (Equação 2.7) e $\alpha \in [0,1]$.

$${}^{\alpha}\tilde{A} = \{x \in X / \mu_{\tilde{A}}(x) \geq \alpha\} \quad (2.6)$$

$${}^{\alpha+}\tilde{A} = \{x \in X / \mu_{\tilde{A}}(x) > \alpha\} \quad (2.7)$$

b) Conjunto de Níveis

O Conjunto de Níveis (Λ) de um conjunto *fuzzy* \tilde{A} é o conjunto que contém todos os valores de $\alpha \in [0,1]$ e que representam α Corte de \tilde{A} diferentes, ou seja:

$$\Lambda \tilde{A} = \{\alpha / \mu_{\tilde{A}}(x) = \alpha \text{ para algum } x \in X\} \quad (2.8)$$

c) Suporte

O suporte de um conjunto *fuzzy* \tilde{A} representado por $Supp(\tilde{A})$, é definido como o conjunto que contém todos os elementos do universo X , que pertencem a \tilde{A} com grau de pertinência diferente de zero, ou seja:

$$Supp(\tilde{A}) = \{x \in X / \mu_{\tilde{A}}(x) > 0\} \quad (2.9)$$

d) Altura ou Supremo

A Altura $h(\tilde{A})$ ou Supremo ($\sup \mu_{\tilde{A}}(x)$) de um conjunto *fuzzy* \tilde{A} , é o maior grau de pertinência obtido nesse conjunto por um de seus elementos. Trata-se, portanto, de sua altura $h(\tilde{A})$, sendo assim representado pela equação 2.10:

$$h(\tilde{A}) = \sup_{x \in X} \tilde{A}(x) \quad (2.10)$$

Quando a altura $h(\tilde{A}) = 1$, o conjunto *fuzzy* \tilde{A} é normal e caso $h(\tilde{A}) < 1$ \tilde{A} é dito subnormal.

e) Normalização

O conjunto *fuzzy* \tilde{A} é normal quando a altura $h(\tilde{A}) = 1$, assim, pelo menos um dos elementos do conjunto possui grau de pertinência com valor máximo. Enquanto que o conjunto *fuzzy* \tilde{A} é dito subnormal quando $h(\tilde{A}) < 1$. Nesse sentido, caso um conjunto *fuzzy* seja não vazio e subnormal, pode-se torná-lo normal por meio da divisão dos graus de pertinência de cada elemento pelo maior grau de pertinência encontrado no conjunto, ou seja:

$$\mu'_{\tilde{A}}(x) = \mu_{\tilde{A}}(x) / \sup \mu_{\tilde{A}}(x) \quad (2.11)$$

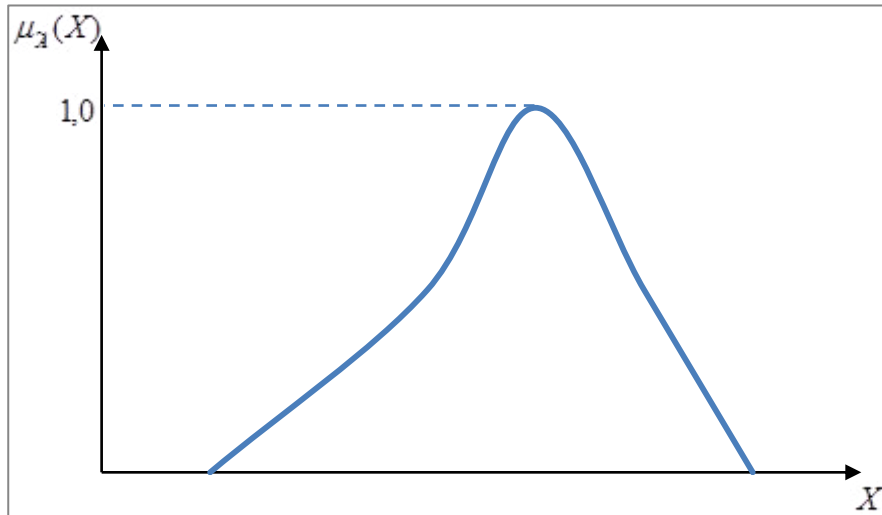
f) Convexidade

Um conjunto *fuzzy* \tilde{A} é convexo se para $\forall x_1, x_2 \in X$ e $\lambda \in [0,1]$, ou seja:

$$\mu_{\tilde{A}}(\lambda x_1 + (1-\lambda)x_2) \geq \min(\mu_{\tilde{A}}(x_1), \mu_{\tilde{A}}(x_2)) \quad (2.12)$$

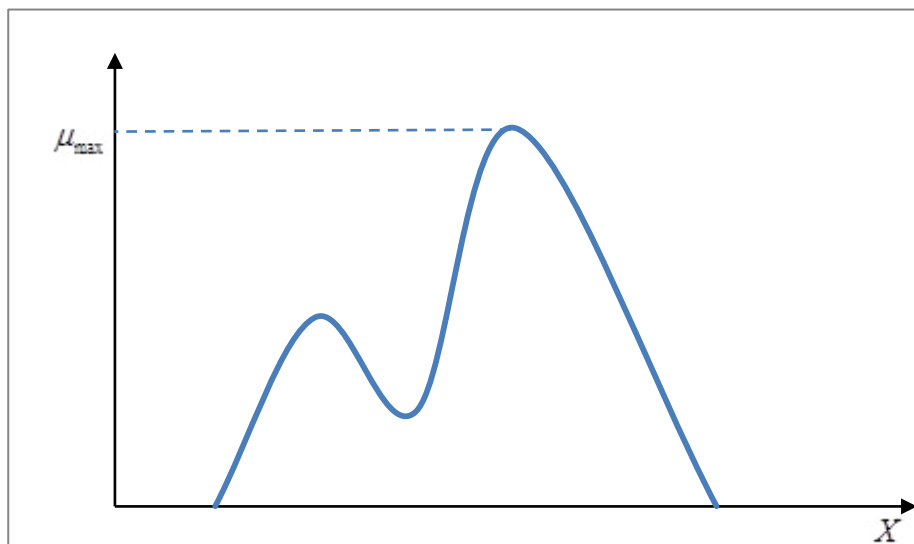
O conjunto representado na Figura 4 é convexo enquanto que o da Figura 5 não é convexo.

Figura 4 – Conjunto *fuzzy* convexo.



Fonte: Adaptado de Vieira (2005).

Figura 5 – Conjunto *fuzzy* não convexo.



Fonte: Adaptado de Vieira (2005).

g) Fuzzificação

A *Fuzzificação* é a operação que converte um conjunto clássico em um conjunto *fuzzy* para expressar medidas de incerteza. É semelhante ao que ocorre em processos de tomada de decisão, onde se traduz conceitos linguísticos em operação matemáticas.

i) Defuzzificação

A *Defuzzificação* é um processo contrário à *Fuzzificação*, ao invés de transformar um dado quantitativo em um termo *fuzzy*, transforma o dado *fuzzy* em um dado quantitativo.

A idéia principal do processo de *Defuzzificação* é a obtenção de um valor a partir de um conjunto *fuzzy*, objetivando fazer interface com os modelos nítidos do mundo real, associando a cada conjunto *fuzzy*, um elemento que o represente.

j) Princípio da Extensão

O princípio da extensão ocupa um papel fundamental na teoria dos conjuntos *fuzzy*, visto que através dele é possível estender operações típicas dos conjuntos clássicos, promovendo a extensão de conceitos matemáticos não-difusos em difusos. O uso desse princípio permite calcular a imagem de um número *fuzzy* através de uma função conhecida. Segundo Jafelice, Barros e Bassanezi (2005) pode-se descrever o princípio da extensão da seguinte forma:

- O grau de pertinência de um valor do contradomínio é definido diretamente pelo grau de pertinência de sua pré-imagem.
- Quando um valor do contradomínio é mapeado por vários domínios, o seu grau de pertinência é obtido pelo valor máximo dos graus de pertinência dos valores de entrada.

Sejam X e Y dois conjuntos, \tilde{A} um conjunto *fuzzy* em X e f um mapeamento de X para Y , ou seja:

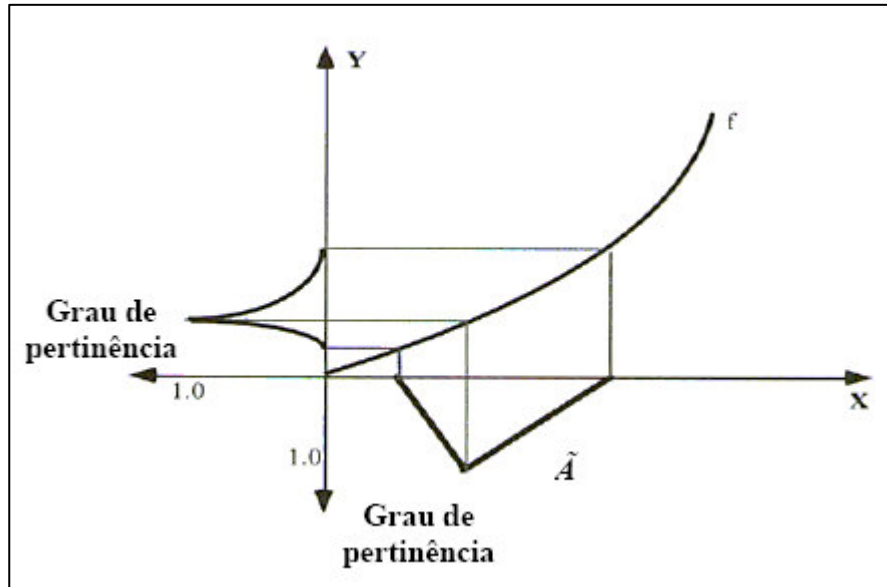
$$f : X \rightarrow Y$$

O princípio da extensão estabelece que a imagem de \tilde{A} sob este mapeamento f é um conjunto *fuzzy* $\tilde{B} = f(\tilde{A})$ em Y , tal que para cada $y \in Y$ ocorre:

$$\tilde{B}(y) = \sup \mu_{\tilde{A}}(x) \quad (2.13)$$

Em que: $x \in X$ e $y = f(x)$, conforme Figura 6.

Figura 6 – Princípio da Extensão.



Fonte: Pedrycz; Gomide (1998).

2.3.2 Operações com Conjuntos Fuzzy

A teoria dos conjuntos *fuzzy* é uma extensão da teoria dos conjuntos tradicionais. Assim, as principais operações entre os conjuntos *fuzzy* também são definidas como extensão das operações tradicionais. Desta forma, considerando \tilde{A} e \tilde{B} dois conjuntos *fuzzy* as seguintes operações podem ocorrer:

a) Igualdade

Dois conjuntos fuzzy \tilde{A} e \tilde{B} são iguais quando seus valores de pertinência são idênticos, ou seja:

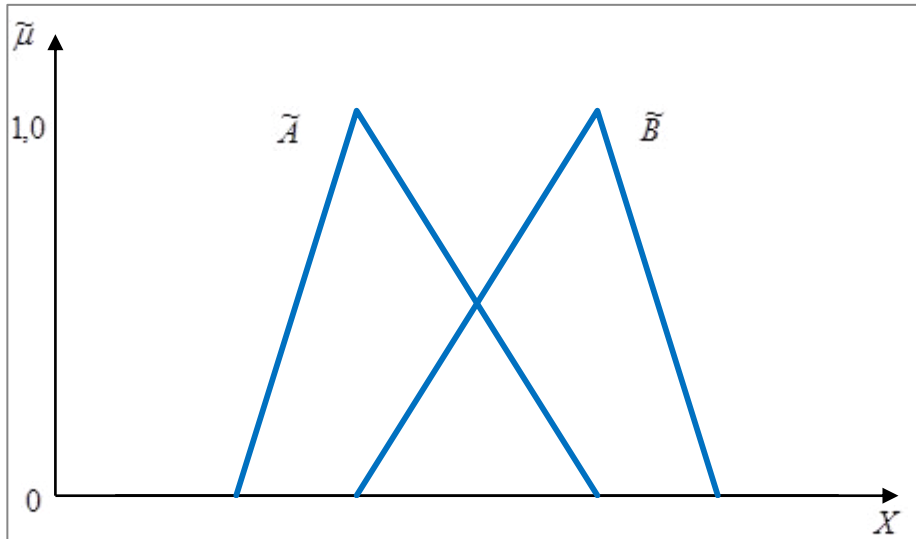
$$\mu_{\tilde{A}}(x) = \mu_{\tilde{B}}(x), \forall x \in X \quad (2.14)$$

b) União

A união *fuzzy* dos conjuntos *fuzzy* \tilde{A} e \tilde{B} , representado por $\tilde{A} \cup \tilde{B}$, ocasiona o surgimento de outro conjunto *fuzzy*, cuja função de pertinência é formada pelos máximos das funções de pertinência dos conjuntos \tilde{A} e \tilde{B} , sendo representando da seguinte forma:

$$\tilde{A} \cup \tilde{B}(x) = \max(\mu_{\tilde{A}}(x), \mu_{\tilde{B}}(x)) \quad (2.15)$$

Figura 7 – União de conjuntos *fuzzy*.



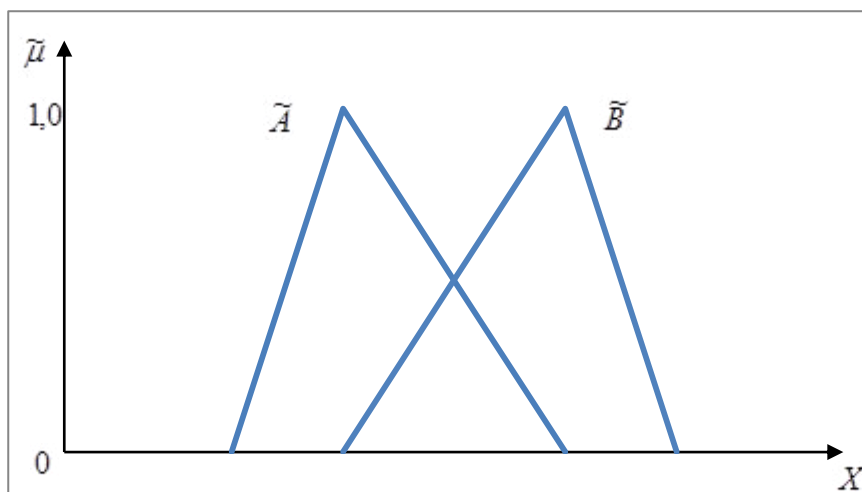
Fonte: Elaborada pela autora (2016).

c) Intersecção

A intersecção *fuzzy* dos conjuntos *fuzzy* \tilde{A} e \tilde{B} , definida por $\tilde{A} \cap \tilde{B}$ também proporciona o surgimento de outro conjunto *fuzzy*, no entanto, sua função de pertinência é formada pelos mínimos das funções de \tilde{A} e \tilde{B} .

$$\tilde{A} \cap \tilde{B}(x) = \text{mín}(\mu_{\tilde{A}}(x), \mu_{\tilde{B}}(x)) \quad (2.16)$$

Figura 8 – Intersecção de conjuntos *fuzzy*.



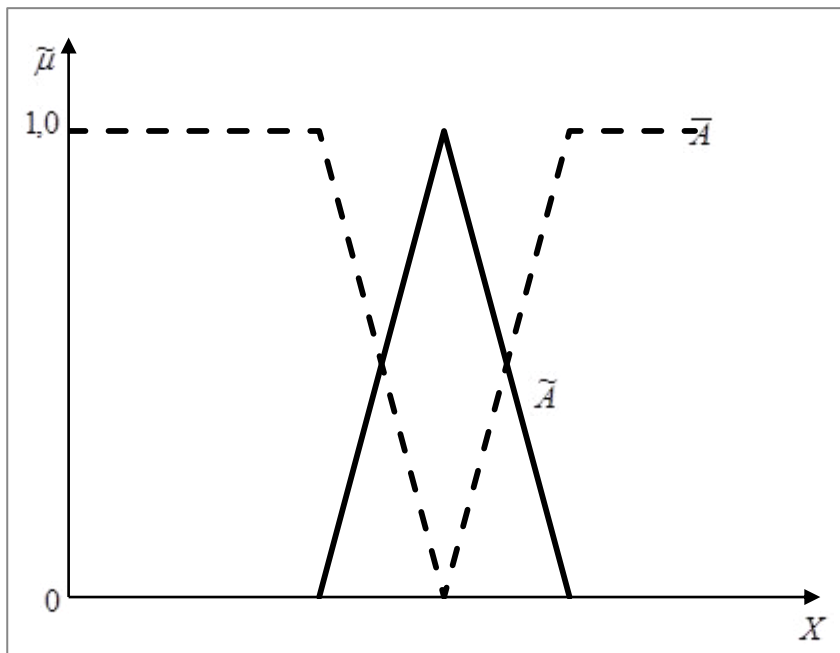
Fonte: Elaborada pela autora (2016).

d) Complemento

O complemento \bar{A} de um conjunto *fuzzy* \tilde{A} é obtido pela aplicação da seguinte função de pertinência:

$$\mu_{\bar{A}}(x) = 1 - \mu_{\tilde{A}}(x), \forall x \in X \quad (2.17)$$

Figura 9– Complemento do conjunto *fuzzy*.



Fonte: Adaptado de Castro (2015).

2.3.3 Números Fuzzy

Segundo Kaufmann e Gupta (1988) um número *fuzzy* é um dado subjetivo e não equivale a uma variável aleatória, trata-se de uma estimativa e não de uma medida.

Um número *fuzzy* \tilde{A} é um caso especial de um conjunto *fuzzy*, tendo as seguintes propriedades (KAUFMANN; GUPTA, 1985; 1988):

- É definido no conjunto dos números reais, ao invés de um conjunto de propriedades linguísticas;
- A sua função de pertinência atinge sempre o valor máximo de 1, ou seja, é um conjunto *fuzzy* normal;
- A sua função de pertinência é unimodal, logo consiste em uma parte crescente e decrescente;

- Uma aritmética completa está disponível para combinar números difusos, além disso, as funções multidimensionais de números difusos podem ser definidas e calculadas.

Assim, a análise de incerteza, as previsões do modelo e análise de risco e confiabilidade *fuzzy* podem ser realizadas.

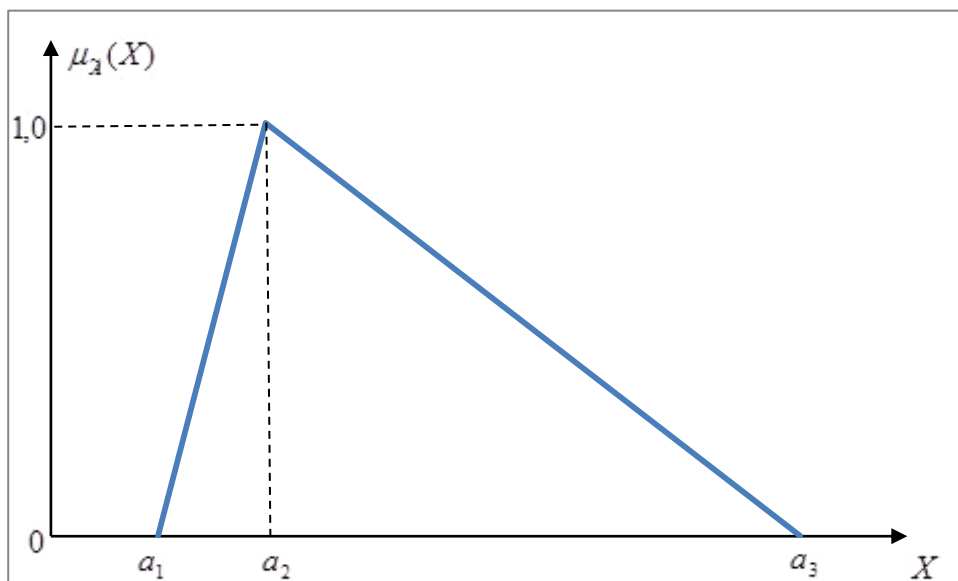
Matematicamente, o número *fuzzy*, conjunto \tilde{A} , pode ser definido como:

$$\tilde{A} = \{(x, \mu_{\tilde{A}}(x)) : x \in R; \mu_{\tilde{A}}(x) \in [0,1]\} \quad (2.18)$$

Quando a função de pertinência $\mu_{\tilde{A}}(x)$ assume forma triangular, o número *fuzzy* correspondente é chamado Número *Fuzzy* Triangular (TFN), ao qual se podem associar situações que se caracterizam através de três valores: um valor mínimo, um valor máximo e um valor mais provável (VIEIRA, 2005).

A Figura 10 ilustra esquematicamente um Número Fuzzy Triangular, representado por três pontos e expresso por $A = (a_1, a_2, a_3)$, onde a_2 tem grau de pertinência 1, valores menores ou iguais que a_1 e maiores ou iguais que a_3 são atribuídos grau de pertinência 0, e $[a_1, a_2]$ e $[a_2, a_3]$ são atribuídos graus de pertinências entre 0 e 1. Pode-se dizer que valores menores que a_1 e maiores que a_3 , com grau de pertinência 0, são improváveis de ocorrer, enquanto que valores próximos a a_2 , com grau de pertinência 1, existe grande possibilidade de ocorrer.

Figura 10 – Número Triangular *Fuzzy* (TFN).



Fonte: Elaborada pela autora (2016).

As operações algébricas de adição, subtração e multiplicação por um escalar, envolvendo os números *fuzzy* triangulares geram como resultado também um número *fuzzy* triangular e são ditas como lineares (KAUFMANN; GUPTA, 1988). Outras operações, tais como multiplicação e divisão entre números *fuzzy* triangulares, não necessariamente geram um número *fuzzy* triangular, sendo o cálculo obtido através de operações de intervalos de confiança de números *fuzzy* triangulares, proporcionando uma atenção especial para que não haja divergência no processo dessas operações e não prejudique o resultado final que se deseja alcançar.

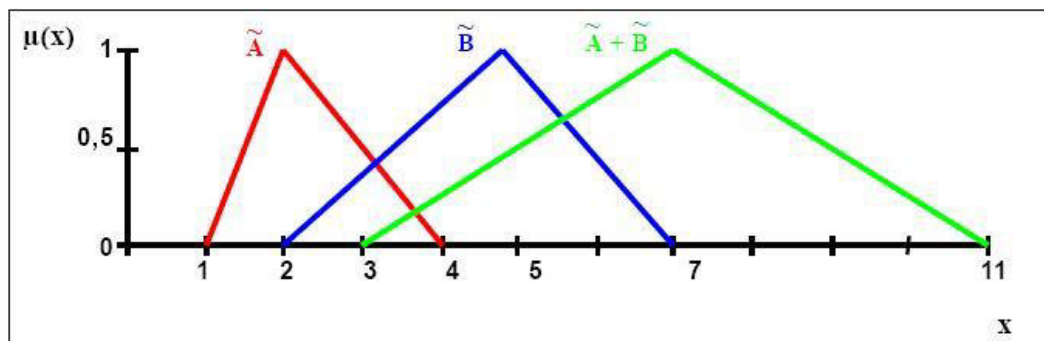
Considerando os dados $\tilde{A} = (a_1, a_2, a_3)$ e $\tilde{B} = (b_1, b_2, b_3)$, dois números *fuzzy* triangulares, as seguintes operações aritméticas são definidas:

a) Adição

$$\tilde{A} + \tilde{B} = (a_1 + b_1, a_2 + b_2, a_3 + b_3) \quad (2.19)$$

A Figura 11 é uma representação gráfica dessa operação.

Figura 11 – Adição de dois números *fuzzy* triangulares \tilde{A} e \tilde{B} .



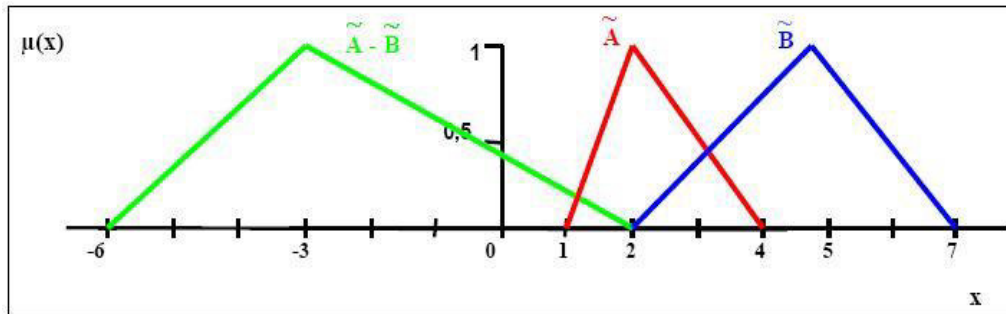
Fonte: Santos (2012).

b) Subtração

$$\tilde{A} - \tilde{B} = (a_1 - b_3, a_2 - b_2, a_3 - b_1) \quad (2.20)$$

A representação gráfica desta operação é ilustrada na Figura 12.

Figura 12 – Subtração de dois números *fuzzy* triangulares \tilde{A} e \tilde{B} .



Fonte: Santos (2012).

Nas operações de multiplicação e divisão de números *fuzzy* triangulares, embora não tenha como resultado um número *fuzzy* triangular, pode-se fazer a seguinte aproximação:

c) Multiplicação

$$\tilde{A} * \tilde{B} = \left[\min(a_1 * b_1, a_1 * b_3, a_3 * b_1, a_3 * b_3), a_2 * b_2, \max(a_1 * b_1, a_1 * b_3, a_3 * b_1, a_3 * b_3) \right] \quad (2.21)$$

d) Divisão

$$\tilde{A} / \tilde{B} = \left[\min\left(\frac{a_1}{b_1}, \frac{a_1}{b_3}, \frac{a_3}{b_1}, \frac{a_3}{b_3}\right), \frac{a_2}{b_2}, \max\left(\frac{a_1}{b_1}, \frac{a_1}{b_3}, \frac{a_3}{b_1}, \frac{a_3}{b_3}\right) \right] \quad (2.22)$$

2.4 Risco e Incertezas

A vida moderna associada ao desenvolvimento sócio-econômico e tecnológico tende a aumentar a exposição das pessoas a um conjunto de riscos que, segundo Vieira (2005), compreendem desde os riscos de mau desempenho profissional, frustrações empresariais, degradação social, deterioração ambiental e ainda, os de caráter ético, moral e espiritual. Dessa forma, o risco é inerente às atividades humanas e as decisões que são tomadas na vida cotidiana.

A maior parte das decisões, sobretudo as mais importantes, é tomada com base em algum tipo de previsão e mesmo que o problema não exija alguma previsão, outro fator

complicador, é a insuficiência de informações (ANDRADE, 2000). Desse modo, um dos fatores que podem complicar uma tomada de decisão racional é a incerteza (SANTOS, 2012).

A incerteza é um estado de conhecimento incompleto, onde sua ambiguidade, em planejamento e análise do ambiente, está relacionada com a variabilidade dos parâmetros envolvidos em um processo qualquer. As atividades humanas estão cheias de incertezas que podem estar relacionadas com a aleatoriedade dos fenômenos naturais e com a complexidade de seu inter-relacionamento, bem como com a obtenção de uma informação incompleta, ou com a falta de concordância entre diferentes fontes de informação (RU; ELOFF, 1996).

Através do estudo das incertezas, é possível avaliar o comportamento aleatório ou impreciso das variáveis envolvidas em um processo qualquer. As incertezas são conhecidas como aleatórias, inerentes a processos naturais e epistêmicos, associadas aos dados, às variáveis físicas, aos parâmetros e condições de contorno (GANOULIS, 1994).

Segundo Chagas (2005), um exemplo de incerteza com comportamento aleatório é a ocorrência de chuvas em uma bacia hidrográfica, que apresenta variabilidade temporal e espacial que influenciam diretamente na disponibilidade hídrica. Além das incertezas aleatórias, existem as incertezas devido a ausência de informações ou informações incompletas, bem como erros de medida devido a imprecisão dos instrumentos e da ação humana, além disso, imperfeições nos modelos.

Dessa forma, na tentativa de analisar a incerteza, torna-se importante fazer uma avaliação do grau de incerteza existente em uma tomada de decisão. Nesse caso, converge ao conceito de risco em busca de uma estimativa do risco envolvido.

As palavras “risco” e “incerteza” são comumente usadas como sinônimos, embora tenham significados distintos. É importante destacar as controvérsias existentes entre risco e incerteza, bem como a maneira de diferenciá-los. Segundo Raftery (1994), o risco tem atributos quantificáveis, enquanto a incerteza não os tem. Ao risco sempre estaria associado uma determinada função de probabilidades enquanto a incerteza não permitiria essa associação.

O risco, ao longo da história, tem sido interpretado por vários autores sob diferentes perspectivas nas diversas áreas da ciência. Os conceitos são advindos da combinação entre a possibilidade de ocorrência de um evento e os possíveis prejuízos que o evento pode causar. Segundo Brilhante e Caldas (1999), são vários os conceitos de risco, mas um ponto comum entre eles é a inclusão da noção de probabilidade.

Okrent (1980), por exemplo, explica o risco como sendo a probabilidade de acontecer um determinado dano. Para Conway (1982), risco é definido como a medida da probabilidade e da

severidade de efeitos adversos; Inhaber (1982) o define como a probabilidade de ocorrer acidentes e doenças, resultando em ferimentos ou mortes.

Merkhofer (1987) apresenta uma definição que, segundo ele, é consistente como a mais generalista das definições apresentadas por especialistas na análise de risco: “risco é definido como uma situação incerta na qual uma variedade de resultados podem ocorrer, destes, um ou mais são indesejáveis”. Esta definição deixa clara a importância da incerteza para o conceito de risco.

