



**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO *STRICTO SENSU* EM
GEOCIÊNCIAS APLICADAS**

EUDES DE OLIVEIRA BOMFIM

**INDICADORES BIOGEOQUÍMICA DE QUALIDADE
AMBIENTAL DA VÁRZEA LAGO GRANDE DO CURUAÍ,
AMAZÔNIA BRASILEIRA**

Tese de Doutorado nº 033

Brasília/DF
2017

EUDES DE OLIVEIRA BOMFIM

INDICADORES BIOGEOQUÍMICA DE QUALIDADE AMBIENTAL DA VÁRZEA
LAGO GRANDE DO CURUAÍ, AMAZÔNIA BRASILEIRA

Área de Concentração: Hidrogeologia e Meio Ambiente

Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Geociências Aplicadas, da Universidade de Brasília – UnB, como requisito parcial à obtenção do grau de Doutor.

ORIENTADOR: Geraldo Resende Boaventura

COORIENTADORA: Marie-Paule Bonnet

Brasília/DF
2017

EUDES DE OLIVEIRA BOMFIM

**INDICADORES BIOGEOQUÍMICA DE QUALIDADE AMBIENTAL DA VÁRZEA
LAGO GRANDE DO CURUAÍ, AMAZÔNIA BRASILEIRA**

Tese defendida em 29 de junho de 2017.

BANCA EXAMINADORA

Dr. Geraldo Resende Boaventura
Orientador (UnB)

PhD. Patrick Seyler
Examinador Externo (IRD/HSM)

Dr. José Wellington Carvalho Vilar
Examinador Externo (IFSergipe)

Dr. Luciano Soares da Cunha
Examinador Interno (IG/UnB)

Dr. Ricardo Lourenço Pinto
Suplente Interno (IG/UnB)

Brasília/DF
2017

“Só sentirás falta da tua água
quando o poço secar.”
(Bob Marley)

AGRADECIMENTOS

Ao Criador dos Universos, pela vida e por me conduzir sempre pelo caminho do bem.

Aos meus pais pela criação e conselhos. A Minha mãe, por todo amor e zelo. Ela quem dedicou a vida para cuidar dos filhos e, mesmo sem formação acadêmica, insistiu dioturnamente para que nós estudássemos. Sem condições para pagar uma escola particular era comum ouvir: “quem faz a escola é o aluno!” Deu certo!

Aos meus orientadores, Professor Geraldo Resende Boaventura, pela lucidez e seriedade, Marie-Paule Bonnet por me mostrar o Curuaí e suas dinâmicas e, Professora Anne-Elisabeth Laques, pela paciência e ensinamentos sobre os indicadores ambientais.

A Professora Ina Nogueira pelos conhecimentos transmitidos e por pegar literalmente nas minhas mãos e me fazer viajar pela dinâmica dos fitoplânctons. Gratidão!

À Coordenação do Projeto Franco-Brasileiro, Clim-FABIAM, por disponibilizar todas as informações para que esta pesquisa se materializasse. Agradeço, também, aos pesquisadores que participaram comigo das missões ao Curuaí no barco Isabelle.

A todos os coautores que contribuíram com orientações, sugestões e correções dos artigos produzidos durante este doutorado.

A todos os meus familiares e a todos os amigos que torceram para que eu concluísse esta etapa acadêmica. Muito obrigado!

Aos amigos que fiz durante o período de curso, Daniel Mulholland, Gildas Ratié (meu filhote), Frédéric Satge, Daniel Araújo, Tereza Lobo, Roberto, Leonardo, Weliton, Álvaro (Harry), Sebastien... Ah, a lista é grande! Todos vocês foram muito especiais. Obrigado!

Aos professores que, paralelamente, também me orientaram na pesquisa: Ludgero Vieira, Jérémie Garnier, Nadyne Dessay, Agnès Begue e Helen Gurgel.

Aos colegas da *Maison de Télédétection*: Sávio, Cláudio, Yi, Patrick, Alexandre e Dominique e, ao pessoal de apoio, as sempre prestativas, Agnès, Veronique e Sylvie.

A Lucas Peres pela atenção, paciência e valiosa contribuição na elaboração dos mapas desta trabalho e a Cleber Kraus pela grande ajuda com o Programa R e os desdobramentos.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessol (Capes) pela bolsa de estudos durante o período de pesquisa no Brasil e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa de estudos durante o período de estudos em Montpellier.

À Brasília que me acolheu e às pessoas que de alguma forma contribuíram para o meu bom desempenho nesta pesquisa. Obrigado!

