



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALAGOAS**  
**INSTITUTO DE GEOGRAFIA, DESENVOLVIMENTO E MEIO AMBIENTE**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA**

**KLEBSON DA SILVA**

**ESTIMATIVA DA VARIAÇÃO TEMPORAL DA**  
**EUTROFIZAÇÃO NO BAIXO SÃO FRANCISCO, A PARTIR DA**  
**UTILIZAÇÃO DE ÍNDICE TRIX**

Maceió  
2018

**KLEBSON DA SILVA**

**ESTIMATIVA DA VARIAÇÃO TEMPORAL DA  
EUTROFIZAÇÃO NO BAIXO SÃO FRANCISCO, A PARTIR DA  
UTILIZAÇÃO DE ÍNDICE TRIX**

Dissertação de Mestrado apresentada ao  
Programa de Pós-Graduação em  
Geografia da Universidade Federal de  
Alagoas, como requisito parcial para  
obtenção do grau de Mestre em Geografia

Orientador: Prof. Dr. Paulo Ricardo Petter Medeiros

Maceió  
2018

**Catálogo na fonte**  
**Universidade Federal de Alagoas**  
**Biblioteca Central**

Bibliotecária Responsável: Janis Christine Angelina Cavalcante

S586e Silva, Klebson da.  
Estimativa da variação temporal da eutrofização no Baixo São Francisco a partir da utilização de índice TRIX/ Klebson Silva – 2018.  
72 f.: il. color., grafs., tabs.

Orientador: Paulo Ricardo Petter Medeiros.  
Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Federal de Alagoas. Instituto de Geografia, Desenvolvimento e Meio Ambiente. Programa de Pós-graduação em Geografia. Maceió, 2018.

Bibliografia: f. 61-72.

1. Eutrofização. 2. Rio São Francisco. 3. TRIX. 4. Estado trófico.  
5. Rio – Vazão. I. Título.

CDU: 911.2:556



UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALAGOAS  
INSTITUTO DE GEOGRAFIA, DESENVOLVIMENTO E MEIO AMBIENTE  
CAMPUS A C. SIMÕES, BR 104 – NORTE, KM 13  
CIDADE UNIVERSITÁRIA  
CEP 57.072-970 TEL. (82)3214-1440/1441/1444/1445



PROGRAMA DE MESTRADO EM GEOGRAFIA – PPGG/UFAL  
ATA DE DEFESA DE DISSERTAÇÃO FINAL

Em sessão pública, no dia 15 de março de 2018, às 10h, na Sala 104 do IGDEMA/UFAL, deu-se início à Defesa de DISSERTAÇÃO FINAL DO PROGRAMA DE MESTRADO EM GEOGRAFIA, com área de concentração em Organização do Espaço Geográfico, do aluno KLEBSON DA SILVA, orientando do Prof. Dr. Paulo Ricardo Petter Medeiros, intitulado: **“Estimativa da variação temporal da eutrofização no Baixo São Francisco, a partir da utilização de índice trix”**, como requisito para a obtenção do título de MESTRE. A banca examinadora foi constituída pelos seguintes docentes: Prof. Dr. Paulo Ricardo Petter Medeiros (UFAL), presidente da banca; Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Ana Paula Lopes da Silva (UFAL) e como convidada externa a Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Nilva Brandini (UFAL). *Na presente instalação da banca, os docentes declaram ausência de impedimentos e de suspeições que possam lançar dúvidas sobre a imparcialidade da avaliação do(s) candidato(s). Todos declaram que não avaliaram candidatos com vínculo de parentesco consanguíneo ou por afinidade, até 3º grau. Nenhum membro da banca se declarou impedido por quaisquer outros motivos, por exemplo, o de ter amizade íntima ou inimidade notória com os candidatos que avaliou ou com os respectivos cônjuges, companheiros, parentes e afins até o terceiro grau.* A defesa constituiu de uma apresentação oral de 40(quarenta) minutos, seguida de inquirições para cada um dos examinadores e das respostas, e foi assistida pelas pessoas que se fizeram presentes. Ao final, a Banca Examinadora reuniu-se reservadamente e decidiu em atribuir ao conteúdo do trabalho e à defesa a menção: **APROVADO**, com base no art. 63 do Regimento Interno do Curso. Nada mais havendo a tratar, deu-se por encerrada a defesa, sendo a presente ata assinada pelos componentes da Banca Examinadora.

Pareceres da Banca Examinadora conforme art. 63 e seus parágrafos do Regimento Do Programa De Pós-Graduação Em Geografia.

Parecer 1:

*O referido trabalho, necessita de fontes já apresentadas na defesa.*

Assinatura:

*Ana Paula Lopes da Silva*

*Silvia Brandini*  
Prof.<sup>a</sup> Dra. Sílvia Quintella C. Calheiros  
SIAPE: 1120111



UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALAGOAS  
INSTITUTO DE GEOGRAFIA, DESENVOLVIMENTO E MEIO AMBIENTE  
CAMPUS A C. SIMÕES, BR 104 – NORTE, KM 13  
CIDADE UNIVERSITÁRIA  
CEP 57.072-970 TEL. (82) 3214-1440/1441/1444/1445



PROGRAMA DE MESTRADO EM GEOGRAFIA – PPGG/UFAL

Parecer 2:

*O parecerista li a obra anexa de ajustes e fez  
quais deve ser movimento no sentido da  
banca.*

Assinatura: *Milva Brandini*

Maceió, 15 de março de 2018.

*Paulo Petter*

Prof. Dr. Paulo Ricardo Petter Medeiros – Presidente

*Ana Paula Lopes da Silva*

Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Ana Paula Lopes da Silva – Titular Interno

*Milva Brandini*

Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Milva Brandini – Titular Externo

Obs.: Caso o espaço disponível não seja suficiente, favor utilizar outra folha em branco devidamente assinada.

*Silvana Quintella C. Caiheiros*

Profa. Dra. Silvana Quintella C. Caiheiros  
SIAPE: 1120111

## AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador **Prof.º Dr. Paulo Ricardo Petter Medeiros** por toda dedicação e paciência.

À Dra. **Nilva Brandini**, pela atenção e enorme ajuda na aplicação da metodologia.

A todos os professores e funcionários do IGDEMA, em especial aos professores **Dra. Ana Paula Lopes da Silva** pelo apoio na minha formação profissional.

À Pós-graduação em Geografia/UFAL, pelo suporte na conclusão do curso.

Aos colegas e amigos da Secretaria de Estado do Planejamento, Gestão e Patrimônio, em especial da Superintendência de Produção da Informação e do Conhecimento (SINC), pelo apoio e o apoio que tiveram e o suporte nessa caminhada que não foi fácil.

Ao os amigos que não são poucos e aos colegas do curso de Pós-graduação em Geografia da UFAL, pela convivência, trocam de experiências, discussões e incentivos nas fases do mestrado.

Ao Secretário do IGDEMA/UFAL Washington Narciso Gonçalves Gaia, e qualidade e eficiência nos serviços prestados.

À minha linda amada família que é meu incentivo para continuar nessa jornada, amo vocês demais. (Esposa Elisabete, Minha irmã, Mainha e Painho, Ângela e Seu José).

*In memorium*

Minha querida amada sogra que sempre vibrou como uma menina pela minhas conquistas Maria Aparecida

## RESUMO

A pesquisa avaliou a aplicabilidade do índice TRIX (*Trophic Index*) para avaliar o nível de eutrofização no baixo rio São Francisco AL/SE – Brasil. O índice TRIX é uma combinação linear de indicadores de fatores nutritivos (Nitrogênio e Fósforo) e fatores que expressam a produção primária (Clorofila-*a* e Oxigênio Dissolvido). A seleção do método se deveu a sua natureza multiparamétrica e por ter sido elaborado e aprimorado para modelar o processo de eutrofização em diferentes ambientes. Nos últimos 40 anos as construções de barragens no rio São Francisco modificaram de forma direta as condições naturais dos cursos d'água, antes definidos exclusivamente pelas relações climáticas e morfológicas naturais, no entanto, ocasionaram periodicamente uma relevante redução da variabilidade interanual e da magnitude da vazão. Foram analisadas amostras mensais em cinco anos distintos em 2001, 2004, 2005, 2007 e 2008 constando características hidrológicas diferentes, anos com baixa e alta vazão. Os resultados indicaram que os níveis de eutrofização variaram de oligotrófico a mesotrófico de acordo com o índice de TRIX. Não verificando um padrão vazão em relação ao índice de estado trófico, ou seja, não houve associação de índice TRIX médio elevado com elevadas vazões médias anuais. Isso é evidenciado através do teste de correlação de *Spearman* onde não é observada correlação positiva entre o índice TRIX com a vazão no rio. Conclui-se que a aplicação do índice TRIX foi válida para a avaliação do estado trófico ao longo do baixo rio São Francisco e os resultados obtidos indicam que o índice é uma ferramenta eficiente para a classificação do estado trófico do baixo RSF.

**Palavras-chave:** eutrofização, rio, estado trófico, TRIX, vazão.

## ABSTRACT

The research evaluated the applicability of the TRIX index (Trophic Index) to evaluate the level of eutrophication in the lower São Francisco AL / SE - Brazil. The TRIX index is a linear combination of indicators of nutrient factors (Nitrogen and Phosphorus) and factors that express the primary production (Chlorophyll a and Dissolved Oxygen). The selection of the method was due to its multiparametric nature and to have been elaborated and improved to model the process of eutrophication in different environments. In the last 40 years, dam constructions in the São Francisco river have directly modified the natural conditions of the watercourses, previously defined exclusively by the natural climatic and morphological relations, but occasionally caused a significant reduction of the interannual variability and the magnitude of the flow rate. Monthly samples were analyzed in five different years in 2001, 2004, 2005, 2007 and 2008, with different hydrological characteristics, years with low and high flow. The results indicated that the levels of eutrophication ranged from oligotrophic to mesotrophic according to the TRIX index. Not verifying a flow pattern in relation to trophic index, that is, there was no association of high average TRIX index with high annual mean flows. This is evidenced by the Spearman correlation test where no positive correlation between the TRIX index and the river flow is observed. It is concluded that the application of the TRIX index was valid for the evaluation of the trophic state along the lower São Francisco river and the results indicate that the index is an efficient tool for the classification of the trophic state of the low RSF..

**Keywords:** eutrophication, river, trophic state, TRIX, flow

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Impactos das barragens.....	18
Tabela 2 - Saneamento básico na bacia hidrográfica do rio São Francisco.....	24
Tabela 3 - Caracterização da ocupação econômica predominante nas quatro grandes regiões da bacia do São Francisco .....	25
Tabela 4 - População urbana e rural da bacia do rio São Francisco .....	26
Tabela 5 - Características climáticas do baixo São Francisco .....	29
Tabela 6 - Classificação do estado trófico para águas estuarinas segundo modelo TRIX .....	33
Tabela 7- Média anual, desvio padrão, mínimos e máximos da vazão da estação fluviométrica de Traipú dos quatro estágios hidrológicos .....	39
Tabela 8- Média anual, desvio padrão, mínimos e máximos da vazão da estação fluviométrica de Traipú dos cinco anos hidrológicos da pesquisa.....	41
Tabela 9 - Comparação dos valores da clorofila-a dos ambientes aquáticos tropicais brasileiros e do rio São Francisco .....	44
Tabela 10 - Concentração média anual de NH <sub>4</sub> e NO <sub>3</sub> dissolvidos inorgânicos durante o ano hidrológico três e comparação com os valores de outros rios tropicais .....	46
Tabela 11 - Concentração de nitrogênio amônia dissolvido nas águas do baixo rio São Francisco .....	48
Tabela 12 - Concentração de nitrito dissolvido nas águas do baixo rio São Francisco .....	48
Tabela 13 - Concentração de nitrito dissolvido nas águas do baixo rio São Francisco .....	50
Tabela 14 - Concentração média anual de PID dissolvidos inorgânicos durante o ano hidrológico três e comparação com os valores de outros rios tropicais .....	52
Tabela 15 - Comparação do índice TRIX para vários sistemas utilizados para gerar a equação TRIX para este trabalho .....	55
Tabela 16 - Índice TRIX dos anos de estudo.....	58
Tabela 17 - Teste de correlação de Spearman considerando as vazões com variações temporais para os anos de 2001, 2004, 2005,2007 e 2008.....	61

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Sequência das barragens e aproveitamento hidrelétrico da bacia do Rio São Francisco.....	27
Figura 2: Setores Fisiografias da região hidrográfica do rio São Francisco localizando área de estudo o baixo rio São Francisco .....	29
3.3 Vegetação, Geologia e Geomorfologia.....	30
Figura 3: Mapa Distribuição das vegetações no baixo RSF - AL/SE.....	30
Figura 4: Localização da área de estudo e estações de amostragem no setor inferior do rio São Francisco.....	31
Figura 5: Distribuição mensal da precipitação dos anos de 2001,2004, 2005, 2007 e 2008 na estação de São Romão.....	34
Figura 6: Distribuição mensal da precipitação dos anos de 2001,2004, 2005, 2007 e 2008 na estação de Morpará .....	35
Figura 7: Distribuição mensal da precipitação dos anos de 2001,2004, 2005, 2007 e 2008 na estação de Juazeiro.....	36
Figura 8: Distribuição mensal da precipitação dos anos de 2001, , 2005, 2007 e 2008 na estação de Piranhas .....	37
Figura 9: Vazões anuais da estação de Traipú (AL) próximo ao local da pesquisa, no período 1938 a 2001 .....	38
Figura 10: Variação temporal da Clorofila “a” .....	43
Figura 11: Variação temporal de Nitrogênio inorgânico dissolvido.....	46
Figura 12: Variações temporais do fósforo inorgânico dissolvido .....	50
Figura 13: Variações temporais de Saturação de Oxigênio dissolvido (OD%).....	54

## ABREVIATURAS E SIGLAS

**aD%OD** - Desvio Absoluto das Condições de Saturação do OD

**ANA** - Agência Nacional de Águas

**APP** - Área de Preservação Permanente

**Cl -a** – Clorofila *a*

**Cloro-a** - Clorofila *a*

**CO2** - Carbono

**CODEVASF** - Companhia de Desenvolvimento dos Vales do São Francisco e do Parnaíba

**CBHSF** - Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco

**CHESF** - Companhia Hidrelétrica do São Francisco

**CPRM** - Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais

**FGV** - Faculdade Getulio Vargas

**IBGE** - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

**IDH** - Índice de Desenvolvimento Humano

**IBAMA** - Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis

**IMA/AL** - Instituto do Meio Ambiente do Estado de Alagoas

**LABMAR** - Laboratórios Integrados de Ciências do Mar e Naturais

**Lat.** – Latitude

**Log I** - Limite Superior, na Base Logarítmica 10, de cada Parâmetro para o cálculo TRIX

**Log M** - Média, na Base Logarítmica 10, de cada Parâmetro para o Cálculo TRIX

**Log S** - Limite Superior, na Base Logarítmica 10, de cada Parâmetro para o Cálculo – TRIX

**Long.** - Longitude

**MMA** - Ministério do Meio Ambiente

**N** - Nitrogênio

**NID** - Nitrogênio Inorgânico Dissolvido

**NT** - Nitrogênio Total

**OD** - Oxigênio Dissolvido

**OEA** - Organização dos Estados Americanos

**P** – Fósforo

**PAE** - Programa de Ações Estratégicas

**PNUMA** - Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente

**PDRH** - Plano Diretor de Recursos Hídricos

**pH** - Potencial hidrogeniônico

**PIB** - Produto Interno Bruto

**PID** - Fósforo Inorgânico Dissolvido

**PORTOBRAS** - Empresa de Portos do Brasil S.A

**PT** - Fósforo Total

**SEC** - Transparência do disco de Secchi

**SEMARH/AL** - Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Estado de Alagoas

**T°C** - Temperatura

**TRIX** - *Trophic Index*

**Tur** -Turbidez

**TSS** - Total *Suspended Solids* (Sólidos totais dissolvidos)

**UC** - Unidades de Conservação

**µg/l** - em Miligrama por litro

**UFAL** - Universidade Federal de Alagoas

**UTM** - *Universal Transversa de Mercator*

**YSI** - *Yellow Springs Instrument*

**WCD** - Relatório da Comissão Mundial de Barragens

## SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO .....	14
1.1 Objetivo Geral.....	15
1.2 Objetivos Específicos.....	15
2 REVISÃO DA LITERATURA .....	15
2.1 Eutrofização .....	15
2.2 Causas da eutrofização Artificial .....	16
2.3 Impactos de barragens sobre o meio ambiente .....	17
2.4 Índice do estado TRIX .....	19
2.5 Bacia hidrográfica do rio São Francisco.....	20
2.5.1 Alto São Francisco.....	21
2.5.2 Médio São Francisco.....	22
2.5.3 Sub-Médio .....	23
2.6 Saneamento básico na bacia do rio São Francisco.....	23
2.7 Indicadores socioeconômicos da bacia .....	25
2.8 Barragens no rio São Francisco .....	26
3 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA .....	28
3.1. Localização do baixo rio São Francisco .....	28
3.2 Clima.....	29
3.3 Vegetação, Geologia e Geomorfologia.....	30
4 MATERIAIS E MÉTODOS .....	31
4.1 Medições no local de coleta.....	31
4.2 Parâmetros medidos em laboratório.....	31
4.3 Análise estatística do índice de Estado Trófico .....	32
4.3.1 Índice trófico (TRIX).....	32
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	34
5.1 Parâmetros meteorológicos.....	34
5.1.1 Precipitação.....	34
5.1.1.1 Alto rio São Francisco .....	34
5.1.1.2 Médio rio São Francisco .....	35
5.1.1.3 Sub-médio rio São Francisco .....	35
5.2.1.3 Baixo rio São Francisco .....	36
5.2.2 Vazões.....	38
5.3 Variações dos parâmetros temporais físico-químicos do baixo rio São Francisco ...	42

5.3.1 Clorofila <i>a</i> .....	42
5.3.2 Nitrogênio inorgânico dissolvido.....	44
5.3.2.1 Nitrogênio amoniacal (NH <sub>4</sub> ) .....	47
5.3.2.1 Nitrito (NO <sub>2</sub> ) .....	48
5.3.2. Nitrato (NO <sub>3</sub> ).....	49
5.3.3 Fósforo inorgânico dissolvido - PID.....	50
5.3.4 Saturações de Oxigênio dissolvido (OD%) .....	53
6 O índice TRIX para avaliação do Estado Trófico do rio São Francisco.....	55
7 Variação temporal do Índice TRIX no baixo rio São Francisco.....	56
8 Correlação dos dados .....	59
CONCLUSÃO .....	62
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	63

## 1. INTRODUÇÃO

Na bibliografia, encontram-se várias definições para “Qualidade da Água”, e, em todas, se observam critérios abióticos (físico-químicos) e bióticos (biológicos) em relação a sua utilização. Esses critérios de qualidade da água especificam concentrações e/ou limites de alguns parâmetros que interferem na conservação do ecossistema aquático e proteção da saúde humana. Assim sendo, pode-se definir qualidade da água como um conjunto de características de natureza física, química e biológica que assegura determinado uso ou conjunto de usos, devendo estar dentro de certos limites ou padrões previstos na legislação vigente para que estes possam ser viabilizados (DERISIO, 2007). Determinados parâmetros podem apresentar mais de um critério de controle, dependendo do uso e das condições naturais da água. No âmbito das bacias hidrográficas, quando se quer ter visão de conjunto da qualidade das águas, adota-se um esquema de amostragem em vários pontos, formando uma rede de pontos de amostragem (DERISIO, 2007). O monitoramento e a avaliação da qualidade das águas superficiais são fatores primordiais para a adequada gestão dos recursos hídricos, permitindo a caracterização e a análise de tendências e prospecções de cenários em bacias hidrográficas, sendo essenciais para garantir a implementação dos diferentes instrumentos de gestão apresentados na lei.

A bacia do rio São Francisco é um dos principais exemplos alterações hidrológicas, apresentando-se como um rio marcado por diversos usos dos seus recursos hídricos. Segundo Medeiros et al., (2011) nos últimos 40 anos as construções de barragens no rio São Francisco modificaram de forma direta as condições naturais dos cursos d’água, antes definidos exclusivamente pelas relações climáticas e morfológicas naturais, no entanto, ocasionaram periodicamente uma relevante redução da variabilidade interanual e da magnitude da vazão.

A importância de métodos para avaliar a qualidade da água é de fundamental importância. Dentre as principais variáveis analisadas para avaliação deve destacar o processo de eutrofização, com destaque o aumento das concentrações de nitrogênio e fósforo que são as principais causas da eutrofização em ecossistemas continentais, onde pode haver rápido desenvolvimento de algas e crescimento excessivo de plantas aquáticas, tornado um problema de qualidade de água, generalizado pelas atividades antrópicas nas bacias hidrográficas e (MARGALEF, 1983; WETZEL, 1983; ESTEVES, 1998; THOMAZ & BINI, 1999; CLOERN, 2001; TUNDISI, 2003).

Entendem-se uma necessidade de investigar o processo de eutrofização do baixo rio São Francisco, visando compreender os seus processos a fim de determinar seu atual estado

trófico, já que com o processo natural do rio foi acentuado nos últimos anos, devido, principalmente, à instalação de usinas hidrelétricas em toda bacia do rio São Francisco, podendo favorecer uma diminuição da qualidade das águas do rio, assim como afetar a saúde humana.

Vários indicadores e índices estão disponíveis para avaliar tróficas e qualidade dos ecossistemas aquáticos e sua evolução sob diferentes pressões antropogênicas e inerentes ameaças (JØRGENSEN ET AL., 2005; NIEMEIJER E DE GROOT, 2008)

As concentrações de nitrogênio e fósforo, juntamente com os indicadores de biomassa fitoplanctônica definem o estado trófico de um ecossistema, classificando-o como oligotrófico, mesotrófico, eutrófico e hipertrófico (BRICKER, 2003).

### **1.1 Objetivo Geral**

O presente estudo objetivou avaliar a eutrofização do baixo rio São Francisco utilizando o índice TRIX.

### **1.2 Objetivos Específicos**

1. Avaliar a concentração de nutrientes inorgânicos dissolvidos no baixo rio São Francisco;
2. Avaliar a evolução temporal do processo de eutrofização no baixo São Francisco, dos anos de 2001, 2004, 2005, 2007 e 2008, a partir do índice TRIX;
3. Relacionar a variabilidade do índice TRIX e nutrientes inorgânicos dissolvidos com a vazão

## **2 REVISÃO DA LITERATURA**

### **2.1 Eutrofização**

O artigo 225 da Constituição Federal Brasileira de 1988, da Lei da Política Nacional do Meio Ambiente (Lei Federal 6.938/81) diz: “todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao Poder Público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para às presentes e futuras gerações”.