Para Almeida (2004) o risco está associado à ideia de segurança e de incertezas quando afirma que de uma forma integrada, o risco pretende caracterizar a possibilidade de ocorrência de perturbações que alterem o estado de segurança existente ou previsto e que provoquem os correspondentes danos. Afirma ainda, que o risco pode ser considerado como um aferidor ou indicador do nível de garantia de um determinado estado de segurança ou de cumprimento de objetivos.

Diante da amplitude dos riscos e da vulnerabilidade que envolve as ações, os projetos, os sistemas, as regiões, as instituições e os governos, é muito difícil um conceito único de risco. Por exemplo, risco em economia é diferente de risco em engenharia ou na área da saúde. Em todo caso, são as incertezas, nas suas diversas formas, as fontes geradoras dos riscos (VIEIRA, 2005).

Em qualidade de água o risco diz respeito à probabilidade de que nos corpos d'água os valores máximos permitidos de parâmetros estabelecidos pelas normas ambientais, como por exemplo, oxigênio dissolvido, nutrientes, coliformes termolerantes etc., sejam excedidos.

Além dos conceitos de risco, é importante saber para que e como é feita a sua estimativa. Dentro dessa linha de idéias, observa-se que existe uma distinção entre risco e incerteza. O conceito de risco envolve tanto a incerteza quanto os prejuízos ou perdas.

Embora as incertezas normalmente sejam indesejáveis quando consideradas isoladamente, tornam-se fundamentais quando consideradas em associação com outras características dos sistemas a serem modelados. Em geral, ao se considerar as incertezas tende-se a reduzir a complexidade e aumentar a credibilidade dos resultados produzidos pelos modelos.

2.4.1 Análise de risco

A importância da aplicação da teoria de risco, como uma metodologia de análise, é um fato inegável e atestado pelas crescentes publicações nesta área (BENDER; SIMONOVIC,

2000; ESOGBUE; THEOLOGIDU; GUO, 1992; GANOULIS, 1991; DUCKSTEIN; PLATE; BENEDINI, 1987). A análise de risco tem o desafio de trabalhar nos limites da previsibilidade do comportamento de sistemas complexos e, na maioria das vezes, potencialmente perigosos à vida (CHAGAS, 2005).

A análise de risco pode ser definida como “um corpo de conhecimento (metodologia) que avalia e determina a probabilidade de um efeito adverso de um agente (químico, físico, ou outro), processo industrial, tecnologia ou processo natural (MOLAK, 1997).

Segundo Kaplan e Garrick (1981), a análise de risco busca responder as seguintes questões relacionadas aos riscos:

- ✓ O que pode falhar?
- ✓ Com que frequência acontece a falha?
- ✓ Quais as consequências se acontecer a falha?
- ✓ Os riscos são toleráveis?

Dessa forma, através da análise de risco são identificados os diferentes tipos de incertezas e as condições envolvendo falhas e, em seguida, o risco é quantificado de acordo com os diversos cenários estabelecidos (NILSEN; AVEN, 2002). É importante salientar que, nesse processo de análise do risco para problemas de qualidade de água, há a necessidade de se combinar várias teorias, tanto relacionadas com os aspectos quantitativos, como com os aspectos qualitativos. Esta concepção permite avaliar a capacidade de assimilação dos corpos hídricos e assim, definir os níveis de lançamento das cargas poluentes para garantir a conservação dos mesmos (CHAGAS, 2005).

A análise de risco é uma ferramenta importante na gestão dos recursos hídricos uma vez que possibilita a quantificação da probabilidade ou possibilidades de ocorrência de um efeito indesejável, como por exemplo, o processo de eutrofização. Conhecendo-se o risco, é possível gerenciá-lo, concentrando-se os esforços e recursos na redução dos fatores de pressão que elevam o risco em determinadas áreas ou situações (CHAPMAN; WARD, 1997).

Segundo Vieira (2005), a análise de risco compreende duas etapas:

- ✓ 1ª etapa: Qualificação ou identificação dos riscos

Refere-se ao levantamento das incertezas existentes, os tipos de riscos associados, suas causas e formas de ocorrência.

- ✓ 2ª etapa: Quantificação ou avaliação dos riscos.

Atribuir-se ao evento indesejável e ao respectivo impacto escala de valores, como por exemplo: nulo, muito baixo, baixo, regular, alto e muito alto. A avaliação materializa em números as probabilidades ou possibilidades de ocorrência de eventos indesejáveis ou falhas

de projeto, bem como quantifica as consequências desses eventos, quer em termos físicos, econômicos, sociais ou ambientais.

Na literatura, é comum ver o emprego dos termos avaliação de riscos e análise de riscos como sinônimos. Avaliar é dar valor, é proceder a uma estimativa, enquanto que analisar é decompor em partes para examiná-las individualmente, em busca de respostas dos efeitos às causas, partindo do particular ao geral, do simples ao composto. Ao avaliar um risco, dar-se-á um valor, ou seja, um grau de significância; ao analisar um risco, realizar-se-á uma investigação das causas, suas especificidades e generalizações, suas partes e o significado dessas partes.

A análise de riscos é uma ferramenta que permite de forma racional organizar e processar dados a respeito de eventos indesejáveis relacionados a uma atividade, possibilitando uma antecipação ao fato ou, pelo menos, a adoção de medidas que atenuem os efeitos negativos da ocorrência do fato.

Em recursos hídricos e em engenharia ambiental, o principal problema de avaliação do risco e da confiabilidade é que os parâmetros físicos e os dados de entrada do sistema, em razão da natural variabilidade no espaço e no tempo, mostram desvios aleatórios (ANDRADE, 2006).

A esta aleatoriedade natural, devem ser acrescentadas várias outras incertezas, devido à escassez de informação, relacionada com os dados de entrada, como, por exemplo, os valores dos parâmetros, e também à imperfeição do modelo.

Este conjunto de etapas permite o desenvolvimento de planos de conservação e proteção de sistemas hídricos. Isto explica as razões pelas quais, somente após a quantificação do risco, pode-se estabelecer um critério de controle ambiental, que é conhecido como gerenciamento do risco (COLEMAN; MARKS, 1999).

Assim sendo, a Teoria de Risco pode ser aplicada matematicamente a partir de duas teorias muito utilizadas na quantificação do risco, a teoria probabilística e a teoria *fuzzy*. Ambas são ferramentas eficazes e disponíveis para o gerenciamento do risco e têm sido estudadas para representar as incertezas em diversos problemas, incluindo qualidade de água (JULIEN, 1994).

No entanto, para trabalhar com probabilidade e obter resultados satisfatórios sobre o que acontece com um evento particular, é necessário que se tenha uma grande quantidade de dados sobre o seu comportamento. Neste caso, a teoria *fuzzy* merece destaque, uma vez que segundo Chang, Chen e Ning (2001), não depende de um banco de dados tão rigoroso para

sua aplicação, permitindo alcançar resultados tão favoráveis quanto aqueles obtidos utilizando a teoria da probabilidade e além disso, é capaz de quantificar os riscos.

A característica especial da teoria fuzzy é apresentar uma forma inovadora de manuseio de informações imprecisas, de forma muito distinta da teoria das probabilidades, demonstrando um método interessante de compreensão de expressões verbais, ações cotidianas de funcionamento racional, vagas ou imprecisas (CHAGAS, 2005).

2.4.2 Risco e confiabilidade Fuzzy

De acordo com Ganoulis (1994), se um evento, ou realização de um processo, é descrito por meio da lógica *fuzzy*, então a confiabilidade deste evento pode ser calculada como um número *fuzzy*. Nesse sentido, considerando o lançamento de uma de um poluente em um corpo hídrico, sendo \tilde{L} a carga do poluente lançado no ambiente aquático, e \tilde{R} a capacidade do sistema hídrico em receber a carga poluente sem que haja a sua poluição, a medida de confiabilidade ou medida marginal de segurança, \tilde{M} , que também caracteriza o desempenho do sistema, pode ser definida pela diferença entre a carga e a resistência. A diferença entre dois números *fuzzy* é também um número *fuzzy*. Esta representação é definida por:

$$\tilde{M} = \tilde{R} - \tilde{L} \quad (2.23)$$

Sabendo que a diferença entre dois números *fuzzy* é também um número *fuzzy*, conseqüentemente, \tilde{M} também é um número *fuzzy*. Para cada função, tem-se um intervalo de nível h , de forma que:

$$\tilde{M}(h) = \tilde{R}(h) - \tilde{L}(h) \quad (2.24)$$

Em que:

$$\tilde{R}(h) = \tilde{R}_1(h), \tilde{R}_2(h) \quad (2.25)$$

$$\tilde{L}(h) = \tilde{L}_1(h), \tilde{L}_2(h) \quad (2.26)$$

A função marginal de segurança $\tilde{M}(h)$, pode ser encontrada nas seguintes condições:

$$\tilde{M}(h) < 0 \text{ quando existe falha no sistema}$$

$$\tilde{M}(h) \geq 0 \text{ quando o sistema é seguro}$$

O índice de falha, ou risco *fuzzy*, é dado por:

$$I_R = \frac{\int_{-\infty}^0 \mu_{\tilde{M}}(m) dm}{\int_{-\infty}^{\infty} \mu_{\tilde{M}}(m) dm} \quad (2.27)$$

Define-se o índice *fuzzy* de confiabilidade, ou garantia *fuzzy*, como sendo:

$$I_C = \frac{\int_0^{\infty} \mu_{\tilde{M}}(m) dm}{\int_{-\infty}^{\infty} \mu_{\tilde{M}}(m) dm} \quad (2.28)$$

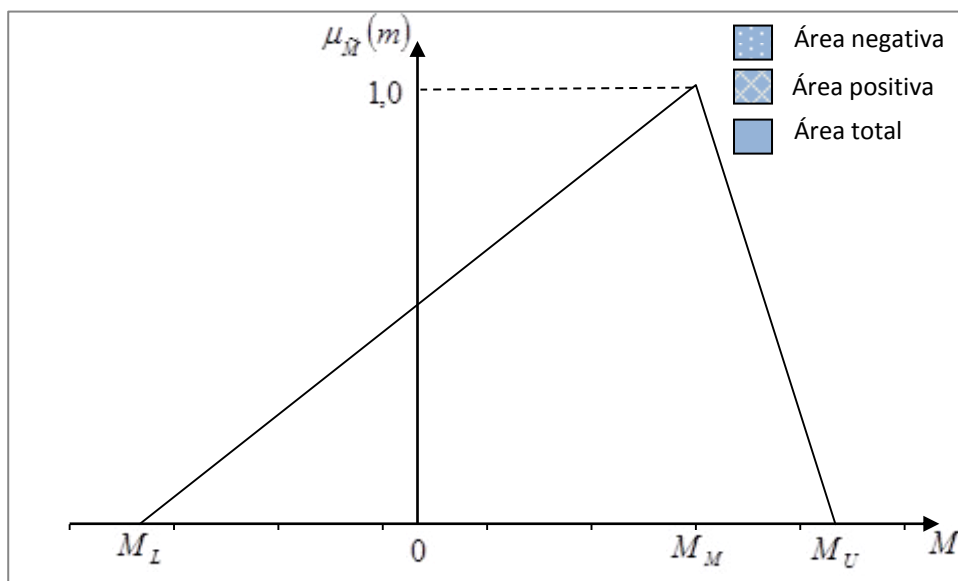
Em que:

$\mu_{\tilde{M}}$: representa a função de pertinência;

m : representa um número real associado à função marginal de segurança.

A Figura 13 mostra graficamente um exemplo de risco e confiabilidade *fuzzy* em que o risco representa a área negativa dividida pela área total e a confiabilidade ou garantia representa a razão entre a área positiva e a área total. Neste caso, M_L , M_M e M_U são os limites inferior, médio e superior da medida marginal de segurança, respectivamente.

Figura 13 – Representação gráfica do risco e confiabilidade *fuzzy*.



Fonte: Elaborada pela autora (2016).

Segundo Chagas (2005), os índices *fuzzy* de confiabilidade I_c e falha I_R são funcionais que dependem de várias funções como variáveis independentes. Assim sendo, o comportamento desses funcionais está absolutamente ligado ao comportamento destas funções independentes. Matematicamente, pode-se afirmar que o risco e confiabilidade podem ser expressos por:

$$I_{RC} = f\left(x, t, C(x, t), Q(x, t), E(x, t), n, S_0, \dots\right) \quad (2.29)$$

Mostrando que I_{RC} , do ponto de vista matemático é um funcional e as variáveis entre parênteses são definidas previamente.

3. METODOLOGIA

3.1 Generalidades

A metodologia que está se propondo para alcançar os objetivos da pesquisa consiste no desenvolvimento de um conjunto de equações com características *fuzzy*, de modo que o risco ambiental que torne este corpo hídrico impróprio para uso, segundo as normas legais, possa ser avaliado.

Para isso, há a necessidade de se formular a equação de crescimento bacteriano e seus principais agentes que podem influenciar o comportamento desta colônia de cianobactérias, bem como a equação de transporte que permitirá o transporte advectivo desta colônia sob a ótica dos aspectos da hidráulica fluvial.

O modelo matemático tem várias premissas comuns a modelos anteriormente desenvolvidos por Di Toro, O'Connor e Thomann (1971); Reynolds e Walsby (1975); Thomann e Muller (1987); Kromkamp e Walsby (1990); Chapra (1997); Guven e Howard (2006), tais como as equações que descrevem a taxa de crescimento e a densidade das cianobactérias; a equação de Michaelis-Menten que define o efeito da luminosidade sobre a colônia; e a equação de Stokes que calcula a velocidade de deslocamento da colônia de cianobactérias. No entanto, estes processos são modelados, neste trabalho, na forma determinística e posteriormente *fuzzificados*, segundo Teoria *Fuzzy*, permitindo fazer uma avaliação do risco ambiental em um corpo hídrico fluvial.

Os fatores ambientais principais que afetam a formação da floração de cianobactérias, que são considerados no modelo, incluem luz, nutrientes, temperatura e fluxo do rio, para descrever matematicamente o comportamento das cianobactérias em ambientes fluviais, sendo:

- taxa de crescimento de cianobactérias;
- densidade de cianobactérias;
- deslocamento vertical ou flutuação da colônia de cianobactérias;
- deslocamento horizontal ou flutuação da colônia de cianobactérias;

O modelo consiste de dois sub-modelos:

- ✓ deslocamento vertical da colônia de cianobactérias – com atenção a taxa de crescimento, densidade e flutuação da colônia de cianobactérias;

- ✓ deslocamento horizontal da colônia de cianobactérias – através de um modelo hidráulico com aplicação da técnica de reatores continuamente agitados (CSTR) em série.

Equações de balanço de massa também estão inseridas no modelo para descrever o crescimento da biomassa da colônia de cianobactérias.

O modelo foi desenvolvido para ser aplicado em ambientes fluviais de fluxo laminar e turbulento. Para fluxos laminares o modelo simula o movimento das cianobactérias, combinando a velocidade vertical da colônia com a velocidade média do rio, segundo equação semi-empírica de Manning. Para fluxos turbulentos o modelo utiliza um conjunto de equações diferenciais para estimar as velocidades na horizontal e vertical do rio, aplicando-se uma abordagem de tanques em série, denominado de CSTR.

Finalmente há a necessidade de se estabelecer uma metodologia que permita a avaliação do índice de risco *fuzzy* e o índice de confiabilidade no sistema hídrico em estudo.

Para a solução do modelo de balanço de massa, aplicou-se um método numérico para soluções de equações diferenciais ordinárias, chamado de Esquema de Runge-Kutta de quarta ordem, que apresenta bons resultados para esta classe de equações diferenciais (CHAPRA, 2006).

3.2 Modelo para o crescimento bacteriano

A taxa de crescimento do fitoplâncton é normalmente expressa em função da luz, dos nutrientes e da temperatura. Para este trabalho, a equação que definirá o crescimento bacteriano é dada por (DI TORO; O'CONNOR; THOMANN, 1971):

$$k_g = k_{g,max} f(I) \cdot g(N) \cdot h(T) \quad (3.1)$$

Em que:

k_g é a taxa de crescimento de cianobactérias (h^{-1});

$k_{g,max}$ representa a taxa máxima de crescimento da colônia de cianobactérias (s^{-1});

$f(I)$ é uma função da luminosidade;

$g(N)$ é uma função dos nutrientes;

$h(T)$ é uma função da temperatura;

Essas funções estão sendo definidas separadamente, de modo que cada uma delas possa ser desenvolvida segundo suas propriedades.

A primeira função que será desenvolvida é aquela que define a luminosidade e sua participação no processo de desenvolvimento bacteriano. Como se sabe, a luminosidade varia tanto do ponto de vista temporal, como do ponto de vista da profundidade do meio líquido. Assim, sua formulação se desenvolve, primeiramente, em relação a uma função seno que varia com o tempo na forma,

$$I_0 = I_M \sin\left(\frac{\pi t}{D_L}\right) \quad (3.2)$$

Em que:

I_0 representa a irradiância na superfície da água ($\mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$);

I_m representa a irradiância máxima durante o dia ($\mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$);

t representa o tempo (s); e

D_L representa o período do dia em que há incidência de luz (h).

A equação usada para determinar a distribuição da luminosidade ao longo da profundidade é definida pela equação abaixo:

$$I_z = I_0 e^{-\epsilon z} \quad (3.3)$$

Em que:

I_z é a irradiância na profundidade z da colônia ($\mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$);

I_0 é a irradiância na superfície da água ($\mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$);

ϵ é um coeficiente de penetração da luz na água (m^{-1});

z é a distância vertical (m).

Finalmente pode-se definir a função que descreve o efeito da luminosidade sobre a colônia. Neste trabalho será usado a Equação de Michaelis-Menten, definida por:

$$f(I) = \frac{\bar{I}_z}{K_1 + \bar{I}_z} \quad (3.4)$$

Em que:

K_1 representa a irradiância na qual a taxa de crescimento da densidade com o tempo é a metade da taxa de crescimento máximo, ($\mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$);

A função \bar{I}_z é definida pela expressão (GUVEN; HOWARD, 2006):

$$\bar{I}_z = \frac{I_{z2} - I_{z1}}{\ln I_{z2} - \ln I_{z1}} \quad (3.5)$$

Em que:

\bar{I}_z representa a irradiância média ($\mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$);

I_{z1} representa a irradiância na profundidade Z_1 ($\mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$);

I_{z2} representa a irradiância na profundidade Z_2 ($\mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$).

A outra função representada na equação (1) diz respeito aos nutrientes e sua formulação é definida por Michaelis-Menten:

$$g(N) = \min \left[\frac{N}{K_{SN} + N}, \frac{P}{K_{SP} + P} \right] \quad (3.6)$$

Em que:

N é a concentração de nitrogênio presente no meio aquático;

P é a concentração de fósforo presente no meio aquático;

K_{SN} é a metade da concentração de saturação do nitrogênio;

K_{SP} é a metade da concentração de saturação do fósforo;

Finalmente $h(T)$ é definido como sendo uma função do tipo (CHAPRA, 1997):

$$h(T) = \theta^{(T-20)} \quad (3.7)$$

Em que:

$h(T)$ é uma função que descreve o efeito da temperatura;

θ é um coeficiente de ponderação para a temperatura;

T representa a temperatura ($^{\circ}\text{C}$);

Com esta formulação, pode-se efetuar o cálculo da taxa de crescimento da colônia, bem como a taxa de variação da densidade, que representa o primeiro passo para determinar o movimento vertical das colônias de cianobactérias. Di Toro, O'Connor e Thomann (1971) propõem a relação:

A taxa de crescimento da colônia é dada pela expressão:

$$k_g = \left[k_{g,m\acute{a}x} \left(\frac{\bar{I}_z}{K_1 + \bar{I}_z} \right) \right] \times \left[\frac{N}{K_{sN} + N}, \frac{P}{K_{sP} + P} \right] \theta^{(T-20)} \quad (3.8)$$

Em que:

$k_{g,m\acute{a}x}$ representa a taxa máxima de crescimento da colônia de cianobactérias (s^{-1}).

Para a taxa de variação da densidade é proposto a equação (GUVEN; HOWARD, 2006):

$$\frac{d\rho}{dt} = \left[C_1 \left(\frac{\bar{I}_z}{K_1 + \bar{I}_z} \right) - C_2 I_a - C_3 \right] \times \min \left[\frac{N}{K_{sN} + N}, \frac{P}{K_{sP} + P} \right] \theta^{(T-20)} \quad (3.9)$$

Em que:

C_1 é a taxa de coeficiente que determina o crescimento na densidade ρ com o tempo ($k_g \cdot m^{-3} \cdot \text{min}^{-1}$);

C_2 é um coeficiente que depende da taxa de dependência da luz e descreve o decaimento na densidade ($K_{sm}^{-3} \cdot \text{min}^{-1}$) . ($\mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$);

C_3 é a taxa mínima de decaimento da densidade ($k_g \cdot m^3 \cdot \text{min}^{-1}$);

K_1 é a metade da irradiância de saturação para a máxima taxa de crescimento de densidade bacteriana ($\mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$);

I_a representa a irradiância média anterior ($\mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$);

\bar{I}_z representa a irradiância média ($\mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$).

Uma vez calculada $\frac{d\rho}{dt}$, pode-se determinar a nova densidade da colônia pela expressão:

$$\rho_{i+1} = \rho_i + \Delta t \cdot \frac{d\rho}{dt} \quad (3.10)$$

ρ_i é a densidade da colônia no tempo i ($k_g \cdot m^{-3}$), em que Δt é o intervalo de tempo, (min).

O deslocamento vertical ou flutuação da colônia (FL) é calculado considerando a equação de Stokes, usando o resultado da densidade em cada intervalo de tempo e para cada posição vertical em relação a profundidade. Esta equação permite que a velocidade de flutuação da colônia possa ser determinada. Esta equação é definida pela expressão (GUVEN; HOWARD, 2006):

$$v = \frac{2gr^2(\rho_c - \rho')A}{9\phi n} \quad (3.11)$$

Em que:

g é a gravidade (m^2/s);

r é o raio efetivo da colônia (m);

ρ_c é a densidade da colônia ($K_g \cdot m^{-3}$);

ρ' é a densidade da água ($K_g \cdot m^{-3}$);

A é um parâmetro que relaciona o volume de uma célula com o volume da colônia;

ϕ é um fator de forma para resistência; e

n é a viscosidade da água ($K_g \cdot m^{-1} \cdot s^{-1}$), definido por:

$$n = \{10 \exp[-1,65 + (262 / (T + 139))]\} / 1000 \quad (3.12)$$

Finalmente, é possível calcular o crescimento ou produção da biomassa da colônia (Pb), com a aplicação da equação do balanço de massa em um sistema bem misturado. A equação final é definida por (GUVEN; HOWARD, 2006):

$$\frac{da}{dt} = \left[K_{g,m\acute{a}x} \left(\frac{\bar{I}_z}{K_1 + \bar{I}_z} \right) \min \left(\frac{N}{K_{SN} + N}, \frac{P}{K_{SP} + P} \right) \times \theta^{(T-20)} - K_d \right] a + \frac{Q}{V} (a_{in} - a) \quad (3.13)$$

Em que:

a é a concentração de biomassa ($\mu g \cdot L^{-1}$);

Q é a vazão do rio ($m^3 \cdot s^{-1}$);

V é o volume de controle (m^3);

K_d é a taxa de mortalidade causado pela combinação dos efeitos da taxa de respiração e de excreção que depende da temperatura (d^{-1});

a_{in} é o valor da concentração de biomassa na entrada de cada trecho do rio, ($\mu g \cdot L^{-1}$).

A equação (3.13) é uma equação diferencial linear de primeira ordem e precisa ser resolvida para que se conheça as concentrações de biomassa, no tempo e no espaço. Neste trabalho utilizou o Método de Runge Kutta de quarta ordem para resolver esta equação.

3.3 Solução numérica da equação diferencial

Como mencionado, o método usado para a solução da equação (3.13) é o Método de Runge Kutta de quarta ordem, definida pelo conjunto de formulações que se segue (CHAPRA, 2006):

$$a_{n+1} = a_n + \frac{1}{6}(k_1 + 2k_2 + 2k_3 + k_4) \quad (3.14)$$

Com:

$$k_1 = h \cdot f(t_n, a_n)$$

$$k_2 = h \cdot f\left(t_n + \frac{1}{2}h, a_n + \frac{1}{2}k_1\right)$$

$$k_3 = h \cdot f\left(t_n + \frac{1}{2}h, a_n + \frac{1}{2}k_2\right)$$

$$k_4 = h \cdot f(t_n + h, a_n + k_3)$$

Em que $f(t_n, a_n)$ é definido pela expressão:

$$f(t, a) = \left[k_{g,máx} \cdot \left(\frac{I_z}{K_1 + I_z} \right) \min\left(\frac{N}{K_{sN} + N}, \frac{P}{K_{sP}} \right) \times \theta^{(T-20)} - k_d \right] a + \frac{Q}{V} (a_{in} - a) \quad (3.15)$$

Com esse conjunto de equações pode-se determinar o crescimento da biomassa bacteriana, bem como sua proposição tanto do ponto de vista vertical, como do ponto de vista horizontal, ao longo do rio.

Para o deslocamento horizontal há a necessidade de se definir um modelo hidráulico que permita determinar a velocidade do rio em cada seção do mesmo. Este movimento é afetado pelas características hidráulicas e hidrodinâmicas do rio, incluindo a sua morfologia e tipo de escoamento.

Este movimento, neste trabalho, foi modelado mediante uma formulação, com base no escoamento permanente e uniforme. Este tipo de modelagem é muito aceito em rios com baixa velocidade e baixas profundidades, o que satisfaz, inteiramente, aos objetivos do estudo. Desta forma, foi usado o modelo hidráulico de Manning, em que a velocidade horizontal é considerada uma média em cada seção do corpo hídrico.

Matematicamente falando o modelo de Manning, para escoamento permanente e uniforme é formulado com base no equilíbrio entre as forças gravitacionais e a força de atrito. Com isso, pode-se escrever,

$$U = \frac{1}{n} RH^{2/3} S_0^{1/2} \quad (3.16)$$

Em que:

U é a velocidade média de cada seção do rio (L/T);

n é o coeficiente de rugosidade de Manning;

RH é o raio hidráulico (L);

S₀ é a declividade do fundo do canal.

Esta velocidade foi usada para calcular os deslocamentos horizontais da colônia, usando para tal a expressão,

$$X = U \times t \quad (3.17)$$

Com:

X a distância horizontal percorrida; e

t o tempo de residência da colônia no trecho do rio que está sendo estudado.

3.4 Formulação *Fuzzy* do Modelo

As equações apresentadas até o momento são operações de modelo determinístico. Como este trabalho tem como finalidade a avaliação do risco ambiental para um corpo hídrico, há a necessidade de se *fuzzificar* as equações do Modelo segundo a Teoria *Fuzzy*.

Se os dados de entrada são funções de pertinência, o princípio de extensão pode ser aplicado e a resposta para cada entrada desta será uma função de pertinência para a variável de Controle. Neste caso, a variável de Controle são as diversas concentrações no rio.

Assim, aplicando a Teoria *Fuzzy* ao modelo determinístico é possível encontrar novas equações de natureza *fuzzy*.

A equação (3.1) será transformada em:

$$\tilde{k}_g = \tilde{k}_{g,max} \tilde{f}(I) \cdot \tilde{g}(N) \cdot \tilde{h}(T) \quad (3.18)$$

Em que:

$\tilde{f}(I)$ é uma função de pertinência para a luminosidade;

$\tilde{g}(N)$ é uma função de pertinência para os nutrientes;

$\tilde{h}(T)$ é uma função de pertinência para a temperatura;

\tilde{k}_g é uma função de pertinência para o crescimento de cianobactérias (h^{-1});

$\tilde{k}_{g,max}$ é uma função de pertinência para a taxa máxima de crescimento da colônia de cianobactérias (s^{-1}).

A função de pertinência para a luminosidade é dada por:

$$f(I) = \frac{\tilde{I}_z}{\tilde{K}_1 + \tilde{I}_z} \quad (3.19)$$

Em que:

\tilde{I}_z é a função de pertinência para a irradiância média;

\tilde{K}_1 é uma função de pertinência para a metade da irradiância de saturação para a máxima taxa de crescimento de densidade bacteriana.