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1	Esquema conceitual da biogeoquímica operacional da planície de inundação: o caso da Várzea Lago Grande do Curuaí.....	22
Figura 2.2	Área de estudo (A), bacia hidrográfica da Várzea Lago Grande do Curuaí (B); lagos, canais e comunidades (C).....	29
Figura 2.3	Infraestrutura básica das comunidades ribeirinhas na Várzea Lago Grande do Curuaí.....	32
Figura 2.4	Classificação de Uso e Ocupação do Solo da Bacia Hidrográfica do Lago Grande do Curuaí-2014.....	35
Figura 3.1	Modelo Pressão – Estado – Resposta.....	49
Figura 4.1	Modelo Conceitual da Tese.....	56
Figura 4.2	Localização da área de estudo (A), bacia hidrográfica do Lago Grande do Curuaí (B) e estações de amostragem (C).....	61

LISTA DE QUADROS

Quadro 2.4	Classificação de uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica do Lago Grande do Curuaí – 2014.....	34
Quadro 3.1	Indicadores-Chave de biodiversidade para áreas de interesse da União Europeia.....	45

SUMÁRIO

RESUMO

ABSTRACT

CAPÍTULO 1 INTRODUÇÃO.....	11
1.1 Contextualização.....	11
1.2 Objetivos.....	16
1.2.1 Geral.....	16
1.2.2 Específicos.....	16
1.3 Hipótese.....	17
1.4 Estrutura da Tese.....	17
CAPÍTULO 2 ECOSISTEMAS LACUSTRES E AS VÁRZEAS DA AMAZÔNIA....	19
2.1 Biodiversidade e a Produtividade de Várzeas.....	19
2.2 O conceito do Pulso de Inundação (<i>Flood Pulse Concept – FPC</i>).....	21
2.3 Influência Antrópica nas Várzeas: as pressões regionais.....	23
2.4 A Várzea Lago Grande do Curuaí.....	28
2.4.1 Características gerais.....	30
2.4.2 Pressões locais e as atividades antrópicas.....	33
CAPÍTULO 3 INDICADORES E ÍNDICES NA BUSCA DA QUALIDADE AMBIENTAL.....	37
3.1 Dos Indicadores aos Índices.....	37
3.2 Qualidade Ambiental: Importância e Dificuldades Analíticas.....	41
3.3 Indicadores Ambientais: Experiências Internacionais.....	43
CAPÍTULO 4 MATERIAL E MÉTODOS.....	54
4.1 A Construção do Sistema de Indicadores.....	54
4.2 Unidades Amostrais e Período de Coleta.....	60
4.3 Dados Físico-Químicas.....	62
4.4 Dados Biológicas.....	62
CAPÍTULO 5 VALIDAÇÃO DO ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO COM BASE NA ABORDAGEM DOS GRUPOS FUNCIONAIS DE FITOPLÂNCTON, EM AMBIENTES LACUSTRES DA AMAZÔNICA.....	64
Artigo 1 Trophic state index validation against phytoplankton functional groups in Amazonian floodplains lakes.....	68
5.1 Introduction.....	68
5.2 Material and Methods.....	70
5.2.1 Study site.....	70
5.2.2 Water quality and Biological sampling and analysis.....	72
5.2.3 Trophic State Index (TSI _T) Based on Water Quality Parameters.....	73
5.2.4 Trophic State Index Based on Functional Groups (TSI _{PB}).....	74
5.3 Results.....	75
5.3.1 Water quality in the floodplain.....	75
5.3.2 Water Quality Based Trophic State Index (TSI _T).....	79
5.3.3 Functional Groups and Phytoplankton Based Index (TSI _{PB}).....	82
5.4 Discussion.....	86
5.4.1 Functional groups and trophic state in the floodplain.....	87

5.5	Conclusion.....	88
	References.....	89
CAPÍTULO 6 AVALIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DO ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO EM LAGOS DE VÁRZEA DA AMAZÔNIA.....		93
	Artigo 2 Spatio-temporal evaluation of trophic state index in Amazonian floodplains lakes.....	96
6.1	Introduction.....	96
6.2	Material and Methods.....	98
	6.2.1 Study site.....	98
	6.2.2 Water Quality and Analysis.....	99
	6.2.3 Trophic State Index (TSI _T) Based on Water Quality Parameters.....	100
	6.2.4 Statistical Analysis.....	100
6.3	Results.....	101
	6.3.1 Water Quality in the Floodplain.....	101
	6.3.2 Water Quality Based Trophic State Index (TSI _T).....	104
	6.3.3 Statistical Analysis.....	108
6.4	Discussion.....	109
	6.4.1 Trophic State in the Floodplain.....	109
6.5	Conclusion.....	113
	References.....	
CAPÍTULO 7 PRIMEIROS PASSOS PARA UM SISTEMA DE CONTROLE AMBIENTAL BASEADO EM IMAGENS DE SATÉLITE PARA LAGOS DE VÁRZEA DA AMAZÔNIA.....		118
	Artigo 3 Preliminary steps towards a satellite-based monitoring systems in Amazonian floodplains lakes.....	119
7.1	Introduction.....	120
7.2	Material and Methods.....	112
	7.2.1 Study site.....	121
	7.2.2 Water Quality Sampling and Analysis.....	122
	7.2.3 Trophic State Index (TSI _T) Based on Water Quality Parameters.....	123
	7.2.4 Derivation of a TSI from MODIS Imagery.....	123
7.3	Results.....	125
	7.3.1 Water Quality in the Floodplain.....	125
	7.3.2 Water Quality Based Trophic State Index (TSI _T).....	126
	7.3.3 Trophic State Index Derived from MODIS Imagery.....	126
7.4	Discussion.....	129
7.5	Conclusion.....	130
	References.....	131
CONSIDERAÇÕES GERAIS.....		135
REFERÊNCIAS.....		139