Percebe-se que o desenvolvimento urbano nos países emergentes tem sido realizado de forma precária com deterioração da qualidade de vida e do meio ambiente. Este processo é ainda mais significativo na América Latina onde 77% da população são urbanas (48% a nível

mundial). (TUCCI, 2004). Os problemas ambientais, sociais e econômicos que o mundo enfrenta estão associados a má distribuição populacional e

A eutrofização é decorrente dessa demanda de água, onde consiste no aumento excessivo de nutrientes na água, podendo ser causada por drenagem de fertilizantes agrícolas, águas pluviais de cidades, detergentes, resíduos de minas, drenagem de dejetos humanos, entre outros. Porém, quando o aporte de nutrientes é induzido por ação antrópica, a eutrofização é denominada de artificial. Em função da eutrofização, muitos rios e ao redor do mundo encontram-se seriamente afetados, e conseqüentemente, comprometidos quanto aos seus múltiplos usos. A eutrofização de corpos hídricos é um grave problema ambiental enfrentado pela sociedade (VON SPERLING, 2005).

De acordo com SMITH & SCHINDLER (2009), a palavra eutrófico significa rico em nutrientes e eutrofização ou eutroficação vem do grego eu, “bem” e trophein “nutrir” ou seja: bem nutrido.

Sendo assim, quando o aporte de nutrientes é induzido por ação antrópica, a eutrofização é denominada de artificial. Em função da eutrofização, muitos rios, lagos e reservatórios ao redor do mundo encontram-se seriamente afetados, e conseqüentemente, comprometidos quanto aos seus múltiplos usos.

Segundo Henry et al., (1983) a eutrofização artificial é a designação empregada para diferenciar a ação do homem, daquela causada na evolução dos ambientes aquáticos, isto é, a eutrofização causada por um influxo nutritivo natural. Existe um consenso de que a eutrofização costeira é um problema mundial (CONLEY et al., 2009).

## **2.2 Causas da eutrofização Artificial**

A eutrofização (também chamada eutroficação) antropogênica ou cultural é o termo empregado para diferenciar a ação do homem daquela de causas naturais na evolução dos ambientes aquáticos (HENRY et al., 1983).

A modificação de um ambiente de natureza oligotrófica para um quadro eutrófico é resultado da aceleração na taxa de desenvolvimento evolutivo do ecossistema (COTOVICZ, 2012). O ambiente de recursos hídricos estarem eutrofizados está relacionado com o aumento da população, o uso do solo de forma desordenada, as entradas de águas residuárias domésticas e industriais, as barragens artificiais, a drenagem superficial, a contribuição de águas subterrâneas e de fertilizantes utilizados na agricultura (TUNDISI & MATSUMURA TUNDISI, 2008, ESTEVES, 2011).

As consequências da eutrofização nesses ambientes resultam em impactos negativos, impedindo a utilização múltipla dos ecossistemas aquáticos, alterando diretamente o componente biótico dos recursos hídricos, aumentando de modo acentuado a biomassa de algas, florações de cianobactérias e macrófitas aquáticas, e afetas, conseqüentemente, o componente socioeconômico. A eutrofização artificial pode ser considerada como uma reação em cadeia de causas e efeitos bem evidentes, cuja característica principal é a quebra de estabilidade do ecossistema (ESTEVES, 2011).

No caso da água distribuída, os principais problemas estão relacionados à presença de compostos potencialmente tóxicos, além de possíveis incidências de surtos de gastroenterites também relacionadas à presença de cianobactérias tóxicas (XAVIER et al., 2005).

### **2.3 Impactos de barragens sobre o meio ambiente**

As represas artificiais (barragens) são obras de engenharia que têm sido construídas a aproximadamente 5.000 anos, de acordo com levantamentos realizados no Oriente Médio e Ásia. No início do século XX surgiram centenas de grandes reservatórios ao redor do mundo, sendo a maioria construída entre as décadas de 60 e 90. A maioria desses reservatórios localiza-se nos países asiáticos, principalmente a China. Uma porção considerável está distribuída na América do Norte, América Central e Europa Ocidental. Comparativamente, a América do Sul apresenta um número menor de represamentos; entretanto, no continente estão situados alguns dos maiores reservatórios do mundo (AGOSTINHO et al., 2007).

De acordo com o WCD (2010), existem 4.700 grandes barragens no mundo, sendo 1.700 na fase de construção. No entanto, essas construções destinam-se principalmente para geração de energia originada por Usinas Hidrelétricas (UHE's).

Greenpeace (2004) as (UHE's) têm grande importância no cenário energético brasileiro, seu potencial estimado, o número de barragens já construídas e o conhecimento acumulado por especialistas ao longo dos anos fazem com que o preço da energia hidrelétrica seja relativamente baixo.

Segundo Gleick (1998) das 54 maiores barragens já construídas no mundo, seis dessas estão situadas no Brasil. Sendo todos reservatórios brasileiros utilizados para geração de energia elétrica.

Contudo, nos últimos anos essa tendência diminuiu significativamente nos países desenvolvidos, devido à geração de novas formas de energia. Já nos países em

desenvolvimento ainda é frequente a formação de barragens com o objetivo de fomentar o desenvolvimento socioeconômico. (TUNDISI et al.,1999).

Esses ecossistemas artificiais apresentam um regime hidrodinâmico intermediário entre os sistemas lóticos (rios), geralmente, possuem elevada razão volume/superfície. São componentes diferenciados na paisagem e representam uma inserção nova no ponto de vista de ecossistema aquático, promovendo consideráveis alterações no regime hidrológico e na dinâmica ecológica de rios e bacias hidrográficas (HENRY, 1999).

Nos rios represados, os impactos geomorfológicos também são visíveis, isso porque ocorrem na jusante dos barramentos. (CUNHA, 1995).

De acordo com Cunha (1995) essas alterações refletem diretamente no equilíbrio dinâmico do canal a jusante das barragens, com reflexos nos processos de erosão, transporte de elementos biogênicos, geoquímicos e deposição atuante na calha fluvial.

Apesar da importância das barragens na produção de energia, elas causam uma série de impactos ambientais. Enchrique (2007) cita alguns impactos de barragens (Tab. 1).

**Tabela 1 - Impactos das barragens**

<b>Hidrologia</b>	Decréscimo no fluxo de água no regime hidrológico.
<b>Estrutura térmica</b>	Decréscimo na temperatura e estratificação térmica. Heterogeneidade Vertical da temperatura.
<b>Material em suspensão</b>	Decréscimo de carga de material de suspensão.
<b>Oxigênio Dissolvido</b>	Decréscimo da Concentração de oxigênio dissolvido pelo uso nos reservatório eutróficos.
<b>CO<sub>2</sub></b>	Aumento na concentração.
<b>Fósforo</b>	Decréscimo na concentração.
<b>Matéria Orgânica</b>	Aumenta o caso de reservatórios eutróficos. Diminui quando não há fontes de produção elevada de matéria orgânica na represa.
<b>Produção fitoplâncton</b>	Aumenta a produção, dependendo das cargas de água enriquecida, em condições ótimas de intensidade luminosa.

Fonte: Enchrique, 2007.

Dessa forma, pode-se identificar que as barragens causam alterações físicas, químicas e biológicas na água e nos sedimentos armazenados, influenciando processos biogeoquímicos dos rios, estuários e ecossistemas costeiros de diversas maneiras. Outro efeito associado à instalação de represas é a modificação significativa do regime natural da descarga dos rios.

De acordo com Medeiros et al., (2003) esse processo geralmente ocorre, direta ou indiretamente na regularização das vazões, sendo o maior responsável pela alteração do ecossistema, seja do ponto de vista físico, químico, biológico e socioeconômico.

Cumprir registrar que as barragens artificiais causam alterações a nível local e regional, afetando a dinâmica da bacia, mudando a geomorfologia das áreas da qualidade da água a jusante, alterando os fluxos naturais, sedimentos e nutrientes (MOORE, 2000). Desse modo, o percurso natural do rio é alterado promovendo alterações físicas, químicas e biológicas na água e controlando o regime de vazão. Alguns destes impactos são frequentemente acoplados à construção de barragens, retendo os sedimentos suspensos e transformando a composição de nutrientes em seus reservatórios, mudando os seus fluxos para a região costeira (MEDEIROS et al., 2011).

No Brasil os reservatórios estão associados a uma ampla rede de produção de hidroeletricidade, um serviço considerado vital para a manutenção da sociedade e cujos interesses, geralmente, se contrapõem às questões ambientais. (KELMAN et al.,1999)

#### **2.4 Índice do estado TRIX**

Na literatura, encontram-se vários indicadores para avaliar a qualidade das águas, e, para se observar critérios abióticos (físico-químicos) e bióticos (biológicos) em incluir a sua utilização.

Assim sendo, pode-se definir qualidade da água como um conjunto de características de natureza física, química e biológica que assegura determinado uso ou conjunto de usos, devendo estar dentro de certos limites ou padrões previstos na legislação vigente para que estes possam ser viabilizados (DERISIO, 2007).

O índice Trix foi elaborado e proposto por Vollenweider et al., (1998), para o monitoramento da qualidade da água região marinha costeira da Itália. Para o desenvolvimento e validação do índice trófico proposto, Vollenweider et al., (1998), utilizou uma série de dados dos anos de 1982 e 1983 de monitoramentos da costa noroeste do Mar Adriático, sob a influência direta de grandes rios, com alguns trechos fortemente eutrofizados e outros trechos com características oligotróficas para avaliar a qualidade da água usando este devido método.

Este índice multiparamétrico, utiliza diversos componentes para o seu cálculo, com variáveis que expressão diretamente a produtividade primária, como os parâmetros respectivamente contemplados neste índice são: saturação do oxigênio dissolvido, fósforo

inorgânico dissolvido, nitrogênio inorgânico dissolvido e clorofila *a*. Dados de transparência podem ser utilizados à parte para complementar o índice.

Diferente do Índice do Estado Trófico (IET), o TRIX possui uma escala de classificação entre 0-10, onde o 0 corresponde a um menor grau de eutrofização e 10, um maior grau.

O TRIX por ser capaz de sintetizar informações ambientais, indicando tendências temporais e espaciais do estado trófico. Além disso, este índice foi aplicado em corpos hídricos de diversos países, como a Itália, no Rio Pó (ARTIOLI et al., 2005), na lagoa de Venice (BENDORICCHIO et al., 2005), na costa da Sicília (CARUSO et al., 2010), em Portugal, em Algarve (COELHO et al., 2007) e Lagoa formosa (LOUREIRO et al., 2006), na Grã-Bretanha no estuário de Thames (DEVLIN et al., 2011), na Turquia na baía de Izamir (YUCEL-GIER et al., 2011), na costa do Mar Negro - Bulgária (MONCHEVA et al., 2002), na costa iraniana no Mar Cáspio (NASROLLAHZADEH et al., 2008), no México em Yucatan (HERRERA-SILVEIRA et al., 2009), no Brasil, no complexo estuarino Mundaú-Manguaba - Alagoas (COTOVICZ-JUNIOR, 2012), estuário do rio Massangana - Pernambuco (ALVES et al., 2013), no estuário do rio Potengi - Rio Grande do Norte (TAVARES et al., 2014), entre outras localidades.

## **2.5 Bacia hidrográfica do rio São Francisco**

No âmbito das bacias hidrográficas de um estado ou país, quando se quer ter visão de conjunto da qualidade das águas, adota-se um esquema de amostragem em vários pontos, formando uma rede de pontos de amostragem (DERISIO, 2007). Segundo este mesmo autor, as atividades de monitoramento se dividem em dois grandes grupos: o de aquisição de dados, que abrange as atividades operacionais da rede de monitoramento e o da utilização dos dados, que encerra aspectos marcadamente de informação.

A bacia do rio São Francisco abrange área de drenagem em torno de 640.000 km<sup>2</sup> correspondendo cerca de 8% do território nacional (CBHSF, 2004). Os limites geográficos da bacia do São Francisco foram instituídos por meio da Resolução nº 32, de 15 de outubro de 2003, do Conselho Nacional de Recursos Hídricos. Até desaguar no Oceano Atlântico Sul entre os estados de Alagoas e Sergipe (Lat. 10° 12'S e Long. 36° 49'W) sua nascente está localizada na serra da Canastra na cidade de São Roque (MG) a 1.800 metros de altitude no Noroeste chapadão, dentro do parque nacional Serra da Canastra, percorrendo aproximadamente 2.700 km do território brasileiro. Desse modo, representando uma das

maiores bacias hidrográficas dentro do território brasileiro, razão pelo qual é chamado de rio de “integração nacional”, marcado historicamente por razões socioeconômicas.

A Bacia Hidrográfica do rio São Francisco compreende sete unidades da Federação – Bahia (48,2%), Minas Gerais (36,8%), Pernambuco (10,9%), Alagoas (2,2%), Sergipe (1,2%), Goiás (0,5%), e Distrito Federal (0,2%) – e 504 municípios (cerca de 9% do total de municípios do país) (BRASIL, 2012).

Seus principais afluentes estão situados na margem direita e seu curso superior corresponde à faixa tropical úmida, enquanto o médio curso passa pelo polígono das secas e o inferior no semiárido e estende-se até a faixa costeira úmida. Essa divisão procurou adequar-se às unidades de gerenciamento de recursos hídricos dos estados presentes na bacia.

A grande dimensão territorial da bacia do rio São Francisco, motivou a sua divisão por regiões, para fins de planejamento e para facilitar a localização das suas muitas e diversas populações e ambiências naturais. A divisão se fez de acordo com o sentido do curso do rio e com a variação de altitudes. (CBHSF, 2011).

A bacia hidrográfica do rio São Francisco (BHRSF) divide-se, de acordo com seu Plano Decenal de Recursos Hídricos (ANA, 2016) em quatro regiões fisiográficas alto (da nascente até a cidade mineira de Pirapora, com 702 km de extensão), médio (de Pirapora até a cidade baiana de Remanso, com 1.230 km de extensão), sub- médio (de Remanso até a cidade baiana de Paulo Afonso, com 550 km de extensão) e baixo São Francisco (de Paulo Afonso até a foz, com 214 km de extensão). Abrangendo uma grande diferença latitudinal, seus 2.863 km s nascente. Os diferentes climas e tipos geológicos traçam diferentes biomas, fisiografias do canal bastante distintas, e características hidrológicas peculiares (SECTMA, 2006).

### **2.5.1 Alto São Francisco**

O alto rio São Francisco estende-se desde as cabeceiras, na Serra da Canastra localidade de Pirapora e Montes Claros (MG), até a confluência com o rio Jequitaiá, abrangendo uma área de 100.060 km<sup>2</sup>, o que corresponde a aproximadamente 16% da bacia hidrográfica do rio São Francisco. Uma vez que essa sub-região tem participação expressiva no escoamento total do rio, analisam-se aproveitamentos hidrelétricos, com destaque para a Usina de Três Marias. Nessa área, verifica-se a maior densidade populacional da bacia, uma vez que, engloba a Região Metropolitana de Belo Horizonte e cidades próximas, como Sete Lagoas e Divinópolis. É a região da bacia que apresenta maior diversidade econômica e melhor disponibilidade de infraestrutura (IBAMA, 2011).

A região apresenta clima tropical úmido, com chuvas no verão, cerca de 60% do total,

e inverno seco. As precipitações médias anuais variam de 1.000 a 1.500 mm e a temperatura média situa-se em torno de 23° C (JUNQUEIRA, 2002).

Sua geomorfologia tem aspectos acidentados, com serras e terrenos ondulados e altitudes de 1.600 a 600m. O divisor leste é formado pelas montanhas da Cordilheira do Espinhaço, estreitas e alongadas na direção N-S, e com altitudes de 1.300 a 1.000m. Do lado oeste, destaca-se a Serra Geral de Goiás, cujas cotas oscilam entre 1.200 e 800m. Sobressaem-se, ainda, os escalonamentos de superfícies de erosão até a Depressão São Franciscana, em direção à calha do rio e dos principais afluentes, cuja cota, em Pirapora, 450 metros de altitude. Quanto à cobertura vegetal, fragmentos de Mata Atlântica nas cabeceiras e Cerrados (CBHSF, 2004).

### **2.5.2 Médio São Francisco**

É o trecho de maior extensão compreendido entre as cidades de Pirapora (MG) e Remanso (BA), incluindo as sub-bacias dos rios Paracatu, Urucuia, Carinhanha, Corrente, Grande, Pilão Arcado a oeste (margem esquerda), e do Verde Grande, Paramirim, Jacaré a leste (margem direita); situa-se nos estados de Minas Gerais e Bahia.

Sua topografia contempla-se com altitude variada entre de 2.000 a 500 m é onde se localizam as planícies eluvio-coluvio-aluviais da Depressão São Franciscana.

O divisor leste é Cordilheira do Espinhaço e a Chapada Diamantina, formada por planaltos com altitude entre 2.000 e 1.000m, recortados por profundas bacias; observam-se abruptas diferenças de nível devido à sucessão de camadas diferenciadas resistentes à erosão. (CODEVASF, 2010).

As bacias são encaixadas em fraturas com desenvolvimento de profundas gargantas e *canyons*. Esse contexto orográfico tem direção SSE-NNO e penetra no domínio da bacia, formando as serras de Açuruá, Mangabeira e Azul, até praticamente as margens do lago de Sobradinho. (CODEVASF, 2010).

A metade sul do lado oeste corresponde ao prolongamento da Serra Geral de Goiás. Destacam-se, no domínio da Depressão São Franciscanas, as serras do Boqueirão e Estreito, com altitude de 800 m e formas alongadas de direção SSE-NNO e N-S, respectivamente.

A região admite a subdivisão em Médio Superior e Inferior, sendo que o primeiro abrange o trecho entre Pirapora e a fronteira com a Bahia, limitado pelos rios Carinhanha a oeste, e Verde Grande a leste. O Médio Superior tem características que mais se assemelham às do Alto que às do Médio propriamente dito.

### 2.5.3 Sub-Médio

O Sub-Médio rio São Francisco possui área territorial de 168.528 km<sup>2</sup>, correspondendo a 26% da área total da bacia.

No que se refere à geomorfologia do Sub-Médio rio São Francisco, altitude em torno de com 200 a 800 m, se caracteriza por uma topografia ondulada com vales muito abertos, devido à menor resistência à erosão dos xistos e outras rochas de baixo grau de metamorfismo, onde sobressaem formas abauladas esculpidas em rochas graníticas, gnáissicas e outros tipos de alto metamorfismo.

Na metade norte, o coroamento laterizado de topografia ondulada formador da serra da Tabatinga, é divisor de águas entre os rios São Francisco e Parnaíba e suas cotas oscilam entre 1.000 e 800 m. Na extremidade oeste da fronteira norte tem-se a Chapada Cretácea do Araripe com altitudes de 800 m, que se prolonga para leste através da serra dos Cariris esculpida em rochas graníticas e gnáissicas de idade pré-cambriana. Do lado sul ressaltam-se as formas tabulares do Raso da Catarina, esculpidas em sedimentos da bacia de Tucano, com altitude de 300 - 200 m. (CODEVASF, 2010).

## 2.6 Saneamento básico na bacia do rio São Francisco

Os indicadores de saneamento básico na bacia do rio São Francisco podem ser agrupados em três aspectos principais: primeiro os percentuais de domicílios urbanos, com canalização interna, servidos por rede de água são da ordem de 94% no Alto São Francisco, segundo de 80 a 94% nas demais regiões os percentuais de domicílios urbanos servidos por coleta de esgoto ultrapassam 45% no Alto, variam de 10 a 45% no Médio e Sub-Médio, e são inferiores a 20% no Baixo São Francisco; por fim, os percentuais tratados de volumes de esgotos urbanos que variam, na maior parte, entre 3 e 40%, refletindo a média nacional de 20,7% (CBHSF, 2011).

A (Tab. 2) exemplifica de forma fragmentada a situação de saneamento básico da região da bacia são franciscana.

**Tabela 2 - Saneamento básico na bacia hidrográfica do rio São Francisco**

<b>Estado</b>	<b>Abastecimento de água (% pop.)</b>	<b>Esgotamento Sanitário (% pop.)</b>	<b>Esgoto tratado (%)</b>
Minas Gerais	94,3	84,2	5,8
Goiás	80,1	40,1	10,3
Distrito Federal	92,4	89,7	45,3
Bahia	81,9	37,3	39,3
Pernambuco	83,1	34,9	14,9
Alagoas	80,2	11	3,1
Sergipe	94,4	21,9	19,5
Brasil	89,2	52,5	20,7

Fonte: CBHSF, 2011.

O esgotamento sanitário constituía um serviço, extremamente deficiente na Bacia do rio São Francisco, tanto nos municípios mais desenvolvidos ou naqueles estagnados economicamente. Em algumas cidades, embora existisse rede coletora, o esgoto não era tratado, sendo despejado posteriormente no rio São Francisco ou em seus afluentes. Quanto ao destino do lixo, verificou-se que em alguns municípios os detritos eram depositados nas proximidades ou em áreas de proteção ambiental. (IBGE, 2009).

Ainda segundo IBGE (2009) a falta de saneamento básico na região acarreta consequências relacionadas com efeitos da eutrofização artificial que se manifestam com a quebra do equilíbrio ecológico, pois passa a haver mais produção de matéria orgânica do que o sistema é capaz de decompor. As principais alterações decorrentes dizem respeito às condições físico-químicas do meio (aumento da concentração de nutrientes, alterações significativas no pH em curto período de tempo, aumento da concentração de gases).

O aumento da concentração de nutrientes implica não só aumento da densidade de algas, mas também alterações qualitativas, como o surgimento de novas espécies e o desaparecimento de outras.

Os esgotos urbanos sem tratamento contêm o fósforo principalmente na forma ortofosfato e fosfatos inorgânicos condensados, oriundos de dejetos humanos e efluentes domésticos, o rio São Francisco tem déficit de saneamento que podem acarretar desequilíbrio nos materiais de suspensão e conseqüentemente outros nutrientes (P, C, N) inorgânicos dissolvidos e orgânicos dissolvidos.

## 2.7 Indicadores socioeconômicos da bacia

A bacia do rio São Francisco tem economia bastante diversificada. Onde agricultura é uma das mais importantes atividades econômicas. A tabela 3 mostra a predominância econômica na região do rio São Francisco. Uma região onde possui fortes contrastes socioeconômicos, com áreas de acentuada, alta densidade demográfica, e contrastando com uma pobreza crítica e com uma população bastante dispersa. Dos 456 municípios com sede na bacia, cerca de 320 são economicamente pobres e somente 33 tratam seus esgotos. (ANA, 2011).