\tilde{I}_z é calculado por:

$$\tilde{I}_z = \tilde{I}_0 e^{-\tilde{\epsilon}z} \quad (3.20)$$

Em que:

\tilde{I}_0 é a função de pertinência para a irradiância, em $t=0$;

A outra função que deve ser definida aqui é $\tilde{g}(N)$. Neste caso:

$$\tilde{g}(N) = \min \left[\frac{\tilde{N}}{\tilde{K}_{SN} + \tilde{N}}, \frac{\tilde{P}}{\tilde{K}_{SP} + \tilde{P}} \right] \quad (3.21)$$

Em que:

\tilde{N} é a função de pertinência para a concentração de nitrogênio;

\tilde{P} é a função de pertinência para a concentração de fósforo;

\tilde{K}_{SN} é a função de pertinência para o parâmetro K_{SN} ;

\tilde{K}_{SP} é a função de pertinência para o parâmetro K_{SP} ;

Finalmente a função $h(T)$ pode ser transformada, na sua forma *fuzzy*, em:

$$h(\tilde{T}) = \theta^{(\tilde{T}-20)} \quad (3.22)$$

θ é a função de pertinência para o parâmetro temperatura;

\tilde{T} é a função de pertinência para a temperatura;

$h(\tilde{T})$ é a função de pertinência para a função temperatura;

A variação da densidade pode ser transformada em:

$$\frac{d\tilde{\rho}}{dt} = \left[\tilde{C}_1 \left(\frac{\tilde{I}_z}{\tilde{K}_i + \tilde{I}_z} \right) - \tilde{C}_2 \tilde{I}_a - \tilde{C}_3 \right] \times \min \left[\frac{\tilde{N}}{\tilde{K}_{SN} + \tilde{N}}, \frac{\tilde{P}}{\tilde{K}_{SP} + \tilde{P}} \right] \tilde{\theta}^{(\tilde{T}-20)} \quad (3.23)$$

Em que:

\tilde{C}_1 é a função de pertinência para o parâmetro C_1 ;

\tilde{C}_2 é a função de pertinência para o parâmetro C_2

\tilde{C}_3 é a função de pertinência para o parâmetro C_3 ;

A densidade da colônia de cianobactérias pode ser determinada na forma *fuzzy* mediante a expressão,

$$\tilde{\rho}_2 = \tilde{\rho}_1 + \Delta t \frac{d\tilde{\rho}}{dt} \quad (3.24)$$

Em que Δt é o intervalo de tempo (min);

O movimento vertical da colônia de cianobactérias pode assim ser avaliado na estrutura *fuzzy* por:

$$\tilde{v} = \frac{2g\tilde{r}^2(\tilde{\rho}_c - \tilde{\rho}')\tilde{A}}{9\tilde{\varnothing}\tilde{\eta}} \quad (3.25)$$

\tilde{v} é a função de pertinência para a velocidade vertical (m/s);

\tilde{r} é a função de pertinência raio efetivo da colônia (m);

$\tilde{\rho}_c$ é a função de pertinência da densidade de colônia ($K_g \cdot \text{min}^{-3}$);

$\tilde{\rho}'$ é a função de pertinência da densidade da água ($K_s \cdot \text{m}^{-3}$);

\tilde{A} é a função de pertinência para o fator que relaciona o volume da célula com o volume da colônia;

$\tilde{\varnothing}$ é a função de pertinência para o fator de resistência; e

$\tilde{\eta}$ é a função de pertinência para viscosidade da água ($K_s \cdot \text{m}^{-1} \cdot \text{s}^{-1}$), sua formulação *fuzzy* é definida por:

$$\tilde{\eta} = \left\{ 10 \exp \left[-1,65 + \left(262 / (\tilde{T} + 139) \right) \right] \right\} / 1000 \quad (3.26)$$

Finalmente é possível formular a equação da variação da biomassa bacteriana pela equação:

$$\frac{d\tilde{a}}{dt} = \left[\tilde{k}_{g,max} \left(\frac{\tilde{I}_z}{\tilde{K}_1 + \tilde{I}_z} \right) \min \left(\frac{N}{K_{SN} + N}, \frac{P}{K_{SP} + P} \right) \times \tilde{\theta}^{(\tilde{T}-20)} - \tilde{K}_d \right] \tilde{a} + \frac{\tilde{Q}}{V} (\tilde{a}_{in} - \tilde{a}) \quad (3.27)$$

Em que:

\tilde{a} é a função de pertinência para a biomassa;

\tilde{Q} é a função de pertinência para a vazão;

V é o volume de controle (m^3);

\tilde{K}_d é a função de pertinência para a mortalidade (d^{-1}).

A *fuzzificação* desses parâmetros foi realizada mediante uma faixa de 25% do valor central que corresponde a um grau de pertinência igual a 1.0, ou seja, o limite inferior do conjunto *fuzzy* corresponde a 75% do valor central e o limite superior do conjunto *fuzzy* corresponde a 125% do valor central.

3.5 Cálculo do Risco e da Confiabilidade

Para o cálculo do Índice de Risco *Fuzzy* e o Índice de Confiabilidade *Fuzzy* é necessário definir uma função marginal de segurança que vai determinar o índice de segurança do corpo hídrico diante de um lançamento qualquer.

Este procedimento compara as concentrações obtidas a partir da solução do modelo matemático proposto, em sua forma *fuzzy*, com uma função de resistência, definida na norma. Este procedimento, proposto por Ganoulis (1994), permite determinar os índices de risco e de confiabilidade para um sistema hídrico qualquer.

Assim, seja \tilde{A} a função de pertinência correspondente à concentração de cianobactérias presente em um rio, obtido a partir da aplicação do modelo proposto em um rio qualquer.

Seja \tilde{R} uma função de pertinência que representa a resistência. Esta função é normalmente estabelecida a partir da legislação. Com isso, define-se a função marginal de segurança Ψ , pela expressão:

$$\psi(h) = \tilde{R}(h) - \tilde{A}(\tilde{h}) \quad (3.28)$$

Em que:

$\psi(h)$ é a função marginal de segurança com corte h ;

$\tilde{R}(h)$ é a função de resistência com corte h ;

$\tilde{A}(\tilde{h})$ é a função de pertinência das concentrações bacteriana calculada com corte h .

Esta equação permite duas análises:

- $\tilde{R}(h) > \tilde{A}(\tilde{h}) \rightarrow$ Neste caso, o índice de risco $I_R = 0$; índice e confiabilidade $I_c = 1$.
- $\tilde{R}(h) < \tilde{A}(\tilde{h}) \rightarrow$ Neste caso, o $I_R = 1$ e $I_c = 0$.

Do ponto de vista matemático o índice de risco e o índice de confiabilidade podem ser calculados como segue:

$$I_R = \frac{\int_{-\infty}^0 \mu_{\tilde{\Psi}}(x) dx}{\int_{-\infty}^{\infty} \mu_{\tilde{\Psi}}(x) dx} \quad (3.29)$$

$$I_c = \frac{\int_0^{\infty} \mu_{\tilde{\Psi}}(x) dx}{\int_{-\infty}^{\infty} \mu_{\tilde{\Psi}}(x) dx} \quad (3.30)$$

O cálculo destas integrais permite que esses índices sejam avaliados para toda a extensão do rio. Para tal, há a necessidade de se desenvolver um programa computacional capaz de realizar estes cálculos.

3.6 Programa Computacional

Para solução das equações diferenciais que compõe o modelo matemático, foi desenvolvido um programa computacional em linguagem FORTRAN®. Este programa permite calcular os campos da densidade, taxa de crescimento, flutuação e concentração da biomassa de cianobactérias, em forma de funções de pertinências, assim como calcular as funções marginais de segurança ao longo de todo o trecho do rio que está sendo considerado. Finalmente, o programa permite que sejam calculados os campos de risco e confiabilidade *fuzzy*, para cada seção do rio, e para cada intervalo de tempo. Sua estrutura é composta de 6 sub-rotinas, cada uma delas com funções bem definidas.

A sub-rotina de leitura dos dados tem como função organizar os dados desde sua leitura até a configuração final, de modo que possa ser aplicado diretamente nas equações do modelo. Nesta sub-rotina são definidas as condições de contorno, condições iniciais, bem como toda a estrutura de dados que está sendo usada no modelo.

A sub-rotina de fuzzificação tem por finalidade transformar as funções de entrada em funções *fuzzy*. Nesta sub-rotina, estão sendo transformados em parâmetros *fuzzy*, todos os coeficientes de decaimento, a função de luminosidade, a função do nutriente limitante, a função de temperatura, além de outros parâmetros que atuam diretamente em cada equação do modelo.

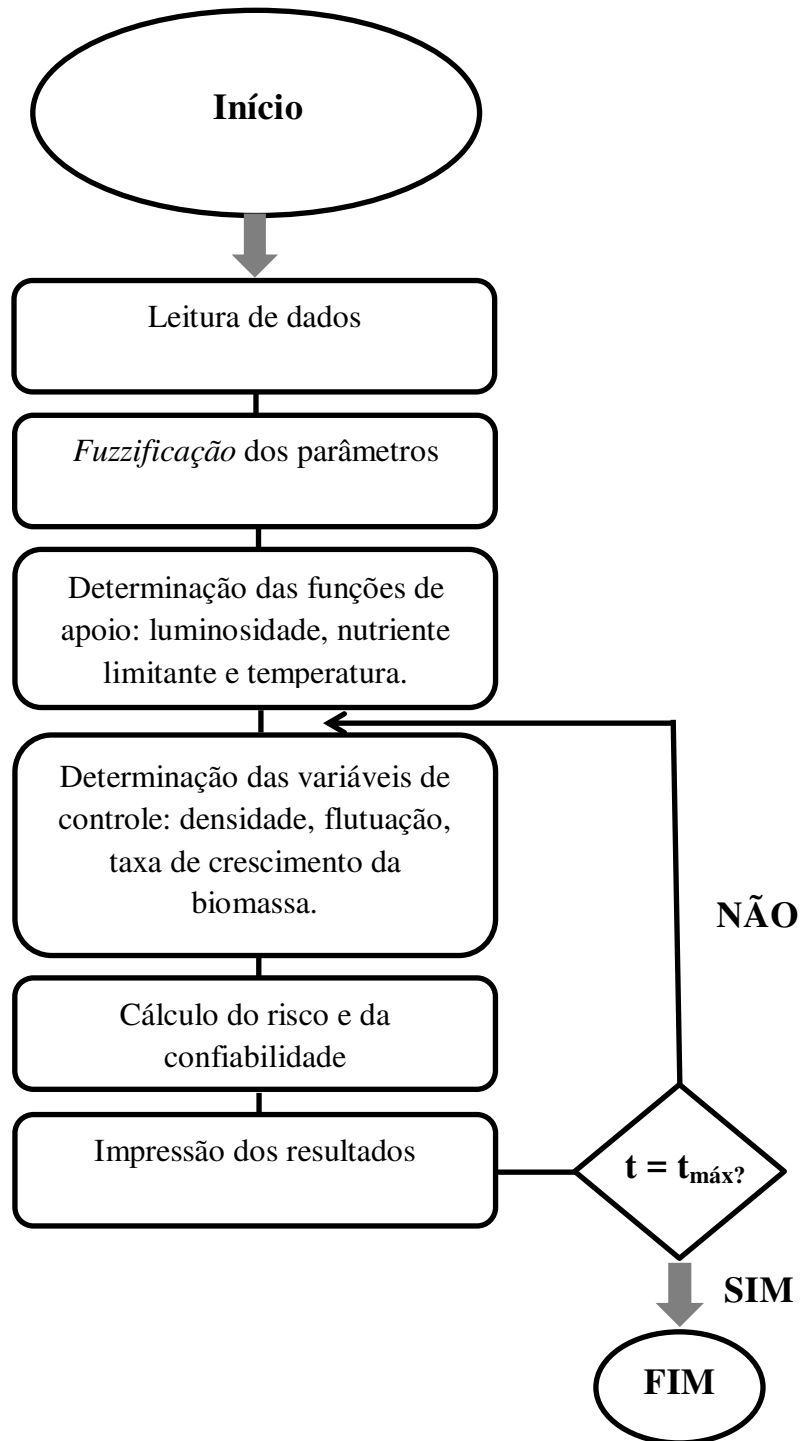
A sub-rotina seguinte trata do cálculo da função luminosidade, a função do nutriente limitante e da temperatura, de modo que essas funções possam servir de entrada para a sub-rotina que calcula a densidade da colônia, a taxa de crescimento da colônia, a taxa de crescimento da biomassa, bem como a posição da colônia em relação a profundidade.

A penúltima sub-rotina calcula o risco e a confiabilidade do sistema hídrico a partir das informações que são geradas no programa computacional. Nesta sub-rotina, todos os dados calculados anteriormente, serão usados para determinar a situação do corpo hídrico para cada cenário definido.

Finalmente, foi desenvolvida uma última sub-rotina que tem por finalidade produzir as impressões necessárias para as devidas análises dos resultados. Com a mesma, é possível imprimir as principais variáveis de controle do modelo, bem como risco *fuzzy* e a

confiabilidade do sistema fluvial. A Figura 14 mostra de forma bem resumida o fluxograma do programa computacional que está sendo desenvolvido.

Figura 14 - Fluxograma do programa computacional



Fonte: Elaborada pela autora (2016).

3.7 Dados do modelo

Para a análise que se pretende, alguns parâmetros tiveram seus valores definidos como dados de entrada. Esses parâmetros, com seus valores, estão sendo adotados independente das simulações dos cenários. Esses valores estão descritos na Tabela 2.

Tabela 2 – Descrição dos parâmetros utilizados no modelo.

Parâmetro	Definição	Valor	Unidade	Referência
C_1	taxa de coeficiente que determina o crescimento na densidade com o tempo	0.132	$\text{kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{min}^{-1}$	(Kromkamp; Walsby, 1990)
C_2	coeficiente que depende da taxa de dependência da luz e descreve o decaimento na densidade	1.67×10^{-5}	$\text{kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{min}^{-1} \cdot (\mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1})$	(Kromkamp; Walsby, 1990)
C_3	taxamínima de decaimento da densidade	0.023	$\text{kg} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{min}^{-1}$	(Kromkamp; Walsby, 1990)
K_1	metade da irradiação de saturação para a taxa máxima de crescimento de densidade	25	$\mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$	(Kromkamp; Walsby, 1990)
K_{SN}	metade da concentração de saturação do nitrogênio	25	$\mu\text{gN} \cdot \text{L}^{-1}$	(Kromkamp; Walsby, 1990)
K_{SP}	metade da concentração de saturação do fósforo	3	$\mu\text{gP} \cdot \text{L}^{-1}$	(Thebault; Qotbi, 1999)
k_{gmax}	taxa máxima de crescimento da colônia de cianobactérias	5.5×10^{-6}	s^{-1}	(Reynolds, 1990)
ϵ	coeficiente de penetração da luz na água	1.5	m^{-1}	(Kromkamp; Walsby, 1990)
A	parâmetro que relaciona o volume de uma célula com o volume de colônia	1.0		(Kromkamp; Walsby, 1990)
\emptyset	fator de forma para resistência	1.0		(Kromkamp; Walsby, 1990)

Fonte: Elaborada pela autora (2016).

3.8 Cenários analisados

A metodologia adotada na configuração dos cenários buscou analisar o comportamento das cianobactérias em rios com baixa velocidade e baixa profundidade para atender os objetivos do estudo. Neste caso, foi considerado um rio qualquer, com uma vazão de $3,5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, profundidade 4 metros, largura do canal de 8 metros, velocidade média de escoamento de $0,11 \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ e um trecho de estudo de 10 km, subdivididos em seções de 1 km.

Nas simulações dos diferentes cenários, foram analisados o comportamento das cianobactérias quanto a luminosidade, densidade, taxa de crescimento e flutuação da colônia de cianobactérias na vertical e na horizontal. No primeiro caso, na vertical, o estudo foi

realizado em uma seção (seção 4 km), enquanto que o segundo caso, ao longo do rio, mais especificamente no trecho de 10 km, o estudo foi realizado utilizando a técnica de reatores continuamente agitados (CSTR) em série. Além dessas variáveis foram analisados ainda no sentido horizontal, o crescimento ou produção da biomassa de cianobactérias que serviram de subsídio para o cálculo da função marginal de segurança e análise do risco e confiabilidade do corpo hídrico.

Para as diferentes simulações dos cenários propostos, considerou o tempo de luz natural no corpo hídrico de 12 horas com início às 06 horas. O estudo foi realizado no período de 24 horas. Nesse sentido, 06 horas da manhã refere-se ao tempo 0, enquanto que 8 horas refere-se ao tempo 2 horas, sendo informações a cada 2 horas até o término de 24 horas.

Os cenários 1 e 2 descrevem as simulações realizadas para o estudo na vertical realizada na coluna d'água (seção 4 km) e os cenários seguintes (3 a 6) o estudo no sentido longitudinal do rio. Os cenários serão apresentados a seguir:

3.8.1 Cenário 1

Para o cenário 1, buscou-se estudar a influência da luminosidade no corpo hídrico e os efeitos da luminosidade sobre a colônia de cianobactérias, densidade e taxa de crescimento. Foram fixadas as concentrações de nutrientes em uma coluna d'água (seção 4 km) e a temperatura na superfície da água, levando em consideração que a temperatura decai até 90% de T_0 até o fundo do canal. Ainda para este cenário, foram considerados três valores de irradiância máxima (I_m): $400 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$, $800 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$ e $1400 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$. Para algumas simulações fixou-se a luminosidade em $800 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$ e variou outros parâmetros, tais como: tempo, profundidade e grau de pertinência. Seguem dados utilizados neste cenário:

Tabela 3 – Dados dos parâmetros utilizados na simulação do Cenário 1.

PARÂMETRO	VALOR	SÍMBOLO/UNIDADE
Temperatura na superfície da água	26	°C
Temperatura no fundo do rio	24	°C
Nitrogênio total	2.500	$\mu\text{g.L}^{-1}$
Fósforo total	100	$\mu\text{g.L}^{-1}$
Clorofila <i>a</i>	25,66	$\mu\text{g.L}^{-1}$
Densidade inicial de cianobactérias	980	$\text{k}_g \cdot \text{min}^{-3}$
Diâmetro da colônia	100	μm
Profundidade inicial da colônia	3	m
Tempo	24	horas
Pertinência	1	μ

Fonte: Elaborada pela autora (2016).

3.8.2 Cenário 2

Para este cenário, assim como descrito no cenário 1, considerou os valores de irradiância máxima (I_m) de $400 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$, $800 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$ e $1400 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$ para verificar a influência da luminosidade sobre a flutuação vertical das cianobactérias na coluna d'água. Ainda objetivando avaliar a flutuação vertical da colônia de cianobactérias, fixou-se a luminosidade em $800 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$ e variou os parâmetros de temperatura da água e tamanho da colônia de cianobactérias. Utilizou-se os dados descritos na Tabela 3 e os seguintes parâmetros:

Temperatura na superfície da água - 10°C , 20°C e 26°C

Temperatura no fundo do rio - 10°C , 20°C e 24°C

Raio efetivo da colônia – $100 \mu\text{m}$, $200 \mu\text{m}$ e $300 \mu\text{m}$.

3.8.3 Cenário 3

No terceiro cenário utilizou-se os parâmetros anteriores descritos no cenário 1 (Tabela 3), assim como as irradiâncias máximas (I_m) $400 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$, $800 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$ e $1400 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$, objetivando avaliar a influência da luminosidade ao longo do rio e os efeitos sobre a densidade, flutuação e produção de biomassa. Foi selecionado um trecho de 10 km, subdivididos em 10 seções de 1 km. Em algumas simulações, fixou-se a luminosidade em $800 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$ e selecionou as seções 2, 4 e 7 km e os tempos 2, 6 e 10 horas.

Ainda neste cenário, realizou-se o cálculo do Índice de Risco *Fuzzy* e o Índice de Confiabilidade *Fuzzy*. Nesse caso, foi definido uma função marginal de segurança utilizando a função de pertinência correspondente à concentração de biomassa de cianobactérias e a concentração de $30 \mu\text{g/L}$ de clorofila *a* (estabelecido na Resolução CONAMA 357/2005 para águas de Classe 2) como sendo a função de pertinência que representa a resistência. Com os resultados da função marginal de segurança, determina-se o índice de segurança do corpo hídrico em relação ao crescimento da biomassa de cianobactérias.

3.8.4 Cenário 4

O quarto cenário trata-se de avaliar a relação do fósforo na densidade, flutuação e produção de biomassa das cianobactérias, no sentido longitudinal do rio (trecho de 10 km do rio). Além dos parâmetros anteriores descritos no cenário 1 (Tabela 3), fixou-se a

luminosidade em $800 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$ e variou a concentração de fósforo entre 50, 100 e 150 $\mu\text{g/L}$, bem como as seções 2, 4 e 7 km e os tempos 2, 6 e 10 horas.

Foi realizado ainda neste cenário, o cálculo de risco e confiabilidade *fuzzy* em relação a produção de biomassa das cianobactérias em função da influência das diferentes concentrações de fósforo.

3.8.5 Cenário 5

Utilizando os mesmos dados constantes na Tabela 3 do Cenário 1, fixou-se a luminosidade em $800 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$ e variou a temperatura em 10°C , 20°C e 26°C , as seções 2, 4 e 7 km e os tempos 2, 6 e 10 horas. Este cenário foi configurado para avaliar os diferentes graus de temperatura na a densidade, flutuação e produção de biomassa das cianobactérias no percurso de 10 km do rio.

Assim como nos cenários anteriores, foi realizado o cálculo de risco e confiabilidade *fuzzy* em relação a produção de biomassa das cianobactérias em relação as diferenças de temperatura.

3.8.6 Cenário 6

Neste último cenário, também foi utilizado os dados da Tabela 3, fixou-se a luminosidade em $800 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$ e variou o raio efetivo da colônia em 100 μm , 200 μm e 300 μm , como o objetivo de verificar a influência do diâmetro da colônia na flutuação no sentido horizontal no trecho de 10 km do rio.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados deste trabalho foram obtidos a partir das simulações de um modelo matemático, na forma *fuzzy*, utilizando um programa computacional desenvolvido com a finalidade de gerar dados que permitem analisar o movimento e crescimento de cianobactérias em ambientes fluviais, levando em consideração os fatores que exercem influência na densidade, flutuação e taxa de crescimento das cianobactérias. Esses fatores são representados pela presença de luz, de nutrientes, de temperatura e de aspectos relevantes da hidráulica fluvial. Foram construídos cenários hipotéticos considerando dados publicados na literatura, para verificar a influência da luminosidade no corpo d'água, bem como a influência dos nutrientes e da temperatura com o objetivo de avaliar a dinâmica populacional das cianobactérias quanto à densidade, flutuação e taxa de crescimento, na forma *fuzzy*.

O cenário 1 refere-se ao comportamento da luminosidade, densidade e taxa de crescimento das cianobactérias, em uma seção do rio, mais precisamente em uma coluna vertical. O cenário 2 mostra a flutuação vertical da cianobactérias na coluna d'água sob a influência da luminosidade, temperatura e diâmetro da colônia.

Os cenários seguintes são representações no sentido horizontal do rio, em um trecho de 10 km, com condições específicas para a luminosidade, concentração de fósforo, temperatura e diâmetro da colônia sobre a densidade, flutuação, produção de biomassa, função marginal de segurança, risco e confiabilidade.

Todos os cenários levaram em consideração as características *fuzzy* do modelo. A seguir estão descritos especificidades destes cenários e a análise dos resultados.

4.1 Cenário 1

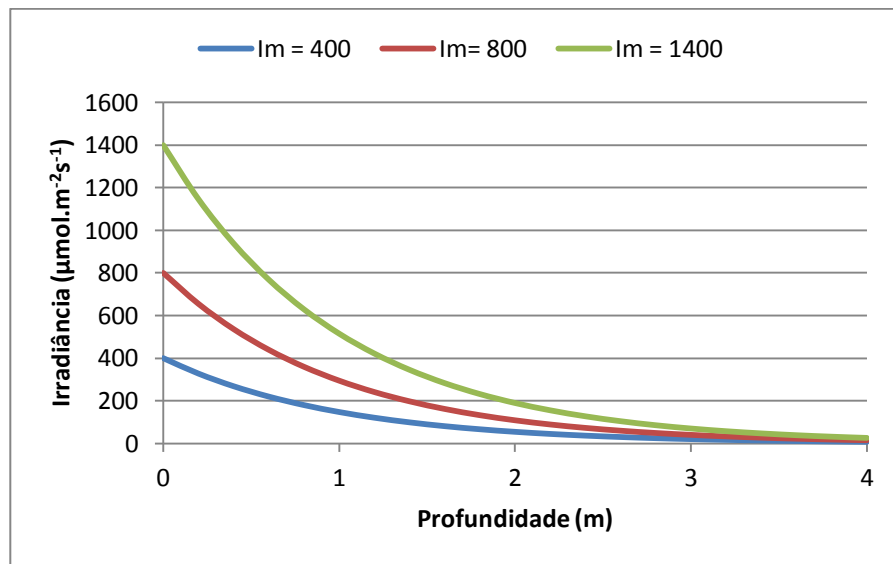
O cenário 1 apresenta os resultados sobre a influência da luminosidade no corpo d'água, bem como o efeito da luminosidade sobre a colônia de cianobactérias, densidade e taxa de crescimento, na seção 4 km do rio (coluna vertical). Para esta simulação considerou três valores de irradiâncias máximas (I_m) sendo: $400 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$, $800 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$ e $1400 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$. Para algumas simulações fixou-se a luminosidade em $800 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$ e o tempo 6 horas.

As Figuras 15, 16 e 17 são representações gráficas do perfil de luminosidade ao longo da profundidade em uma seção de um rio, para o tempo de 6 horas e irradiâncias máximas (I_m) iguais a $400 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$, $800 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$ e $1400 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$ (Figura 15) e $800 \mu\text{mol.m}^{-2}$

.s⁻¹ (Figuras 16 e 17). Observa-se que a luminosidade vai diminuindo à medida que aumenta a profundidade, aproximando-se de zero a partir de 3,0 m, (Figuras 15, 16 e 17).

Vale destacar que, na Figura 15, as diferentes irradiâncias apresentam grau de pertinência igual a 1,0, ou seja, a região onde ocorre a maior ocorrência de luminosidade. Observa-se ainda, que as diferentes irradiâncias exibem o mesmo comportamento em relação a profundidade do rio, no entanto, quanto maior a intensidade da irradiância, maior a energia disponível que exerce influência sob as cianobactérias presentes no meio aquático.

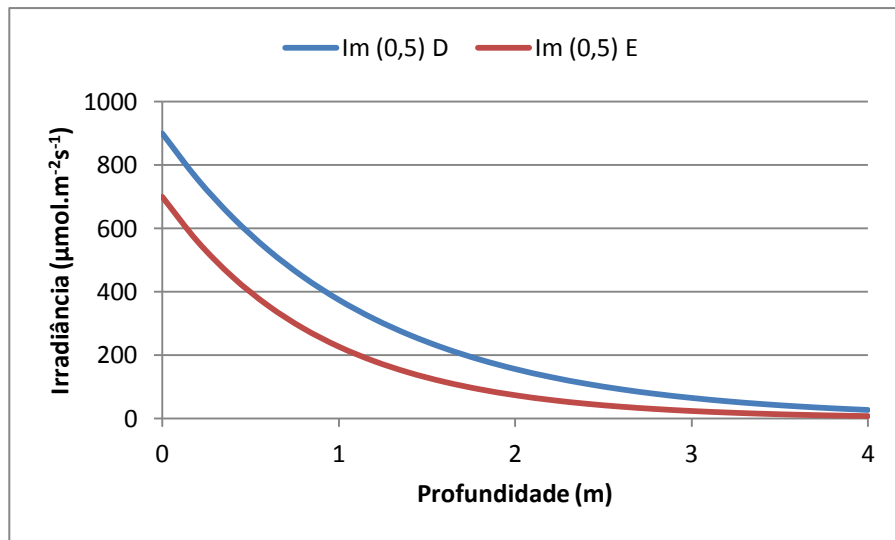
Figura 15 – Perfil de luminosidade para o tempo de 6 horas, diferentes irradiâncias (I_m) e grau de pertinência igual a 1,0.



Fonte: Autora (2016).

A Figura 16 mostra ainda o perfil de luminosidade com grau de pertinência 0,5, demonstrando a região onde tem a maior possibilidade de ocorrência de luminosidade com valores máximos e mínimos limitados pelas duas curvas as quais possuem grau de pertinência igual a 0,5. Assim como mostrado anteriormente, esses valores vão diminuindo à medida que aumenta a profundidade. É importante destacar o papel da região compreendida entre as curvas da Figura 16 em que, nesta região, se encontra o corte de nível 0,5, o que corresponde que todos os valores compreendidos entre as curvas tem grau de pertinência maior do que 0,5. Isto quer dizer que os valores da luminosidade localizada nesta região tem possibilidade de ocorrência maior do que o grau de pertinência 0,5.

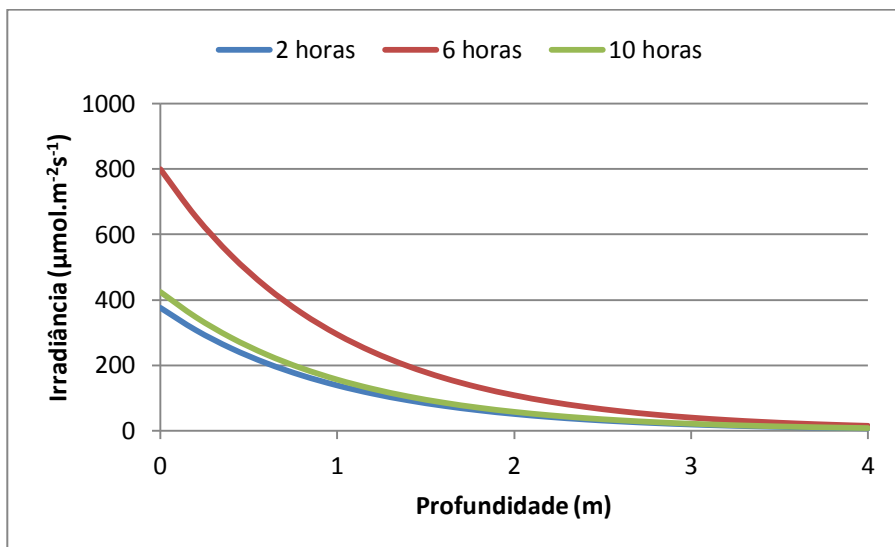
Figura 16 – Perfil de luminosidade para irradiância (I_m) igual a $800 \mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$, tempo de 6 horas e grau de pertinência igual a 0,5.



Fonte: Autora (2016).

É possível também avaliar a luminosidade em diferentes horas do dia em relação à profundidade do rio (Figura 17), onde é possível verificar que o tempo de 6 horas apresenta uma irradiância maior em relação ao tempo de 2 horas e 10 horas, respectivamente. Isto se deve ao fato de que no tempo de 6 horas há uma incidência maior de luz solar, favorecendo um aumento da luminosidade no corpo aquático.

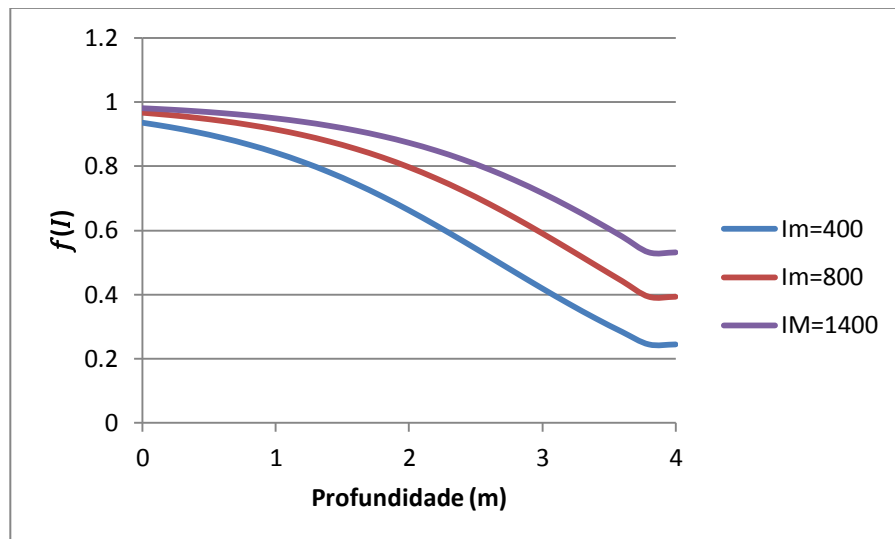
Figura 17 - Perfil de luminosidade para irradiância (I_m) igual a $800 \mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ em diferentes tempos e grau de pertinência igual a 1,0.



Fonte: Autora (2016).

As Figuras 18 a 20 apresentam graficamente o perfil da função luminosidade ao longo da profundidade, para o tempo de 6 horas e irradiâncias máximas (I_m) iguais a $400 \mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$, $800 \mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ e $1400 \mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ (Figura 18) e $800 \mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ (Figuras 19 e 20). A função luminosidade tem como finalidade avaliar o efeito da luminosidade sobre a colônia de cianobactérias. Observa-se na Figura 18 que à medida que aumenta a profundidade do rio, diminui o efeito da luminosidade sobre a colônia de cianobactérias. Isto ocorre para as diferentes irradiâncias, porém, quanto maior a intensidade da luz ($1400 \mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$) maior o efeito sobre a colônia de cianobactérias. Considerando que no fundo do rio o efeito da variação da luminosidade é insignificante, adotou-se para a condição de contorno no fundo do rio $\frac{dI}{dz} = 0$.

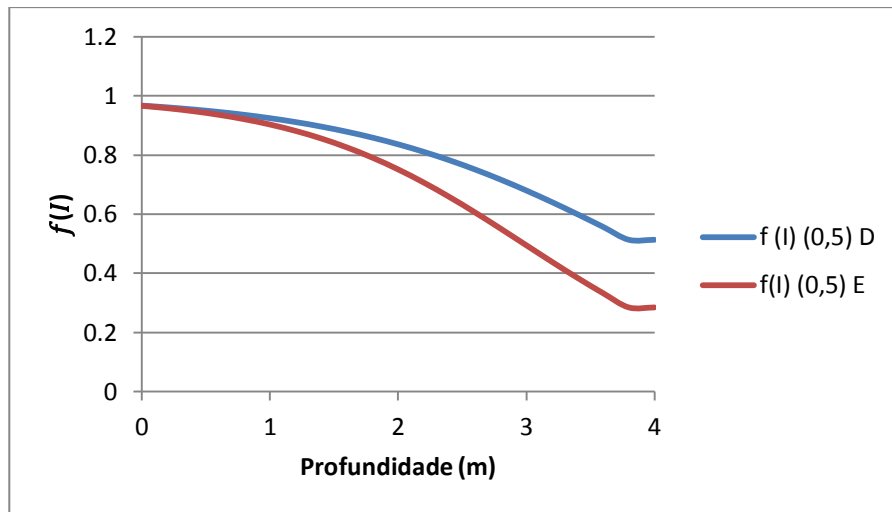
Figura 18 - Perfil da função luminosidade ($f(I)$) para o tempo de 6 horas, diferentes irradiâncias (I_m) e grau de pertinência igual a 1,0.



Fonte: Autora (2016).

Com relação a Figura 19, é possível verificar o perfil da função luminosidade com grau de pertinência 0,5. Entre as duas curvas superior e inferior, observa-se a região de corte para os números *fuzzy* com graus de pertinência superior a 0,5. Ou seja, a função luminosidade nesta região tem grau de pertinência superior a 0,5, o que indica a região com maior possibilidade de ocorrência da função luminosidade. A distância entre essas duas curvas representa a largura da base dos números *fuzzy* com graus de pertinência maior ou igual a 0,5. Outra observação importante, é que esta base cresce a medida que a profundidade aumenta, fazendo com que aumente o campo de números *fuzzy* com grau de pertinência superior a 0,5.

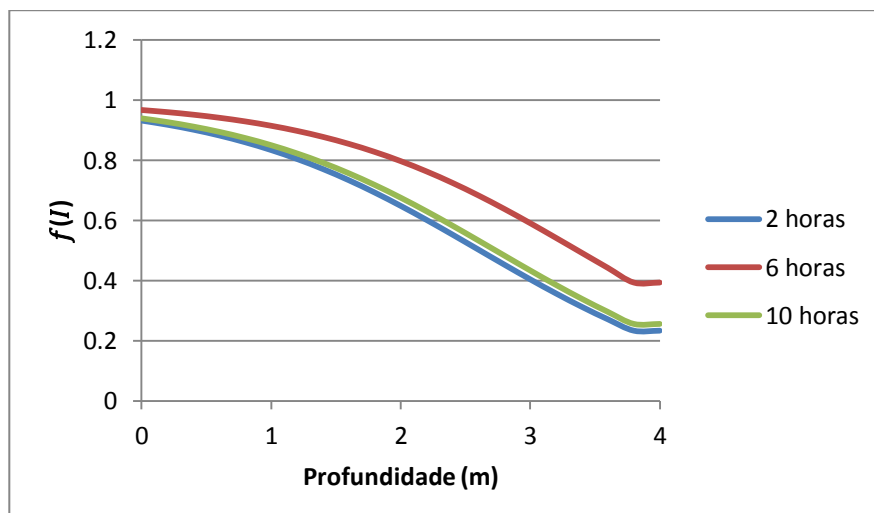
Figura 19 - Perfil da função luminosidade ($f(I)$) para irradiância (I_m) igual a $800 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$, tempo de 6 horas e grau de pertinência igual a 0,5.



Fonte: Autora (2016).

A análise seguinte, Figura 20, configura-se o perfil da função luminosidade com grau de pertinência igual a 1,0 em diferentes tempos ao longo do dia, denotando a região com maior influência da luz sobre a colônia de cianobactérias de acordo com o tempo de exposição à luminosidade. Observa-se que o perfil nos tempos 2 horas e 10 horas são muito próximos, enquanto que para o tempo de 6 horas há uma expressividade diferente nos resultados, visto que denota o tempo com maior incidência solar, favorecendo um efeito maior sobre a colônia de cianobactérias.

Figura 20 - Perfil da função luminosidade ($f(I)$) para irradiância (I_m) igual a $800 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$ em diferentes tempos e grau de pertinência igual a 1,0.

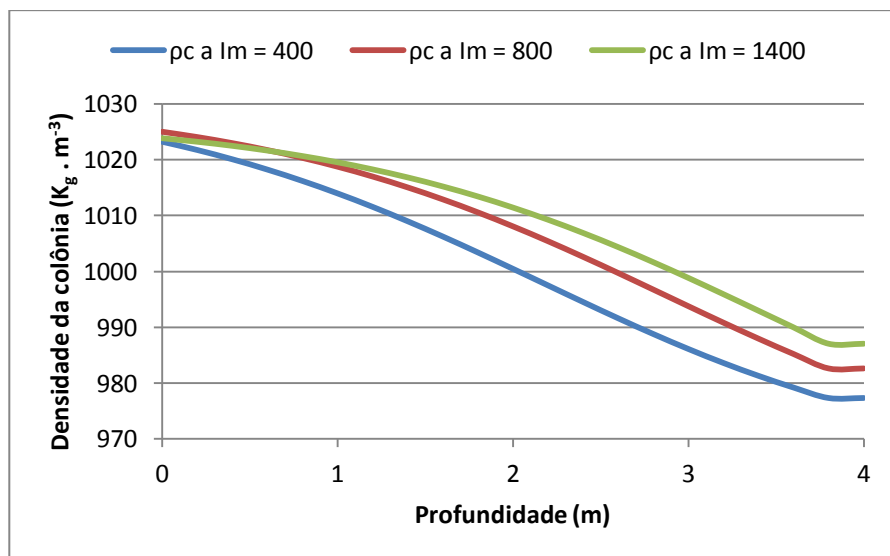


Fonte: Autora (2016).

As Figuras 21 a 24 mostram a influência da luminosidade para o tempo de 6 horas nos perfis de densidade e taxa de crescimento das cianobactérias, onde é possível observar que, mesmo sob irradiâncias diferentes, estas tem comportamento similar quanto ao efeito na densidade e na taxa de crescimento de cianobactérias, uma vez que decaem a medida que aumenta a profundidade do rio. No entanto, a densidade e taxa de crescimento nas condições da iluminação de $400 \mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ demonstrou um decaimento mais expressivo que as demais. Este resultado mostra que a influência da luminosidade na dinâmica das cianobactérias não é linear.

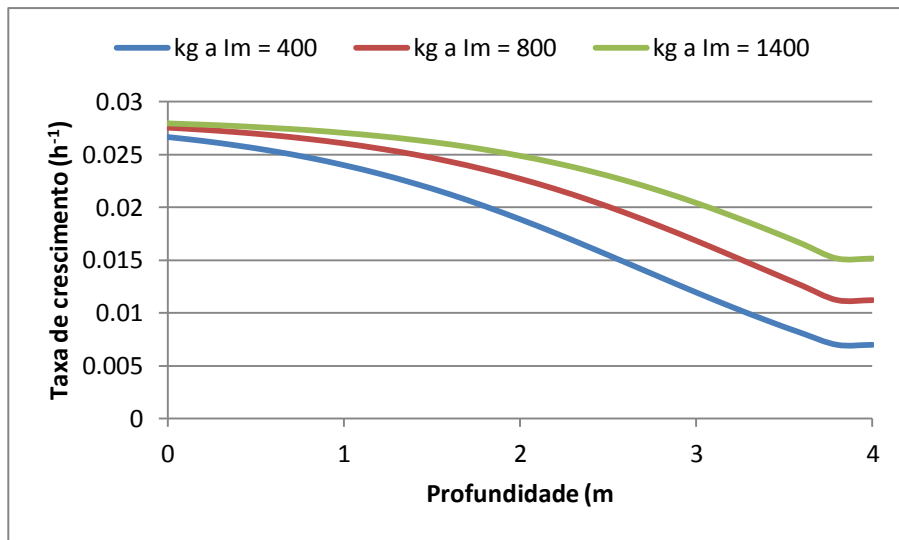
As Figuras 21 e 22 ilustram o comportamento da densidade e da taxa de crescimento bacteriano para diferentes irradiâncias, considerando o grau de pertinência igual a 1,0. Os resultados mostram que a presença da luminosidade com maior ou menor intensidade é determinante no processo de desenvolvimento das cianobactérias. Como pode ser visto para uma luminosidade de $400 \mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$, a variação da densidade e da taxa de crescimento são mais significativos do que quando a luminosidade é de $1400 \mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$. Por outro lado, os resultados mostram que a taxa de variação para essas funções, como uma luminosidade acima de $800 \mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$, possuem um comportamento nas suas variabilidades muito próximas, o que permite dizer que esses parâmetros se comportam de forma mais regular com a variação da luminosidade.

Figura 21 - Perfil da densidade de cianobactérias (ρ_c) para o tempo de 6 horas, diferentes irradiâncias (I_m) e grau de pertinência igual a 1,0.



Fonte: Autora (2016).

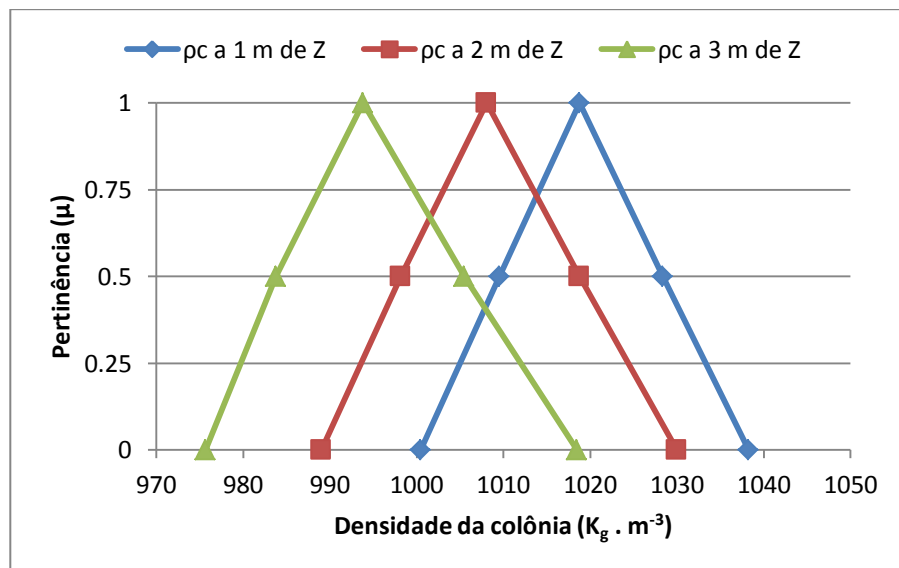
Figura 22 - Perfil da taxa de crescimento de cianobactérias (k_g) para o tempo de 6 horas, diferentes irradiâncias (I_m) e grau de pertinência igual a 1,0.



Fonte: Autora (2016).

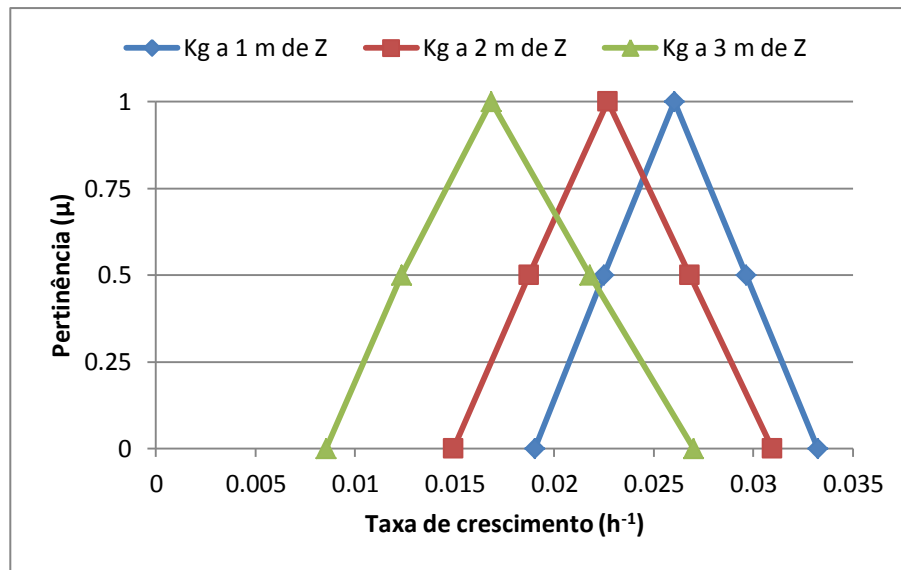
Nas Figuras 23 e 24, encontra-se a densidade de cianobactérias e taxa de crescimento das cianobactérias, respectivamente, para diferentes graus de pertinência e profundidades, para irradiância igual a $800 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$ e tempo de 6 horas.

Figura 23 - Densidade de cianobactérias (ρ_c) com irradiância (I_m) igual a $800 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$, tempo de 6 horas e diferentes graus de pertinência e profundidades (Z).



Fonte: Autora (2016).

Figura 24 - Taxa de crescimento de cianobactérias (k_g) com irradiância (I_m) igual a $800 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$, tempo de 6 horas e diferentes graus de pertinência e profundidades (Z).



Fonte: Autora (2016).

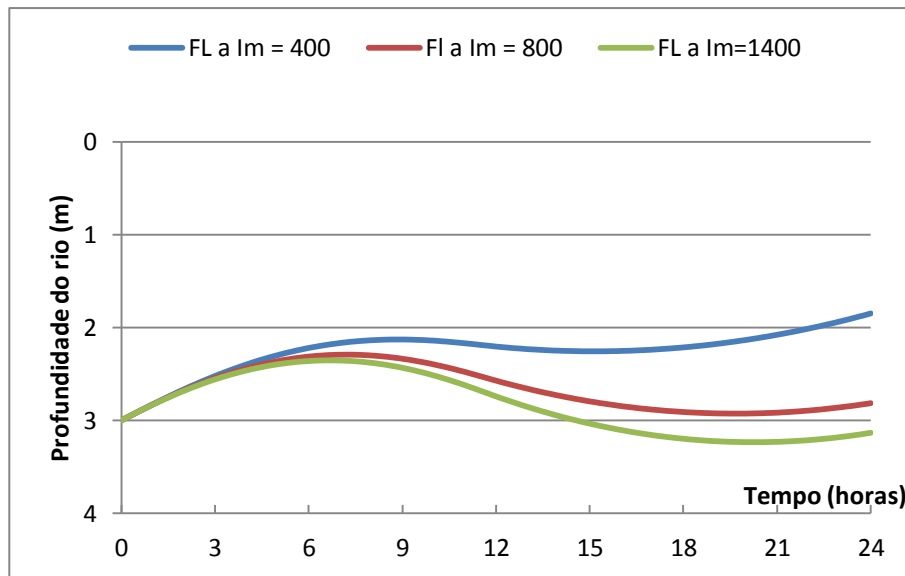
Observa-se que a medida que aumenta a profundidade do rio, a densidade de cianobactérias diminui (Figura 23) e comportamento semelhante ocorre com a taxa de crescimento de cianobactérias (Figura 24). No entanto, na profundidade de 3 metros, o decaimento foi mais intenso tanto na densidade quanto na taxa de crescimento. Isto se deve ao fato que a luminosidade também diminui ao longo da profundidade, conforme mostrado na Figura 16, e as cianobactérias utilizam a luz como fonte de energia, uma vez que são organismos fotoautotróficos. Ainda, vale destacar, a dinâmica das funções de pertinência com a profundidade, mostrando, assim, o desempenho do modelo em diferentes frentes.

4.2 Cenário 2

Neste cenário, verificou-se a influência da luminosidade, da temperatura e do diâmetro da colônia de cianobactérias na flutuação vertical da seção 4 km. Utilizou as irradiâncias máximas (I_m) $400 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$, $800 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$ e $1400 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$. Para algumas simulações fixou-se a luminosidade em $800 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$, 10°C , 20°C e 26°C para a temperatura e $100 \mu\text{m}$, $200 \mu\text{m}$ e $300 \mu\text{m}$ para o diâmetro da colônia de cianobactérias.

Apresenta-se nas Figuras 25 a 28, o movimento da colônia de cianobactérias em relação à profundidade e ao tempo, sendo a Figura 25 sob diferentes irradiâncias e as Figuras 25 a 27 sob $I_m = 800 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$.

Figura 25 - Flutuação da colônia de cianobactérias (FL) em relação a profundidade e ao tempo e sob diferentes irradiâncias (I_m)



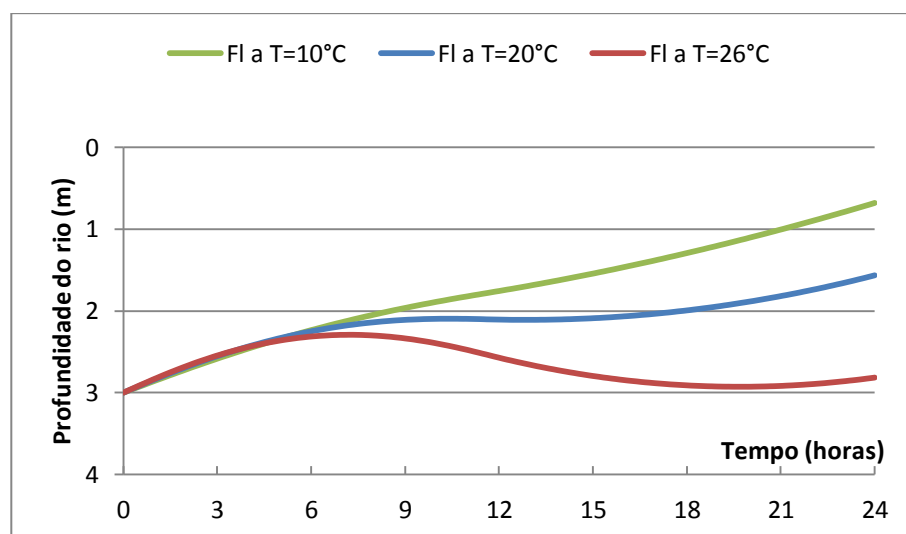
Fonte: Autora (2016).

Neste caso, observa-se na Figura 25 que a colônia de cianobactérias posiciona-se a 3,0 metros de profundidade no tempo inicial e tende a subir para mais próximo da superfície até uma profundidade de aproximadamente 2,5 metros até o tempo de 6 horas, permanecendo nessa profundidade até 9 horas, mesmo sob irradiâncias diferentes. Após esse período, a flutuação da colônia sob $I_m = 400 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$ permanece estável até o término de 24 horas, havendo um pequeno deslocamento em direção a superfície, para ~2,0 metros, após 21 horas. Com relação à flutuação com $I_m = 800 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$ e $I_m = 1.400 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$, após o período de 9 horas, há um afundamento da colônia retornando a profundidade inicial de 3,0 metros para $I_m = 800 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$ e abaixo de 3,0 metros para $I_m = 1.400 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$. Esse movimento de flutuação das cianobactérias ocorre no horário de fotoperíodo de 12 horas, uma vez que as cianobactérias se deslocam em direção a superfície da água em busca de energia por meio da fotossíntese. No entanto, nesse período, à medida que as células recebem luminosidade suficiente, elas direcionam-se ao fundo do rio em busca de condições ideais para seu desenvolvimento, o que explica o afundamento da colônia após as 9 horas (Figura 25). É importante destacar que este movimento é apenas um movimento médio da flutuação da colônia, tendo em vista que não foram utilizados as velocidades instantâneas em cada ponto de profundidade, mas sim uma média da velocidade ao longo da coluna d'água considerada. Mesmo assim, verifica-se que para a luminosidade de $400 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$ houve um distanciamento no comportamento do movimento de flutuação da colônia, com relação às

demais simulações, mostrando que neste caso, o movimento é menos intenso do que nos demais casos. Isto é decorrente da taxa de decaimento da luminosidade, uma vez que para a irradiância de $1.400 \mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$, o modelo mostrou-se mais sensível do que para as demais simulações.

A Figura 26 mostra a flutuação da colônia de cianobactérias para diferentes temperaturas e observa-se que, após o tempo inicial, ambas migram em direção a superfície da água. No entanto, para a temperatura 10°C a migração é crescente no período de 24 horas, enquanto que, para a temperatura 20°C o movimento ascendente ocorre até o tempo ~ 9 horas, a uma profundidade de 2 metros, permanecendo nessa condição até o tempo ~ 17 horas e volta a subir em direção a superfície. Com relação à temperatura 26°C , a migração vertical ascendente ocorre até o tempo ~ 8 horas e volta a cair após esse período, voltando a sua condição inicial de 3,0 metros de profundidade no tempo ~ 18 horas. Assim, como a colônia se movimenta em direção a superfície da água em busca de luminosidade (Figura 25), o fenômeno não é diferente o objeto de comparação é a temperatura (Figura 26), visto que, em condições de luz a temperatura da água na superfície é mais intensa e vai diminuindo em relação à profundidade. Nesse sentido a medida que diminui a temperatura da água, a colônia de cianobactérias se desloca em direção superfície da água, em busca de condições ideais de temperatura.

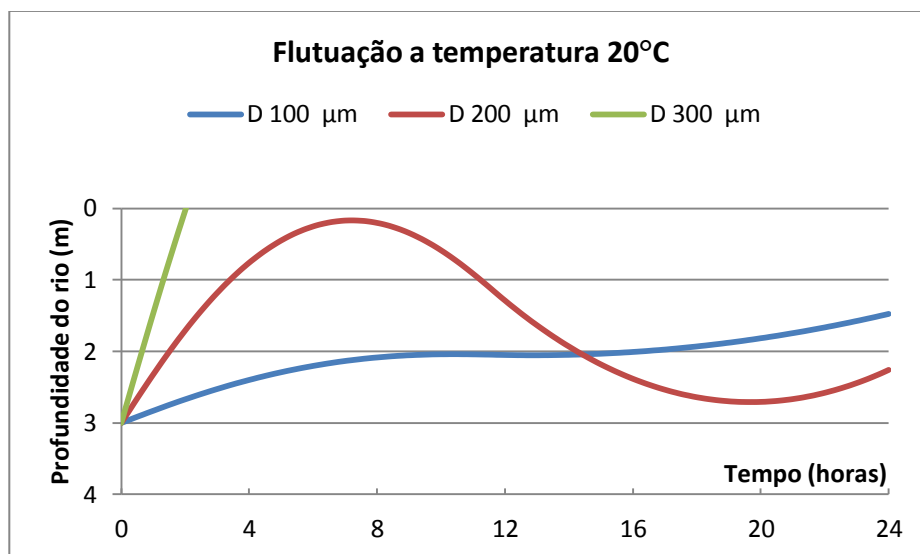
Figura 26 – Flutuação da colônia de cianobactérias (FL) em relação a profundidade e ao tempo, sob irradiância (I_m) igual a $800 \mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ e diferentes temperaturas (T)



Fonte: Autora (2016).

As Figuras 27 e 28 são representações da flutuação da colônia de cianobactérias em relação à profundidade e ao tempo com tamanhos diferentes, 100 μm , 200 μm e 300 μm de diâmetro e sob condições de temperatura diferentes, 20°C e 26°C, respectivamente. Para estas representações a posição da colônia no tempo inicial em relação à profundidade foi de 3,0 metros. Na Figura 26 encontra-se a flutuação nas condições de temperatura 20°C e observa-se que nestas condições de temperatura, a colônia de cianobactérias possui comportamentos muito diferentes de acordo com o tamanho do diâmetro. Para D 100 μm , a colônia após o tempo inicial, flutua em direção a superfície até a profundidade 2 metros, onde fica estável no período entre ~9 e ~17 horas, voltando a flutuar à superfície após esse período. Com relação à colônia de diâmetro 200 μm , a colônia, após o tempo inicial, direciona-se para a superfície do rio a uma profundidade de 0,2 metros, permanecendo nessa condição com pequenas oscilações na profundidade, entre os tempos ~6 e ~8 horas. Após esse período, volta a afundar chegando a 2,5 metros no tempo 20 horas. Quanto à colônia de diâmetro 300 μm , após a sua condição inicial, esta gastou apenas 2 horas para migrar até a superfície da água, permanecendo nessa condição até o término do período de 24 horas. Estes resultados estão de acordo com os trabalhos de Kromkamp e Walsby (1990) e Guven e Howard (2006).

Figura 27 – Flutuação da colônia de cianobactérias (FL) em relação a profundidade e ao tempo, sob irradiância (I_m) igual a 800 $\mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$, temperatura 20°C e diferentes diâmetros da colônia.

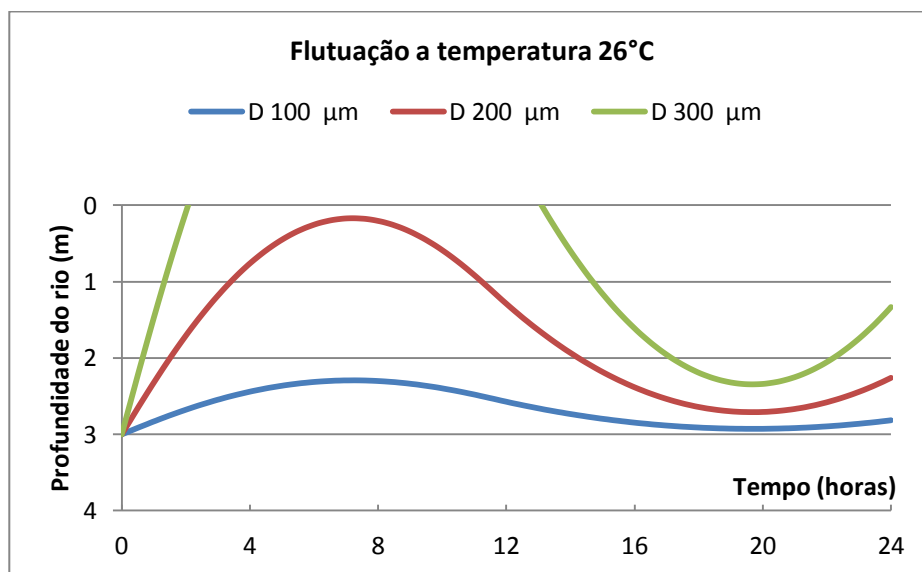


Fonte: Autora (2016).

Sequencialmente, o comportamento da colônia de cianobactérias com diâmetros diferentes (Figura 28), a uma temperatura de 26°C é semelhante. No entanto, a variação da

flutuação da colônia varia um pouco da Figura 26 em virtude da diferença da temperatura. Observa-se que a colônia com D 100 μm flutuou de sua condição inicial em direção ascendente até uma profundidade de $\sim 2,5$ metros e, após o tempo de 8 horas, começa o processo de afundamento, voltando a condição inicial de 3,0 metros no tempo ~ 18 horas. A colônia com D 300 μm também obteve flutuação diferente da descrita na temperatura de 20°C (Figura 26), uma vez que após 2 horas do deslocamento de sua condição inicial, a colônia permanece na superfície até o tempo 13 horas e logo após inicia-se a flutuação em direção ao fundo a uma profundidade de 2,3 metros. Quanto à colônia com D 200 μm não houve variação significativa daquela descrita na Figura 27.