**Tabela 3 - Caracterização da ocupação econômica predominante nas quatro grandes regiões da bacia do São Francisco**

<b>Alto</b>	Além das atividades mineradoras e siderúrgicas e da grande concentração urbano – industrial na região metropolitana de Belo Horizonte há uma forte presença do setor agrícola e da atividade industrial correlata.
<b>Médio</b>	Área dominada pela atividade pecuária, embora pouco modernizada. Na parte sudoeste dessa região, há um crescente desenvolvimento da atividade agrícola moderna e da introdução de agroindústrias.
<b>Sub-Médio</b>	A região de Juazeiro e Petrolina representa uma área de ocupação agrícola com utilização de tecnologias modernas (perímetros de irrigados). Entretanto, boa parte do espaço restante é dominada pela atividade pecuária pouco modernizada e agricultura de subsistência.
<b>Baixo</b>	Predominam a atividade agropecuária e a agricultura de subsistência.

Fonte: Faculdade Getulio Vargas, 2010.

Segundo o COMITÊ DA BACIA DO RIO SÃO FRANCISCO (2011) cerca de 16,14 milhões de pessoas (correspondente a 9,5% da população do país) habita a bacia hidrográfica do rio São Francisco, com maior concentração no Alto (56%) e Médio São Francisco (24%). A população urbana representa 77% da população total e a densidade populacional é de 22 hab/km<sup>2</sup>. Nas demais regiões observam-se o percentual da população de ordem de 10% no Sub-Médio e no Baixo S ão Francisco. Os dados referentes à população urbana e rural, e taxa de urbanização estão apresentados na tabela 4 abaixo:

**Tabela 4 - População urbana e rural da bacia do rio São Francisco**

Sub-bacia	População (hab.)			Urbanização (%)
	Urbana	Rural	Total	
<b>Alto</b>	6.461.510	269.230	6.730.740	96
<b>Médio</b>	2.814.511	2.302.782	5.117.293	55
<b>Súb-Médio</b>	1.375.230	1.080.538	2.455.768	56
<b>Baixo</b>	901.713	938.518	1.840.231	49
<b>Total</b>	11.552.964	4.591.068	16.144.032	77

Fonte: CBHSF, 2011; IBGE 2010.

### **2.8 Barragens no rio São Francisco**

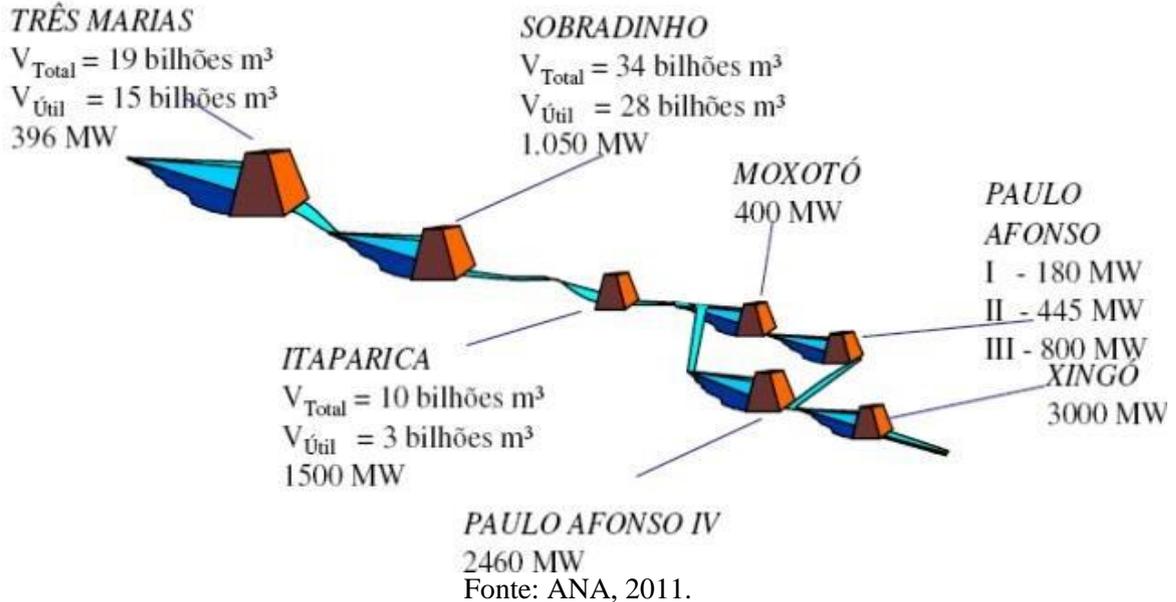
As mudanças no espaço geográfico que mais intensificaram na região da bacia do rio São Francisco foram para fins de geração de energia elétrica. Desde início do século XX, mais precisamente, a partir da construção da usina Angiquinho, localizada na margem alagoana da cachoeira de Paulo Afonso.

O RSF atualmente contempla sete grandes reservatórios, onde modificaram intensamente a vida de dezenas de famílias nas 4 regiões fisiografias (Fig.1). Segundo Siqueira (1994) apenas com a construção da barragem de Sobradinho, que por muito tempo foram os maiores lagos artificiais do mundo em espelho d'água (4.212 mil km<sup>2</sup>), ocorreu uma remoção forçada de 72 mil pessoas, há 30 anos.

Essas grandes construções de barragens em cascata que constituí por uma série de barragens localizadas em uma mesma bacia hidrográfica e atuam como agentes efetivos de distúrbios, alterando, dessa forma, os critérios básicos do conceito de rio. Em rios onde a vazão é regulada por reservatórios em cascata, há alterações sobre a conectividade, matéria orgânica particulada, entre outras características, alterando principalmente a biodiversidade local (Fig. 1) (BARBOSA et al., 1999; SERAFIM-JUNIOR, 2002; WARD & STANFORD, 1983).

**Figura 1: Sequência em cascatas e aproveitamento hidrelétrico da bacia do Rio São Francisco**

**PRINCIPAIS RESERVATÓRIOS DA BACIA:**



As Grandes barragens em cascata situadas na mesma bacia hidrográfica afetam diretamente os rios em uma variedade de formas físicas, químicas e biológicas. Segundo Medeiros et al., (2014) em rios onde a vazão é regulada por reservatórios em cascata, as barragens promovem alterações físicas, químicas e biológicas na água e no sedimento, influenciando processos biogeoquímicos nos rios, estuários e ecossistemas costeiros de diversas maneiras. Os impactos causados pela construção de barragens é assunto de preocupação internacional (MEDEIROS et al., 2011). Essa descontinuidade serial também interfere sucessivamente na distribuição e na reprodução de organismos, nos ciclos biogeoquímicos, na circulação horizontal, produzindo novos padrões hidrodinâmicos, químicos e biológicos nos reservatórios a jusante (TUNDISI & MATSUMURA TUNDISI, 2008).

Atualmente, todos os continentes têm represas construídas em suas principais bacias hidrográficas, causando impactos negativos, mas proporcionando inúmeras oportunidades de trabalho, geração de energia e desenvolvimento social e econômico a partir de sua construção (TUNDISI & MATSUMURA TUNDISI, 2008).

Verioci (2000) afirma quanto maior o número de barragens construídas em um mesmo rio ou bacia hidrográfica, maior é a fragmentação do ecossistema fluvial. Estima-se que 60% das maiores bacias hidrográficas são altas ou moderadamente fragmentadas.

Nos últimos anos essa tendência diminuiu significativamente nos países

desenvolvidos, devido à geração de novas formas de energia. Já nos países em desenvolvimento ainda é frequente a formação de barragens com o objetivo de fomentar o desenvolvimento socioeconômico. (TUNDISI et al.,1999).

De acordo com Cunha (1995) essas alterações refletem diretamente no equilíbrio dinâmico do canal a jusante das barragens, com reflexos nos processos de erosão, transporte de elementos biogénéticos, geoquímicos e deposição atuante na calha fluvial.

Dessa forma, pode-se identificar que as barragens causam alterações físicas, químicas e biológicas na água e nos sedimentos armazenados, influenciando processos biogeoquímicos dos rios, estuários e ecossistemas costeiros de diversas maneiras. Outro efeito associado à instalação de represas é a modificação significativa do regime natural da descarga dos rios.

De acordo com Medeiros et al., (2003) esse processo geralmente ocorre, direta ou indiretamente na regularização das vazões, sendo o maior responsável pela alteração do ecossistema, seja do ponto de vista físico, químico, biológico e socioeconômico.

Cumprir registrar que as barragens artificiais causam alterações a nível local e regional, afetando a dinâmica da bacia, mudando a geomorfologia das áreas da qualidade da água a jusante, alterando os fluxos naturais, sedimentos e nutrientes (MOORE, 2000). Desse modo, o percurso natural do rio é alterado promovendo alterações físicas, químicas e biológicas na água e controlando o regime de vazão. Alguns destes impactos são frequentemente acoplados à construção de barragens, retendo os sedimentos suspensos e transformando a composição de nutrientes em seus reservatórios, mudando os seus fluxos para a região costeira (MEDEIROS et al., 2011).

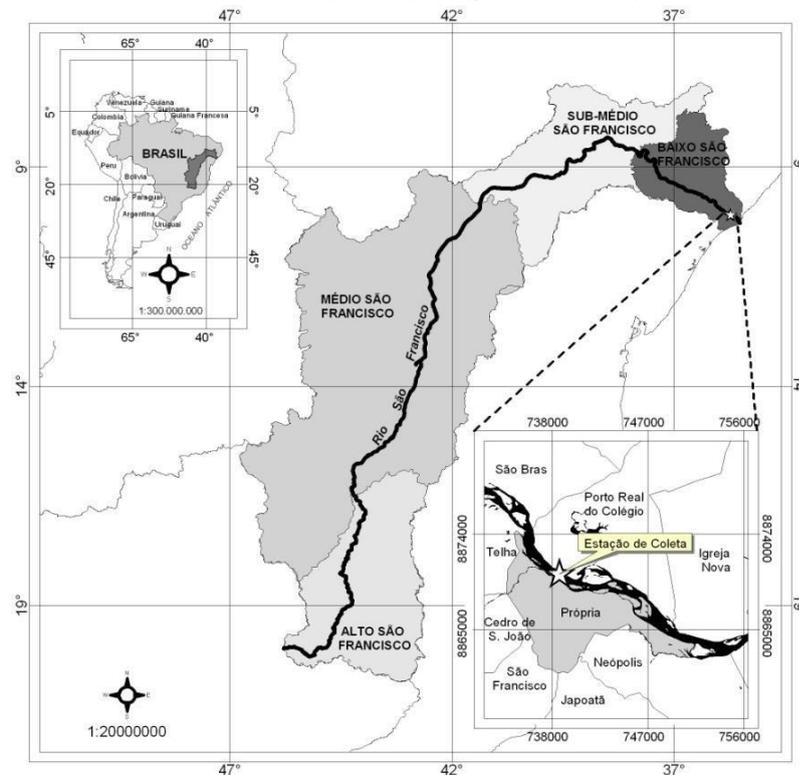
As (UHE's) são especialmente relevantes em toda região da área de estudo, principalmente no médio rio São Francisco onde ocorre ausência de grandes povoamentos e de afluentes significativos que fazem com que a retenção de materiais e a regulação das vazões pelas barragens das UHE's sejam parâmetro predominante das características fluviais, da formação da pluma costeira e do aporte de materiais ao oceano (MEDEIROS et al., 2011).

### **3 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA**

#### **3.1. Localização do baixo rio São Francisco**

A área de estudo compreende o baixo rio São Francisco que ocupa uma área total de 30.337 km<sup>2</sup>, equivalente a 5% da área total da bacia RF (Fig. 2), sendo a menor porção das quatro subdivisões da bacia (JUNQUEIRA, 2002). Estende-se de Paulo Afonso (BA) à foz no Oceano Atlântico entre as cidades de Piaçabuçu (AL) e Brejo Grande (SE).

**Figura 2: Setores Fisiografias da região hidrográfica do rio São Francisco localizando área de estudo o baixo rio São Francisco**



Fonte: Medeiros et. al.,2007.

### 3.2 Clima

O clima da região é quente, do tipo semiúmido, com temperatura média anual de 25 °C, estação chuvosa entre os meses de março e setembro com precipitação pluvial de 800 a 1.300 mm, ou seja, no inverno enquanto no restante da bacia, as chuvas são registradas no verão (Tab.5) (NILMER, 2003).

**Tabela 5 - Características climáticas do baixo São Francisco**

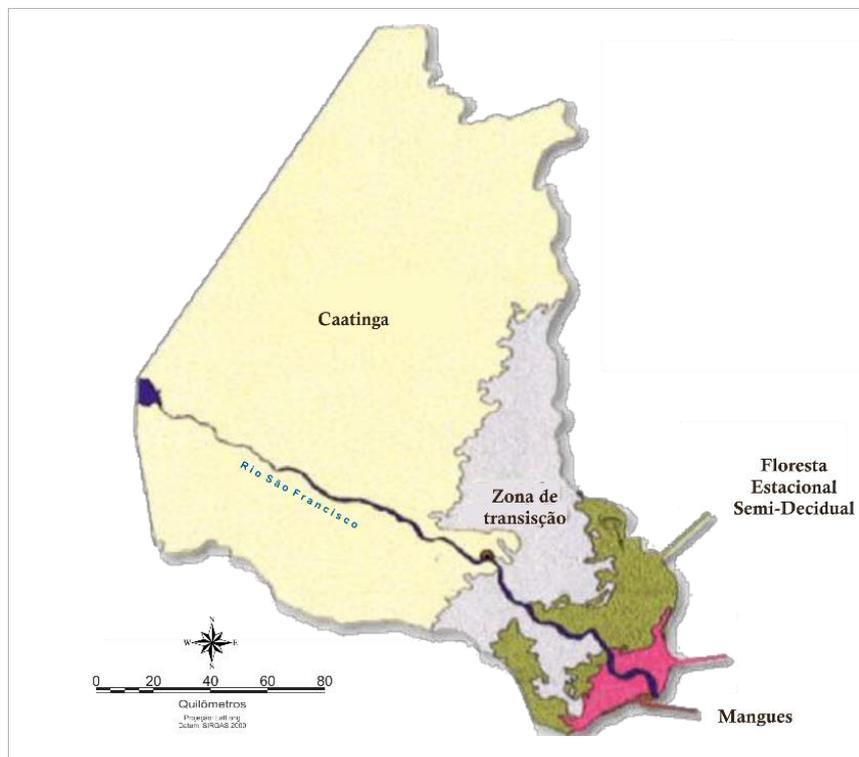
Características	Baixo São Francisco
Clima Predominante	Sub-úmido
Precipitação média anual (mm)	350 a 1.500 com média de (957)
Temperatura média (*C)	26
Insolação média anual (h)	2.800
Evapotranspiração média anual	1.500

Fonte: ANA/SPR e Programa de Ações Estratégicas – PAE (ANA/GEF/PNUMA/OEA), 2010.

### 3.3 Vegetação, Geologia e Geomorfologia

A vegetação do baixo Rio São Francisco é predominante de Caatinga (Fig. 3). A área total de Caatinga densa, Caatinga aberta e Caatinga degradada, correspondendo a 24,6%. A Mata Atlântica preservada e Mata Atlântica degradada correspondem a 5,72% da área total. A vegetação de restingas corresponde a 1,12%; a vegetação ciliar 0,45%; a cobertura vegetal herbácea 0,25%; mangue 0,13%; e solo exposto a 0,04%. As áreas antropizadas com a agricultura, pastagem e a urbanização local, correspondem em torno de 65,8% da área total. (ANA, 2011).

**Figura 3: Mapa Distribuição das vegetações no baixo RSF - AL/SE**



Fonte: Junqueira, 2002; Adaptado pesquisa, 2017.

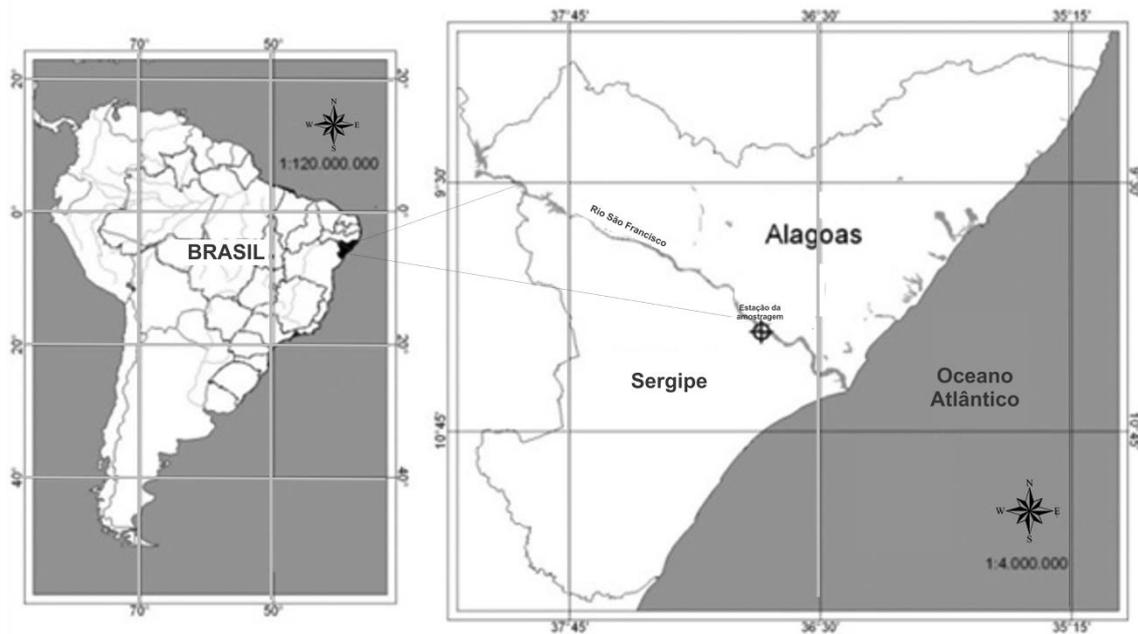
A Geologia e geomorfologia da região do baixo são típicas da região da Zona da Mata brasileira onde parte sedimentar é formada pelo Cretáceo, pelo Terciário (Formação Barreiras) e quaternário (aluviões e dunas). A Formação Barreiras integra a maior parte dos sedimentos da parte sul da região, constituindo-se de tabuleiros. De acordo com Dominguez (1996) a planície fluvio- marinha ocorre de Penedo (AL) até o litoral, sendo constituída de superfície planas, praticamente sem desníveis acentuados, formados por sedimentos recentes, aluvionares, eólicos e praias.

## 4 MATERIAIS E MÉTODOS

### 4.1 Medições no local de coleta

Neste estudo, foram realizadas amostragens nos anos de 2001, 2004, 2005, 2007 e 2008 com periodicidade mensal para as estimativas da variação temporal da eutrofização no baixo São Francisco em uma estação fixa próxima a ponte rodoviária entre as cidades de Propriá (SE) e Porto Real do Colégio (AL) (Lat.  $10^{\circ} 12' S$  e Long.  $36^{\circ} 49' W$ ). A estação é localizada 80 km a montante da foz do rio São Francisco e a 100 km jusante da UHE Xingó (CHESF) e representa a estação fluviométrica de Propriá, (49705000) da ANA (Fig. 4).

**Figura 4: Localização da área de estudo e estações de amostragem no setor inferior do rio São Francisco**



Fonte: Medeiros et al., 2007.

### 4.2 Parâmetros medidos em laboratório

Para a realização da pesquisa foram utilizados os dados do Laboratório de Hidroquímica, vinculado aos Laboratórios Integrados de Ciências do Mar e Naturais (LABMAR) da Universidade Federal de Alagoas (UFAL).

A partir dos dados já coletados, foram obtidas médias mensais. As amostras foram coletadas com garrafa de coleta tipo Van Dorn de acrílico, em sub-superfície (em torno de 20 centímetros abaixo da linha de água). Em cada campanha foram realizados perfis verticais de temperatura, salinidade e oxigênio dissolvido (OD) (Sonda YSI 6600 V2), de amônio, nitrito, nitrato e fósforo dissolvido foram determinadas de acordo com Carmouze (1994) e clorofila *a*

(Ch-a) segundo Grasshoff et al. (1983) e Strickland & Parsons (1972), respectivamente.

A estimativa da variação temporal da eutrofização no baixo São Francisco foi pesquisa no banco de dados do Laboratório do Mar que forma catalogada em cinco campanhas distintas dos anos de (2001,2004, 2005, 2007 e 2008).

### 4.3 Análise estatística do índice de Estado Trófico

#### 4.3.1 Índice trófico (TRIX)

A metodologia do índice trófico (TRIX) foi proposto por Vollenweider et al., (1998) utilizando dados coletados no Mar Adriático numa série temporal de mais de 10 anos (1982-1993) para avaliar o grau de trofia da água do mar. Os parâmetros utilizados para o cálculo incluem fatores que são expressão direta da produtividade, como clorofila-*a* e o desvio das condições de saturação do oxigênio dissolvido (OD) e fatores nutricionais disponíveis no ecossistema, que são o nitrogênio inorgânico dissolvido (NID) e o fósforo inorgânico dissolvido (PID), sua aplicação os seguintes parâmetros:

- a) Fatores que expressam a produção primária através da Clorofila-*a*: [ $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ] e o oxigênio dissolvido como desvio absoluto [%] da saturação: [ $\text{abs } |100-\%O| = aD\%0$ ].
- b) Fatores nutricionais utilizando a variação do nitrogênio inorgânico dissolvido como N- ( $\text{NO}_3+\text{NO}_2+\text{NH}_4$ ): [ $\text{NID} = \text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$ ] e fósforo inorgânico dissolvido como P- $\text{PO}_4$ : [ $\text{PO}_4 = \text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$ ].
- c) Fatores suplementares de qualidade da água: Transparência: [Profundidade de Secchi = m].

Portanto, o índice TRIX é calculado através da seguinte equação:

$$TRIX = \left(\frac{k}{n}\right) \sum_1^{i=n} \left[ \frac{(\log S - \log I)}{(\log M - \log I)} \right]$$

(Eq. 1)

**Onde:** log M refere-se ao logaritmo médio, log S refere-se ao logaritmo superior e log I é o logaritmo inferior. Os limites superiores (log S) e inferiores (log I) de cada parâmetro são usados como fatores escalares.

$$TRIX = \frac{\log [Chla \cdot aD\%O \cdot N \cdot P] - [\sum \log I]}{1,2}$$

**Onde:**  $\sum \log I$  é determinado para a correção logarítmica dos limites inferiores e 1,2 é o fator escalar derivado da padronização da variação de 3 unidades log (limite log S – limite log I) para cada um dos 4 parâmetros considerados e fixando o número de 10 classes na escala (conforme a tabela 6).

A equação é aplicada a um conjunto de n parâmetros, objetiva uniformizar os critérios de classificação do grau de enriquecimento de ecossistemas marinhos e estuarinos e evitar ambiguidades de terminologia. Esse sistema de avaliação é baseado em fatores nutricionais e de produtividade, e possui como equação geral sendo eles: clorofila a oxigênio como desvio absoluto da saturação, e nitrogênio e fósforo (inorgânicos ou totais). M é o valor medido de cada um dos parâmetros e U e L os limites de confiança (superior e inferior, respectivamente) de cada parâmetro, determinados como sendo a média  $\pm 2,5$  x desvio padrão. Os valores devem ser transformados (aplicando logaritmos) de modo a normalizar a distribuição. Portanto, a partir de dados utilizados por Cotovicz (2012), e de uma série de dados para diferentes sistemas brasileiros, foi possível calcular os valores para os limites superiores e inferiores de cada parâmetro, gerando assim, a fórmula descrita abaixo como:

$$\text{TRIX} = ((\sum \text{em Log (Cloro-a, D\%OD, NID, PID)} - [-1009]) / (1,17))$$

De acordo com Cotovicz (2012), a classificação para águas estuarinas usando o TRIX (Tab. 6) foi feita através de valores limiares propostos por Penna *et al.*(2004), aplicados por Nasrollahzadeh *et al.* (2008) e adotados pela Legislação Ambiental da Itália (CARUSO *et al.*, 2010).

**Tabela 6 - Classificação do estado trófico para águas estuarinas segundo modelo TRIX**

<b>TRIX</b>	<b>Condições</b>	<b>Estado Trófico</b>
<2	Muito pobremente produtivo e estado trófico muito baixo	<b>Excelente (Ultra-Oligotrófico)</b>
2-4	Pobremente produtivo e estado trófico baixo	<b>Alto (Oligotrófico)</b>
4-5	Moderadamente produtivo e estado trófico mediano	<b>Bom (Mesotrófico)</b>
5-6	Moderado a altamente produtivo e alto estado trófico	<b>Moderado (Mesotrófico a Eutrófico)</b>
6-8	Altamente produtivo e maior estado trófico	<b>Pobre (Eutrófico)</b>

Fonte: Adaptado de PENNA et al.,2004; NASROLLAHZED et al. ,2008.

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 Parâmetros meteorológicos

#### 5.1.1 Precipitação

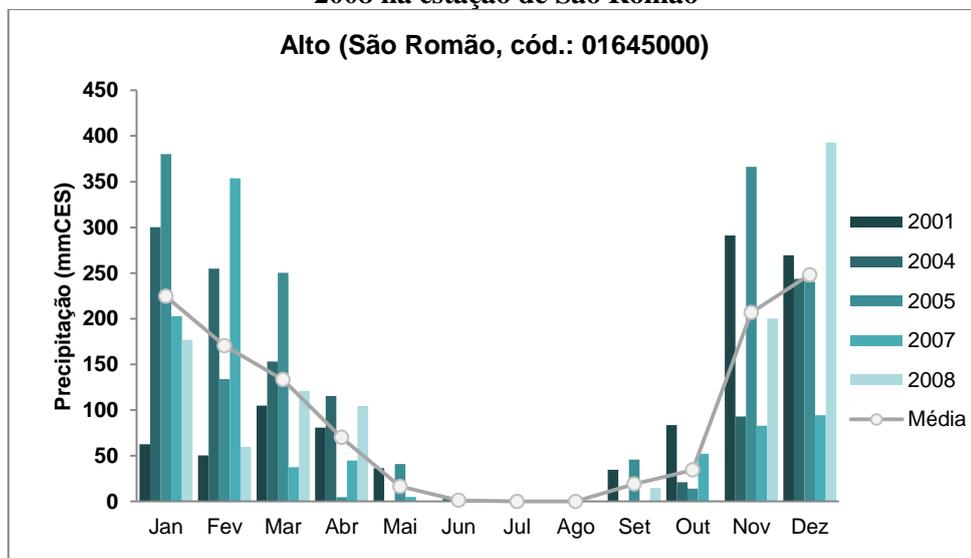
Para caracterizar o regime de chuvas no rio São Francisco foi utilizado os dados da Agência Nacional de Águas – ANA (2017), nas estações pluviométricas localizadas nos setores: alto (São Romão, cód.: 01645000), médio (Morpará, cód.: 01143002), sub-médio (Juazeiro, cód.: 00940024) e baixo São Francisco (Piranhas cód.: 00937023).

##### 5.1.1.1 Alto rio São Francisco

Os dados de precipitação no alto RSF (Fig. 5) revelaram um período de grande estiagem no ano de 2001, principalmente entres os meses de (janeiro a setembro) registrando índice médio de (41,1 mm), recuperando-se nos últimos meses do ano com a máxima de (291 mm), ocorrido no mês de novembro.

Em relação aos anos hidrológicos 2004 e 2005, os dados revelam que ambos foram marcados pela recuperação pluviométrica na região, as distribuições (mm) evidenciaram que nos dois primeiros meses do ano, as precipitações médias permaneceram elevadas, destacando o mês de janeiro (300,4 mm) no ano de 2004 e (380,1 mm) em 2005. Em relação aos anos de 2007 e 2008, o comportamento foi similar com índices médios de (72,72 mm e 89,53 mm).

**Figura 5: Distribuição mensal da precipitação dos anos de 2001,2004, 2005, 2007 e 2008 na estação de São Romão**

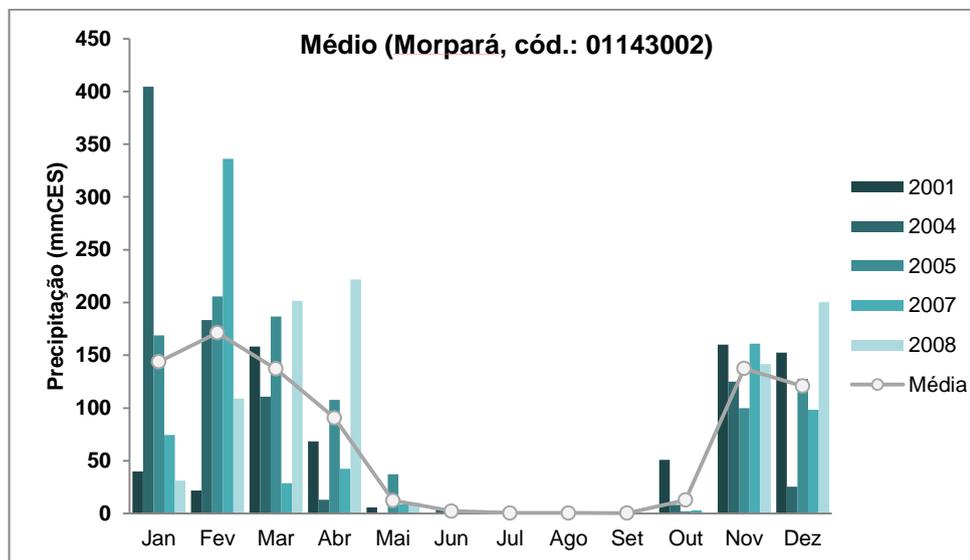


Fonte: ANA, 2017.

### 5.1.1.2 Médio rio São Francisco

Os dados de precipitação na estação pluviométrica de Morpará (Fig. 6) na região do médio RSF apontaram médias anuais de grande estiagem, passando por um período de seca mais prologada do que registrada no alto RSF ocorrido no ano de 2001, onde os índices médios (mm) foram praticamente nulos na região. Contudo nos primeiros meses dos anos de 2004 e 2005, compreende uma elevada recuperação nos níveis de precipitação nos dois últimos meses do ano em todos os anos analisado.

**Figura 6: Distribuição mensal da precipitação dos anos de 2001,2004, 2005, 2007 e 2008 na estação de Morpará**

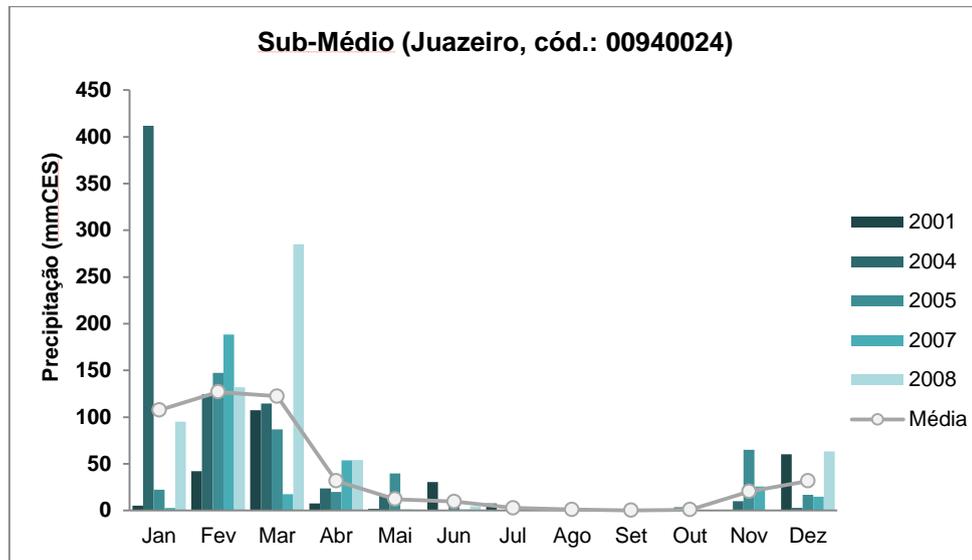


Fonte: ANA, 2017.

### 5.1.1.3 Sub-médio rio São Francisco

A avaliação da precipitação na estação pluviométrica de Juazeiro na região do sub-Médio RSF (Fig. 7) em todos os anos hidrológicos a ocorrências de chuvas foram escassas, principalmente no segundo semestre. Uma vez que a região fisográfica está localizada na região do semiárido nordestino, ainda relacionada ao clima, cabe destacar que se trata de um território vulnerável e sujeito a períodos críticos e de prolongadas estiagens, que apresenta várias zonas geográficas e diferentes índices de aridez (CBHSF, 2004).

**Figura 7: Distribuição mensal da precipitação dos anos de 2001,2004, 2005, 2007 e 2008 na estação de Juazeiro**



Fonte: ANA, 2017.

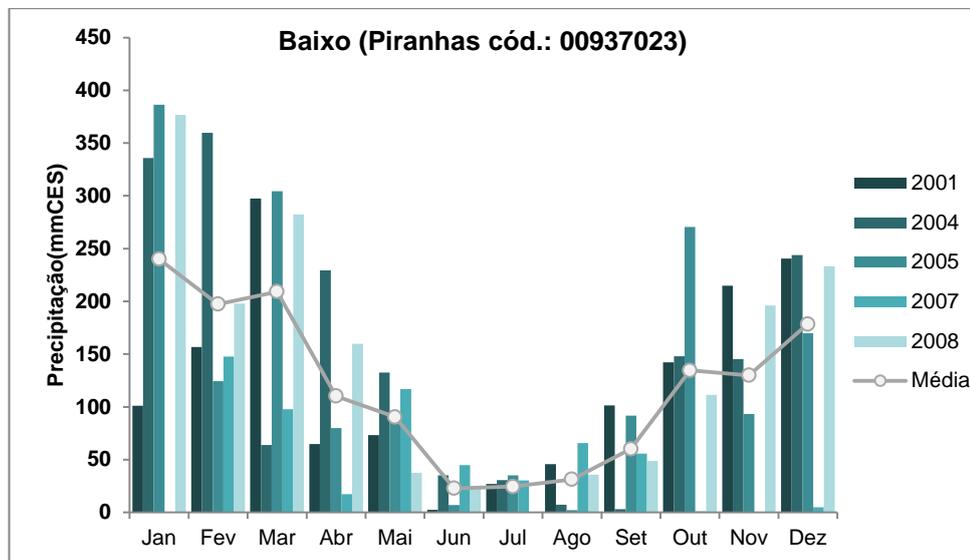
### 5.2.1.3 Baixo rio São Francisco

A avaliação das precipitações na estação pluviométrica em Piranhas no setor do baixo Rio São Francisco (Fig. 8) demonstra que os anos hidrológicos analisados, houve um comportamento atípico ao ocorrido em outras regiões fisiográficas.

As médias anuais analisadas demonstraram uma situação diferenciada similar na região do baixo RSF, onde as precipitações médias foram significativamente maiores em comparação aos outros setores da bacia hidrográfica do rio São Francisco. O ano de 2001 (122,23 mm), 2004 (144,55 mm), 2005 (138,03 mm) e 2008 (141,95 mm) registraram valores médios semelhantes.

A exceção foi o ano de 2007, onde os índices médios na região foram baixos em relação aos anos anteriores da pesquisa (48,46 mm), sendo que as maiores precipitações foram evidenciadas no primeiro semestre do ano com média de 70,33 mm (nos meses de outubro-novembro) do baixo Rio São Francisco.

**Figura 8: Distribuição mensal da precipitação dos anos de 2001,2004, 2005, 2007 e 2008 na estação de Piranhas**



Fonte: ANA, 2017.

Os cinco ciclos anuais estudados se referem a condições distintas no regime de precipitação. Segundo Medeiros et. al. (2011), o ano de 2001 foi caracterizado por precipitações bem abaixo das normais climatológicas, com níveis críticos dos reservatórios das hidroelétricas em num período conhecido como a crise de energia elétrica, os quais registraram valor mínimo de 0,1 mm no começo do segundo semestre e máximo de 350 mm, cujos maiores índices ocorreram no alto e médio rio São Francisco. No entanto, os níveis mensais críticos de precipitações foram registrados no sub-médio e baixo rio variando em torno de 0,1 a 170 mm, índices que caracterizou o ano com menores precipitações.

Por sua vez, o ciclo anual do ano 2004, foi caracterizado por elevadas precipitações média principalmente no baixo RSF, levando a abertura das comportas do vertedouro da UHE de Xingó pela primeira vez desde a sua entrada em operação em 1994. Caracterizando uma significativa recuperação nas precipitações das médias mensais, com níveis elevados em toda bacia de drenagem, chegando ao seu máximo de 359 mm no mês de fevereiro obtidos no alto rio São Francisco.

A precipitação média nesse período foi maior na região de cabeceira, decrescendo em direção à foz até as proximidades do limite entre o sub-médio e com exceção no baixo São Francisco; a partir daí, ocorre um acentuado aumento da precipitação em decorrência da influência oceânica no regime pluviométrico.

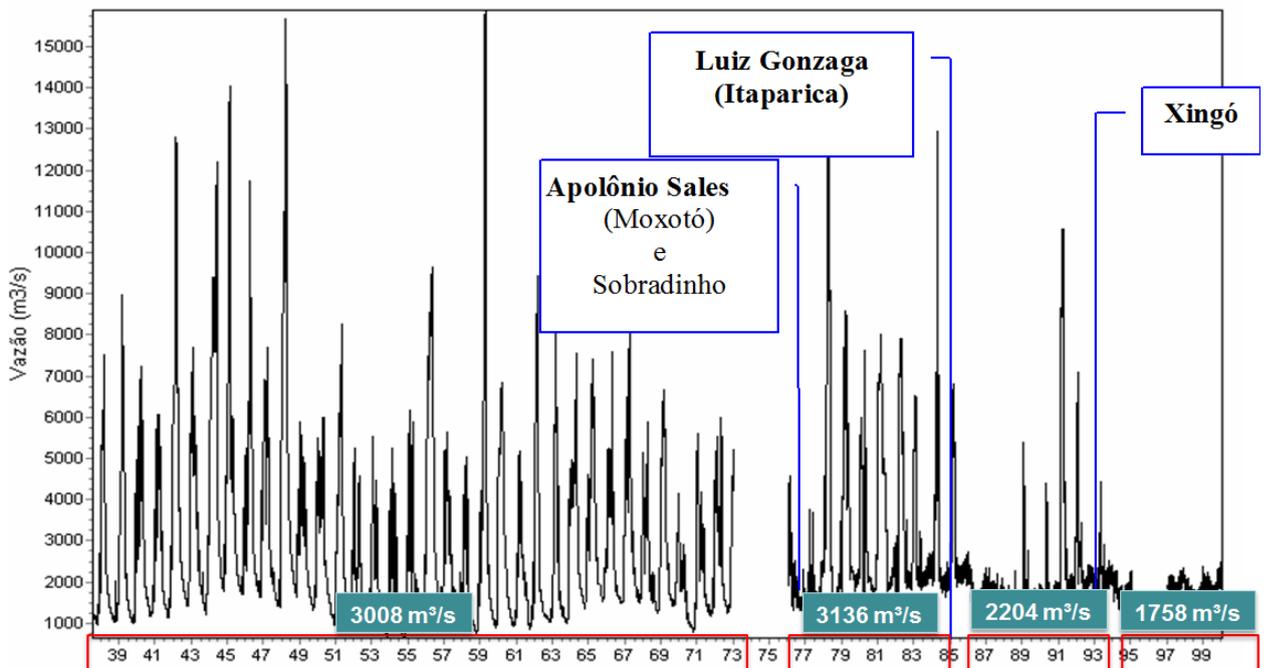
Este comportamento sugere com chuvas mais acentuadas no período da estação chuvosa, vai a antemão a possibilidade de vazões mais acentuadas e com maior capacidade de

transporte de materiais pela diminuição do tempo de residência das águas dos reservatórios e do rio ao longo de todo o sistema de barragens, em especial nos meses de janeiro e fevereiro (MEDEIROS et al., 2011).

### 5.2.2 Vazões

Na (Fig. 9) observa-se a variabilidade anual das vazões ocorrida na calha principal do rio São Francisco nos períodos entre 1938- 2001 na estação fluviométrica de Traipú - AL, localizada em torno de 40 km acima de Própria (SE). (MEDEIROS et al., 2007).

**Figura 9: Vazões anuais da estação de Traipú (AL) próximo ao local da pesquisa, no período 1938 a 2001**



Fonte: Medeiros et al., 2011.

Com o início das construções das barragens no leito principal do rio São Francisco, houve uma interferência no regime natural de vazões ( $m^3/s$ ), com as maiores médias anuais chegando a alcançar índices de  $15.000 m^3/s$  nos anos entre de 1948 a 1960. A presença das barragens não representava em termos significativos à variabilidade da vazão natural, devido ao seu pequeno número. Nos anos posteriores com instalações das barragens, principalmente como ocorreu na década de 80 com a construção da (UHE) Itaparica no Sub-médio rio São Francisco acarretando depois de sua inauguração umas das menores vazões anuais em torno de  $1.000 a 2.000 m^3/s$ .

Medeiros et al. (2011) aponta que o decréscimo da variabilidade interanual, portanto

como magnitude da vazão ao longo do tempo. As series temporais da vazão interanual foram divididos em quatro períodos (MEDEIROS et al., 2007). Sendo possível ressaltar o mesmo comportamento com decréscimo da variabilidade interanual, como da magnitude da vazão média ao longo do tempo, essa tendência é mostrada na (Tab.7). O primeiro período (entre 1938-1973) envolveu a construção da UHE de Três Marias no ano de 1963 na região do Alto SF, que basicamente não afetou de forma expressiva à variabilidade temporal e a magnitude da vazão do Médio-Baixo SF, onde se localiza a cascata de barragens.

O segundo período definido (entre 1977-1985), incorporou o término das barragens de Apolônio Sales e Sobradinho, sendo a última localizada a montante da cascata.

O terceiro período de 1986-1994, incorporou a implementação das barragens de Itaparica e Xingó, última entrou em operação no final de 1994.

No último período entre 1995-2001 de acordo com Knoppers et al. (2005) estes impactos tiveram seu ápice com a instalação em 1994 da UHE Xingó localizada a 180 km da costa, que devido a operação em conjunto com as demais UHE's promoveu uma supressão significativa da variação sazonal das descargas de água, medida 80 km da costa na estação fluviométrica de Própria (AL/SE). Após a implantação das usinas hidroelétricas ao longo dos anos, podem-se decompor as vazões em três séries temporais ou estágios. Nestes períodos é plausível analisar o decréscimo da variabilidade interanual, assim como da proporção da vazão média ao longo do tempo (MEDEIROS et al., 2011).

**Tabela 7- Média anual, desvio padrão, mínimos e máximos da vazão da estação fluviométrica de Traipú dos quatro estágios hidrológicos**

Estágio	Média	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo
(m <sup>3</sup> /s)				
<b>1938 -1973</b>	3008	852	1768	5244
<b>1977 -1985</b>	3136	824	1916	4019
<b>1986 -1994</b>	2204	749	1498	3779
<b>1995 – 2001</b>	1758	235	1405	1980

Fonte: Medeiros et al. (2007).

A partir de 1994 quando Xingó entra em operação, percebe-se que as cheias no baixo RSF são totalmente regularizadas e reduzidas consideravelmente. Em 1979 a vazão máxima era de 12.708, 1985 foi de 12.225 m<sup>3</sup>/s, em 1992 de 10.004 m<sup>3</sup>/s, e em 2004 foi de 8.820 m<sup>3</sup>/s, entretanto um dado mais atual de 2008 a vazão foi de 2.840 m<sup>3</sup>/s. A linha de tendência da vazão média anual apresentou um decaimento com variações significativas.

Se compararmos as médias interanuais das vazões dos quatro últimos estágios hidrológicos da estação fluviométrica de Traipú (Tab. 7), com as médias anuais da pesquisa nos anos de 2001, 2004, 2005, 2007 e 2008, dados fornecidos pela ANA (Tab. 8), pode-se observar que os eventos extremos de mínimos e máximos de vazão têm sua magnitude média diminuída principalmente nos anos de 2001 e 2008.

Segundo Medeiros et. al. (2011), o ano de 2001 foi marcado por o evento de drásticas consequências econômicas na crise de energia elétrica com índice mínimo crítico da vazão (Tab. 8), diagnostica a menor média registrada pela ANA (2017) em todos os anos de levantamento para o baixo RSF ( $Q_{\text{méd. Anual}} = 1471 \text{ m}^3/\text{s}$  e  $Q_{\text{mín}} = 949 \text{ m}^3/\text{s}$  no mês de junho), esses dados foram similares com outros períodos grande estiagem no bacia do rio São Francisco, o ano de 1955 ( $Q_{\text{méd.}} = 1862 \text{ m}^3/\text{s}$ ;  $Q_{\text{mín.}} = 637 \text{ m}^3/\text{s}$ ) e 1971 ( $Q_{\text{méd.}} = 1768 \text{ m}^3/\text{s}$ ;  $Q_{\text{mín.}} = 781 \text{ m}^3/\text{s}$ ). Estes resultados de 2001 representam um clássico exemplo da diminuição de amplitudes de máximos e mínimos em sistemas impactados por barragens (HALIM, 1991; SOUZA & KNOPPERS, 2003).

A Tabela 8 apresenta o regime de vazões diferenciado para os anos hidrológicos de 2001 e 2008 onde apresentaram (baixa vazão ao longo do ano) e de outra forma os anos de 2004, 2005 e 2007, ocorreram considerável aumento das vazões, devido a grandes precipitações ocorridas ao longo da bacia hidrográfica do rio São Francisco, produzindo fenômenos atípicos no período de pós-barragens, como por exemplo, a cheia ocorrida no mês de fevereiro de que ano 2004, evidenciando, que somente em condições de eventos extremos de precipitação, pode haver incremento da vazão.