Figura 28 – Flutuação da colônia de cianobactérias (FL) em relação a profundidade e ao tempo, sob irradiância (I_m) igual a $800 \mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$, temperatura 26°C e diferentes diâmetros da colônia.



Fonte: Autora (2016).

De acordo com Reynolds e Walsby (1975), a velocidade de flutuação das cianobactérias é influenciada em grande parte pelo seu tamanho e neste caso, as colônias maiores podem migrar mais rapidamente, devido às suas velocidades flutuantes ou de afundamento intrinsecamente mais elevadas. Além disso, o tamanho maior tem um significado adaptativo em relação às condições turbulentas das águas onde ocorrem florações.

Outro fator importante destacado por Reynolds e Walsby (1975), é a densidade da colônia das cianobactérias, que é fortemente influenciada pelo seu grau de vacuolização de gás, que determina apenas se a colônia flutua ou afunda. Variando a sua densidade através da

regulação do seu conteúdo de vacúolos de gás, estas colônias têm a capacidade de controlar seus movimentos verticais. Sendo, portanto, o seu tamanho que influencia na velocidade da flutuação.

Em estudo realizado por Kromkam e Waslby (1990) sobre a influência do diâmetro da colônia na migração vertical, eles afirmam que as grandes colônias migram mais rapidamente e visitam camadas de água mais profundas e mais próximas da superfície com mais frequência. Estas visitas podem trazer benefícios em relação às oportunidades de colheita de luz. No entanto, os autores concluem que pode haver uma pressão ecológica considerável no tamanho da colônia e que a importância do tamanho da colônia deve ser melhor investigada.

Com relação à influência da temperatura, as cianobactérias tem a capacidade de adaptação nos mais diferentes meios tendo uma preferência para temperaturas mais elevadas, entre 15°C a 30°C (BRASIL, 2003). A temperatura ótima varia de espécie para espécie, de acordo com seu metabolismo, e nos exemplos apresentandos nas Figuras 27 e 28, não houve grandes variações na flutuação provocadas pelas diferenças das temperaturas 20°C e 26°C.

4.3 Cenário 3

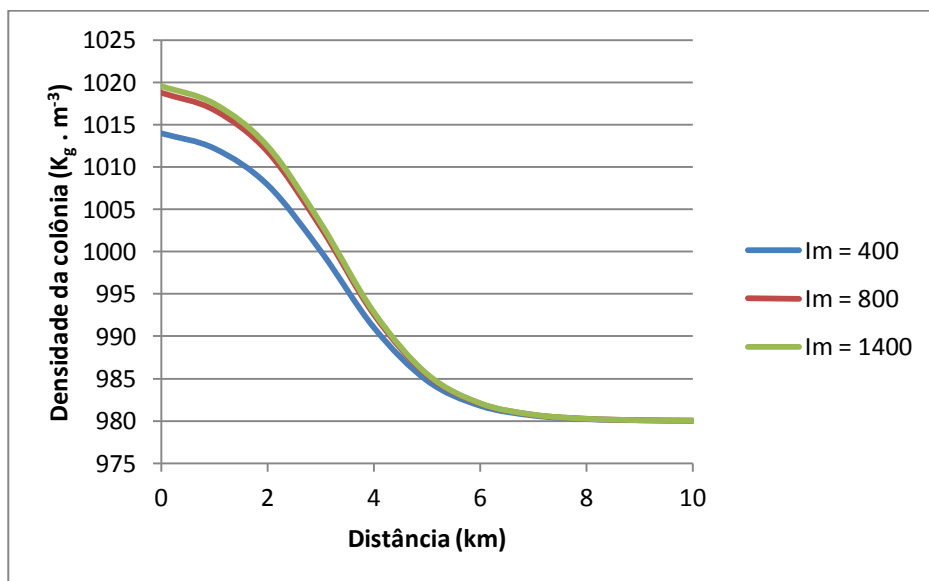
Este cenário trata da influência da luminosidade no corpo hídrico, no sentido longitudinal do rio, em um trecho de 10 km, e seus efeitos sobre a densidade, flutuação, produção de biomassa, função marginal de segurança, risco e confiabilidade. Utilizou-se as irradiâncias máximas (I_m) 400 $\mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$, 800 $\mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$ e 1400 $\mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$ e, para algumas simulações, fixou-se a luminosidade em 800 $\mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$; as seções 2, 4 e 7 km e os tempos 2, 6 e 10 horas.

As Figuras 29 a 31 são ilustrações do perfil de densidade ao longo do rio, para o tempo de 6 horas e irradiâncias máximas (I_m) iguais a 400 $\mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$, 800 $\mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$ e 1400 $\mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$ (Figura 29) e 800 $\mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$ (Figuras 30 e 31). Na Figura 29, observa-se que a densidade nas condições de I_m 400 $\mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$ apresentou uma variação de decaimento mais expressivo do que quando a I_m 800 $\mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$ e 1400 $\mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$. No entanto, o perfil de densidade apresentou comportamento semelhante, mesmo sob irradiâncias diferentes, com variações muito próximas no decaimento da densidade ao longo do rio, o que permite afirmar que a densidade se comporta de forma semelhante com a variação da luminosidade.

Nota-se ainda, na Figura 29, que a densidade retorna a sua condição inicial de 980 kg.m^{-3} a partir de 7 km, provavelmente pela diminuição dos nutrientes no decorrer das seções ao longo do rio. A partir desta seção, a colônia de cianobactérias adota estratégias adaptativas

ao meio aquático visto que ainda há condições de sobrevivência no corpo d'água, tais como luminosidade, temperatura e baixa concentração de nutrientes. Segundo Fernandes *et al.* (2005) e Sant'anna *et al.* (2006), as cianobactérias desenvolveram estratégias adaptativas no decorrer do período evolutivo, tais como assimilação de ortofosfato em excesso, fixação de nitrogênio na forma gasosa (N_2) quando não há concentração mínima crítica de nitrogênio na forma iônica assimilável na água e produção de células diferenciadas que funcionam como esporos de resistência em condições adversas, permitindo a sobrevivência da célula por longos períodos. Porém, se o ambiente não permanece eutrofizado, não há aporte suficiente de nitrogênio e fósforo para sustentar o crescimento rápido e massivo das espécies nocivas, especialmente as coloniais, que necessitam de maiores quantidade de nutrientes para otimizar a reprodução.

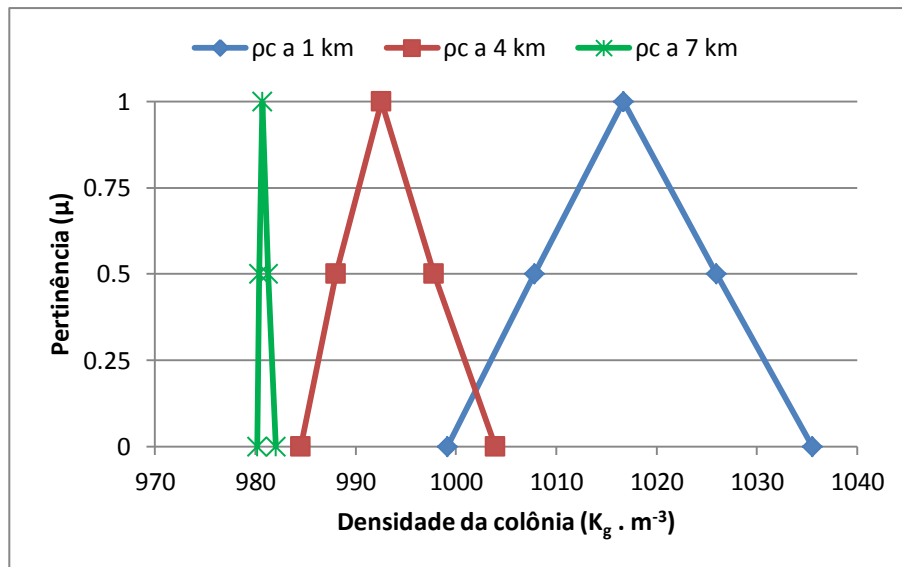
Figura 29 – Perfil da densidade de cianobactérias (ρ_c) ao longo do rio para o tempo de 6 horas, diferentes irradiâncias (I_m) e grau de pertinência igual a 1,0.



Fonte: Autora (2016).

Quanto a Figura 30, sob I_m de $800 \mu mol \cdot m^{-2} \cdot s^{-1}$, esta demonstra a densidade de cianobactérias em diferentes seções do rio e graus de pertinência. Observa-se que a região da seção 1 km apresentou um distanciamento maior que as demais seções. Entretanto, na seção 7 km, o decaimento da densidade foi mais significativo, confirmando o que foi dito na Figura 25, em que a diminuição da concentração de nutrientes interfere progressivamente no decaimento da densidade de cianobactérias.

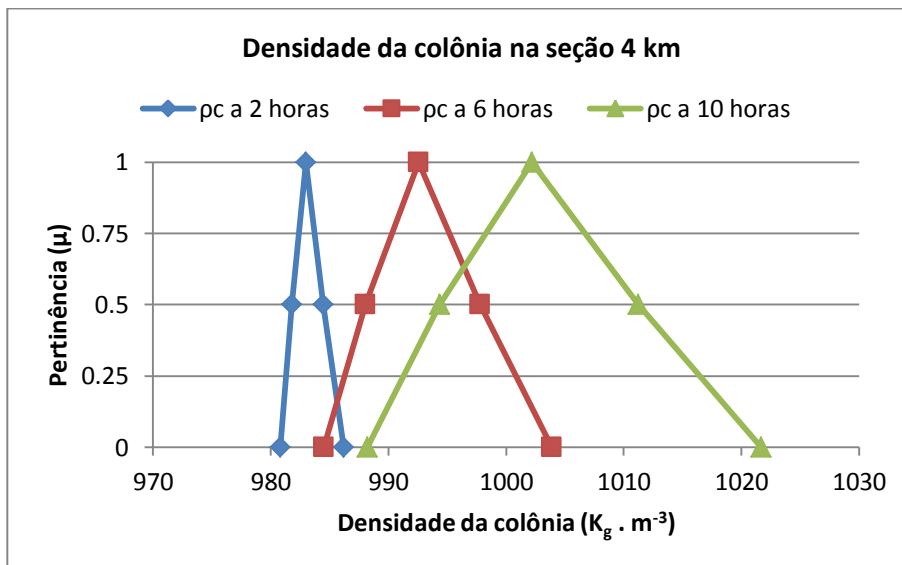
Figura 30 - Densidade de cianobactérias (ρ_c) com irradiância (I_m) igual a $800 \mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$, tempo de 6 horas e diferentes graus de pertinência e seções do rio.



Fonte: Autora (2016).

Com relação à Figura 31, é mostrado as funções de pertinência para a densidade na seção 4 km, em diferentes horas do dia, com o objetivo de avaliar o comportamento da densidade ao longo do dia sob I_m de $800 \mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$. Observa-se que essas funções de pertinência se deslocam à medida que aumenta o tempo ao longo do dia, havendo um crescimento progressivo da densidade em relação ao tempo.

Figura 31 - Densidade de cianobactérias (ρ_c) na seção 4 km do rio, irradiância (I_m) igual a $800 \mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ em diferentes tempos e graus de pertinência.

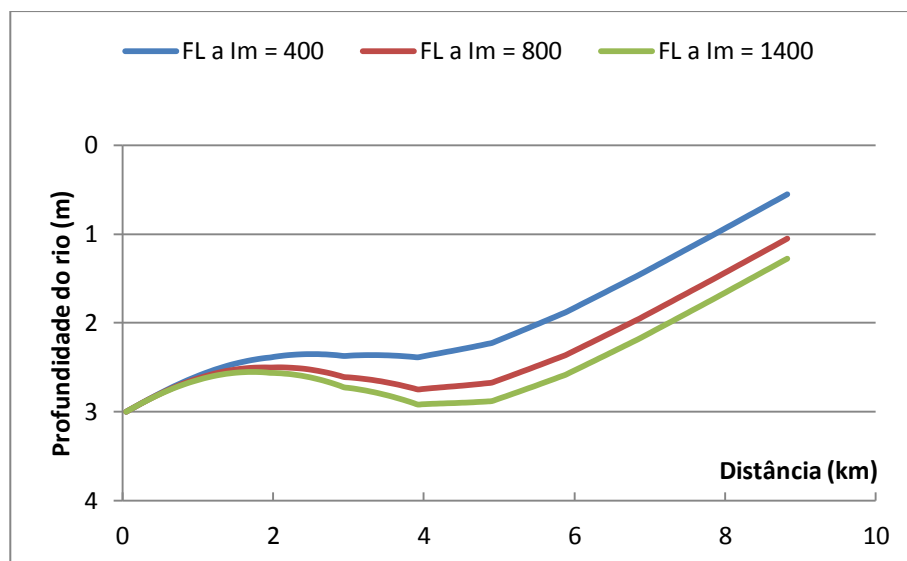


Fonte: Autora (2016).

Observa-se ainda na Figura 31, que no tempo 10 horas houve uma influência significativa na densidade, apresentando a região com distanciamento maior que nos demais tempos, com o valor de maior pertinência ($\mu = 1$) em torno de $1000 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$. Esta ocorrência se deve ao fato de que há boas condições ambientais no meio aquático, mesmo que nesse período há uma diminuição da luminosidade e da temperatura.

A Figura 32, representa a flutuação horizontal da colônia de cianobactérias ao longo do rio, em um trecho de 10 km, sob diferentes irradiâncias no período de 24 horas. O comportamento da flutuação ao longo das seções do rio foi semelhante para as diferentes irradiâncias, mostrando que a colônia percorreu aproximadamente 8,8 km no período de 24 horas. As variações ocorreram em relação à profundidade, conforme já discutido anteriormente, que quanto maior a intensidade da luz maior o efeito sobre a colônia de cianobactérias, influenciando significativamente na migração vertical da colônia. Além disso, que à medida que diminui a luminosidade ao longo do dia, a colônia flutua em busca de luz.

Figura 32 – Flutuação da colônia de cianobactérias (FL) ao longo do rio em relação a profundidade (Z), distância e diferentes irradiâncias.



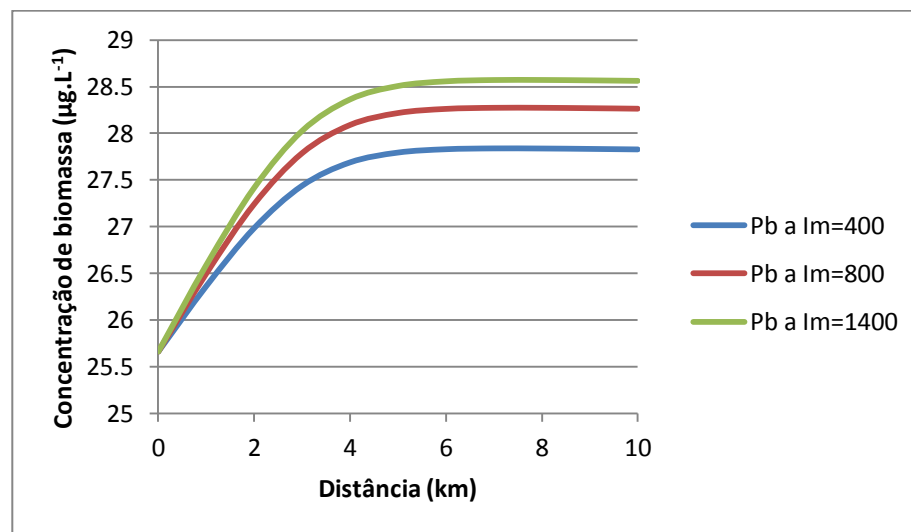
Fonte: Autora (2016).

As Figuras 33 a 35 apresentam graficamente o perfil de produção de biomassa de cianobactérias ao longo do rio, no tempo 6 horas e irradiâncias máximas (I_m) iguais a $400 \mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$, $800 \mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ e $1400 \mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ (Figura 32) e $800 \mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$ (Figuras 33 e 34). Ao analisar a Figura 33, nota-se que há um crescimento acentuado da produção de biomassa ao longo das seções do rio, no entanto, torna-se estável a partir da seção 5 km em

virtude das condições ambientais ideais presentes no meio aquático. Observa-se ainda que, assim como as figuras anteriores, a produção de biomassa foi menor para I_m igual a 400 $\mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$, confirmando o que foi dito anteriormente quanto a importância da intensidade luminosa na oferta de energia para o crescimento das cianobactérias.

Vale salientar que, segundo Esteves (1998), o estudo de produção de biomassa das cianobactérias em um único método não é suficiente para avaliar de maneira eficaz, devido o curto ciclo de vida desses organismos, as perdas por herbivoria, por sedimentação e por outros fatores que mascaram a produção de biomassa real, proporcionados resultados apenas de estimativa dos dados reais. Para resultados mais próximos da realidade, faz-se necessário a adoção de outros parâmetros, tais como a quantificação de compostos diretamente ligados à fotossíntese, tais como oxigênio e carbono.

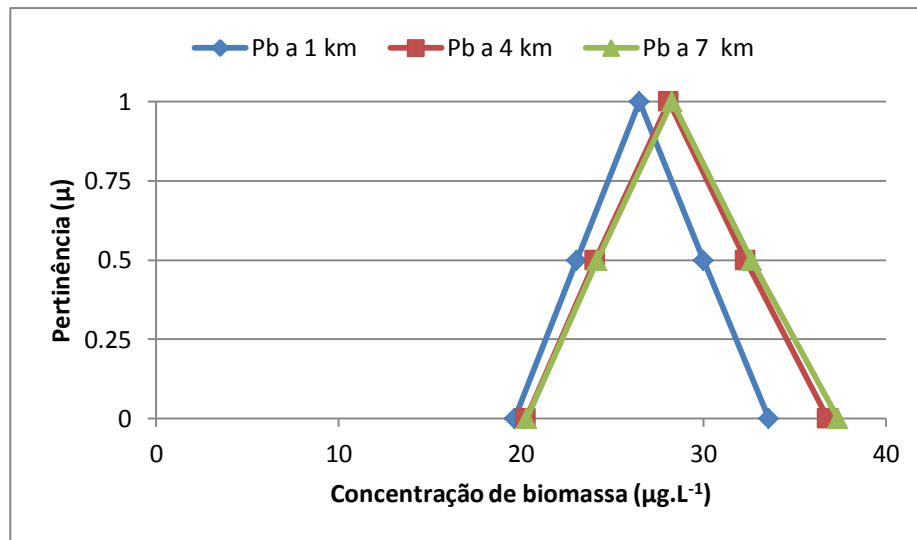
Figura 33 – Perfil da produção de biomassa (P_b) de cianobactérias ao longo do rio, no tempo 6 horas, diferentes irradiâncias e grau de pertinência igual a 1,0.



Fonte: Autora (2016).

A Figura 34 mostra o comportamento da produção de biomassa das cianobactérias no tempo 6 horas em diferentes seções e grau pertinência 1.0, onde é possível observar que a produção de biomassa ocorre de maneira semelhante nas seções, apresentando valores muito próximos, em torno de $26,5 \mu\text{g.L}^{-1}$ para seção 1 km e $28,1$ e $28,3 \mu\text{g.L}^{-1}$ para as seções 4 e 7 km, respectivamente. Os resultados mostram que nestas seções não há diferenças significativas na produção de biomassa.

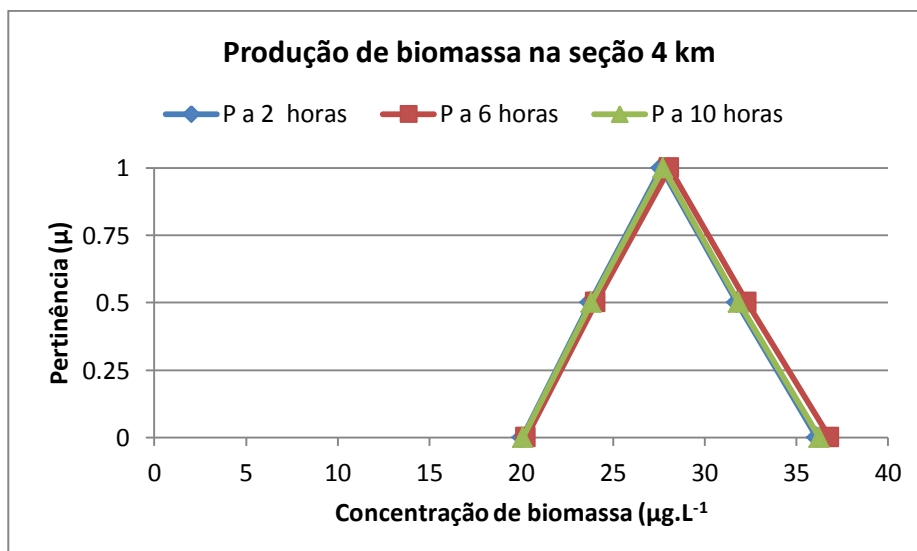
Figura 34 - Produção de biomassa (Pb) de cianobactérias no tempo 6 horas com irradiância (I_m) igual a $800 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$, diferentes seções e graus de pertinência.



Fonte: Autora (2016).

Quanto a Figura 35, a produção de biomassa é apresentada na seção 4 km nos tempos 2 horas, 6 horas e 10 horas e observa-se que não houve alterações relevantes nesse período, com valores de $27,6$, 28 e $27,7 \mu\text{g.L}^{-1}$ para os respectivos tempos, com grau de pertinência $1,0$. Isto se deve ao fato que mesmo sobre as diferenças na intensidade luminosa nos referidos tempos, outros fatores ambientais permaneceram ideais para a produção de biomassa de cianobactérias.

Figura 35- Produção de biomassa (Pb) de cianobactérias na seção 4 km sob irradiância (I_m) igual a $800 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$ em diferentes tempos e graus de pertinência.



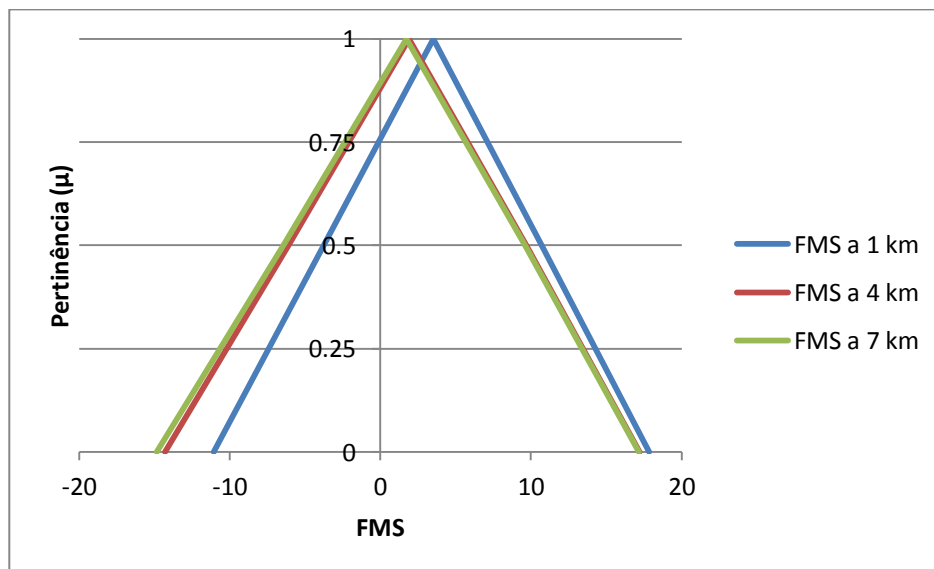
Fonte: Autora (2016).

Na sequência, estão dispostos os gráficos das funções marginais de segurança para irradiância $800 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$ no tempo 6 horas (Figuras 36 e 37) e diferentes irradiâncias (Figura 38).

Conforme descrito na metodologia, a função marginal de segurança é calculada a partir da diferença entre a resistência do rio, normalmente estabelecido na legislação, e a função de pertinência correspondente à concentração de cianobactérias presentes no rio na sua forma *fuzzy*. Com estes dados, é possível calcular os índices do risco e da confiabilidade e, assim, determinar o índice de segurança do corpo hídrico. Para este estudo, utilizou-se a concentração de clorofila *a* ($30 \mu\text{g.L}^{-1}$), para rios de Classe 2, estabelecido na Resolução CONAMA 357/2005, como parâmetro de resistência.

A Figura 35 mostra o comportamento da função marginal de segurança na direção longitudinal do rio, nas seções 1 km, 4 km e 7 km, no tempo 6 horas e I_m $800 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$. Observa-se que a seção 1 km apresentou comportamento um pouco diferente das demais seções, entretanto, ambas tiveram comportamentos muito próximos, confirmando o que foi visto na Figura 34. Observa-se ainda que conforme a produção de biomassa aumenta no decorrer das seções, a função marginal se desloca para a esquerda, ou seja, o risco está aumentando, visto que as concentrações de biomassa se elevaram. No entanto, se tornaram estáveis a partir da seção 4 km, apresentando risco muito próximo entre as seções 4 e 7 km.

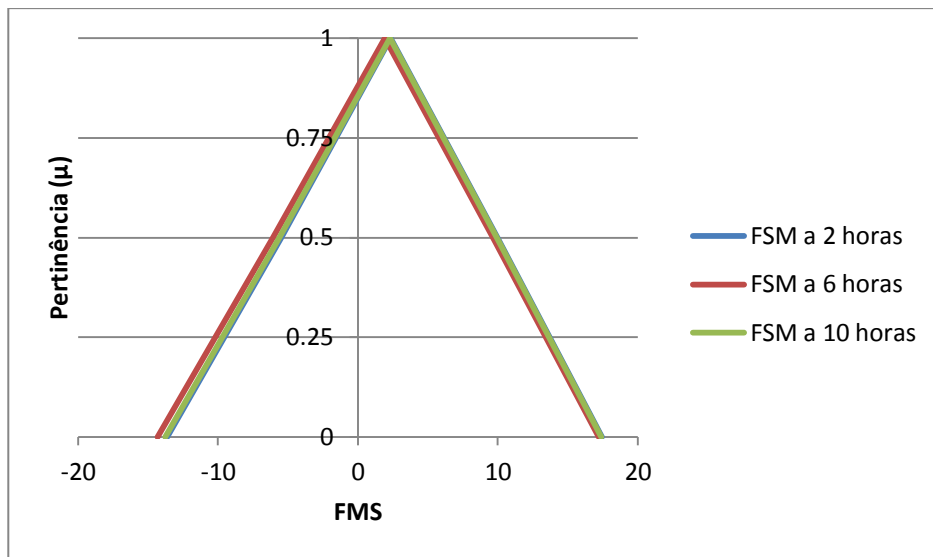
Figura 36 – Função marginal de segurança (FMS) da Produção de Biomassa em diferentes seções com irradiância (I_m) igual a $800 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$, tempo 6 horas e grau de pertinência igual a 1,0.



Fonte: Autora (2016).

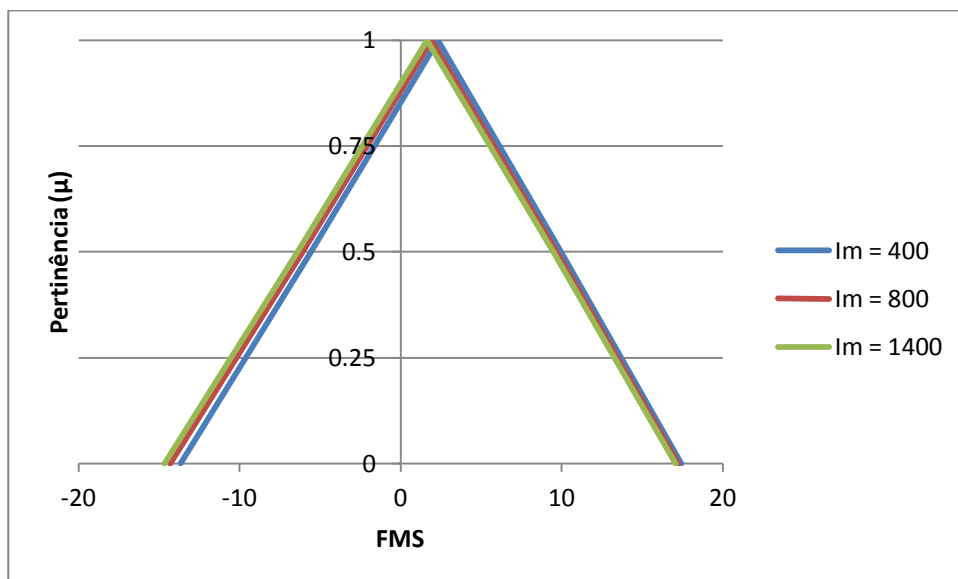
As Figuras 37 e 38, apresentam a função marginal de segurança na seção 4 km em diferentes horas sob I_m 800 (Figura 37) e sob diferentes irradiâncias (Figura 38). Em ambos os casos, não houve variações significativas ao longo do dia.

Figura 37 – Função marginal de segurança (FMS) da Produção de Biomassa a 4 km da seção inicial do rio, irradiância (I_m) igual a $800 \mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$, diferentes tempos e grau de pertinência igual a 1,0.



Fonte: Autora (2016).