Em relação ao ano de 2004, foi caracterizado com  $Q_{\text{méd.}} = 1.970 \text{ m}^3/\text{s}$ , destaca-se o mês de fevereiro, neste ano, também registrou picos das vazões ao longo de todos os meses da pesquisa ( $Q_{\text{máx.}} = 8.655 \text{ m}^3/\text{s}$ ), evidenciando uma elevada precipitação ao longo de todos os setores principalmente na região do baixo RSF São Francisco. Nos anos de 2005 e 2007, os volumes médios das vazões foram as maiores registradas, em torno de  $Q_{\text{méd.}} = 2.187 \text{ m}^3/\text{s}$  e  $2990 \text{ m}^3/\text{s}$ , respectivamente. Por sua vez, as maiores precipitações aliadas a já natural maior contribuição dos setores Alto e Médio São Francisco para a vazão total tenham exercido uma maior contribuição às cheias, foi principalmente no ano de 2007 (MEDEIROS et. al., 2011).

**Tabela 8- Média anual, desvio padrão, mínimos e máximos da vazão da estação fluviométrica de Traipú dos cinco anos hidrológicos da pesquisa**

Ano	Média	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo
(m <sup>3</sup> /s)				
2001	1417	399	949	2200
2004	1970	676	1120	8655
2005	2187	391	1437	4172
2007	2990	1360	1756	6795
2008	1678	440	1019	2906

Fonte: ANA, 2017; Adaptado Silva, K 2017.

São perceptíveis as alterações ocorridas no baixo RSF, visto que os próprios ribeirinhos observam a diminuição nas vazões do rio, onde os eventos de cheias que não mais ocorrem mais corriqueiramente, acarretando grandes transformações na paisagem, como bancos de areia que prejudicam a navegações de grande porte no RSF. (SANTANA et al., 2015 ).

A influência antrópica da operação do sistema de barragens em cascata é observada em especial nos períodos críticos de seca e cheia na região do Rio São Francisco. Segundo Medeiros (2003) no ano de 2001, o suprimento das vazões, praticamente ao nível de vazões ecológicas mínimas entre 1.200 e 2.200 m<sup>3</sup> /s , foi primordialmente controlado pelos reservatórios em cascata e em especial pelos de Sobradinho e Luiz Gonzaga (Itaparica). Já no ano de 2004 as precipitações no Sub-Médio e baixo Rio São Francisco permitiram a retenção das vazões afluentes nos reservatórios de Três Marias, Sobradinho e Luiz Gonzaga (Itaparica), onde o volume de armazenamento deste último alcançou níveis máximos de 99,7 % no mês de fevereiro sendo que as vazões na foz foram geradas principalmente no Baixo São Francisco.

### 5.3 Variações dos parâmetros temporais físico-químicos do baixo rio São Francisco

A eutrofização depende da interação de variáveis físicas, químicas e biológicas (VOLLEWEIDER, 1981) e as classificações tróficas expressas em índices de estado trófico se baseiam na quantificação das concentrações dessas variáveis, com destaque aos compostos inorgânicos de nitrogênio e de fósforo (macronutrientes), das concentrações de oxigênio dissolvido e clorofila *a*.

O tipo de variações de parâmetros temporais que são encontradas nas águas do baixo RSF é exemplificado nas figuras 10 a 13, onde foram coletadas amostras mensais nos anos de 2001, 2004, 2005, 2007 e 2008. Devido à sua representatividade e ao seu uso mais amplo são relatados resumos estatísticos dos parâmetros analisados nesta pesquisa em mediana, médias, padrão desvio, máximo, mínimo.

#### 5.3.1 Clorofila *a*

A clorofila *a* é uma importante variável nos ecossistemas aquáticos, sendo o principal pigmento responsável pelo processo de fotossíntese. Pode ser considerada como um indicador do estado trófico dos ambientes aquáticos, pois indica a biomassa de algas presente no corpo hídrico (ESTEVES, 1998).

Segundo Kitsiou & Karydis (2001) a distribuição da clorofila *a* depende de condições hidro-químicas, nomeadamente a disponibilidade de nutrientes, mudanças de temperatura, condições de luz, turbulência da água, etc. (LAKKIS et al., 2003; NIKOLAIDIS et al., 2006).

O conhecimento de sua concentração pode dar indicações da biomassa, da produtividade e estado fisiológico do fitoplâncton, conforme estabelecido em protocolos de pesquisa e legislação específica, como a Resolução nº357/2005 do CONAMA. Nos últimos anos, tem se tornado cada vez mais frequente a utilização da clorofila para expressar a biomassa fitoplanctônica (ESTEVES 1998).

Em relação à variação temporal da concentração de clorofila *a* no baixo RSF, verificou um padrão semelhante nos cinco anos da pesquisa (Fig. 12). Os resultados evidenciaram que as médias mostraram a não associação da precipitação (Fig.8) e vazões (Tab. 8), já que os anos com maiores variações climatológicas (2004,2005 e 2007) foram semelhantes aos anos com menores (2001 e 2008).

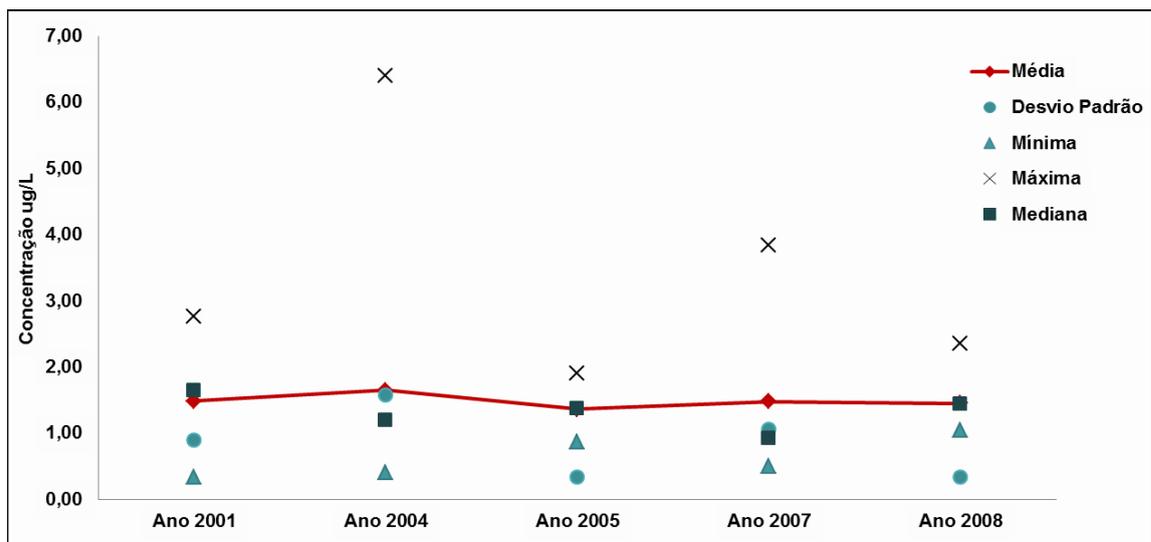
Os resultados da figura 10 demonstra que durante os anos de baixa vazão (2001 e 2008), as concentrações médias foram relativamente similares (Cl-*a* méd.= 1,48 e 1,45 µg/L).

Já os dados nos anos de alta vazão (2005 e 2007) apresentaram médias de Cl-*a* méd.= 1,35 a 1,48 µg/L), em destaque ano de 2005 que alcançou a menor média entre os anos de análise, indicando baixa biomassa fitoplanctônica e condições oligótrofica na região. Joint (1981) e Wofsy (1983) indicam que os baixos valores de concentração de clorofila *a* no baixo RSF rios podem indicar limitação de luminosidade nessa região, devido à elevada turbidez da água.

Em relação o ano de 2004, as concentrações de clorofila *a* apresentou uma maior máxima (Cl-*a* máx. = 6,40 µg/L) o pico ocorreu durante o período chuvoso, no primeiro semestre do ano em todas regiões fisiográficas do rio São Francisco (Figs.5,6,7 e 8), o ano que apresentou a maior média temporal de clorofila *a* durante todo o período da pesquisa (Cl-*a* méd.= 1,65). Pode-se observa que a uma associação das altas vazões no baixo RSF com aumento na concentração média de clorofila *a* no ano de 2004, principalmente no primeiro semestre do ano, com destaque o mês de fevereiro (Qm<sup>3</sup>/s máx. = 8.655).

De acordo com Mendes (2013) os valores de concentração de clorofila *a*, realizada no rio comboios (Aracruz,ES). descrevem em que todas as estações amostrais, apresentaram-se reduzidos e sem diferenças espaciais significativas, dados semelhantes o da atual pesquisa. Isso pode ser explicado pela pouca incidência de radiação solar sobre a comunidade, evidenciada pelos baixos valores de transparência e zona eufótica e pelos elevados valores de turbidez e sólidos totais em suspensão, o que diminui a atividade fotossintética do fitoplâncton e sua densidade.

**Figura 10: Variação temporal da Clorofila “a”**



Fonte: Labmar ,2017 Adptado Silva, K 2017.

Os dados da (tab.9) mostram a comparação das variações temporais da concentração de clorofila *a* com outras pesquisas de rios brasileiros. O baixo RSF com variação média de (Cl-*a* méd.= 1,36 a 1,65 µg/L), Abreu (2015) e Botelho (2014), apresentaram valores mais baixos quando comparados aos do Silva et al., (1998) e Rio Piraquê-Açu , Rio Piraquê-Mirim ambos no estado de Espírito Santo ,ambos rios apresentaram valores mínimos iguais ou bem próximos de zero em vários meses, contudo as máximas foram superiores a 18 µg/L (CRUZ, 2004).

**Tabela 9 - Comparação dos valores da clorofila-a dos ambientes aquáticos tropicais brasileiros e do rio São Francisco**

<b>Sistema (Estuário/ Rio)</b>	<b>Concentração clorofila <i>a</i> ug/L</b>	<b>Referência</b>
Rio São Francisco (AL/SE)	1,36 a 1,65	Pesquisa (2017)
Rio Jari (AP)	1,04 a 1,44	Abreu (2015)
Rio Piracicaba (SP)	0,38 a 0,59	Botelho (2014)
Rio Piraquê-Açu (ES)	0 a 12,7	Cruz (2004)
Rio São Francisco Falso (PR)	6,4 a 19,2	Silva et al., (1998)
Rio Piraquê-Mirim (ES)	0 a 35	Cruz (2004)

Fonte: Pesquisa atual, 2017.

### 5.3.2 Nitrogênio inorgânico dissolvido

O nitrogênio é um elemento de importância fundamental à vida dos organismos, uma vez que é parte integrante da molécula de proteína, e conseqüentemente, do protoplasma. Ao lado do fósforo, é considerado um dos mais importantes e limitantes à vida dos organismos de água doce (BOLLMANN et al., 2005).

Nos ambientes aquáticos em geral, as principais formas reativas de N são: **nitrato (NO<sub>3</sub>)** de acordo Grasshoff (1983) representa o último estágio da oxidação de nitrogênio, sendo também a sua forma de maior estabilidade química. Segundo Braga et al (2005) retrata poluição mais antiga; **nitrito (NO<sub>2</sub>)** representa a forma instável e intermediária entre amônia e o nitrato no ambiente aquático, concentrações mais elevadas podem ter relação com a ressuspensão do sedimento depositado frente à desembocadura do estuário, este elemento estaria então entrando na coluna de água (PROENÇA ET AL, 2005) e **nitrogênio amoniacal (NH<sub>4</sub>)** que é um indicativo da entrada de esgoto fresco não tratado na área, constituindo o grupo do nitrogênio inorgânico dissolvido (NID). Dentre as diferentes formas, o nitrato

juntamente com o íon amônio assume grande importância nos ecossistemas aquáticos, uma vez que representam as principais fontes de nitrogênio para os produtores primários (ESTEVEES, 1998).

As medidas de trocas de nutrientes inorgânicos fornecem informações relacionadas com o processo para as respostas ao stress ambiental e fazer isso de uma maneira que integra componentes importantes do ecossistema (água e solos) sob naturalmente variáveis condições ambientais (CHILDERS et al., 1993; WESTON et al., 2011).

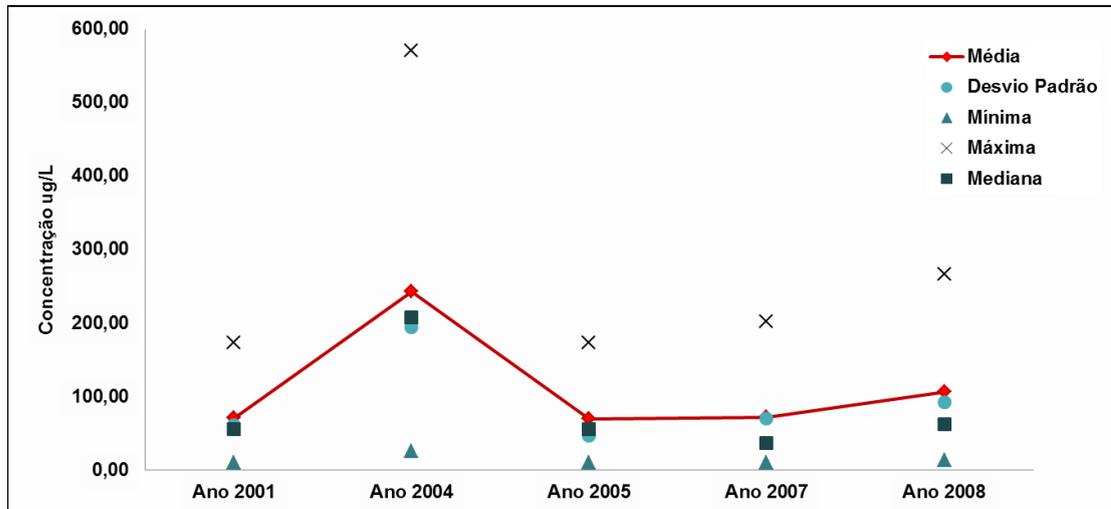
Neste sentido, o NID no meio aquático pode originar-se de fontes naturais de nitrogênio como: chuva, material orgânico e inorgânico de origem alóctone, de esgotos domésticos e indústrias e da drenagem de áreas fertilizadas (LIMA, 2001). As informações sobre as concentrações de NID nos rios, nas águas marinhas e em descargas de efluentes são necessárias para definir a origem do aporte de nutrientes no sistema (BRICKER et al., 1999; 2003).

As concentrações de nitrogenados inorgânicos dissolvidos foram mais elevadas no ano de 2004 (NID máx.= 242,83 µg/L, Fig. 12), um ano evidenciado por altos índices de precipitação no baixo RSF (Fig.7), sendo os demais anos estudados diferenciaram-se estatisticamente com concentrações baixas.

Similarmente Bertoldi (2014), encontrou em sua pesquisa a quantificação de apenas a fração dissolvida inorgânica de nitrogênio, onde a maior média de NID foi de (890,00 µg/L), identificada no período chuvoso. Isso mostra que a média das concentrações de NID no baixo RSF durante o período de maiores índices precipitação é maior quando comparada à média do período estiagem. É importante mencionar que o neste estudo que o NID foi composto pelas frações nitrato, nitrito e amônia, como supracitado na pesquisa.

Segundo Medeiros et al., (2007; 2011), fertilização e provavelmente a magnitude da produção primária na no baixo RSF foram reduzidas após a conclusão da barragem em 1995. O rio transformou-se em um sistema oligotrófico com produção primária limitada principalmente pelo nitrogênio e os rendimentos de nutrientes estão entre os mais baixos dos rios costeiros brasileiros.

É possível verificar a relevância das concentrações de NID para produção primária, o que sugere que o nitrogênio pode ser o nutriente limitante para produção primária na maioria dos rios amostrados (ESTEVEES, 2011).

**Figura 11: Variação temporal de Nitrogênio inorgânico dissolvido**

Fonte: Labmar, 2017; Atual pesquisa, 2017.

Comparando a concentrações de nitrato ( $\text{NO}_3$ ) e nitrogênio amoniacal ( $\text{NH}_4$ ) com outros rios tropicais (Tab.10), a uma semelhança nas concentrações de  $\text{NH}_4$  dos com outros demais estudos. Por outro lado, o nitrato mostrou muito mais baixa tendência de concentração do que os valores de referência com exceção ao rio Purar na Nova Guiné.

**Tabela 10 - Concentração média anual de  $\text{NH}_4$  e  $\text{NO}_3$  dissolvidos inorgânicos durante o ano hidrológico três e comparação com os valores de outros rios tropicais**

Rios (países)	$\text{NH}_4$ ( $\mu\text{g L}$ )	$\text{NO}_3$ ( $\mu\text{g L}$ )
Amazonas (Brasil)	20	140
Madalena* (Colômbia)	40	250
Orinoco* (Venezuela)	35	80
Purar* (Nova Guiné)	-	40
Tocantins* (Brasil)	-	150
Zaire*(Zaire)	-	90
Zambez* (Moçambique)	-	130
Rio São Francisco (2001)	33,16	64,34
Rio São Francisco (2004)	49,66	6,68
Rio São Francisco (2005)	28,51	36,24
Rio São Francisco (2007)	11,39	57,77
Rio São Francisco (2008)	24,29	79,46

Fonte: Meybeck & Ragu (1996) adaptado por Medeiros et al., 2016; Atual pesquisa, 2017.

### 5.3.2.1 Nitrogênio amoniacal (NH<sub>4</sub>)

Analisando os resultados obtidos para nitrogênio amoniacal. Tabela 11 observou-se uma similaridade nas concentrações dissolvida. Este comportamento pode ter explicação nos seguintes aspectos. Os de 2001 e 2008 (baixa vazão) apresentaram uma variação média de (NH<sub>4</sub> méd.= 33,16 µg/L em 2001 e 24,29 µg/L no ano de 2008)

Associando-se a este comportamento temporal, o baixo RSF registrou-se no mesmo período uma das menores vazões registrada (Tab. 8) sendo que a concentração de amônio transportada pelos seus afluentes e pela drenagem das chuvas no rio, não foi suficiente para compensar a sua diminuição com relação à diluição.

Segundo Dellaghitina (2000) pesquisa realizada no rio Itajaí-açu (SC) descreve que nos períodos de baixa vazão, houve um aumento nas concentrações de amônio, justificado também pela presença de uma alta densidade demográfica, que a predominância de descartes de esgotos domésticos e das atividades industriais, neste trecho do rio, tendo em vista que nos períodos que antecederam as coletas não ocorreu precipitação pluviométrica.

Em relação aos anos com maiores vazões no baixo RSF (2004, 2005 e 2007) o ano de 2004, registrou a maior concentração média temporal de amônio (NH<sub>4</sub> méd.= 49,66 µg/L), destacando-se o mês de janeiro com a máxima de 139,86 µg/L.

As concentrações do ano de 2004 revelam que o aumento excessivo das chuvas e consequentemente das vazões, acarretaram um aumento excessivo nas concentrações de amônia, registrando os dados de 139,86 µg/L.

Esse comportamento se deve que no período o rio São Francisco segundo os dados registrados pela gerência da Companhia Hidroelétrica do São Francisco (Chesf) na cidade de Paulo Afonso, distante 263 km da área pesquisada, houve uma abertura das comportas da usina, aumentando a vazão da Usina de Luiz Gonzaga (antiga Itaparica) para 4.500 m<sup>3</sup>/s. Influenciando no acréscimo significativo na concentração de amônia.

De acordo com, Fuller (2008) na sub-bacia do Ribeirão do Ouro, em Araraquara-SP, observou que há uma tendência para maiores concentrações de Nitrogênio Amoniacal (NH<sub>4</sub>) no período chuvoso, provavelmente pelo grande carreamento das águas superficiais na área de drenagem,

Percebe-se que o comportamento da variação temporal do amônio na área de estudo é bastante dinâmico em associação com a temporalidade dos anos de alta e baixa vazão.

Principalmente por eventos excessivos na bacia hidrográfica do RSF com eventos climáticos (grande período de seca), ou mesmo, com períodos de grande índice pluviométricos na região.

**Tabela 11 - Concentração de nitrogênio amônio dissolvido (NH<sub>4</sub>) nas águas do baixo rio São Francisco**

<b>Ano</b>	<b>Média</b>	<b>Desvio Padrão</b>	<b>Mínimo</b>	<b>Máximo</b>
<b>ug/L</b>				
<b>2001</b>	33,16	19,47	7,84	112,49
<b>2004</b>	49,66	29,24	5,26	139,86
<b>2005</b>	28,51	18,93	4,81	93,50
<b>2007</b>	11,39	7,66	1,93	29,94
<b>2008</b>	24,29	10,88	8,86	63,71

Fonte: Labmar, 2017; Adaptado atual pesquisa, 2017.

### 5.3.2.1 Nitrito (NO<sub>2</sub>)

Da série nitrogenada, sabe-se que o nitrito é a fase intermediária do processo de oxidação entre nitrogênio amoniacal e nitrato, portanto uma fase menos estável.

Os resultados obtidos para a concentração de nitrito na tabela 12 observou-se que as médias temporais variaram entre (1,16 a 186,49 µg/L). Estes valores estão acima do que é permitido pelo CONAMA, para os padrões de qualidade de águas classe 3, que é de 1,0 µg/L de NO<sub>2</sub>.

As concentrações médias encontradas em outros rios tropicais são relativamente baixas. Assim como identificada na pesquisa de Wasserman et al. (2010) nos rios Caceribu, Macacu e Guapiaçu, todos localizados no estado Rio de Janeiro, tendo uma similaridade com os valores de concentração nitrito encontrada pesquisa (Tab. 12).

Foi identificada uma relação à elevada concentração de nitrito 186,49 µg/L (Tab. 12) no ano de 2004 com maior concentração de amônia 49,66 µg/L (Tab. 11). Indicando que estas variáveis foram que mais contribuíram para elevada média de concentração de nitrogênio inorgânico dissolvido (Fig.11).

Segundo Pelaéz (2001) relata que as altas concentrações de nitrito estão associadas à poluição nas águas continentais, por exemplo, efluentes industriais, poluição doméstica ou descarga de represas, nesta última afirmação identificada no baixo RSF.

Segundo a literatura em rios onde ocorre uma maior quantidade de oxigênio dissolvido (Fig. 13), a concentração de N-nitrito diminui, é o caso observado nos anos temporais no baixo RSF, identificando assim uma diminuição da concentração, sendo a exceção ao ano de 2004.