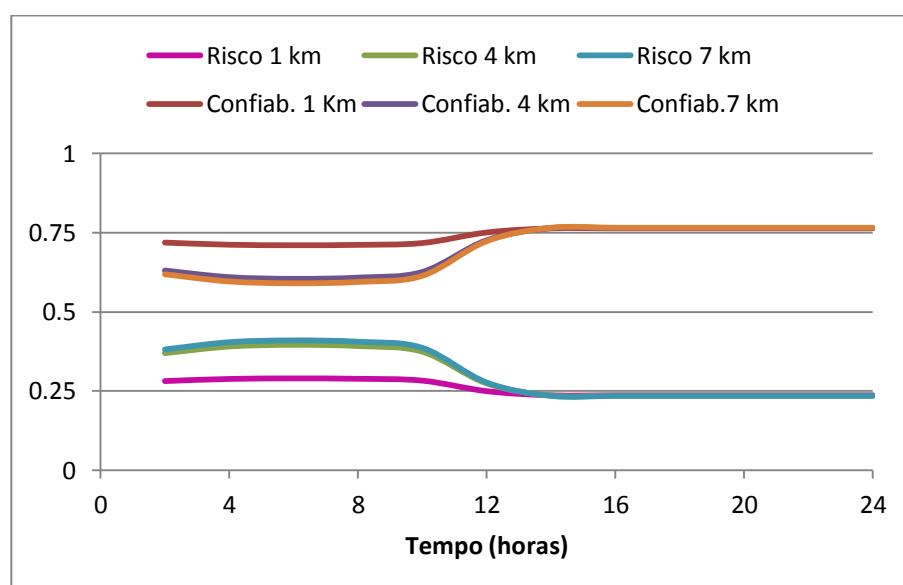
Figura 38 - Função marginal de segurança (FMS) da Produção de Biomassa a 4 km da seção inicial do rio, no tempo 6 horas, diferentes irradiâncias e grau de pertinência igual a 1,0.



Fonte: Autora (2016).

A Figura 39 configura-se o risco e a confiabilidade da Produção de Biomassa para I_m igual a $800 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$, em diferentes seções e no período de 24 horas. Observa-se que o risco é maior no período de incidência solar, com grau de pertinência em torno de 0,28 na seção 1 km e 0,4 nas seções 4 km e 7 km, permanecendo nessa condição até o tempo 10 horas. Logo em seguida o risco diminui, chegando a condição de 0,25 no tempo 14 horas, ficando estável até o término de 24 horas. Este fato, novamente está relacionado com a diminuição da luminosidade no corpo hídrico, uma vez que pela ausência de luz ocorre o impedimento do crescimento de biomassa das cianobactérias. Nota-se que a confiabilidade apresenta o comportamento oposto ao risco, no entanto, com as mesmas características anteriores.

Figura 39 – Risco e Confiabilidade em relação a Produção de biomassa em diferentes seções do rio no período de 24 horas sob irradiância (I_m) igual a $800 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$



Fonte: Autora (2016).

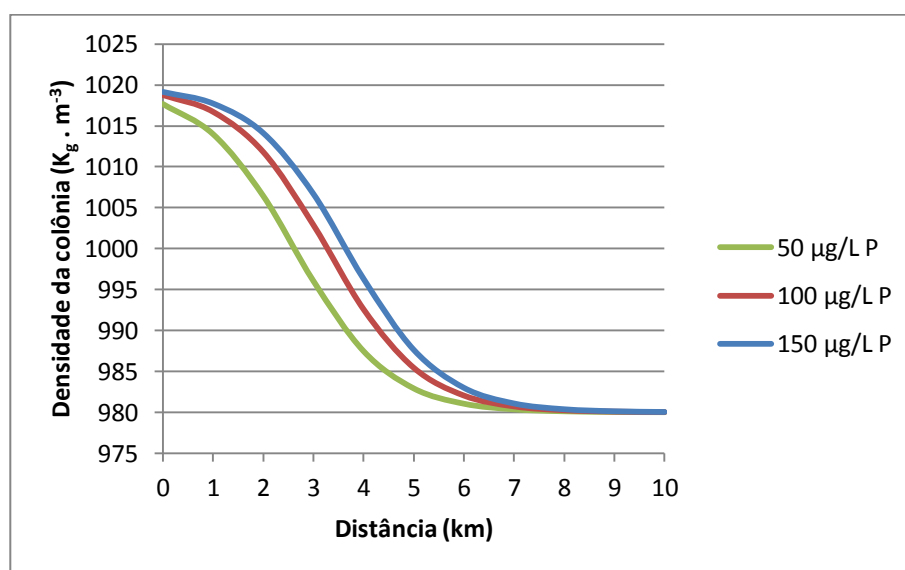
4.4 Cenário 4

Para esta simulação utilizou-se as concentração de fósforo 50, 100 e 150 $\mu\text{g/L}$ para avaliar os efeitos sobre a da densidade e produção de biomassa, flutuação, risco e confiabilidade ao longo do rio (trecho 10 km), considerando as condições de luminosidade (I_m) igual a $800 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$.

As Figuras 40 a 46 ilustram graficamente a relação do fósforo no sentido longitudinal do rio com a densidade, flutuação, produção de biomassa, risco e confiabilidade de

cianobactérias, para luminosidade igual a $800 \mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$. A Figura 39 mostra o perfil da densidade ao longo do rio nas diferentes concentrações de fósforo, considerando o grau de pertinência igual a 1,0. Os resultados mostram que a presença de fósforo com maior ou menor intensidade é determinante no processo de desenvolvimento das cianobactérias. Como pode ser visto para uma concentração de fósforo de $50 \mu\text{g/L}$, a variação da densidade é mais significativa do que quando a concentração de fósforo é $150 \mu\text{g/L}$. Por outro lado, os resultados mostram que a taxa de variação para essa função, para diferentes concentrações de fósforo, possuem um comportamento nas suas variabilidades muito próximas, o que permite dizer que esse parâmetro se comporta de forma semelhante com a variação nas concentrações de fósforo.

Figura 40 - Densidade de cianobactérias (ρ_c) ao longo do rio para a irradiância (I_m) igual a $800 \mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$, tempo de 6 horas, diferentes concentrações de fósforo e grau de pertinência 1,0.

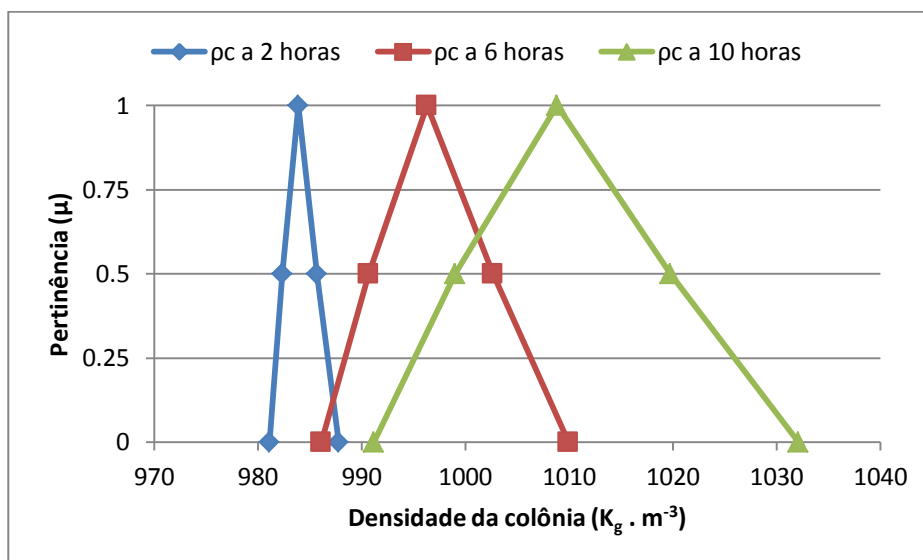


Fonte: Autora (2016).

Para a Figura 41, optou-se pela concentração $150 \mu\text{g/L P}$ para avaliar o efeito do fósforo sobre a densidade de cianobactérias na seção 4 km, em diferentes tempos e graus de pertinência. Observa-se novamente que as regiões com densidade no tempo 10 horas demonstram um distanciamento maior, com valores entre 991 e $1032 \text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$, que as demais regiões com densidades nos tempos 2 e 6 horas, respectivamente, confirmando o que já foi descrito na Figura 31. Isto permite dizer que a densidade é aumentada ao longo do dia, uma

vez que no entardecer, a luminosidade diminui e o corpo hídrico continua com condições ambientais favoráveis para a densidade de cianobactérias por um longo período de tempo.

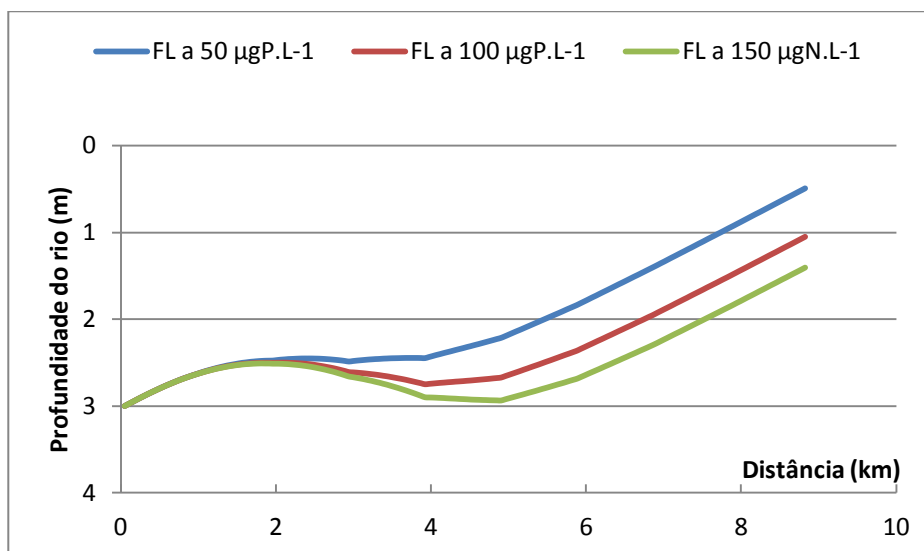
Figura 41 - Densidade de cianobactérias (ρ_c) na seção 4 km para a irradiância (I_m) igual a $800 \mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$, concentração de fósforo $150 \mu\text{g/L}$, diferentes tempos e graus de pertinência.



Fonte: Autora (2016).

A Figura 42 ilustra a flutuação horizontal da colônia de cianobactérias ao longo do rio, no período de 24 horas, para diferentes concentrações de fósforo. Nota-se que o comportamento da flutuação foi semelhante ao comportamento da flutuação nas diferentes concentrações de fósforo, havendo diferenças quanto à profundidade da colônia. Os resultados mostram que quanto menor a concentração de fósforo, mais próximo da superfície a colônia se posiciona. O deslocamento horizontal da colônia começa a diferenciar no seu comportamento, sob as diferentes concentrações de fósforo, a partir de 2,3 km do início do trecho em estudo, com o afundamento da colônia para as concentrações $100 \mu\text{g/L}$ e $150 \mu\text{g/L}$, nas profundidades $\sim 3,0$ e $\sim 2,5$ metros, respectivamente. A partir do tempo 5 horas, a colônia volta a migrar em direção à superfície da água, concluindo o período de 24 horas em 8,7 km. No entanto, a concentração $50 \mu\text{g/L}$ apresentou comportamento diferente, visto que realizou a flutuação ascensionnal a partir do tempo 2,3 km. Estes microrganismos posicionam-se em profundidades particulares, onde provavelmente, a interação da intensidade da luz, da concentração de nutrientes e da temperatura proporciona um ambiente mais favorável.

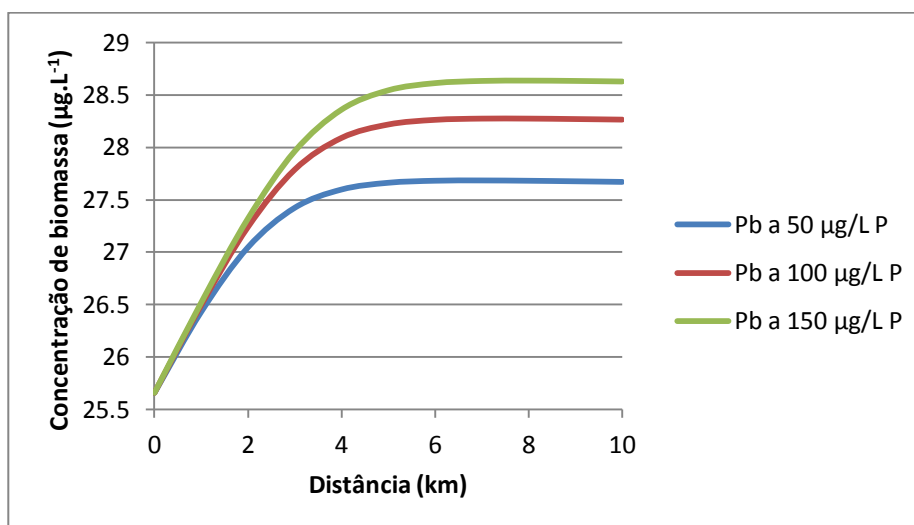
Figura 42 – Flutuação da colônia de cianobactérias (FL) ao longo do rio em relação a profundidade, distância e diferentes concentrações de fósforo, sob irradiação (I_m) igual a $800 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$.



Fonte: Autora (2016).

As Figuras seguintes, 43 a 45, são configurações da produção de biomassa ao longo do rio no tempo 6 horas com diferentes concentrações de fósforo e grau de pertinência 1,0 (Figura 43), e para concentração de fósforo $150 \mu\text{g/L}$ e diferentes graus de pertinência (Figuras 44 e 45).

Figura 43 - Perfil da produção de biomassa de cianobactérias ao longo do rio, no tempo 6 horas, diferentes concentrações de fósforo e grau de pertinência igual a 1,0.

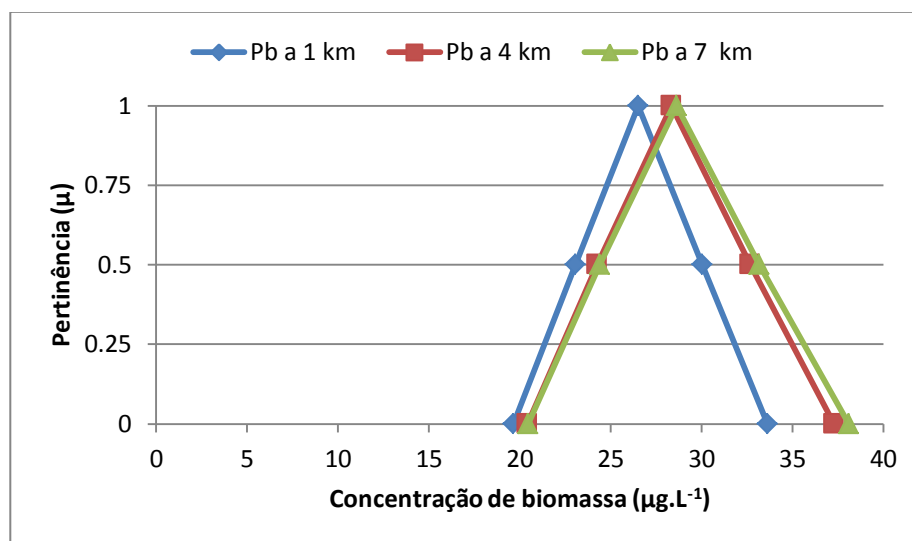


Fonte: Autora (2016).

Observa-se na Figura 43, que a produção de biomassa tem um crescimento ao longo do rio de maneira semelhante aos valores encontrados quando se considerou as seções, para as diferentes concentrações de fósforo, apresentando valores estáveis a partir da seção 5 km, permanecendo nessa condição até o término das seções. A concentração 50 $\mu\text{g/L P}$ foi a que apresentou um perfil mais baixo na produção de biomassa, com valores máximo de 27,7 $\mu\text{g.L}^{-1}$, no entanto, esses valores são muito próximos aos valores encontrados para as concentrações de 100 $\mu\text{g/L}$ e 150 $\mu\text{g/L}$, sendo 28,3 e 28,6 $\mu\text{g.L}^{-1}$, respectivamente.

Na situação da Figura 44, confirma-se o que foi dito na Figura 34 visto que não houve diferenças significativas na produção de biomassa entre as seções 1, 4 e 7 km. Outro ponto a salientar, é que o efeito do fósforo sobre a produção de biomassa foi muito próximo daquele encontrado na concentração de 100 $\mu\text{g/L}$, descrito nas Figuras 33 e 42.

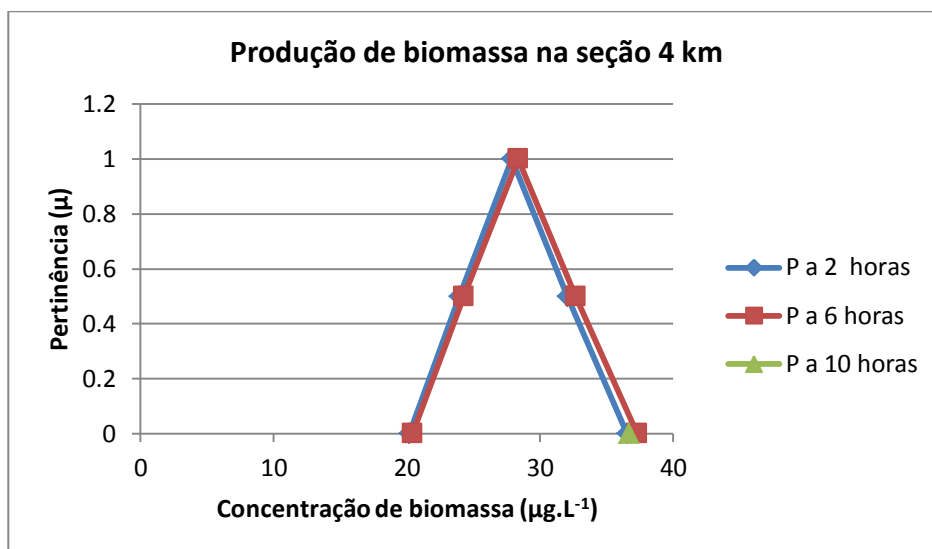
Figura 44 – Produção de biomassa de cianobactérias para irradiância (I_m) igual a 800 $\mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$, tempo de 6 horas, concentração de fósforo 150 $\mu\text{g/L}$, diferentes seções e graus de pertinência.



Fonte: Autora (2016).

O comportamento do fósforo na seção 4 km, em diferentes tempos do dia (Figura 45), não foi diferente da Figura 35, em que não houve grandes alterações do fósforo ao longo do dia. Assim sendo, a concentração 150 $\mu\text{g/L P}$ se comporta de forma semelhante a concentração 100 $\mu\text{g/L P}$.

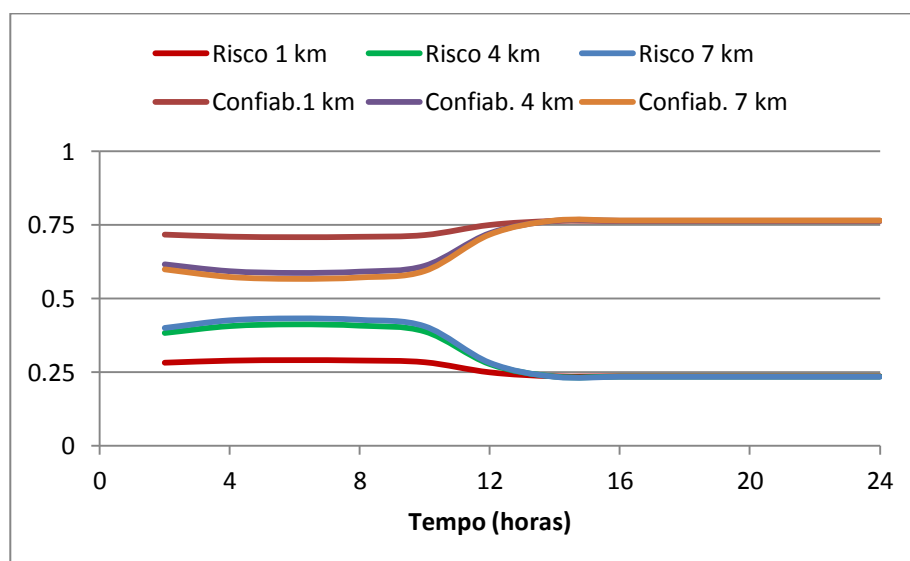
Figura 45 – Produção de biomassa de cianobactérias na seção 4 km para irradiância (I_m) igual a $800 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$, concentração de fósforo $150 \mu\text{g/L}$, diferentes tempos e graus de pertinência.



Fonte: Autora (2016).

A análise seguinte trata-se do risco e confiabilidade em relação a produção de biomassa ao longo do rio para concentração de $150 \mu\text{g/L}$ de fósforo.

Figura 46 – Risco e Confiabilidade em relação a produção de biomassa em diferentes seções do rio no período de 24 horas sob irradiância (I_m) igual a $800 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$ e concentração de fósforo $150 \mu\text{g/L}$.



Fonte: Autora (2016).

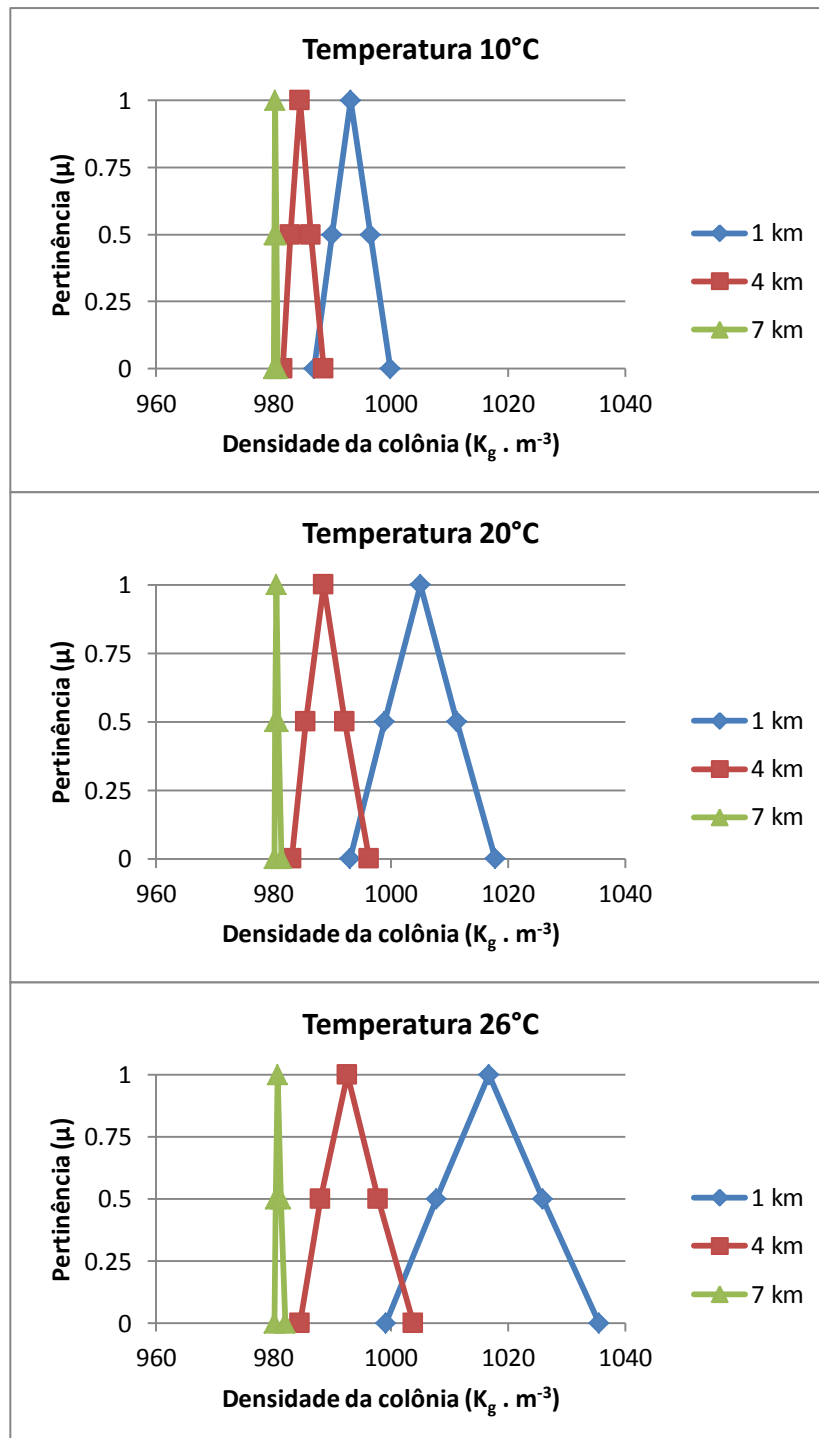
Verifica-se que os resultados da Figura 46 foram semelhantes do que foi descrito na Figura 39, sendo o risco mais evidente nas horas de fotoperíodo, com grau de pertinência em torno de 0,28 na seção 1 km e 0,4 e 0,42 nas seções 4 e 7 km, respectivamente. O risco diminui por volta do tempo 10 horas, ficando estável a partir do tempo 14 horas, assim como ocorreu na Figura 38 sobre concentração 100 µg/L de fósforo.

4.5 Cenário 5

Para este cenário, selecionou-se as temperaturas 10°C, 20°C e 26°C para avaliar o efeito da temperatura sobre o comportamento das cianobactérias ao longo do rio e do tempo, sob irradiância (I_m) igual a 800 µmol.m⁻².s⁻¹.

A Figura 47 apresenta a influência das diferentes temperaturas sobre a densidade das cianobactérias ao longo do rio no tempo 6 horas. É possível observar que a temperatura 26°C exerceu influência mais significativa sobre a densidade do que as temperaturas 10°C e 15°C. À medida que a temperatura diminui, o efeito também é o mesmo na densidade. Verifica-se que na seção 1 km, a temperatura não atuou de forma intensa demonstrando uma região com pouca expressão nos resultados. Enquanto que, à medida que segue no curso do rio, nas seções 4 e 7 km, as densidades aumentam, com valores de 981 kg.m³ a 988 kg.m³ e 986 kg.m³ a 999 kg.m³ para as respectivas seções, em T 10°C, e a valores de densidade de 984 kg.m³ a 1003 kg.m³ e 999 kg.m³ a 1.035 kg.m³ para as respectivas seções na T 26°C. Nesse sentido, os resultados confirmam o que já foi descrito na literatura que as cianobactérias têm um melhor desenvolvimento em torno de 15°C a 30°C. No entanto, elas são capazes de se adaptar para diferentes temperaturas.

Figura 47– Densidade de cianobactérias (ρ_c) sob irradiância (I_m) igual a $800 \mu\text{mol}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$, tempo de 6 horas e diferentes seções, temperaturas e graus de pertinência.

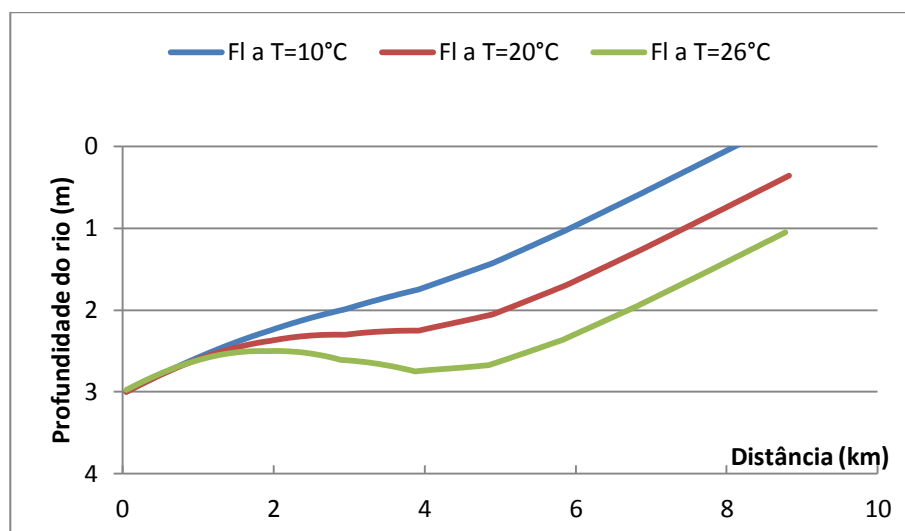


Fonte: Autora (2016).

Com relação à Figura 48, é uma demonstração da flutuação horizontal da colônia do rio ao longo do rio no período de 24 horas, sob diferentes temperaturas. Observa-se que a colônia de cianobactérias para as ambas as temperaturas se deslocam em direção a superfície

da água após na seção 1 km e começam a apresentar comportamentos diferentes a partir da seção 2 km. Para temperatura de 10°C, a colônia flutua em sentido ascensional durante o período de 24 horas, chegando à superfície na seção 8 km. Para a temperatura 20°C, a partir da seção 2 km, a colônia flutuação em direção à superfície de forma lenta, a uma profundidade em torno de 2,5 m e apresenta uma flutuação mais acentuada a partir da seção 5 km. Com relação a temperatura 26°C a flutuação foi menor, chegando o término de 24 horas a uma profundidade de 1,0 metro. Isto implica dizer, que a temperatura está diretamente relacionada com a disponibilidade de luz, uma vez que no período de ausência de luz a colônia de cianobactérias flutua para profundidades próximas a superfície da água.

Figura 48– Flutuação da colônia de cianobactérias (FL) ao longo do rio em relação a profundidade, distância e diferentes temperaturas, sob irradiância (I_m) igual a $800 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$.

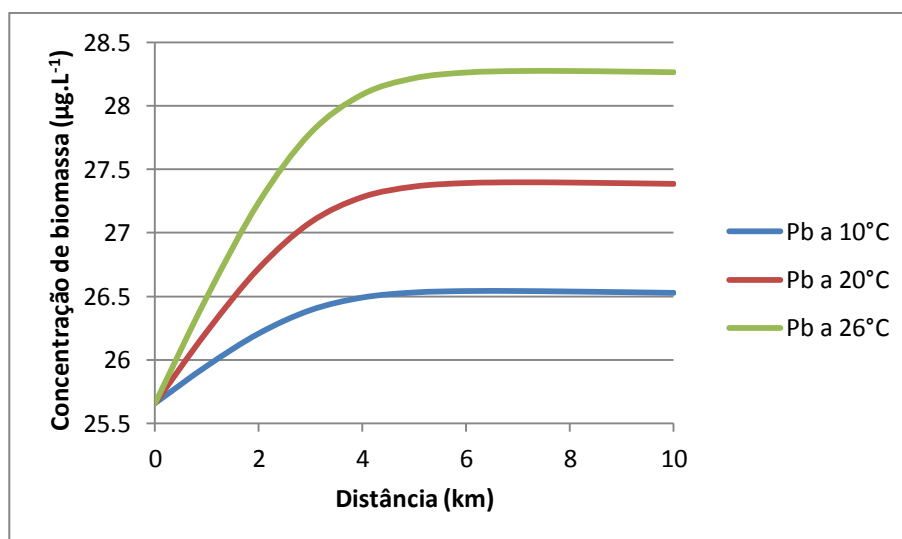


Fonte: Autora (2016).

A análise seguinte diz respeito a produção de biomassa ao longo do rio para diferentes temperaturas e grau de pertinência 1,0 (Figura 49). Observa-se que à medida que segue nas seções do rio, há um crescimento significativo da biomassa de cianobactérias, apresentando perfil semelhante para as diferentes temperaturas, sendo que para a temperatura de 26°C, houve maior representatividade quanto aos resultados da produção de biomassa. Ao passo que, conforme a temperatura diminui, o efeito sobre a produção de biomassa também diminui. Entretanto, essas variações não foram intensas, apresentando valores muito próximos nos resultados da produção de biomassa, sendo 26,5, 27,4 e 28,3 $\mu\text{g.L}^{-1}$ para as temperaturas 10°C, 20°C e 26°C respectivamente. Verifica-se ainda que o crescimento de biomassa se torna estável a partir da seção 5 km e permanece nessa condição nas seções seguintes. Isto

permite dizer, que a produção de biomassa é mais significativa em temperaturas mais elevadas. No entanto, esta produção está diretamente relacionada a outros parâmetros tais como disponibilidade de luz e nutrientes.

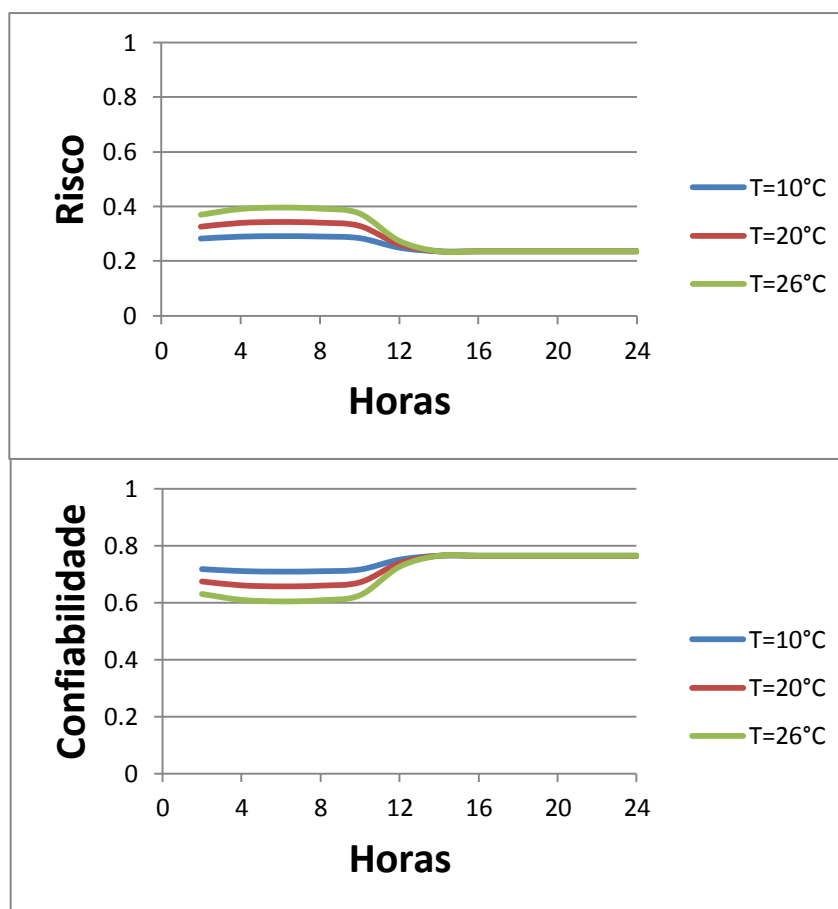
Figura 49 – Perfil da produção de biomassa de cianobactérias ao longo do rio, no tempo 6 horas para diferentes temperaturas e grau de pertinência igual a 1,0.



Fonte: Autora (2016).

A Figura 50 mostra o risco e a confiabilidade em relação a produção de biomassa conforme a mudança da temperatura. Neste caso, o risco novamente é maior no período de incidência solar conforme descrito nas situações anteriores, chegando à condição de 0,25 no período de ausência de luz. No entanto, à medida que a temperatura aumenta, o risco é maior, sendo, portanto, que o risco ambiental na temperatura 26°C é maior do que nas temperaturas 20°C e 10°C. Assim sendo, para temperaturas mais elevadas diminui a confiabilidade de crescimento de biomassa das cianobactéria.

Figura 50– Risco e Confiabilidade em relação a Produção de biomassa na seção 4 km do rio no período de 24 horas sob irradiância (I_m) igual a $800 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$ e diferentes temperaturas.



Fonte: Autora (2016).

4.6 Cenário 6

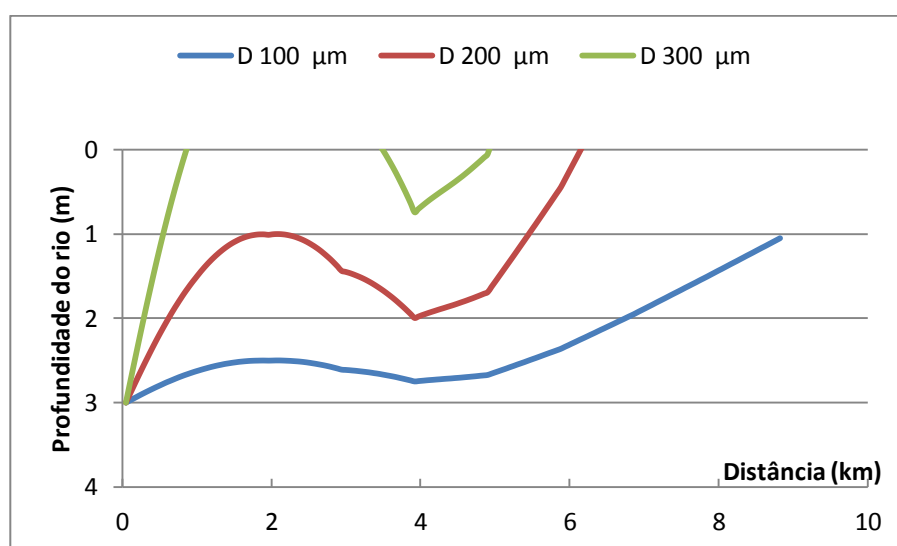
Este cenário tem a finalidade de verificar a flutuação da colônia de cianobactérias na direção longitudinal do rio trecho 10 km, no período de 24 horas, com diferentes tamanhos de diâmetro, 100 μm , 200 μm e 300 μm , I_m $800 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$ e temperatura de 26°C .

Observa-se que o comportamento da flutuação ao longo das seções do rio foi diferente para os distintos tamanhos da colônia de cianobactéria (Figura 51). A colônia com diâmetro 100 μm foi a que apresentou maior estabilidade quanto a flutuação no decorrer das seções do rio, posicionando nas profundidades $\sim 2,5$, $\sim 2,7$ e $\sim 2,3$ metros nos tempos 2, 4 e 5 horas, respectivamente. Após esse período direciona-se à superfície da água a uma profundidade 1,0 metro, finalizando o tempo 24 horas no km 8,8. Quanto à colônia com diâmetro de 200 μm , a variação foi maior que a colônia com diâmetro de 100 μm . A colônia, após o tempo inicial, na seção 1 km, realiza a flutuação no sentido ascendente até uma profundidade de 1,0 metro,

ficando nesta condição durante a seção e afunda nas seções seguintes até 2,0 metros, voltando a flutuar a partir da seção 4km, chegando a superfície da água na seção 6 km. Com relação à colônia com diâmetro de 300 μm , esta flutua em um curto intervalo de tempo até a superfície da água, antes mesmo de chegar a seção 2 km e afunda a uma profundidade 0,6 metros na seção 4 km.

Diante desse cenário, confirma-se quanto o tamanho da colônia exerce influência na flutuação das cianobactérias, confirmando o que já foi descrito anteriormente.

Figura 51 – Flutuação da colônia de cianobactérias (FL) ao longo do rio em relação a profundidade, distância e diferentes diâmetros da colônia.

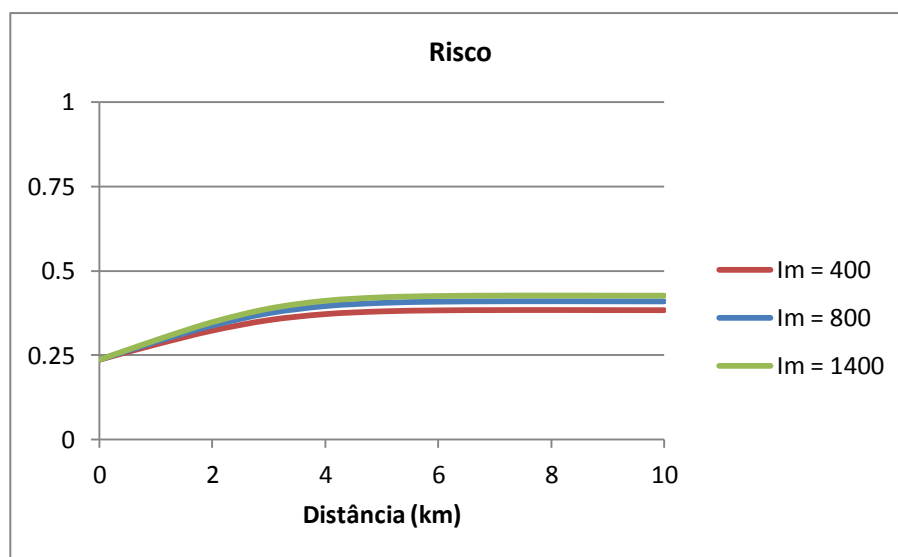


Fonte: Autora (2016).

E por último, apresentam-se os resultados do cálculo do risco em função da distância, tomando como referência diferentes parâmetros. Esses resultados se encontram mostrados nas Figuras 52 a 55. Estas Figuras representam o risco em função da luminosidade, fósforo e temperatura.

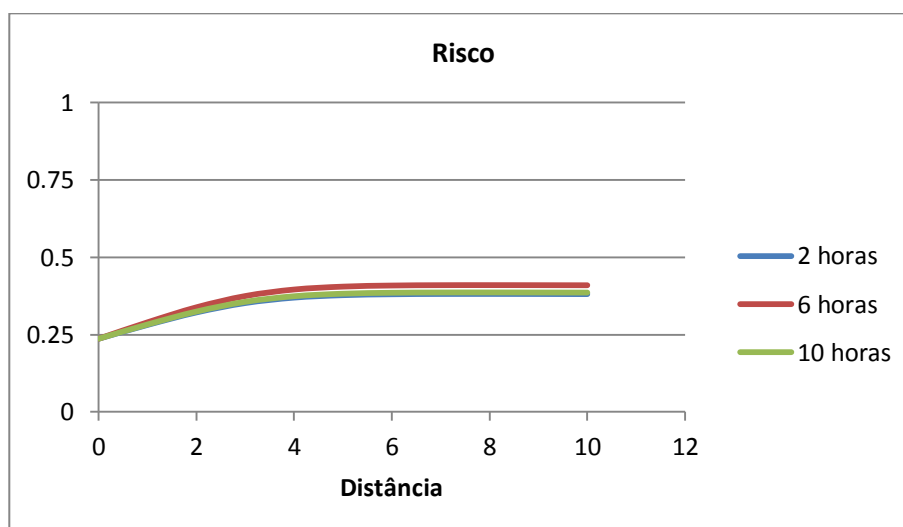
As Figuras 52 e 53 apresentam o comportamento do risco nas condições de temperatura 26°C, concentração de fósforo de 100 $\mu\text{g/L}$ e diâmetro da colônia de 100 μm , sendo a Figura 52 sob diferentes irradiâncias no tempo 6 horas e a Figura 53 sob I_m 800 $\mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$ nos tempos 2, 6 e 10 horas. Os resultados mostram quanto maior for a irradiância maior será o risco. Entretanto, o risco não é tão sensível à mudança de irradiância. Os resultados mostram que para os valores testados, os campos de risco variaram muito pouco de um valor para o outro.

Figura 52 - Risco em relação à Produção de biomassa ao longo do rio no tempo 6 horas sob diferentes irradiâncias.



Fonte: Autora (2016).

Figura 53 - Risco em relação a Produção de biomassa ao longo do rio sob I_m $800 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$ e diferentes tempos



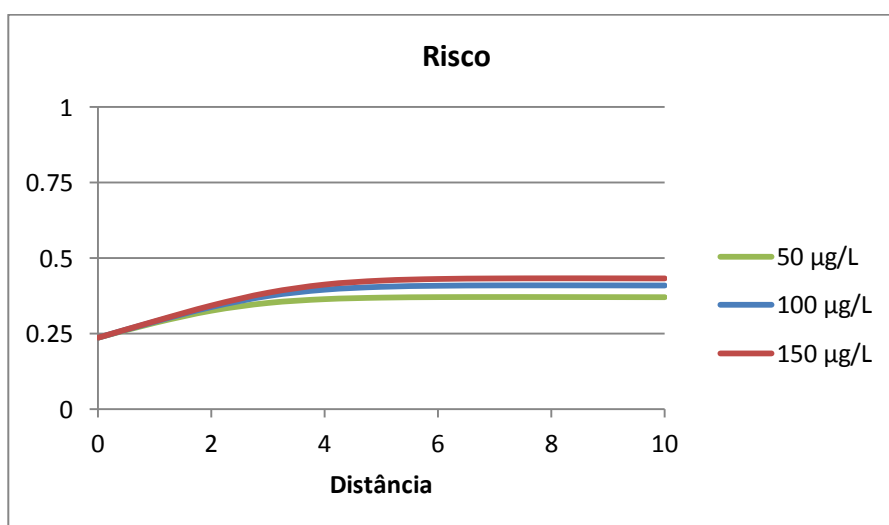
Fonte: Autora (2016).

O risco em função do fósforo é mostrado na Figura 54, nas condições de I_m $800 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$, tempo 6 horas, temperatura 26°C , diâmetro da colônia de $100 \mu\text{m}$ e diferentes concentrações de fósforo. Observa-se que, como no caso anterior, o risco cresce ao longo do rio, nos primeiros quilômetros, passando a se comportar como uma constante depois desta seção. Mas a variação do mesmo em relação às concentrações de fósforo não é tão

significativa, mostrando, assim, que um aumento nas concentrações de fósforo, mantendo os demais parâmetros, não produz um aumento considerável de risco ambiental para o rio.

Por outro lado, uma curiosidade fica claro nestes resultados. Analisando as figuras verifica-se que mesmo com uma redução nas concentrações de nutrientes, ao longo do rio, há um aumento nos campos de risco, ao longo do trecho estudado. Isto mostra que a colônia de cianobactérias tem uma capacidade de acumular energia e manter seu crescimento por longos períodos, como ocorre com qualquer outra espécie. As cianobactérias que tem uma inércia própria de crescimento, mesmo em condições menos favoráveis, desde que tenham armazenado energia suficiente para continuar se desenvolvendo. Mas os resultados mostram que este crescimento não é para sempre. Como pode ser visto nas Figuras 52 a 54, depois de 5 Km, aproximadamente, o risco para de crescer e passa a se comportar de forma constante.

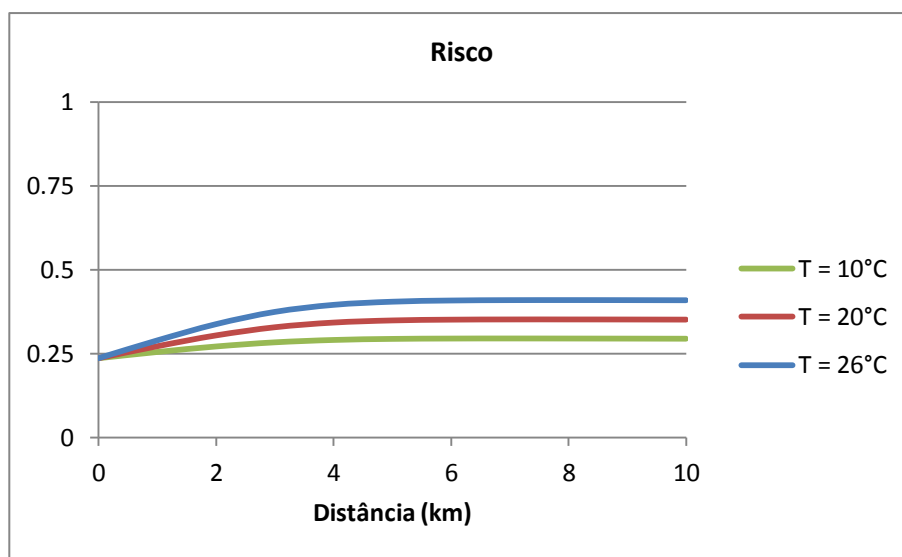
Figura 54 - Risco em relação a Produção de biomassa ao longo do rio no tempo 6 horas, I_m $800 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$ e diferentes concentrações de fósforo



Fonte: Autora (2016).

A Figura 55 representa o risco ambiental em função das diferentes temperaturas nas seguintes condições: I_m $800 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$, tempo 6 horas, $100 \mu\text{g/L}$ de fósforo e $100 \mu\text{m}$ de diâmetro da colônia. Verifica-se que, neste caso, a situação é um pouco diferente. Aqui, o modelo é mais sensível à variação de temperatura e o risco aumenta quando se passa de 10 para $26 \text{ }^\circ\text{C}$. Um outro aspecto que pode ser observado é que a seção que o risco se estabiliza é um pouco antes da seção que o mesmo se estabiliza quando comparado com a variação de fósforo. Aqui, o risco se estabiliza antes de 4 Km do início do trecho estudado.

Figura 55 - Risco em relação a Produção de biomassa ao longo do rio no tempo 6 horas, I_m $800 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$ e diferentes temperaturas



Fonte: Autora (2016).

Como pode ser observado, ao longo deste capítulo, o programa computacional, desenvolvido para esta pesquisa, mostrou-se bem eficiente, com uma versatilidade bem ampla, permitindo, assim, que um largo banco de resultados possa de ser obtido, em cada cenário proposto. Ainda, este programa permite verificar a importância da teoria *fuzzy* nas análises do comportamento de cianobactérias em rios, permitindo, assim, que campos de riscos possam ser obtidos e avaliados, fornecendo subsídios para uma gestão mais eficaz dos recursos hídricos.

5. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Levando-se em consideração os resultados obtidos com a aplicação do modelo matemático proposto, em um trecho de rio natural para diferentes simulações de cenários, foi possível obter as seguintes conclusões:

- o modelo matemático computacional desenvolvido, responde plenamente aos objetivos da pesquisa, diante das situações práticas apresentadas no campo de sua aplicabilidade, produzindo resultados compatíveis com resultados publicados na literatura sobre o comportamento das cianobactérias em rios eutrofizados.
- o modelo matemático computacional permite calcular na forma fuzzy o movimento e crescimento das cianobactérias sob a ótica dos aspectos da hidráulica fluvial tanto para diferentes intervalos de tempo como para diferentes profundidades e seções do rio.
- o modelo tem ainda a capacidade de determinar na forma fuzzy a região com maior grau de pertinência, permitindo identificar e calcular as incertezas e, além disso, quantificar o risco de acordo os diversos cenários estabelecidos.
- entre os parâmetros avaliados, a luminosidade em relação a profundidade do rio foi a que mostrou maior influência sobre o comportamento das cianobactérias, com efeitos diretos sobre a densidade, taxa de crescimento e flutuação das cianobactérias, principalmente no período de maior incidência solar.
- a irradiância de $1400 \mu\text{mol.m}^{-2}\text{s}^{-1}$ teve um efeito maior sobre o corpo hídrico e sobre as cianobactérias, uma vez que devido sua maior intensidade com relação as demais irradiâncias, disponibilizou mais energia no meio aquático, exercendo influência favorável no movimento e crescimento das cianobactérias.
- o fósforo mostrou que em maior ou menor intensidade é determinante no processo de desenvolvimento das cianobactérias e que mesmo para diferentes concentrações de fósforo, possuem um comportamento com variações muito próximas, proporcionando comportamento semelhante nos parâmetros da densidade, flutuação e produção de biomassa ao longo do rio. A concentração de fósforo de $50 \mu\text{g/L}$ foi a que apresentou maior variação, com resultados na densidade e flutuação menos favoráveis do que com as concentrações de fósforo $100 \mu\text{g/L}$ e $150 \mu\text{g/L}$.
- as cianobactérias apresentaram melhor desempenho na temperatura de 26°C para todos os parâmetros estudados, tanto na vertical quanto no sentido horizontal do rio, não havendo diferenças significativas para a temperatura 20°C . À medida que diminui a temperatura

para 10°C o modelo apresentou diferenças significativas de decaimento na densidade, flutuação e crescimento de biomassa.

- não houve diferenças significativas na produção de biomassa ao longo do rio em função da luminosidade, com valores entre 26,5 mg.L⁻¹ e 28,3 mg.L⁻¹ nas diferentes seções. Entretanto foi verificado que esta produção é mais sensível à variação de temperatura do que à variação dos nutrientes.
- o tamanho da colônia de cianobactérias apresentou influência na velocidade da flutuação vertical demonstrando que colônias com diâmetros maiores migram com mais frequência e mais rapidamente para camadas de água mais profundas ou mais próximas da superfície. Nesse caso, as colônias com diâmetro de 300 µm tiveram uma variação mais acentuada na flutuação vertical e na horizontal ao longo do rio para diferentes temperaturas, do que as colônias com 100 µm e 200 µm.
- os campos de risco determinados pelo modelo mostraram que o mesmo é maior durante o período diurno. Este fato é explicado pela presença da luminosidade que incide nas águas durante o dia. Quando a noite chega o risco diminui para valores próximos a 50% do valor diurno. Comportamento semelhante ocorre com a confiabilidade. Neste caso este funcional aumenta em torno de 50% do valor diurno, mostrando, assim, uma melhora na qualidade das águas deste rio.
- quando se compara a influência da temperatura, os resultados mostram que o risco é maior para maiores temperaturas. Entretanto este resultado só é verificado no período do dia, onde há incidência da luz. Nos períodos da noite esta influência perde a eficácia e os riscos ficam, aproximadamente, iguais para as três temperaturas estudadas.
- quando se considera os campos de risco ambiental na horizontal, verifica-se que o risco cresce de forma significativa até a seção distante da origem de 5 Km, tendo sua taxa de crescimento com a distância se reduzido para aproximadamente zero, após esta seção. Com isso, os resultados permitem concluir que as cianobactérias, após um ambiente favorável ao crescimento, continua se desenvolvendo por um certo período de tempo, até que sua energia armazenada comece a perder consistência.
- finalmente, o estudo mostrou que a metodologia proposta pode se tornar uma alternativa concreta no estudo de cianobactérias em sistemas fluviais, permitindo a abertura de uma linha de pesquisa no estudo de qualidade de água em rios e reservatórios, subsidiando no processo de gestão integrada dos recursos hídricos.

Como recomendações para novas pesquisas propõe-se:

- Que o modelo seja adaptado para ser aplicado em reservatórios, de modo que uma ferramenta de controle das cianobactérias possa ser desenvolvida;
- Que o modelo seja testado para a velocidade vertical um perfil logarítmico e comparar os resultados com os resultados apresentados neste trabalho.
- Que seja ampliado o modelo para receber diferentes fontes de nutrientes, ao longo do rio, para verificar o comportamento do risco e da confiabilidade diante de cenários de múltiplas fontes de lançamentos.
- Aplicar a metodologia proposta em um estudo de caso e verificar a capacidade da mesma em análise desta natureza, considerando a dinâmica das espécies de cianobactérias.

REFERÊNCIAS

- ADMIRAAL, W. *et al.* A model of phytoplankton production in the lower River Rhine verified by observed changes in silicate concentration. **J. Plankton Res.** v. 15, p. 659-682. 1993.
- ALMEIDA, A. B. O conceito de risco socialmente aceitável como componente crítico de uma gestão de risco aplicada aos recursos hídricos. *In:* VII CONGRESSO DA ÁGUA, 2004. Lisboa. **Anais...** Lisboa: Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos, 2004. p. 1-14. Disponível em: <<http://www.aprh.pt/congressoagua2004/PDF/97.PDF>>. Acesso em: 12 ago. 2014.
- ANDERSON, J. M.; PARK, Y. I.; CHOW, W. S. Photoinactivation and photoprotection of photosystem II in nature. **Physiologia Plantarum**, 100: 214-223, 1997. ISSN 0031-9317
- ANDRADE, C. F. **Estudo de Planícies de inundação através da análise dos parâmetros hidráulicos do canal principal e sua influência na avaliação do risco fuzzy de enchentes.** 2006. 213f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2006.
- ANDRADE, E. L. **Introdução à Pesquisa Operacional: Métodos e Modelos para Análise de Decisão.** 2 ed. Rio de Janeiro: LTC, 2000.
- ATTAYADE, J. L.; BOZELLI, R. L. Assessing the indicator properties of zooplankton assemblages to disturbance gradients by canonical correspondence analysis. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v 55, p.1789-1797, 1998.
- AZEVEDO, S. M. F. O.; VASCONCELOS, V. Toxinas de cianobactérias: causas e conseqüências para a saúde pública. *In:* ZAGATTO, P. A.; BERTOLETTI, E. (Ed). **Ecotoxicologia aquática.** Princípios e Aplicações. Ed. Rima, 2006. p. 433-452.
- AZEVEDO, S. M. F. O. Toxinas de Cianobactérias: causas e conseqüências para a saúde pública. **Medicina Online**, v. 1, n. 3, jul/ago/set. 1998. Disponível em: <<http://www.medonline.com.br>>. Acesso em: 15 mar. 2015.
- AZEVEDO, S. M. F. O. Toxic Cyanobacteria and the Carururu tragedy. *In:* IV SIMPÓSIO DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE TOXICOLOGIA, 1996, Recife. **Anais...** Recife, 1996. 83 p.
- AZEVEDO, S. M. F. O. *et al.* First Report of microcystins from a Brazilian isolate of the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. **Journal of Applied Phycology**, v. 6, p. 261-265, 1994.
- BARROS, L. C.; BASSANEZI, R. C. **Tópicos de lógica fuzzy e biomatemática.** Campinas: IMECC – UNICAMP, 2006, 354 p. ISBN 85-87185-05-5.
- BECK, M. B.; YOUNG, P. C. A dynamic model for DO–BOD relationships in a non-tidal stream. **Water Research**, v. 9, Issue 9, p. 769 – 776, 1975. Disponível em:

<<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0043135475900287>>. Acesso em 01 out. 2014.

BECK, M. B.; FINNEY, B. A. Operational water quality management: problem context and evaluation of a model for river quality. **Water Resources Research**, v. 23, n. 11, p. 2030 – 2042. 1987.

BENDER, M. J.; SIMONOVIC, S. P. A fuzzy compromise approach to water resource systems planning under uncertainty. **Fuzzy Sets and Systems**, v. 115, p. 35-44, 2000.

BILLEN, G.; GARNIER, J.; HANSET, P. H. Modelling phytoplankton development in whole drainage networks: the RIVER-STRAHLER model applied to the Seine River system. **Hydrobiologia**, v. 289, p. 119-137, 1994.

BLOMQUIST, P.; PETERSON, A.; HYENSTRAND, P. Ammonium-Nitrogen: a key regulatory factor causing dominance of non-Nitrogen-fixing Cyanobacteria in aquatic ecosystems. **Arch. Hydrobiol**, v. 132, p. 141-164, 1994.

BOUVY, M. *et al.* Occurrence of *Cylindrospermopsis* (Cyanobacteria) in 39 Brazilian tropical reservoirs during the 1998 drought. **Aquatic Microbial Ecology**, v. 23, p. 13–27, 2000.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. **Diário Oficial da União**, nº 239, Seção 1, p. 39-46, 14 dez. 2011. ISSN 1677-7042. Disponível em: <<http://portal.impresnacional.gov.br/acervo-dou/2011/dez/14>>. Acesso em: 20 set. 2014.

_____. _____. Portaria nº 518, de 25 de março de 2004. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, nº 59, Seção 1, p. 266-270, 26 mar. 2004. ISSN 1677-7042. Disponível em: <<http://portal.impresnacional.gov.br/acervo-dou/2004/mar/26>>. Acesso em: 20 set. 2014.

_____. _____. Portaria nº 1.469, de 29 de dezembro de 2000. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, nº 1-E, Seção 1, p. 19-23, 02 jan. 2001. ISSN 1415-1537. Disponível em: <<http://portal.impresnacional.gov.br/acervo-dou/2001/jan/02>>. Acesso em: 20 set. 2014.