**Tabela 12 - Concentração de nitrito (NO<sub>2</sub>) dissolvido nas águas do baixo rio São Francisco**

Ano	Média	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo
ug/L				
2001	1,16	0,96	0,14	3,28
2004	186,49	142,72	8,19	516,74
2005	4,71	2,95	0,28	9,74
2007	3,16	1,36	0,93	5,96
2008	3,28	1,17	1,30	5,59

Fonte: Labmar, 2017; Adaptado atual pesquisa, 2017

### 5.3.2. Nitrato (NO<sub>3</sub>)

Os dados apresentados na tabela 13 são analisados os valores médios para as concentrações de nitrato. As concentrações máximas de nitrato foram observadas nos anos de baixa vazão (2001 e 2008). O ano 2001 apresentou maior concentração de nitrato (NO<sub>3</sub> méd.= 64,37 µg/L), demonstrando que a uma influência na atividade bacteriana, tanto para a formação associada com a amônia como para elevadas concentrações de nitrato, diagnosticada para esse período.

Os resultados temporais médio da concentração de nitrato se destacam como a forma predominante de nitrogênio no baixo RSF (Tab. 13). Esta situação é semelhante aos estudos no rio Amazonas realizado por Richey et al. 1986 e no baixo RSF pesquisado por Bessa, 1990.

Estes resultados são compatíveis com afirmação de que nos grandes rios tropicais as concentrações de NO<sub>3</sub> predominam em relação a outras formas de nitrogênio (BENNEKOM & SALOMONS, 1981).

Silva (2016) observou em rios tropicais que as médias da concentração de nitrato no período chuvoso foram menores que as do período seco na maioria dos pontos coletados assim a variação temporal como ocorrido no baixo RSF (Tab. 13).

Por outro lado, considerando-se o efeito da vazão pode-se afirmar que nos anos de alta vazão, as quantidades de nitrato em todas as coletas, variaram consideravelmente em relação aos períodos de baixa vazão. Provavelmente, nessa variável, há menor diluição, e processo biológico de nitrificação durante a época chuvosa (PIMENTEL, 2009, p. 100).

O escoamento unidirecional de concentrações inorgânicas é favorecido pelas características geomorfológicas e hidrodinâmicas do sistema, como: o aporte elevado de água doce que aumenta a taxa de renovação. Este fator atuando respectivamente na influencia do padrão de dispersão, assim como nas concentrações de nitrato encontradas no baixo RSF (Tab. 13). Em períodos de baixa vazão (seca), o tempo de residência e diluição desses materiais é levemente aumentado, sendo suficientemente capaz de diminuir o potencial de exportação do sistema (MARTIN et al., 1982; NIXON et al., 1994; KNOPPERS et al., 1999; KNOPPERS et al., 2005; CARNEIRO et al., 2006).

**Tabela 13 - Concentração de nitrito dissolvido nas águas do baixo rio São Francisco**

<b>Ano</b>	<b>Média</b>	<b>Desvio Padrão</b>	<b>Mínimo</b>	<b>Máximo</b>
<b>ug/L</b>				
<b>2001</b>	64,34	53,48	3,03	151,41
<b>2004</b>	6,68	2,91	2,61	14,08
<b>2005</b>	36,24	22,48	3,06	141,19
<b>2007</b>	57,77	60,31	0,97	192,17
<b>2008</b>	79,46	84,84	0,24	264,17

Fonte: Labmar, 2017; Adaptado atual pesquisa, 2017

### **5.3.3 Fósforo inorgânico dissolvido - PID**

Ao se tratar de fósforo em águas continentais, Ruttenberg (1992) aponta que o fósforo pode entrar em ambientes aquáticos de várias maneiras, a partir do intemperismo natural das rochas fosfáticas (apatitas), pelas águas das chuvas e a lixiviação dos solos que representa um importante depósito de sedimentos marinhos para águas oceânicas. Neste sentido, a variabilidade das propriedades da água química e a relação N:P pode ser uma prova

importante na determinação da taxa de abundância e composição da distribuição periódica e geográfica de fitoplâncton (HECKY & KILHAM, 1988).

Os rios são as principais fontes de fósforo para os oceanos (DELANEY, 1998). Este elemento químico encontra-se presente na água, nas formas de fosfatos inorgânicos e orgânicos (MARINS et al., 2007).

Esteves (1998) relata que as fontes desse elemento para a água são: minerais fosfáticos, (apatitas); despejos domésticos e industriais sendo que na natureza ele não aparece em estado puro, por ser muito reativo em contato com o ar (com o oxigênio explode, formando o fosfato  $-PO_4$ ). O fosfato inorgânico dissolvido (ortofosfato), apesar de representar apenas uma fração insignificante quando comparado com outras formas ativas dentro do ciclo do fosfato (SCHÄFER, 1984), é de grande importância, pois é a única forma de fósforo que pode ser assimilada pelos produtores primários. (GUERSCHI & FONSECA-GESSNER, 2000).

Observou-se pelos resultados obtidos (Fig. 12), que de uma forma geral a concentração média de fósforo inorgânico dissolvido nos anos de baixa vazão tiveram valores bastante similar (PID méd.= 5,90  $\mu\text{g/L}$ ).

Com o aumento das vazões (novembro-dezembro), ocorreram as maiores concentrações de fósforo na faixa de (PID méd.= 11,0 a 16,6  $\mu\text{g/L}$ ), para ambos os anos que ano 2001 e 2008.

Este resultado pode ter sido por intensa lixiviação no baixo RSF, associado com a remoção biogeoquímica do fósforo. A remoção do fosfato da coluna de água pode ser bem explicada pela assimilação biológica, adsorção ao material particulado, floculação e sedimentação (SANDERS et al., 1997; DAVIES & EYRE, 2005).

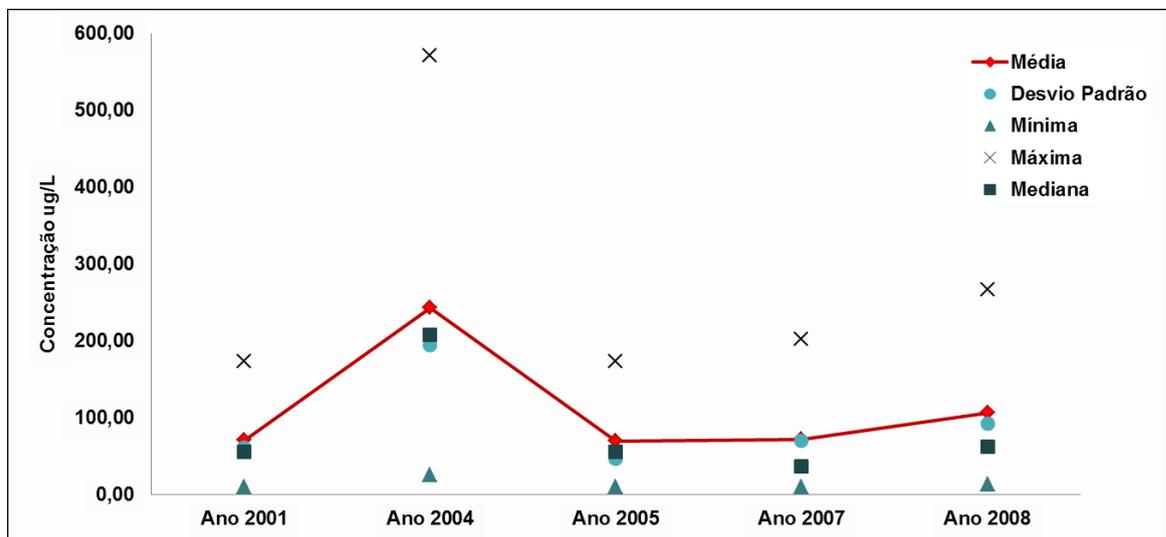
Segundo Medeiros et al. (2011), análise podem ser justificados pela modificação dos processos biogeoquímicos que atuam nos reservatórios. Estes incluem o aumento no tempo de residência e da decomposição de matéria orgânica e da remineralização.

Nos anos de maiores vazões (Tab. 8) a variabilidade dos valores médios encontrados para o fósforo dissolvido foi maior se comparada com os anos de menor vazão.

No ano de 2007, segundo Medeiros et al. (2007) aponta que as cheias foram prologadas no baixo RSF, principalmente pela a elevada acumulação de água nos reservatórios do alto e Sub – médio , foi caracterizado pela uma concentração média de PID méd.= 7,34  $\mu\text{g.L}$ , onde no mês de (fevereiro – abril) as concentrações médias de fósforo inorgânico dissolvido alcançaram sua maior concentração (PID méd.= 9,58  $\mu\text{g.L}$ ).

As maiores concentrações foram encontradas nos anos de 2004 e 2005, anos marcados por grandes índices pluviométricos e vazão no baixo RSF. O ano de 2004, a concentração média de PID méd.= 401,27 µg/L, destacando mês de abril com máxima de concentração (PID máx.= 986,74 µg/L). Os dados obtidos coincidem com de Reztropo & Kjerfver (2001) onde a concentração de fósforo dissolvido transportado pelos rios normalmente mostra uma relação com a magnitude da pulsação, ou seja, um aumento nas concentrações. Souza et al. (1999), destaca que o rio São Francisco recebe uma carga de nutrientes à base de fósforo a partir do açúcar agronegócio, acarretando um aumento nas concentrações de vazão no baixo RSF.

**Figura 12: Variações temporais do fósforo inorgânico dissolvido (PID)**



Fonte: Labmar 2017, Atual pesquisa, 2017.

As concentrações de PID calculadas no presente estudo foram baixas principalmente nos anos de menor vazão (2001 e 2008), principalmente quando o baixo RSF é comparado com outros rios médios e grandes tropicais. Souza et al. (2003) aponta outros rios tropicais, íngremes e baixos gradientes fisiográficos, que possuem cargas de PID mais específica do que o rio São Francisco. Os estudos realizados na costa leste do Brasil revelam que a concentração de PID na bacia do rio São Francisco é associada com barramento em todas as regiões hidrográficas (SOUZA et al., 2003).

A tabela 14 apresenta informações referentes comparação do fósforo inorgânico dissolvido de médios e grandes rios tropicais úmidos.

Comparativamente a bacias de drenagem de menor porte (Tab.14), como por exemplo, o rio Madalena (Colômbia) de clima mais úmido, verifica-se que as concentrações de PID são proporcionalmente superiores aos anos da pesquisa exceto no ano de 2004.

**Tabela 14 - Concentração média anual de PID dissolvidos inorgânicos durante o ano hidrológico três e comparação com os valores de outros rios tropicais**

Rio (país)	PID ( $\mu\text{g L}$ )
Amazonas (Brasil)	22
Madalena* (Colômbia)	120
Orinoco* (Venezuela)	10
Purar* (Nova Guiné)	2
Tocantins* (Brasil)	3
Zaire*(Zaire)	24
Zambez* (Moçambique)	10
Rio São Francisco (2001)	5,90
Rio São Francisco (2004)	401,27
Rio São Francisco (2005)	92,29
Rio São Francisco (2007)	5,39
Rio São Francisco (2008)	5,90

Fonte: Meybeck & Ragu, 1996. Adaptado por Medeiros et al.,2016; Atual pesquisa, 2017.

### 5.3.4 Saturações de Oxigênio dissolvido (OD%)

De acordo Derisio (2007), o oxigênio é um elemento de importância vital para os seres aquáticos aeróbicos, ou seja, aqueles que vivem exclusivamente na presença de oxigênio. A introdução na água pode ser de múltiplas maneiras: Ar atmosférico, da fotossíntese e da ação de aeradores ou insufladores de ar. O teor de oxigênio varia principalmente com a temperatura e com altitude. Despejos de origem orgânica são os principais responsáveis da redução nas concentrações de oxigênio.

Na figura 13, observa-se a variação dos valores absolutos dos níveis de saturações de oxigênio dissolvido (OD%), que esta relacionada aos teores absolutos de oxigênio dissolvido com a temperatura e pressão atmosférica.

Macêdo e Costa (1978) estabeleceram cinco classes para o estuário do rio Botafogo (PE), de acordo com os valores de porcentagem de oxigênio. A classe 1, com valores de saturação acima de 100% (zona supersaturada); classe 2 com valores de 50 a 100% (zona de

saturação); classe 3, variando de 25 a 50% (zona de baixa saturação); classe 4, de 5 a 25% (zona semipoluída) e classe 5, com valores abaixo de 5% (zona poluída).

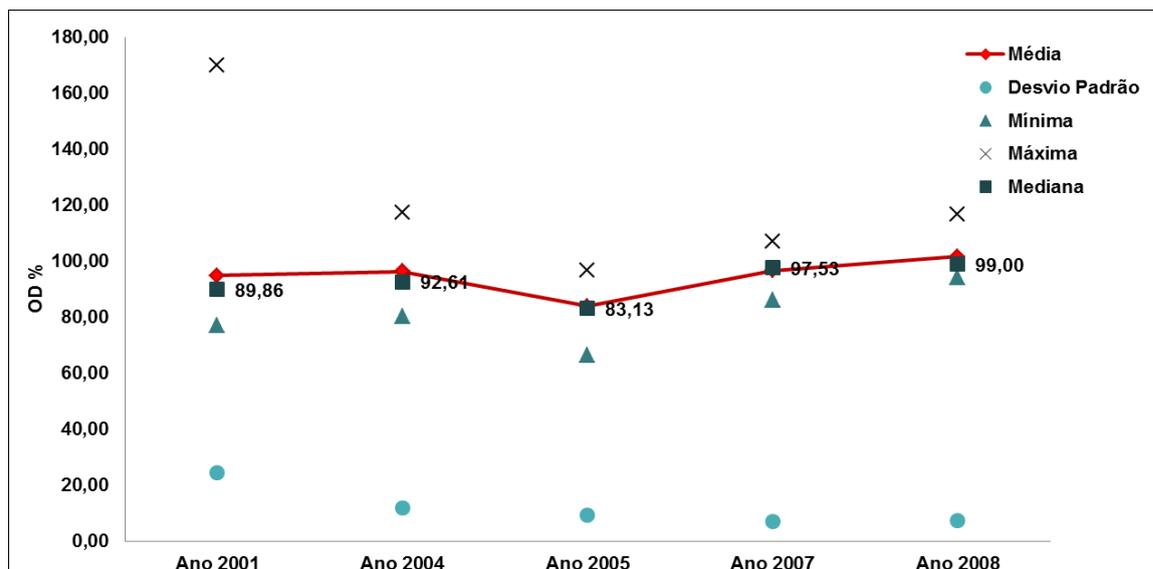
Com base nestas propriedades em organismos aquáticos, em princípio, têm menos oxigênio disponível em regiões tropicais do que temperadas (ESTEVES, 2011; TUNDISI & MATSUMURA TUNDISI, 2008).

No baixo RSF (Fig.13), os níveis de saturação média de oxigênio dissolvido saturado (%) apresenta uma homogeneidade temporal, com níveis de zona de saturação do oxigênio dissolvido observado em todos os anos da pesquisa.

Observa-se que entre os anos com período de baixas vazões (2001 e 2008) as amostras máximas estão classificadas na classe 1, com valores de saturação acima de 100% (zona supersaturada). Segundo Esteves (1998), a temperatura é um fator controlador direto do oxigênio dissolvido.

Os valores obtidos para saturação no baixo RSF foram próximos aos obtidos por Santana Jr. (2007) na Laguna Mundaú, onde os valores variaram entre 79,5 e 99,6%. No período chuvoso, com maior aporte de água doce no sistema estuarino, os processos físicos, possivelmente, são mais expressivos que a atividade biológica na distribuição do percentual de saturação do oxigênio (GUIMARÃES, 2006).

**Figura 13 – Variações temporais de Saturação de Oxigênio dissolvido (OD%)**



Fonte: Labmar 2017; Atual pesquisa, 2017.

## 6 O índice TRIX para avaliação do Estado Trófico do rio São Francisco

Vários indicadores e índices estão disponíveis para avaliação do estado trófico e qualidade dos ecossistemas aquáticos e sua evolução sob diferentes pressões antropogênicas e inerente ameaças (JØRGENSEN *et al.*, 2005; NIEMEIJER E DE GROOT, 2008).

Vollenweider *et al.* (1998) desenvolveram um índice trófico (TRIX) que consiste em um índice multiparamétrico que faz uso de variáveis de expressão direta da produtividade, como desvio das condições de saturação do oxigênio dissolvido (OD), fatores nutricionais disponíveis no ecossistema como nitrogênio inorgânico dissolvido (NID), fósforo inorgânico dissolvido (PID) e clorofila *a*. Tais parâmetros refletem o grau de interferência humana no ecossistema e identifica a qualidade de água da coluna d'água. O índice TRIX é capaz de sintetizar informações ambientais, indicar tendências espaciais e temporais da eutrofização e facilitar a aplicação de ações de manejo e controle.

A classificação mensal do baixo rio São Francisco foi dividida em cinco anos hidrológicos, classificado como (mesotrófico e à eutrófico).

Para a determinação do índice de estado trófico TRIX no baixo RSF, foi gerada uma equação específica (Eq. 4 a seguir), a partir de uma série de dados de diferentes estuários brasileiros, como as apresentadas na tabela 15, juntamente com os dados atuais da RSF desta pesquisa.

$$\text{TRIX Sistemas Brasileiros} = ([\sum \text{ em Log (Cloro-}a, \text{ D\%OD, NID, PID)}] - [1,009]) / (1,17)$$

(Eq.4)

Os valores de classificação para este índice pode variar de 0 a 10, que vão desde a oligotrófica condições eutróficas (Tab. 6). Valores próximos de 10 indicam forte eutrofização e próximo de 0 indicam baixo impacto antropogênico (CLOERN, 2001).

O índice TRIX médio calculado para este estudo foi de 4,45 bem similar aos valores médios encontrados Sterza *et al.* (2014) para o Rio Paraíba do Sul (5,31) e para a Laguna Manguaba (4,28). Outro ambiente que demonstrou comportamento bastante semelhante foi em Guaratuba Mizerkowi (2007), com índice médio de 4,21 (Tab. 15).

**Tabela 15 - Comparação do índice TRIX para vários sistemas utilizados para gerar a equação TRIX para este trabalho**

SISTEMA	VALOR DO ÍNDICE	CLASSIFICAÇÃO TRIX	REFERÊNCIA
Guaratuba (PR)	4,21	Bom (mesotrófico)	Mizerkowki (2007)
Rio Paraíba do Sul	4,28	Bom (mesotrófico)	Sterza et al. (2007)
Rio São Francisco (AL/SE) ???	4,45	Bom (mesotrófico)	Libardone (2015)
Laguna Guarapina (RJ)	4,87	Bom (mesotrófico)	Moreira et al. (1990)
CELMM (AL)	5,31	Moderado (mesotrófico a eutrófico)	Cotovicz (2012)
Baía de Guanabara (RJ)	6,5	Pobre (eutrófico)	FEEMA (1982)
Baía de Guanabara (RJ)	5,12	Moderado (mesotrófico a eutrófico)	Santos (2015)
Laguna Manguaba (AL)	5,32	Moderado (mesotrófico a eutrófico)	Cotovicz (2012)

Fonte: Autor, 2017; Adaptado de Santos, 2015

Fonte: Autor, 2017; Adaptado de Santos, 2015.

## 7 Variação temporal do Índice TRIX no baixo rio São Francisco

Para a aplicação do índice TRIX é necessário um satisfatório número amostral da região de estudo, ou seja, deve-se levar em conta o histórico de dados disponíveis para a localidade em questão.

A partir da equação proposta por Vollenweider et al. (1998) foi realizado o cálculo do Índice Trófico TRIX para o baixo rio RSF (Eq. 4), sendo que este, apresentou variação temporal significativa ao longo dos cinco anos da pesquisa. Conforme supracitado, os resultados desse índice são classificados em cinco classes: Ultra-Oligotrófico (TRIX < 2), Oligotrófico (2 - 4), Mesotrófico (4 - 5), Mesotrófico –Eutrófico (5 - 6) e Eutrófica (TRIX > 6).

Com o uso da equação específica para o baixo RSF, foi estimada durante os anos de baixa vazão (Tab. 16) uma variação nas médias anuais. O índice TRIX calculado no ano de 2001 foi classificado como mesotrófico (4,08), já para o ano de 2008 sua classificação média foi oligotrófica (3,62), indicando águas pouco produtivas correspondendo uma alta qualidade da água no baixo RSF.

O ano de 2001, o índice TRIX aponta uma diferença significativa entre os meses, sendo que seu valor máximo foi registrado no mês de agosto (7,47 altamente produtivo) e o mínimo (2,72 oligotrófico) no mês de setembro. Esta variação do índice no mesmo ano temporal reforça o conceito de que existem outros processos metabólicos atuando de forma mais intensa dentro do sistema interno durante o mesmo período do ano. Percebe-se que estas variações não estão associadas com aumento ou decréscimo do tempo de residência da água, uma vez que ambos os meses apresentaram uma vazão similar (Q méd.= 1035 e 1106 m<sup>3</sup>/s).

Estudos realizados por Cotovicz et al. (2012) e Couto (2015), (local que eles estudaram) descrevem que as classificações do estado trófico utilizando o índice TRIX, foram diferentes durante os períodos (seca e enchente) analisados.

Em relação à classificação trófica para os anos de alta vazão (Tab. 16) foi constatada uma grande variação no índice TRIX. O ano de 2004 apresentou classificação média de (TRIX méd.= 5,60 mesotrófico a eutrófico). Segundo a classificação Nasrollahzed et al. (2008) os valores entre 5 e 6 do índice TRIX sugerem condições moderadas a altamente produtivas e alto estado trófico. A máxima para o ano registrada no mês de maio a classificação do TRIX máx.= 6,90 (eutrófico), sendo que os índices classificados entre 6 e 8 demonstrando claramente a passagem do estágio de altas concentrações de nutrientes carregados pelas águas fluviais e estado meso à eutrófico (NASROLLAHZED et al., 2008).

Estes níveis de eutrofização no ano de 2004 estão associados diretamente com as altas concentrações de nutrientes encontrados no baixo RSF, destacando os valores médios do fósforo inorgânico dissolvido (Fig.13) da concentração de PID méd.= 401,27 µg.L, nitrogênio inorgânico dissolvido (Fig.12) NID méd.= 242,83 µg.L. Fiocca et al. (1996) qual sistema descreve que a disponibilidade de nitrogênio inorgânico dissolvido e o fósforo inorgânico dissolvido leva a uma mudança sazonal na relação N/P, alta no período de maior vazão.

Tendo em vista que a elevada concentração do NID foi diagnosticada pelas altas concentrações média de nitrato com NO<sub>3</sub> méd.= 186,49 µg.L, estes valores estão muito acima do observado nos demais anos analisados da pesquisa.