_____. _____. Fundação Nacional da Saúde. **Cianobactérias tóxicas na água para consumo humano na saúde pública e processos de remoção em água para consumo humano**. Brasília, 2003. 56p.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, nº 53, Seção 1, p. 58-63, 18 mar. 2005. ISSN 1677-7042. Acesso em: 20 set. 2014.

_____. _____. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Resolução N° 274, de 29 de novembro de 2000. Define os critérios de balneabilidade em águas brasileiras. **Diário Oficial da União**, nº 18, Seção 1, p. 70-71, 25 jan. 2001. Acesso em: 20 set. 2014.

BRILHANTE, O. M.; CALDAS, L. Q. A. (coord.). **Gestão e avaliação de risco em saúde ambiental**. Rio de Janeiro: Editora FIOCRUZ, 1999. 155 p. ISBN 85-85676-56-6. Disponível em: <<http://books.scielo.org>>. Acesso em 22 mar. 2016.

BULGAKOV, N. G.; LEVICH, A. P. The nitrogen: phosphorus ratios as a factor regulating phytoplankton community structure. **Arch. Hydrobiol**, v. 146, n. 1, p. 3-22, 1999.

CARMICHAEL, W. W. *et al.* Human fatalities from cyanobacteria: chemical and biological evidence for cyanotoxins. **Environmental Health Perspectives**, v. 109, n. 7, p. 663-668, 2001.

CARMICHAEL, W. W. Toxic Microcystis and the environment. *In*: WATANABE, M. F.; HARADA, K.; CARMICHAEL, W. W. (Ed). **Toxic Microcystis**. CRC Press, Boca Raton, p. 1-11, 1996. ISBN 0-84937693-9.

CARMICHAEL, W.W. *et al.* Analysis for microcystins involved in outbreak of liver failure and death of humans at a hemodialysis center in Caruaru, Pernambuco, Brazil. *In*: IV SIMPÓSIO DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE TOXINOLOGIA, 1996, Recife. **Anais...** Recife, 1996. p. 85-86.

CARMICHAEL, W.W. The toxins of cyanobacteria. **Scientific American**. v. 270, n. 1, p. 78-86, 1994.

_____. Cyanobacteria secondary metabolites – The Cyanotoxins. **Journal of Applied Bacteriology**, v. 72, p.445-459, 1992.

CARMICHAEL W. W.; GORHAM P. R. The mosaic nature of toxic blooms of cyanobacteria. *In*: CARMICHAEL W. W (Ed). **The Water Environment – Algal Toxins and Health**. New York: Plenum Press, 1981.

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

CASTRO, M. P. S. **Desenvolvimento de uma metodologia fuzzy, aplicada no modelo da onda difusa, para estudar o comportamento da propagação de ondas de cheias, em funções de parâmetros hidráulicos nas suas formas fuzzys**. (Dissertação de Mestrado). Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, 2015.

CETESB. **Manual de cianobactérias planctônicas**: legislação, orientações para o monitoramento e aspectos ambientais. São Paulo: CETESB, 2013. 56 p. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/>>. ISBN 978-85-61405-46-5. Acesso em: 19 de out. 2014.

CYBIS, L. B. *et al.* **Manual para estudo de cianobactérias planctônicas em mananciais de abastecimento público**: caso da represa Lomba de Sabão e lago Guaíba, Porto Alegre, Rio Grande do Sul. Rio de Janeiro: ABES, 2006. 64p. 1 il. ISBN 85-7022-153-3.

CHAGAS, P. F. **Perspectivas da aplicação da teoria fuzzy para o cálculo de risco em sistemas hidrodinâmicos**. 2005. 140f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2005.

CHAPMAN, C.; WARD, S. **Project risk management: process, techniques and insights**. Nova York: Wiley, 1997.

CHAPRA, Steven C. **Numerical methods for engineers**. 5th ed. Singapore: McGraw-Hill, 2006. 926 p. ISBN 0071244298.

CHAPRA, S. C. **Surface water-quality modeling**. 1997. 844p.

CHANG, N-B.; CHEN, H. W., NING, S. K. Identification of river water quality using the Fuzzy Synthetic Evaluation approach. **Journal of Environmental Management**, v. 63, p. 293–305, 2001.

CHEN, C. W.; WELLS, J. T. Boise River ecological modeling. *In*: CANALER, R. P. (Ed.). **Modeling Biochemical Processes in Aquatic Ecosystems**. p. 171-203. 1976. Ann Arbor Science, Ann Arbor, MI.

CHORUS, I.; BARTRAM, J. **Toxic cyanobacteria in water**. A guide to their public health, consequences, monitoring and management. World Health Organization, London, 1999. 400 p. ISBN 0-419-23930-8. Disponível em: <http://www.who.int/water_sanitation_health/resourcesquality/toxycyanbegin.pdf>. Acesso em 03 de setembro de 2013.

CHURRO, C.; DIAS, E.; VALÉRIO, E. Risk Assessment of Cyanobacteria and Cyanotoxins, the Particularities and Challenges of *Planktothrix spp.* Monitoring. *In*: YUZHOU, L. (Ed) **Novel Approaches and Their Applications in Risk Assessment**. 2012. ISBN: 978-953-51-0519-0.

CODD, G.A. Cyanobacterial toxins, the perception of water quality, and the prioritisation of eutrophication control. **Ecological Engineering**. v.16, p. 51–60. 2000.

_____. Cyanobacterial toxins: occurrence, properties and biological significance. **Water Science and Technology**, v.32, n. 4, p.149-156. 1995.

COLEMAN, M. E.; MARKS, H. M. Qualitative and quantitative risk assessment. **Food Control**, USA, v. 10, p. 289–297, 1999.

COSTA S. M., AZEVEDO S. M. F. O. Implantação de um banco de culturas de cianofíceas tóxicas. **Iheringia Série Botânica**, v. 45, p. 69-74, 1994.

CONWAY, R. A. Introduction to environmental risk analysis. *In*: **Environmental Risk Analysis for Chemicals**. New York: Van Nostrand Reinhold Company, 1982. chapter 1. p. 1-30.

DI TORO, D. M.; O'CONNOR, D. J.; THOMANN, R. V. A Dynamic Model of the Phytoplankton Population in the Sacramento – San Joaquin Delta. **Advances in Chemistry Series**, n. 106, American Chemical Society, p. 131-180, 1971.

- DUCKSTEIN, L.; PLATE, E. J.; BENEDINI, M. Water Engineering Reliability and Risk: a System Framework. *In: Engineering Reliability and Risk in Water Resources*. Duckstein and Plate (Ed). NATO ASI Series, Serie E: Applied Sci, n. 124, Dordrecht, Nijhoff Publishers, 1987.
- DUY T. N. *et al.* Toxicology and risk assessment of freshwater cyanobacterial (Blue-Green Algal) toxins in water. **Reviews of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 163, p. 113–186. 2000.
- ESOGBUE, A. O.; THEOLOGIDU, M.; GUO, K. On the Application of Fuzzy Sets Theory to the Optimal Flood Control Problem Arising in Water Resources Systems. **Fuzzy Sets and Systems**, v. 48, p. 155-172, 1992.
- ESTEVEES, F. A. (Coord). **Fundamentos de Limnologia**. 3 ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. 826 p. ISBN 978-85-7193-271-5.
- ESTEVEES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 2 ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602 p. ISBN 85-7193-008-2.
- FALKOWSKI, P. G.; RAVEN, J. A. **Aquatic Photosynthesis**. 2. ed. Princeton University Press, United Kingdom. 2007, 484p.
- FERGUSON, A. J. D. The role of modelling in the control of toxic blue-green algae. **Hydrobiologia**, v. 349, p. 1–4, 1997.
- FERNANDES, L. F. *et al.* Ecologia de cianobactérias: fatores promotores e consequências das florações. **Oecol. Bras.**, v. 13, n. 2, p. 247-258, 2009.
- FERNANDES, L. F. *et al.* Cianobactérias e Cianotoxinas. *In: ANDREOLI, C. V.; CARNEIRO, C. (Ed). Gestão Integrada de Mananciais de Abastecimento Eutrofizados*. Curitiba: Sanepar, Finep. 2005. p. 367-388.
- GALVÃO, C. O.; VALENÇA, M. J. S. **Sistemas inteligentes: aplicações a recursos hídricos e ciências ambientais**. 1 ed. Porto Alegre: Editora da UFRGS e ABRH, v.1, p. 247, 1999.
- GANOULIS, J. G. **Engineering risk analysis of water pollution: probabilities and fuzzy sets**. New York: VCH Publishers Inc., 1994.
- GANOULIS, J. G. (Ed). **Water Resources Engineering Risk Assessment**. NATO ASI Series, Series G: Ecological Sciences, v. 29, 1991.
- GARNIER, J.; BILLEN, G.; COSTE, M. Seasonal succession of diatoms and Chlorophyceae in the drainage network of the Seine River: Observations and modeling. **Limnol. Oceanogr.** v.40, p. 750-765, 1995.
- GIANNUZZI, L. *et al.* An acute case of intoxication with cyanobacteria and cyanotoxins in recreational water in Salto Grande Dam, Argentina. **Marine Drugs**, v. 9, p. 2164-2175, 2011. DOI: 10.3390/md9112164.

GUVEN, B.; HOWARD, A. Modelling the growth and movement of cyanobacteria in river systems. **Science of the Total Environment**, v. 368, Issues. 2-3, p. 898–908, 2006. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969706002671>>. Acesso em 15 jun. 2014.

HYENSTRAND, P.; BLOMQUIST, P.; PETTERSSON, A. Factors determininig cyanobacterial success in aquatic systems – a literature review. **Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol.**, v. 51, p. 41-62, 1998.

HAIDER, S. *et al.* Cyanobacterial toxins: a growing environmental concern. **Chemosphere**, v. 52, p. 1–21, 2003.

HOWARD, A.; IRISH, A. E.; REYNOLDS, C. S. A new simulation of cyanobacterial underwater movement (SCUM'96). **Journal of Plankton Research**, v. 18, n. 8, p. 1375–1385, 1996.

HOWARD, A. SCUM—simulation of cyanobacterial underwater movement. **Comput Appl Biosci.**, v. 9, n. 4, p. 413–419, 1993.

HUSZAR, V. L. M. *et al.* Subsídios para a compreensão sobre a limitação de nutrientes ao crescimento do fitoplâncton e do perifíton em ecossistemas continentais lênticos do Brasil. *In*: ROLAND, F.; CÉSAR, D.; MARINHO, M (Ed). **Lições de Limnologia**. Rima Editora, São Paulo. p. 243-260, 2005.

HUSZAR, V. L. M. *et al.* Cyanoprokaryote assemblages in eight productive tropical brazilian waters. **Hydrobiologia**, v. 424, p. 67-77, 2000.

INAG, I. P. **Manual para avaliação da qualidade biológica da água**. Protocolo de amostragem e análise para o fitoplâncton. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Instituto da Água, I. P., 2009. Disponível em: <<http://www.apambiente.pt/dqa/assets/protocolo-de-amostragem-e-an%C3%A1lise-para-o-fito-pl%C3%A2ncton.pdf>>. Acesso em 23 set. 2015.

INHABER, H. **Energy Risk Assessment**. New York: Gordon and Breach Science Publishers, 1982. p. 1-54. ISBN 0-677-05980-9.

JAFELICE, R. S. M.; BARROS, L. C.; BASSANEZI, R. C. **Teoria dos Conjuntos Fuzzy com Aplicações**. São Carlos: Sociedade Brasileira de Matemática Aplicada e Computacional. São Paulo: Plêiade, 2005. ISBN 85-7651-020-0

JÖHNK, K. D. *et al.* Summer heatwaves promote *florações* of harmful cyanobacteria. **Global Change Biology**, v. 1, p. 495-512, 2008.

JOCHIMSEN, E. M. *et al.* Liver Failure and Death after Exposure to Microcystins at a Hemodialysis Center in Brazil. **The New England Journal of Medicine**, v. 338, p. 873-878, 1998. DOI: 10.1056/NEJM199803263381304.

JULIEN, B. Water Quality Management with Imprecise Information. Theory and Methodology. **European Journal of Operation Research**. North Holland, v. 76, p. 15-27, 1994.

KAPLAN, S.; GARRICK, B. J. On The Quantitative Definition of Risk. **Risk Analysis**, v. 1, n. 1, 1981.

KAUFMANN, A.; GUPTA, M. M. **Fuzzy Mathematical Models in Engineering and Management Science**. North Holland, Amsterdam, 1988. 338 p.

_____. **Introduction to Fuzzy Arithmetic: Theory and Applications**. Van Nostrand Reinhold, New York, 1985. 351 p.

KIRK, J. T. O. **Light & Photosynthesis in Aquatic Ecosystems**. 2. ed. Cambridge University Press, New York, 1994. 509 p. ISBN 9780511623370.

KLIR, G.; YUAN B. **Fuzzy sets and fuzzy logic: theory and applications**. New Jersey: Prentice Hall, 1995. 574 p.

KROMKAMP, J.; WALSBY, A. E. A computer model of buoyancy and vertical migration in cyanobacteria. **Journal of Plankton Research**, v. 12, n. 1, p.161-183, 1990. Disponível em: <<http://www.researchgate.net/publication/31288071>>. Acesso em 01 out. 2014.

LAGOS, N. *et al.* The first evidence of paralytic shellfish toxins in the fresh water cyanobacterium *Cylindropermopsis raciborskii* isolated from Brazil. **Toxicon**, v. 37, n. 10, p. 1359-1373, 1999.

LAMPARELLI, M. C. **Grau de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: Avaliação dos métodos de monitoramento**. 2004. 235p. Tese (Doutorado) – Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, Departamento de Ecologia, 2004.

LAWTON, L. A.; COOD, G. A. Cyanobacterial (Blue-green Algal) toxins and their significance in UK and European waters. **Water and Environment Journal – CIWEM**, v. 5, Issue 4, p. 460-465, 1991.

LEE, G. F.; JONES, R. A. Determination of nutrient limiting maximum algal biomass in waterbodies. **Report G. Fred Lee e Associates**, El Macero, California. 9 p. 1998. Disponível em: <http://www.gfredlee.com/Nutrients/nut_limit.pdf>. Acesso em: 17 abr 2016.

LEECH, D. M.; JOHNSEN, S. Light, biological receptors. *In*: LIKENS, G. E. (ed.). **Encyclopedia of Inland Waters**, v. 2, Oxford: Elsevier, p. 671–681, 2009.

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.

LITCHMAN, E. Population and community responses of phytoplankton to fluctuating light. **Oecologia**, v. 117, p. 247-257, 1998.

LUNG, W. S.; PAERL, H. W. Modeling blue-green algal blooms in the lower Neuse River. **Water Research**. v. 22, 895-905. 1988.

MARQUES, A. K. **Análise da Diversidade Fitoplanctônica no Reservatório da Usina Hidroelétrica Luís Eduardo Magalhães, no Médio Tocantins- TO: Estrutura da**

Comunidade, Flutuações Temporais e Espaciais. 2006. 158f. Dissertação (Mestrado em Ciências do Ambiente) – Universidade Federal do Tocantins, Palmas, 2006.

MERKHOFFER, M. W. **Decision science and social risk management**. Dordrecht, Holland: Reidel Publishing Company, 1987.

MOLAK, V. (Ed). **Fundamentals of Risk Analysis and Risk Management**. Boca Raton: Lewis Publishers, New York, 1997, v.1, 363 p. ISBN 1-56670-130-9.

MOLICA, R.; AZEVEDO, S. M. Ecofisiologia de cianobactérias produtoras de cianotoxinas. **Oecologia Brasiliensis**, v. 13, n.2, p. 229-246, 2009.

MOTA, H. R.; ROLLA, M. E. **As cianobactérias e a qualidade da água: a importância de estar sempre atento**. Companhia Energética de Minas Gerais. 2011. ISBN: 9788587929433.

MÜLLER, M. C.; RODRIGUEZ-AMAYA, D. B.; LOURENÇO, S. O. Carotenóides da cianobactéria *Synechocystis pevalekii* produzida em condições normais e sob limitação de nutrientes. **Brazilian Journal of Pharmaceutical Sciences**, v. 39, n. 4, out/dez. 2003.

MUR, L. R.; SKULBERG, O. M.; UTKILEN, H. Chapter 2. Cyanobacteria in the environment. *In*: CHORUS, I.; BARTRAM, J. (Ed.) **Toxic cyanobacteria in water: a guide to public health consequences, monitoring and management**. World Health Organization. London and New York, 1999. ISBN 0-419-23930-8. Disponível em: <http://www.who.int/water_sanitation_health/resourcesquality/toxcyanbegin.pdf>. Acesso em 03 set. 2013.

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.

NILSEN, T.; AVEN, T. Models and Model Uncertainty in the Context of Risk Analysis. **Reliability Engineering & System Safety**, Elsevier, v. 79, p. 309-317, 2003.

NOBEL, P. S. **Plant cell physiology: a physicochemical approach**. W. H. Freeman, San Francisco, 1970. 267 p.

ODUM, E. P. **Ecologia**. Rio de Janeiro, RJ: Guanabara Koogan, 1988. 434 p. ISBN 8520102492.

OKRENT, D. Comment on societal risk. **Science**, v. 208, Issue 4442, p. 372-375. 1980.

OLRIK, K. **Phytoplankton ecology**. Ministry of the Environment, Denmark. Danish Environmental Protection Agency, 1994. 183 p.

PAERL, H. W. Nutrient and other environmental controls of harmful cyanobacterial blooms along the freshwater-marine continuum. **Advances in Experimental Medicine and Biology**, v. 619, p. 216-241, 2008.

PAERL H. W.; TUCKER C. S. Ecology of blue-green algae in aquaculture ponds. **Journal World Aquaculture Society**, v. 26, p. 109-311, 1995.

PEDRYCZ, W.; GOMIDE, F. **An Introduction to Fuzzy Sets – Analysis and Design**. The MIT Press, 1998.

PORTO, R. M. **Hidráulica Básica**. 4 ed. São Carlos: EESC-USP, 2006. 540 p. ISBN 85-7656-084-4.

POURIA, S. *et al.* Fatal microcystin intoxication in haemodialysis unit in Caruaru, Brazil. **The Lancet**, v. 352, n. 9121, p. 21-26, 1998.

RABOUILLE, S.; THEBAULT, J. M.; SALENCON, M. J. Simulation of carbon reserve dynamics in *Microcystis* and its influence on vertical migration with Yoyo model. **Comptes Rendus Biologies**, v. 326, n. 4, p. 349 – 361. 2003. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1631069103001239>>. Acesso em 01 out. 2014.

RAFTERY, J. **Risk Analysis in Project Management**. E & FN SPON: London, U. K. 1994.

RAGNI, M. *et al.* Photoinhibition of PSII in *Emiliania huxleyi* (Haptophyta) under high light stress: the roles of photoacclimation, photoprotection, and photorepair. **J. Phycol.**, v. 44, p. 670-683, 2008.

REDFIELD, A. C. The biological control of chemical factors in the environment. **American Scientist**, v. 46, n. 3, pp. 230A, p. 205-221, 1958.

REPAVICH, W. M. *et al.* Cyanobacteria (blue-green algae) in Wisconsin waters: Acute and chronic toxicity. **Water Research**, v. 24, p. 225-31, 1990.

REYNOLDS, C. S. Non-determinism to Probability, or N:P in the community ecology of phytoplankton. **Arch. Hydrobiol.**, v. 146, n.1, p. 23-35, 1999.

_____. Vegetation processes in the pelagic: a model for ecosystem theory. **Excellence in Ecology**, v. 9, Oldendorf/Luhe, Germany: Ecology Institute; 1997.

_____. The role of fluid motion in the dynamics of phytoplankton in lakes and rivers. *In*: GILLER, P. S; HILDREW, A. G.; RAFFAELLI, D. G. (Ed.). **Aquatic ecology: scale, pattern and process**. Oxford: Blackwell, p. 141-188, 1994.

REYNOLDS, C. S.; IRISH, A. E. Modelling phytoplankton dynamics in lakes and reservoirs: the problem of in-situ growth rates. **Hydrobiologia**, v. 349, p. 5–17, 1997.

REYNOLDS, C. S.; WALSBY, A. E. Water-blooms. **Biol. Rev.**, v.50, p. 437–481, 1975.

RHEE, G. Y. Effects of environmental factors and their interactions on phytoplankton growth. *In*: MARSHALL, K. C. (Ed.). **Advances in microbial ecology**. Plenum Press, New York, v. 6, p. 33-74, 1982.

RICHARDS, K. **Rivers, form and process in alluvial channels**. London: Methuen. 1982. 358p.

RICKLEFS, R. E. **A Economia da Natureza**. 5. ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2009. 503 p. ISBN 978-85-277-0798-5.

ROSET, J.; AGUAYO S.; MUNOZ, M. J. Deteccion de cianobacterias y sus toxinas: una revision. **Revista Toxicologia**, Madrid, v. 18, p. 65-71, 2001.

ROSMAN, P. C. C. **Referência técnica do SisBaHiA**. COPPE/UFRJ. Rio de Janeiro-RJ, 2012.

RU, W. G.; ELOFF, J. H. P. Risk analysis modelling with the use of fuzzy logic. **Computers and Security**, South Africa, v. 15, n. 3, p. 239–248, 1996.

SAAVEDRA, O. R. **Introdução aos conjuntos nebulosos** – Notas de aula – Inteligência Artificial. Universidade Federal do Maranhão, 2003.

SAKER, M. L.; GRIFFITHS, D. J. The effect of temperature on growth and cylindrospermopsin content of seven isolates of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Nostocales, Cyanophyceae) from water bodies in northern Australia. **Phycologia**, v. 39, n. 4, p. 349-354, 2000.

SALLA, M. R. *et al.* Estudo da autodepuração do Rio Jordão, localizado na bacia hidrográfica do Rio Dourados. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 18, n.2, p 105 – 114. 2013.

SANT'ANNA, C. L.; BRANCO, L. H. Z.; AZEVEDO, M. T. P. Cyanophyceae/Cyanobacteria. *In*: BICUDO, C.E.M.; MENEZES, M (Org). **Gêneros de algas de águas continentais do Brasil: chave para identificações e descrições**. 2 ed. RIMA. São Carlos, 2006. p. 19-63. ISBN 8576560887.

SANT'ANNA, C. L. *et al.* **Manual ilustrado para identificação e contagem de cianobactérias planctônicas de águas continentais brasileiras**. Editora Interciência, 2006. 60 p. ISBN: 9788571931404

SANT'ANNA, C. L.; AZEVEDO, M. T. P. Contribution to the knowledge of potentially toxic cyanotacteria from Brazil. **Nova Hedwigia**, v. 71, n. 3-4, p. 359-385, 2000.

SANTOS, S. H. L. **Aplicação da Teoria Fuzzy em modelos de transporte de massa para o cálculo do risco na concessão de outorga para lançamento de efluentes em rios**. 2012. 104f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2012.

SILVA, A. F. **Respostas fisiológicas e fotossintéticas da microalga marinha *Rhodomonas sp.* (Cryptophyceae) a variações de luz e fontes de carbono**. Tese (Doutorado em Bioquímica) – Programa de Pós Graduação em Bioquímica, Instituto de Química da Universidade Federal do Rio de Janeiro – RJ. 2008.

SIVONEN, K. *et al.* Toxic cyanobacteria (blue-green algae) in finnish fresh and coastal waters. **Hydrobiologia**, v. 190, p. 267-75, 1990.

SKULBERG, O. M. *et al.* Taxonomy of toxic cyanophyceae (Cyanobacteria). *In:* FALCONER, I. R. (Ed.). **Algal Toxins in Seafood and Drinking Water**. Academic Press, London, 1993. p. 145–164.

SMITH, J.; SMITH, P. **environmental modelling: an introduction**. Oxford University Press Inc., New York. 1 ed. 2007. ISBN 978-0-19-927206-8.

SMITH, V. H. Light and nutrient effects on the relative biomass of blue-green algae in lake phytoplankton. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 43, n. 1, p. 148-153, 1986.

_____. Low nitrogen to phosphorus ratios favor dominance by blue-green algae in lake phytoplankton. **Science**, New Series, v. 221, n. 4611, p. 669-671. 1983.

SOLOVCHENKO, A. E. *et al.* Effects of light intensity and nitrogen starvation on growth, total fatty acids and arachidonic acid in the green microalga *Parietochloris incisa*. **J. Appl. Phycol.**, v. 20, p. 245-251, 2008.

SOUSA, V. *et al.* The response of zooplankton assemblages to variations in the water quality of four man-made lakes in semi-arid northeastern Brazil. **Journal of Plankton Research**, v.30, n. 6, p. 699-708, 2008. Disponível em: <<http://plankt.oxfordjournals.org/content/30/6/699.full>> . Acesso em 28 mai. 2015.

TAIZ, L.; ZEIGER, E. **Fisiologia Vegetal**. 3 ed. Porto Alegre –RS. Artmed, 2004. 722p.

TANAKA, K. **An introduction to fuzzy logic for practical applications**. New York, 1997. 148 p.

TEIXEIRA, M. G. L. C. *et al.* Gastroenteritis epidemic in the area of the Itaparica Dam, Bahia, Brazil. **Bulletin of PAHO**, v. 27, n.3, p. 244-253, 1993.

TILMAN, D.; KILHAM, S. S. Phosphate and silicate uptake and growth kinetic of the diatoms *Asterionella formosa* and *Cyclotella meneghiniana* in batch and semi-continuous culture. **Journal of Phycology**, v. 12, p. 375-383, 1976.

TILZER, M. **Eutrophierung und Gewässertherapie**. Germany, Limnologischesw Institut, Univ., Konstanz, 1979. 76 p.

THEBAULT, J. M.; QOTBI, A. A model of phytoplankton development in the Lot River (France). Simulations of scenarios. **Water Res.**, v. 33, n. 4, p. 1065 – 1079, 1999.

THINH, L. V. Effect of irradiance on the phisiology and ultraestructure of the Marine cryptomonad, *Cryptomonas* strain Lis (Cryptophyceae). **Phycologia**, v. 22, n. 1, p. 7-11, 1983.

THOMANN, R. V.; MUELLER, J. A. **Principles of surface water quality modeling and control**. New York: Harper Collins, 1987. 644 p. ISBN 0060466774.

TOLEDO JÚNIOR, A. P. *et al.* Aplicação de modelos simplificados para a avaliação de processo de eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. *In:* 12º CONGRESSO DE

- ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 1983, Camboriú. **Anais ...** Camboriú, 1983. p. 34.
- TOLEDO JÚNIOR, A. P. Informe preliminar sobre os estudos para obtenção de um índice para avaliação do estado trófico de reservatórios de regiões quentes tropicais. São Paulo: CETESB, 12p. (**Relatório Interno**), 1990.
- TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008. 631p.
- TUNDISI, J. G. **Água no Século 21: Enfrentando a escassez**. Sao Paulo: Rima, 2003.
- VAN DEN HOEK, C.; MANN, D. G; JAHNS, H.M. **Algae: an introduction to phycology**. Cambridge University Press, Cambridge, 1995. 623 p.
- VIEIRA, V. P. P. B. **Análise de risco em recursos hídricos: fundamentos e aplicações**. Porto Alegre: ABRH, 2005. 361p. ISBN 8588686139.
- VIEIRA, J. M. D. *et al.* Microcystin production by *Radiocystis fernandoi* (Chroococcales, Cyanobacteria) isolated from a drinking water reservoir in the city of Belem, PA,) Brazilian Amazonia region. **Toxicon**, v. 42, p. 709-713, 2003.
- VISSER, P. M.; PASSARGE, J.; MUR, L. R. Modelling vertical migration of the cyanobacterium *Microcystis*. **Hydrobiologia**, v. 34, p. 99–109, 1997. Disponível em: <<http://hdl.handle.net/11245/2.2577>>. Acesso em 01 out. 2014.
- WATANABE, M. F.; OISHI, S. Effects of environmental factors on toxicology of a cyanobacterium ((*Microcystis aeruginosa*) under culture conditions. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 49, n. 5, p. 1342-1344, 1985.
- WATANABE, M. F. et al. Composition of cyclic peptide toxins among strains of *Microcystis aeruginosa* (blue-green algae, cyanobacteria). **Botanical Magazine**, v. 104, p. 49-57, 1991.
- WETZEL, R. G. **Limnology: lake and river ecosystems**. 3 ed. San Diego, California: Academic Press, 2001. 1006 p.
- WHITEHEAD, P. G.; WILLIAMS, R. J.; LEWIS, D. R. Quality simulation along river systems (QUASAR): model theory and development. **Science of Total Environment**, v. 194-195, p. 447–456, 1997.
- WHO. Guidelines for Safe Recreational Water Environments. Coastal and Freshwaters. **World Health Organization**. Geneva, Switzerland, v. 1, p. 136–158, 2003.
- WOLK, C. P. Control of Sporulation in a Blue-Green Alga. **Developmental. Biology**, v. 12, p. 15-35, 1965. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0012160665900187>>. Acesso em 03 set. 2013.
- _____. Physiology and cytological chemistry of blue-green algae. **Bacteriological. Reviews**, v 37, n. 1. p. 32-101. 1973.

XAVIER, C. F.; DIAS, L. N.; BRUNKOW, R. F. Eutrofização. *In*: ANDREOLI, C. V.; CARNEIRO, C. (Ed). **Gestão Integrada de Mananciais de Abastecimento Eutrofizados**. Curitiba: Sanepar, Finep. 2005. p. 271-299.

ZADEH, L. A. *Fuzzy sets*. Information and control, v.8, p. 338-353, 1965.

ZIMMERMANN, H. J. *Fuzzy Set Theory – and its Application*. Martinus Nijhoff, Dordrecht, 1985. 363 p.