A característica temporal para o ano de 2004 associa-se com diversos trabalhos sobre o nível de eutrofização Libardone et al. (2015) na foz do Rio São Francisco (5,31) e Cotovicz (2012) Laguna Manguaba (4,45). onde o nível de eutrofização foi mais intenso durante os períodos chuvosos. Contudo o baixo RSF, houve uma abertura das comportas da usina hidrelétrica no ano de 2004. Segundo IMA (2015), a abertura das comportas, realizada em fevereiro no ano 2015 no baixo RSF, liberou material orgânico no leito do rio. Neste material, havia a presença de microrganismos que estavam hibernados a longo tempo e quando foram

liberados, obtiveram condições favoráveis para se desenvolverem, se proliferaram e se transformaram em uma floração alga, o que gerou essa mancha no rio SF mais precisamente no lago da usina Xingó (IMA 2015). Essa situação se assemelha com fato acontecido no baixo RSF no ano de 2004 e associa-se com as grandes concentrações de nutrientes inorgânicos dissolvidos analisados na (Fig. 11 e 12).

O ano de 2005 no baixo RSF foi classificado com (mesotrófico) indicando ambiente moderadamente produtivo com o estado trófico mediano (Tab.6).

O valor médio TRIX obtidos no ano 2007 foram de TRIX méd.= 3,38 indicando uma condição de alta qualidade, ou seja, oligotrófico (Tab. 16), os índices dificilmente variaram entre os meses, exceto durante os meses de fevereiro a maio (TRIX média = 4,70).

As cheias de 2007 foram prolongadas neste à elevada acumulação de água nos reservatórios do alto e sub-médio rio São Francisco que promoveram a manutenção de diluição nos nutrientes inorgânicos dissolvidos principalmente entre os meses de janeiro a abril de 2007 (Medeiros et al., 2011). Classificando o sistema oligotrófico com valor médio do TRIX de 3,63.

**Tabela 16 – Classificação do Índice TRIX do baixo RSF nos anos de 2001, 2004, 2005, 2007 e 2008.**

Ano	Média	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo
<b>Índice TRIX</b>				
<b>2001</b>	4,08 (Mesotrófico)	1,23	2,72 (Oligotrófico)	7,47 (Eutrófico)
<b>2004</b>	5,60 (Mesotrófico e Eutrófico)	1,18	3,14 (Oligotrófico)	6,9 (Eutrófico)
<b>2005</b>	4,82 (Mesotrófico)	0,82	3,16 (Oligotrófico)	5,96 (Mesotrófico e Eutrófico)
<b>2007</b>	3,38 (Oligotrófico)	1,05	2,20 (Oligotrófico)	4,96 (Mesotrófico)
<b>2008</b>	3,62 (Oligotrófico)	0,88	2,05 (Oligotrófico)	5,07 (Mesotrófico e Eutrófico)

Fonte: Labmar, 2017; Adaptado pesquisa, 2018.

Vale ressaltar ainda que de acordo com Vollenweider et al. (1998), em seus estudos os ambientes aquáticos tendem a se comportar de maneira eutrófica (TRIX > 6) demonstram um nível médio de eutrofização de boa qualidade da água entre (mesotrófico e oligotrófico). Os valores mais altos foram encontrados com níveis de alta vazão apesar que as médias mostrando nível bom (mesotrófico) da qualidade da água.

O Índice Trófico (TRIX) aplicado por Silva (2015) mostrou os rios da região norte da ilha de Santa Catarina (SC) onde concentra a maior densidade demográfica estão mais suscetíveis ao processo de eutrofização, por causa dos impactos oriundos da área interna, mais urbanizada do trecho do rio.

Os principais corpos hídricos do Norte da Ilha de Santa Catarina, que são o Canal de Jurerê, os rios Papaquara, Pau-do Barco, Ratoles, Veríssimo e Vadik, apresentaram a qualidade ambiental comprometida pela interferência antropogênica apresentando todos (Eutrófico) (SILVA et al., 2015).

O rio São Francisco apesar de ser considerado por diversos especialistas com um rio de integração nacional, pelas suas múltiplas utilidades, segundo último censo demográfico do IBGE não concentra uma populacional expressiva e onde seus impactos são mais diversificados como, por exemplo, a grandes construções de barragens para geração de energia elétrica.

## 8 Correlação dos dados

O teste de Spearman (ZAR, 1972; NAGHETTINI & PINTO, 2007), que é baseado no coeficiente de correlação entre as ordens de classificação da sequência de variáveis e os índices de tempo. O coeficiente  $\rho$  de Spearman varia entre -1 e 1. Quanto mais próximo estiver destes extremos, maior será a associação entre as variáveis. O sinal negativo da correlação significa que as variáveis variam em sentido contrário, isto é, as categorias mais elevadas de uma variável estão associadas a categorias mais baixas da outra variável. Os resultados da correlação da ordem de classificação de Spearman foram empregados para explicar o relacionamento entre vazão e as variáveis do Índice TRIX (Tab. 17).

Neste sentido, correlacionar às vazões de cursos d'água é importante, pois influencia a qualidade da água, o poder de autodepuração dos rios e, conseqüentemente, os organismos que nela vivem e sua disponibilidade para consumo (, 2001 *apud* SÁ, 2011).

Assim, a medição de vazão de um rio assume papel fundamental nos estudos das condições biológicas e físico-químicas do mesmo, uma vez que estas, normalmente, estão atreladas à capacidade de transporte de carga do canal, o que é definido com os dados obtidos com a medição da vazão (CAMARGO et al., 2009).

Pelo teste de correlação de Spearman (Tab. 13), considerando os anos de baixa vazão (2001 e 2008), identificou-se uma não correlação significativa positiva entre as variáveis analisadas com a vazão. Contudo, a concentração de clorofila *a* no ano de 2001 obteve índice que se aproximou à correlação positiva, indicando que o ano de menor vazão fluvial (Tab. 8), há uma

maior atividade fotossintética, logo uma maior concentração de clorofila *a*, possivelmente pelo menor carreamento de material inorgânico e maior transparência da coluna d'água.

Resultado semelhante ao trabalho de Parizzi et al. (2010), para o período com menor índice pluviométrico, no estuário da Baía da Babitonga (SC). Relata que entre a variável clorofila *a* e vazão também houve correlação significativa negativa, indicando que períodos com menor vazão fluvial, há uma maior atividade fotossintética, logo uma maior concentração de clorofila *a*, possivelmente pelo menor carreamento de material inorgânico e maior transparência da coluna d'água.

O ano de 2008 foi marcado pela correlação negativa entre a correlação da concentração de OD% e a vazão, indicando que durante o período com menor vazão fluvial, acarretando uma menor turbulência da coluna d'água, sendo assim, os valores de oxigênio são menos elevados.

De acordo, Clair et al. (1994); Argirou et al. (1997) estudando qual ambiente??? descreveram que no período seco, ou seja, de baixa vazão ocorre a intensificação da produtividade biológica das águas fluviais modificando as formas e taxas de migração, principalmente dos nutrientes.

Analisando o teste de correlação de *Spearman* (Tab.17), e considerando os anos de maior vazão no período estudado (2004, 2005 e 2007), pode-se concluir que em relação ao ano de 2004, houve correlação significativa negativa entre vazão e OD%, da mesma forma que durante o período de baixa vazão em 2008, onde os valores de oxigênio foram menos elevados. Porém percebe-se que a concentração de clorofila *a* neste ano temporal foi calculado com índice de correlação positivo com a vazão, ao contrario do comportamento indicado no ano (2001) de menor vazão fluvial (Tab. 8) que foram também correlacionados.

O período de 2005 foi o único ano que houve uma correlação significativa positiva com a vazão e a variável NID, indicando que no período de grande vazão fluvial, correlacionou com a concentração desse nutriente. Além disso, houve uma aproximação da correlação significativa positiva entre o índice TRIX e vazão, ou seja, quanto maior a concentração de NID, maior é o valor de TRIX, mostrando, então, a maior influência dessa variável no cálculo do TRIX.

De acordo com Matetinelli et al. (1999), o esgoto é uma fonte que eleva as concentrações de NID para os rios, principalmente na forma de amônio (NH<sub>4</sub>). É importante ressaltar a este aumento da carga NID com aumento da vazão por estar correlacionados para o ano de 2005.

Segundo Santos (1993) alguns componentes dissolvidos são diluídos durante as vazões nas cheias, enquanto outros se tornam mais concentrados, como resultado da lavagem do solo durante o escoamento superficial. O material particulado e os poluentes nele adsorvidos aumentam sua concentração com o aumento das vazões. Essa sequência de fatos pôde ser correlacionada com algumas variáveis obtida neste estudo, quando foram encontrados os maiores valores de nutrientes ora em períodos de maior vazão, e ora durante a estação seca.

A maior parte das variáveis não terem correlação com as vazões, evidência que nas últimas décadas o rio São Francisco sofreu grande redução nas descargas de água doce, apresentando também redução da variabilidade sazonal.

Segundo Medeiros et al. (2011) a dificuldade de estabelecer correlações significativas entre a vazão e a concentração de material em suspensão (Fósforo, Silicato, Nitrogênio) sugere que as alterações hidrológicas oriundas do impacto das barragens sejam responsáveis pelo ocorrido..

Como resultado, estima-se que para as variáveis as concentrações de fósforo inorgânico dissolvido, nitrogênio e clorofila *a* no rio, tenha sido reduzida em relação aos valores originais, afetando a correlação do índice TRIX com relação as vazões.

A bacia hidrográfica do rio São Francisco está localizada em grande parte na região semiárida brasileira e influência antropogênica é marcante nesse espaço, principalmente pela grande presença de barragens, em todas as regiões fisiográficas do rio.

A não correlação foi constatada em estudos realizados em rios da costa leste do Brasil por Souza et al. (2011) que descreve a concentração de nutrientes na bacia do rio São Francisco é associada com barramento em todas as regiões hidrográficas (SOUZA et al. 2011).

**Tabela 17 - Teste de correlação de Spearman considerando as vazões com variações temporais para os anos de 2001, 2004, 2005, 2007 e 2008 (n=12).**

<b>Variação</b>	<b>2001</b>	<b>2004</b>	<b>2005</b>	<b>2007</b>	<b>2008</b>
Índice Trix	-0,22	-0,10	0,41	0,13	0,12
NID	0,27	-0,35	0,55	0,15	0,07
Fosfato inorgânico	-0,35	-0,30	0,34	-0,04	0,35
Clorofila –a	0,44	0,50	-0,15	0,08	-0,02
OD %	0,20	-0,67	-0,29	-0,18	-0,57

Fonte: Labmar, 2017; Pesquisa atual, 2017.

## CONCLUSÃO

O estudo indicou que nas últimas décadas o rio São Francisco sofreu grande redução nas descargas de água doce, apresentando também redução da variabilidade sazonal. Isso ocorreu devido aos sistemas de barragens em cascatas que foram construídos ao longo do curso do rio nos últimos 40 anos.

Os anos de 2007 e 2008 apresentaram índice médio TRIX de 3,38 e 3,62, caracterizando um estado oligotrófico, respectivamente. Enquanto o ano de 2001 apresentou índice médio TRIX de 4,08 (mesotrófico), assim como o ano de 2005 índice de 4,82. Já o ano de 2004 apresentou a maior classificação de estado trófico segundo o índice TRIX, o qual foi o valor de 5,6, correspondendo a um estado mesotrófico para eutrófico. A variável que mais influenciou o TRIX em 2004 foi o nitrogênio inorgânico dissolvido (NID), sendo a forma nitrato ( $\text{NO}_3$ ) a mais expressiva. Isso pode ser explicado pelo fato do nitrogênio possuir o efeito de mobilidade geoquímica, em seguida na forma de fósforo inorgânico dissolvido. O ano de 2004 foi também atípico na região, observou-se que o índice TRIX foi elevado por uma possível associação da ação antropogênica, devidamente pela liberação das comportas da usina hidrelétrica de Paulo Afonso (BA) a 263 quilômetros em função dos altos índices pluviométricos e do efeito da vazão principalmente no mês de fevereiro.

Dessa forma não se verificou um incremento temporal do índice TRIX na região estudada do baixo São Francisco. Também não foi verificado um padrão vazão em relação ao índice de estado trófico, ou seja, não houve associação de índice TRIX médio elevado com elevadas vazões médias anuais. Isso é evidenciado através do teste de correlação de *Spearman* onde não é observada correlação positiva entre o índice TRIX com a vazão no rio. Da mesma forma, não foram observadas correlações significativas entre vazão e nutrientes inorgânicos dissolvidos. Desta forma, o índice TRIX se mostrou uma ferramenta eficiente para a classificação do estado trófico do baixo RSF.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABREU, C.H.M.; CUNHA, A.C. **Qualidade da Água em Ecossistemas Aquáticos Tropicais Sob Impactos Ambientais no Baixo Rio Jari-AP: Revisão Descritiva.** *Biota Amazônia*, v. 5, p. 119-131, 2015.

ARGIROU, M.E., Bianchi, T.S. & Lambert, C.D., 1997. **Transport and Fate of dissolved organic carbon in the Lake Portchartrain estuary, Louisiana, USA.** *Biogeochemistry*, 38: p. 207-226

ALVES, G.; et al. Eutrophication and water quality in a tropical Brazilian estuary. **Journal of Coastal Research**, Special Issue, n. 65, 2013.

ANA-AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS **Programas Nacionais do PNRH. PRODUTO 03: Avaliação de Programas Nacionais.** Versão final – Síntese, Comentários e Recomendações. 2005. 127p. Disponível em:

<[http://www.ana.gov.br/pnrhno/doocs/Avaliacao\\_Programas\\_Nacionais.pdf](http://www.ana.gov.br/pnrhno/doocs/Avaliacao_Programas_Nacionais.pdf)> Acesso em: 01 de dez. 2016.

AGOSTINHO, A.A., GOMES, L.C. & PELICICE, F.M. **Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil.** EDUEM, Maringá, 2007.

ARTIOLI, Y.; BENDORICCHIO, G.; PALMERI, L. Defining and modeling the coastal zone affected by the Po River (Italy). **Ecological Modelling**, v. 184, p. 55-68, 2005.

BARBOSA, F.A.R.; PADISÁK, J.; ESPÍNDOLA, E.L.G.; BORICS, G. & ROCHA, O. 1999. **The Cascading Reservoir Continuum Concept (CRCC) and its application to the River Tiete basin, São Paulo state, Brazil.** In: TUNDISI, J. G. & STRASKRABA, M. (Ed.). *Theoretical reservoir ecology and its applications.* São Carlos: International Institute of Ecology, p. 425-437.

BRASIL. **Comitê da Bacia Hidrográfica do São Francisco. Plano Decenal de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco- PBHSF (2004-2013)**

– Resumo Executivo. Brasília: ANA, 2004.

BRASIL. **Constituição da República Federativa do Brasil: Texto constitucional de 05 de outubro de 1988. Brasília, 05 de outubro 1988.** Disponível em [www.planalto.gov.br](http://www.planalto.gov.br) acesso em 18 de jul .2017.

BRAGA, B. et al. **Introdução à Engenharia Ambiental: o desafio do desenvolvimento sustentável.** 2. ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2005.

BENDORICCHIO, G. B.; DE BONI, G. A water-quality model for the Lagoon of Venice, Italy. **Ecological Modelling**, v. 184, p. 69-81, 2005.

BENNEKOM & SALOMONS **Pathways of nutrients and organic matter from land through rivers. In: SCOR Working Group No. 46, Proc. of Review Workshop.** kver inputs to ocean systems. United Nations, New York, p. 33-5, 1981.

BERTOLDI, L. **Avaliação do Estado Trófico de um Sistema Estuarino Tropical a partir do Índice Trófico TRIX.** Universidade Mestrado em Oceanografia Ambiental . Universidade Federal do Espírito Santo, UFES, Brasil, 2014.

BUCCI, A.F.; CIOTTI, A.M.; POLLERY, R.C.G.; CARVALHO, R.; ALBUQUERQUE, H.C.; TOMIDA, L. 2012. **Temporal variability of chlorophyll-a in the São Vicente estuary. Brazilian Journal of Oceanography.** 60(4):485- 499.

BOTELHO, R. G.; Tornisielo, V.L . **Avaliação Espaço-Temporal da Clorofila a e do Índice de Estado Trófico no Rio Piracicaba, São Paulo, Brasil.** HOLOS Environment (Online), v. 14, p. 124-134, 2014.

BOLLMANN, Harry Alberto; CARNEIRO, C.; PERGORINI, E. S. Qualidade da Água e Dinâmica de Nutrientes. In: ANDREOLI, C.V.; CARNEIRO, C. **Gestão Integrada de Mananciais de Abastecimento Eutrofizados.** Curitiba: Gráfica Capital, LTDA, 2005. 500p. cap. 7, p. 213-270.

BRICKER, S.B.; FERREIRA, J.G.; SIMAS, T. 2003. An integrated methodology for assessment of estuarine trophic status. **Ecological Modeling**, 169: 39-60.

BUCCI, A.F.; CIOTTI, A.M.; POLLERY, R.C.G.; CARVALHO, R.; ALBUQUERQUE, H.C.; TOMIDA, L. 2012. **Temporal variability of chlorophyll-a in the São Vicente estuary. Brazilian Journal of Oceanography.** 60(4):485- 499.

CAMARGO, F.A. de O. (Ed.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais.** 2.ed.rev.atual. Porto Alegre: Metrópole, 2008. p.7-18

CARUSO, G.; et al. Assessment of the ecological status of transitional waters in Sicily (Italy): first characterisation and classification according to a multiparametric approach. **Marine Pollution Bulletin**, v. 60, p. 1682-1690, 2010.

CARLSON, R.E. **A trophic state index for lakes. Limnology and Oceanography**, v.22, n. 2, 1977, p. 361- 369.

CARMOUZE, J. P. **O metabolismo dos ecossistemas aquáticos – Fundamentos teóricos, métodos de estudo e análises químicas:** Editora FAPESP. 1994. 253 p. CARNEIRO, M. E. R. Transporte da matéria orgânica no estuário do Rio Paraíba do Sul. Niterói, 1998. 210 f. Tese (Doutorado em Geociências-Geoquímica Ambiental) - Instituto de Química, Universidade Federal Fluminense, Niterói, 1998.

CAMACHO, F.P.; SOUZA-CONCEIÇÃO, J.M. 2007. **Distribuição Espaço Temporal da clorofila a e das variáveis ambientais em praias estuarinas da Ilha de São Francisco do sul (Baía da Babitonga, sul do Brasil)**. Boletim técnico-científico do CEPENE. Fundação Educacional da região de Joinville – UNIVILLE.

CBHSF – Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco. **A Bacia**. Disponível em: Acesso em 20 jun. 2017.

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

CHESF-COMPANHIA HIDROELÉTRICA DO SÃO FRANCISCO. Disponível em: <[www.Chesf.com.br](http://www.Chesf.com.br);2008> Acesso em : 19 de ago 2017.

CHILDERS, D.L., F.H. SKLAR, B. DRAKE, AND T. JORDAN. **Seasonal measurements of sediment elevation in three mid-Atlantic estuaries**. *Journal of Coastal Research* 9: 986–1003, 1993.

CODEVASF-COMPANHIA DE DESENVOLVIMENTO DOS VALES DO RIO SÃO FRANCISCO E PARNAÍBA. Disponível em: <[www.codevasf.gov.br/osvales/vale-do-sao-francisco/recus](http://www.codevasf.gov.br/osvales/vale-do-sao-francisco/recus)>, Acesso em: 12 d ago. 2017.

COUTO S, A.G. **Avaliação do estado trófico aplicando o Índice TRIX no Sistema Lagunar Manguaba (Alagoas/Brasil) acoplado ao uso de geoprocessamento** Dissertação (Mestrado) Mestrado no programa de pós-graduação em geografia- Universidade Federalm de Alagoas. Maceió, AL.2015

CETESB **.Relatório de Qualidade das Águas Interiores no Estado de São Paulo: 2006**. São Paulo: CETESB, 2007. ( Series Relatórios)

CLOERN. JE. **Nossa evolução modelo conceitual do problema da eutrofização costeira**. Série Progresso Ecologia Marinha. 210. 223-253, 2001.

COTOVICZ JUNIOR, L. C. **Aplicações de modelos (ASSETS e TRIX) para avaliação do estado trófico e cenário futuro da eutrofização do Complexo Estuarino-Lagunar Mundaú-Manguaba, (AL)**. Dissertação (Mestrado em Geoquímica Ambiental) Instituto de Química, Universidade Federal Fluminense, Niterói, 2012. 123 f.

COTOVICZ JUNIOR, L.C., et al., . and ABRIL, G. **A strong CO<sub>2</sub> sink enhanced by eutrophication in a tropical coastal embayment (Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil)**. *Biogeosciences*, 2015, 12, 6125-6146. <http://dx.doi.org/10.5194/bg12-6125-2015>.

CONLEY, D. J.; PAERL, H. W.; HOWARTH, R. W.; BOESCH, D.; SEITZINGER, S. P.; HAVENS, K. E.; LANCELOT, C.; LIKENS, G. E. Controlling eutrophication: nitrogen and phosphorus. *Science*, v. 323, p. 1014-1015, 2009.

COELHO, S.; GAMITO, S.; PÉREZ-RUZAFÁ, A. Trophic state of foz de Almargem coastallagoon (Algarve, South Portugal) based on the water quality and the phytoplankton community. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 71, p. 218-231, 2007.

CRUZ, U. R. F. Caracterização da Comunidade Fitoplanctônica no Trecho Final dos Rios Piraquê-Açu e Piraquê-Mirim, Aracruz-ES.(2004)

CUNHA, S B. **Impactos das Obras de Engenharia Sobre o Ambiente Biofísico da Bacia do Rio São João (Rio de Janeiro – Brasil)**. Rio de Janeiro: Ed: Instituto de Geociências, UFRJ, 1995. 378 p.

DAVIES, P.L.; EYRE, B.D. 2005. **Estuarine modification of nutrient and sediment exports to the Great Barrier Reef Marine park from the Daintree and Annan River catchments**. *Marine Pollution Bulletin*, 51, pp 174 - 185.

DEVLIN, M.; BRICKER, S.; PAINTING, S. **Comparison of five methods for assessing impacts of nutrient enrichment using estuarine case studies**. *Biogeochemistry*, v. 106, n. 2, p. 177-205, 2011.

DERÍSIO, J. C. **Introdução ao controle de poluição ambiental**. 2, Ed. São Paulo: Signus, 2007.

DOMINGUEZ, J.M.L. The São Francisco strandplain: a paradigm for wave-dominated deltas. In: *Geology of Siliciclastic Shelf Seas*. Eds. *Geological Society Special Publication* 117, p. 217-231.1996.

DELLAGIUSTINA, A. **Determinação das concentrações de nitrogênio e fósforo dissolvidos em diferentes locais do rio Itajaí - Açu**. dissertação submetida à Universidade Federal de Santa Catarina como parte dos requisitos para a obtenção do grau de Mestre em Química Analítica, UFSC-QMC, 2000.

ESTEVES, Francisco de Assis. **Fundamentos de limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. 826 p.

ESTEVES, A. F. **Fundamentos de Limnologia**. Editora Inter-Ciência/FINEP, 1998.

ESCHRIQUE, S. A. **Hidrogeoquímica do fósforo no estuário do Jaguaribe (CE)**. Dissertação. Fortaleza 2007.

FGV – Fundação Getúlio Vargas. **Plano Nacional de Recursos Hídricos Volume IV – Recursos Hídricos na Bacia do Rio São Francisco.** (1ª edição). 1998. 168p.

FULLER, B. B. **Caracterização espaço-temporal dos recursos hídricos superficiais da sub-bacia do ribeirão do Ouro, Araraquara, SP.** Mestrado em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente ).UNIARA,Brasil, 2008

GLEICK, P. H. **The World's Water 1998 – 1999.** The Biennial Report on Freshwater Resources Island Press. Washington. 1998.

GREENPEACE. **O que são renováveis.** Disponível em:

<[http://www.greenpeace.org.br/tour2004\\_energia/renovaveis.php?pagina=hidreletricas](http://www.greenpeace.org.br/tour2004_energia/renovaveis.php?pagina=hidreletricas)>

Acesso em: 30 de Setembro 2017.

GIOVANARDI, F., & VOLLENWEIDER, R. A. 2004. **Trophic conditions of marine coastal waters: experience in applying the Trophic Index TRIX to two areas of the Adriatic and Tyrrhenian seas.** Journal of Limnology, 63: 199–218.

GRASSHOFF, K.; KREMLING, K.; EHRHARDT, M. (Eds.). **Methods of Sea Analysis. 3. ed. Weinheim: Velarg Chemie, 1999. 419 p.**

GUIMARÃES, A.G. 2006. **Tempo de residência da água e estado trófico da porção interna do estuário do rio Cachoeira, Ilhéus-BA.** Dissertação (Mestrado) Mestrado em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente - Universidade Estadual de Santa Cruz. Ilhéus, BA.

GUERSCHI, R. M. & FONSECA-GESSNER, A. A. **Análise de variáveis físicas e químicas da água e do sedimento de três córregos da Estação Ecológica de Jataí (Luís Antônio, SP, Brasil).** In: SANTOS, J. E. D.&PIRES, J. S. R. (Ed.). *Estudos integrados em ecossistemas: Estação ecológica do Jataí*, v.vol. 2, 2000. Análise de variáveis físicas e químicas da água e do sedimento de três córregos da Estação Ecológica de Jataí (Luís Antônio, SP, Brasil), p.387-482

HALIM, Y. **The impact of human alterations of the hydrological cycle on ocean margins.** In: Mantoura, R.F.C.; Martin, J.M. & Wollast R. (eds.) *Ocean Margin Processes in Global Change.* John Wiley & Sons, New York. . 1991. 301-328 pp.

HENRY, R. **Heat budgets, thermal structure and dissolved oxygen in Brazilian reservoirs.** In: J G Tundisi; M. Straskraba. (Org.). *Theoretical reservoir ecology and its applications.* Ed.: Backhuys Publishers, 1999, v. 1, p. 125-151.

HENRY, R., TUNDISI, J.G., CURI, P.R. **Fertilidade Potencial em Ecossistemas Aquáticos: Estimativa através de Experimentos de Eutrofização Artificial.** Ciência e Cultura. v.35,n.6, p.789-800, 1983.

HERRERA-SILVEIRA, J. A.; MORALES-OJEDA, S. M. Evaluation of the health status of a coastal ecosystem in southeast Mexico: assessment of water quality, phytoplankton and submerged aquatic vegetation. **Mar. Pollut. Bull.**, v. 59, p. 72-86, 2009.

IBGE- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA . Disponível em:<[http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/noticia\\_visualiza.php?id\\_noticia=1418&id\\_pagina=1](http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/noticia_visualiza.php?id_noticia=1418&id_pagina=1)> Acesso em : 30 Out.2017

IBAMA – UNSTITUTO BRASILEIRO DE MEIO AMBIENTE. Disponível em:

<<http://siscom.ibama.gov.br/msfran/index.php?page=a-bacia-do-sao-francisco>> Acesso em : 31 Set.2017

JØRGENSEN, S.E., CONSTANZA, R., XU, F.L. (Eds.), 2005. **Handbook of Ecological Indicators for Assessment of Ecosystem Health**. CRC Press, Boca Raton, FL, p. 439 pp.

JUNQUEIRA, R. A. C. Subprojeto 2.1 – **Mapeamento Temático de Uso da Terra no Baixo São Francisco**. ANA/GEF/PNUMA/OEA, Brasília, DF, 2002.

KELMAN, J et al. Hidreletricidade. In: REBOUÇAS, A. da C.; BRAGA, B. & TUNDISI, J. G. (Eds.) **Águas doces no Brasil**. Capital ecológico, uso e conservação. São Paulo: Escrituras Editoras. p. 195-223, 1999.

KITSIOU, D. & KARYDIS, M., **Coastal marine eutrophication assessment: a review on data analysis**. Environ. Inter. 2011. 37, 778–801.

KNOPPERS, B.; MARONE, E. ; LEIPE, T. **Suspended matter transport in coral reef waters of the Abrolhos bank, Brazil**. Geo-Marine Letters, Berlin, v. 19, n.3, p. 186-195, 1999.

KNOPPERS, B.; MEDEIROS, P.R.P.; SOUZA, W.F.L.; JENNERJAHN, T. 2005 The São Francisco Estuary, Brazil. In: Wangersky, P. (ed.) **The Handbook of Environmental Chemistry**, Vol. 5- Water Pollution: estuaries. Springer Verlag, Berlin. 51-70 pp.

LADIM DE SOUZA, M.F.; EÇA, G.F.; M.A.M.; AMORIM, F.A.C.; LOBO, I.P. **Distribuição de nutrientes dissolvidos e clorofila *a* no estuário do Rio Cachoeira, Nordeste do Brasil**. Atlântica, Rio Grande, v.31, n.1, p.107-121, 2009..

LAMPARELLI, M. C. **Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento**. São Paulo : USP/ Departamento de Ecologia., 2004. 235 f. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo, 2004.

LATRUBESSE, E.; STEVAUX, J.C. E SINHA, R. **Tropical Rivers**. Geomorphology, 70, 187-206, 2005.

LOUREIRO, S.; NEWTON, A.; ICELY, J. Boundary conditions for the european water framework directive in the Ria Formosa Lagoon, Portugal (physico-chemical and phytoplankton quality elements). **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 67, p. 382-398,2006.

MACÊDO, S.J. de; COSTA, K.M.P. **Estudos ecológicos da região de Itamaracá, Pernambuco, Brasil. Considerações hidrológicas do estuário do rio Botafogo.** *Ciência e Cultura* 30 (7): 346-368, 1978.

MARGALEF, R. **Limnologia.** Editora Omega, Barcelona, 1100 p. 1983.

MARTINELLI, L.A.; KRUSCHE, A.V.; VICTORIA, R.L.; CAMARGO, P.B.; BERNARDES, M.; FERRAZ, E.S.; MORAES, J.M. & BALLESTER, M.V. . **Effects of sewage on the chemical composition of Piracicaba river, Brazil.** *Water, Air, and Soil Pollution*, 110 (1/2): 67-79,1999.

MARTIN, L.; DOMINGUEZ, J. L. M.; BITTENCOURT, A. C. S. P. **Construção das planícies costeiras associadas às desembocaduras dos rios São Francisco (se-al), Jequitinhonha (ba), Doce (es) e Paraíba do Sul (RJ).** *Revista Brasileira de Geociências*, São Paulo, v. 13, n. 2, p. 98-105, 1982.

MEDEIROS, P. R. P. et al. **Aporte fluvial e dispersão de matéria particulada em suspensão na zona costeira do rio São Francisco (SE/AL).** *Geochimica Brasiliensis*, 21(2)209 - 228, 2007.

MEDEIROS, P. R. P. et al. **Changes in nutrient loads (N, P and Si) in the São Francisco estuary after the construction of dams.** *Braz. arch. biol. technol.* vol.54, n.2, pp. 387-397. ISSN 1516-8913, 2011.

\_\_\_\_\_. **Aporte de material em suspensão no baixo rio São Francisco (SE/AL), em diferentes condições hidrológicas.** *Braz. J. Aquat. Sci. Technol.*, 2011.

\_\_\_\_\_. **Aporte fluvial, transformação e dispersão da matéria em suspensão e nutrientes no estuário do Rio São Francisco, após a construção da Usina Hidroelétrica do Xingó (AL/SE).** Tese (Doutorado em Geociências), - Universidade Federal Fluminense, Niterói, RJ, 2003.

\_\_\_\_\_. *et al.* **Características ambientais do Baixo São Francisco (AL/SE): efeitos de barragens no transporte de materiais na interface continente- oceano.** *Geochimica Brasiliensis*, v. 28, p. 65-78, 2014.

\_\_\_\_\_. *et al.* **Inter-annual variability on the water quality in the Lower São Francisco River (NE-Brazil).** *Acta Limnologica Brasiliensia (Online)*, v. 28, p. 1-11, 2016.

MEYBECK, M. & RAGU, A. River Discharges to the Oceans: an assessment of suspended solids, major ions, and nutrients. Nairobi: UNEP, 1996, p. 250. Environment Information and Assessment Report

MOORE, D. **Zonas húmidas respesado nacional boletim** . Wetlands 22:1-21,2000.

MONCHEVA, S.; *et al.* Application of eutrophication indices for assessment of the Bulgarian Black Sea coastal ecosystem ecological quality. **Water Science and Technology**, v. 46, n. 8, p. 19-28, 2002.

MIZERKOWSKI, B. D.; MACHADO, E. C.; BRANDINI, N.; NAZARIO, M. G.; BONFIM, K. V. **Environmental water quality assessment in Guaratuba Bay. State of Paraná, Southern Brazil**. Brazilian Journal of Oceanography, v. 60, n. 2, p. 109-115, 2007.

NASROLLAHZADEH H. S., *et al.* Trophic status of the Iranian Caspian Sea based on water quality parameters and phytoplankton diversity. **Continental Shelf Research**, v. 28, p. 1153-1165, 2008.

NAGHETTINI, M. & PINTO, E.J.A. (2007) **Hidrologia estatística**. Belo Horizonte: CPRM. 552 p.

NIEMEIJER, D., DE GROOT, R.S. **A conceptual framework for selecting environmental indicator sets**. Ecol. Indic. 8, 14–25, 2008.

NILMER, E. **Climatologia da região nordeste do Brasil**. Ver. Bras. Geog. 34 (2):3-51. 1972.

NORIEGA, C.D., COSTA, K.M.P., FEITOSA, F.A.N., FLORES MONTES, M.J., GRECO, C.K.S., SOARES, G.S., SILVA, H.P. 2005. **Distribuição espacial da biomassa fitoplanctônica e sua relação com os sais nutrientes, no sistema estuarino de Barra das Jangadas (Pernambuco – Brasil)**. Arquivos de Ciências do Mar. 38: 5-21.

PARIZZI, R.A.; MIRA, G.; OORTMAN, M.S.; GOUVEIA, C.; BECKER, E.C.; CONORATH, G.; BIEGER, E.; LORENZI, L.; SOUZA, J.M.C.; MAZZER, A. **Relação entre clorofila a e nutrientes dissolvidos no canal do rio Palmital, Estuário Baía da Babitonga (Santa Catarina)**. Anais do XIII Simpósio de Biologia Marinha, Santos/SP. Resumo Expandido n.61. p.4. 2010.

PENNA, S. N.; CAPELLACCI, S.; RICCI, F. The influence of the Po River discharge on phytoplankton bloom dynamics along the coastline of Pesaro (Italy) in the Adriatic Sea. **Marine Pollution Bulletin**, v. 48, p. 321-326, 2004.

PONTE, F. C. **Estudo Morfo-Estrutural da Bacia de Sergipe Alagoas**. Bol. Téc. Petrobrás 12(4):439- 474. 1969.

PROENÇA, R. P. C. et al. **Qualidade nutricional e sensorial na produção de refeições**. Florianópolis: EdUFSC, 2005. 221p.

PELAÉS, M.R. **Avaliação da qualidade da água da bacia do alto Jacaré- Guaçu/SP (ribeirão do Feijão e rio Monjolinho) através de variáveis físicas, químicas e biológicas**. 2001. 147p. Tese de doutorado. Escola de engenharia de São Carlos – USP. São Carlos. 2001.

RAO, V. B.; SANTO, C. E.; FRANCHITO, S. H. **Início da estação seca e chuvosa**, 2001b, Disponível em :<http://cptec.inpe.br/~energia/>, 2003. Acesso em: 30 de Out 2017.

ROPELEWSKI, C & HALPERT, M.S., Precipitation patterns associated with the high index phase of the Southern Oscillation . *In: Journal of climate* .Vol.2, pag. 268- 284. mar.,1989.

RICHEY, J.E.; NOBRE, C.; DESER, C. **Amazon River discharge and climate variability: 1903 to 1985**. *Science*, 246: 101-103, 1989.

SÁ, R. L. **Inventário de dados fluviométricos do Estado do Espírito Santo**. 2011. 38 f. Monografia (Bacharelado em Engenharia Florestal) – Departamento de Engenharia Florestal, Universidade Federal do Espírito Santo, Jerônimo Monteiro, 2011.

SALAS, S.; TEIXEIRA, H.; MARCOS, C.; MARQUES, J.C.; PÉREZ-RUZAFÁ, A. 2008. **Applicability of the trophic index TRIX in two transitional ecosystems: the Mar Menor lagoon (Spain) and the Mondego estuary (Portugal)**. – *ICES Journal of Marine Science*, 65: 1442–1448.

SANDERS, R.; KLEIN, C.; JICKELL, T. 1997. **Biogeochemical Nutrient Cycling in the Upper Great Ouse Estuary, Norfolk**. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 44: 543 –555.

SANTANA, K.N.C.; TORRES, C.J.F.; MEDEIROS, Y.D.P.; FONTES, A.S. **Alteração do regime hidrodinâmico no baixo curso do rio São Francisco, Brasil**. In: SIMPÓSIO DE HIDRÁULICA E RECURSOS HÍDRICOS DOS PAÍSES DE LÍNGUA PORTUGUESA – SILUSBA, 21. 2015, Brasília. Anais... Brasília: ABRH; Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos, 2015.

SANTOS, M.J. **Estudo limnológico dos córregos da Água Fria e da Água Quente**. 1993. 294p. Dissertação de mestrado. São Carlos, Escola de engenharia de São Carlos – USP. São Carlos. 1993.

SCHÄFER, A. **Fundamentos de ecologia e biogeografia das águas continentais**. Porto Alegre: Editora da Universidade. UFRGS. 1984. 532 p.

SERAFIM JÚNIOR, M., et al. Zooplâncton. In: CUNHA, C.L.N., CARNEIRO, C. GOBBI, E.F., ANDREOLI, C.V. **Eutrofização em Reservatórios: Gestão Preventiva**. Estudo

Interdisciplinar na Bacia do Rio Verde, PR. Editora: UFPR, Curitiba, PR, 2011. Cap. 14, p. 307-322.

STERZA, J. M.; LOUREIRO FERNANDES, L. . **O uso do zooplâncton como indicador de massas d'água estuarinas. Estudo de caso no estuário do rio Paraíba do Sul, RJ.** In: XII COLACMAR - Congresso Latino-Americano de Ciências do Mar, 2007, Florianópolis. Anais Colacamar 2007, 2007

SECTMA. **Plano Estadual de Recursos Hídricos, Sinopse, Secretaria de Ciência, Tecnologia e Meio Ambiente, Recife/PE, ago 2006.**

SIQUEIRA, R. A. **O que as águas não cobriram: tempo, espaço e memória.** Cadernos do CEAS, 151. Salvador, Centro de Estudos e Ação Social, mai.-jun., 1994, p. 42-58.

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

SILVA, A.R.; FONSECA, A. L. . **Eutrofização dos recursos hídricos como ferramenta para a compreensão das doenças de vinculação hídrica.** Geosul, v. 31, p. 247-270, 2016.

SOUZA, M.F.L.; BJORN, K.; KNOPPERS, B.; SOUZA, W.F.L.; DAMASCENO, R.N. **Nutrient budgets and trophic state in a hypersaline coastal lagoon: Lagoa de Araruama, Brazil.** Estuarine Coastal and Shelf Science. v. 57, p. 843-858, 2003

SOUZA, W. F. L. et al. **Impactos de Barragens sobre os Fluxos de Materiais na Interface Continente-Oceano.** Rev. Virtual Quim. p. 116-128. Rio de Janeiro-RJ, Brasil, 2011.

SPERLING, M. V. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos.** 2. ed. Belo Horizonte (MG): Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais, 1996.

TAVARES, J. L.; CALADO, A. L.A.; FONTES, R. F. C. **Estudos iniciais para o uso do índice TRIX para análise do nível de eutrofização no estuário do Rio Potengi – Natal-RN, Brasil.** Revista AIDIS, v. 7, n. 3, p. 297-308, 2014.

THIEMANN, S. & KAUFMANN, H. **Determination of chlorophyll concentration and trophic state of lakes using field spectrometer and IRS-IC satellite data in the Mecklenburg Lake District, Germany.** Remote Sensing of Environment 73, 227–235, 2000.

THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. A expansão das macrófitas aquáticas e implicações para o manejo de reservatórios: um estudo na represa de Itaipu. In: HENRY, R. **Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais.** Botucatu: Fundibio, 1999b. p. 599-625.

TUCCI, C. E. M. Hidrologia: ciência e aplicação. 3.ed. Porto Alegre: ABRH, 2004. 943 p.

TUNDISI, José Galizia. **Reservatórios como Sistemas Complexos: Teoria, Aplicações e Perspectivas para Usos Múltiplos.** In: Henry, R. (Ed.). **Ecologia de reservatórios: Estrutura, função e aspectos sociais.** Botucatu: FUNDIBIO; FAPESP, 1999. cap. 1, p. 19-38.

TUNDISI, José Galizia. **Gerenciamento Integrado de Bacias e Hidrográficas e Reservatórios – Estudos de Caso e Perspectivas.** In: NOGUEIRA, M. G.; HENRY, R.; JORCIN, A. et al. **Ecologia de reservatórios.** Impactos potenciais, ações de manejo e sistemas em cascata. 2ª Ed. São Carlos: Rima, 2006. 459p. cap 1, p. 1-21.

TUNDISI-MATSUMURA, Takato. **Diversidade de Zooplâncton em Represas do Brasil.**In: Raoul Henry (editor). **Ecologia de Reservatórios: Estrutura, Função e Aspectos Sociais.** Botucatu: FUNDIBIO/FAPESP, 1999. cap 2, p.39-54.

TUNDISI, J. G.; SCHIEL D. **A Bacia Hidrográfica como Laboratório Experimental para o Ensino de Ciência, Geografia e Educação Ambiental.** In: Schiel, D. et al. (orgs.). **O Estudo de Bacias Hidrográficas - Uma estratégia para educação ambiental.** IEA, CDCC, Ford Foundation, São Carlos: Rima Editora, v. 1, p. 12-17, 2002.

TUNDISI, J.G. **Água no Século XXI: Enfrentando a Escassez.** São Carlos: RiMa, 2003. 248p.

TUNDISI, J.G; TUNDISI-MATSUMURA, T. **Limnologia.** São Paulo: Oficina de Textos, 2008. 631p.

\_\_\_\_\_, C.E.M. **Gerenciamento integrado das inundações urbanas no Brasil.** REGA – Vol. 1, no. 1, p. 59-73, jan./jun. 2004.

\_\_\_\_\_. STRASKRABA, M. (Eds.). **Theatrical Reservoir Ecology and its applications.** Leiden: Brazilian Academy of Sciences, International Institute of Ecology and Backhuys Publishers. p. 1-28, 1999.

VERIOCAI, I. **Environmental and Social Impacts for Large Dams – Thematic Review from the Point of View of Developing Countries,** WCD, Cape Town. 2000.

VEIGA, José Eli da. Indicadores de sustentabilidade. **Estudos Avançados,** v. 24, n. 68, p. 39-52, 2010. Disponível em: . Acesso em 20 out. 2017.

VOLLENWEIDER, R. A.; et al. Characterization of the trophic conditions of marine coastal areas with special reference to the NW Adriatic Sea; proposal for a trophic scale, turbidity and generalized water quality index. **Environmetrics,** v. 9, p. 329-357, 1998.

VOLLENWEIDER, R. A.; KEREKES, J. **Eutrophication of waters: monitoring, assessment and control.** Report of OECD Cooperative Program on Eutrophication. Economic Development and co-Operation, Paris, 1981. 156 p.

VON SPERLING, Marcos. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos** (Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias; vol. 1). Belo Horizonte: DESA-UFMG, 452p. 2005.

XAVIER, C. F.; DIAS, L. N.; BRUNKOW, R. F. Eutrofização. In: ANDREOLI, C. V.; CARNEIRO, C. (Editores) **Gestão Integrada de Mananciais de Abastecimento Eutrofizados**. Curitiba: SANEPAR/FINEP, 2005. Cap. 8. p. 271-302.

YUCEL-GIER, G.; et al. The composite trophic status index (TRIX) as a potential tool for the regulation of Turkish marine aquaculture as applied to the eastern Aegean coast (Izmir Bay). **J.Appl. Ichthyol.**, v. 27, p. 39-45, 2011.

WASSERMAN, J. C. ; CÔRTEZ, M.B.V.; BASTOS, O.M. ; BARCELLOS, RENATO GOMES ; BARBOSA, A. S. . **Gestão da qualidade da água dos Rios Macacu, Caceribu, Guapi-Açu e Guapi-Macacu, RJ, Brasil**. In: VI Congresso Nacional de Excelência em Gestão, 2010, Niterói.

WALLACE, R. B.; BAUMANN. H.; GREAR, J. S.; ALLER, R. C.; GOBLER, C. J. **Coastal ocean acidification: the other eutrophication problem**. *Estuar Coast Shelf Sci.*, v. 148, p. 1- 13, 2014. Doi: 10.1016/j.ecss.2014.05.027

WARD, J.V. & STANFORD, J.A. **The serial discontinuity concept of lotic ecosystems**. In: FONTAINE, T.D. & BARTELL, S.M. (Ed.). *Dynamics of lotic ecosystems*. Ann Arbor: Ann Arbor Science, 1983. p. 29-42.

WCD-WORLD COMISSION ON DAMS. **Dams and Development: a new framework for decision making**. London: Earthscan, 2000. Relatório da Comissão Mundial de Barragens.

WESTON, N.B., M.A. VILE, S.C. NEUBAUER, AND D.J. VELINSKY. **Accelerated microbial organic matter mineralization following salt-water intrusion into tidal freshwater marsh soils**. *Biogeochemistry* 102: 135–151, 2011.

WETZEL, R.G. 1 **Limnology**, 2"d Edition. Saunders College Publishing, Philadelphia, PA, 1983.

ZAR, J.H. **Significance testing of the Spearman rank correlation coefficient**. *Journal*, 1972.