RESUMO

Os ambientes de várzea são ecossistemas singulares, diversificados e os mais produtivos do mundo, mas estão ameaçadas por mudanças climáticas e antrópicas. Possuem uma dinâmica biogeoquímica singular conduzida pelo “pulso de inundação”. A pressão antrópica associada à ausência de infraestrutura de saneamento potencializam processos de eutrofização que comprometem a qualidade ambiental de ambientes lacustres. Esta pesquisa objetiva desenvolver um sistema de indicadores sobre qualidade ambiental para planícies de inundação da Amazônia com base na dinâmica biogeoquímica de uma delas: Várzea Lago Grande do Curuaí, situada na Amazônia brasileira. A hipótese do estudo é que as múltiplas formas de utilização dos recursos naturais impactam os ecossistemas de várzea. Assim, a construção de um sistema de indicadores pode contribuir para mensurar a qualidade ambiental local. Foram apresentados, discutidos e validados Índices de Estado Trófico (IET). Além disso, um novo índice foi criado a partir de informações biológicas (IET_{BP}). Os estados tróficos foram estimados com base nas classificações dos códons C, Td, W2, X2, F, M, P, G e H1. A validação ocorreu em dois períodos hidrológicos (enchente e vazante) e foi comparado com sucesso com categorias tradicionais de estado trófico. Além disso, este estudo apresenta para o período de vazante, uma proposta preliminar para estimar concentrações de fósforo total e derivar índices de estado trófico a partir de imagens de satélite capazes de cobrir toda extensão das planícies de inundação. No período de vazante, houve floração no fitoplâncton com a predominância de cianobactérias, incluindo espécies capazes de produzir cianotoxinas (*Dolichospermum* spp., *Microcystis aeruginosa* e a *Oscillatoria* spp.). As análises estatísticas apontaram que durante os períodos de enchente, cheia, vazante e seca, cada lago apresenta características diferentes entre si. Este estudo confirma que os lagos da várzea formam zonas de mistura individualizadas, em termos de características de biogeoquímicas. As análises apontam também que uma parte considerável da variação estatística não foi possível explicar e pode estar relacionada a outros fatores, abióticos ou bióticos. Alguns fatores antrópicos, como pecuária e agricultura, influenciam na qualidade ambiental desse ecossistema. O aporte de nutrientes do rio Amazonas para os lagos da várzea continua sendo a principal fonte de nutrientes que explica os processos de eutrofização na planície de inundação. As ocorrências de episódios de eutrofização durante o período de vazante associados com floração requer pesquisas adicionais, de modo a construir um sistema de alerta de saúde para as populações locais. Por fim, esta pesquisa apresenta uma proposta de controle ambiental para lagos de várzeas com base no índice de estado trófico, variáveis biogeoquímicas e índices derivados de satélites. A tese propõe uma ferramenta robusta, que pode facilitar a tomada de decisões políticas em relação à qualidade ambiental de lagos de várzeas, podendo ser aplicada não só na região amazônica, mas também, em várias regiões do planeta.

Palavras-Chave: Indicadores Biogeoquímicos. Qualidade Ambiental. Estado Trófico. Várzeas do Amazonas.

ABSTRACT

Floodplain environments are unique and among the most diverse and productive ecosystems in the world, but they are threatened by climatic and anthropogenic changes. They have a singular biogeochemical dynamics driven by the “flood pulse”. The anthropogenic pressure associated with an absence of sanitation infrastructures enhances processes of eutrophication that compromise the environmental quality of lacustrine environments. This research aims to develop a system of indicators of the environmental quality of Amazonian floodplains based on the biogeochemical dynamics of one of them: the Curuai’s floodplain, located in the Brazilian Amazon. The hypothesis of the study is that the numerous ways of exploiting the natural resources of the “várzea” impact the floodplain ecosystems. Thus a construction of a set of indicators could contribute to measuring the local environmental quality. Trophic State Indexes (TSI) were presented, discussed and validated. Moreover, a new index was created from biological information (TSI_{PB}). The trophic state was estimated from the classifications of codons C, Td, W2, X2, F, M, P, G and H1. Validation was made during two hydrological periods (rising and flushing) and was successfully compared with traditional trophic states. In addition, this study presents for the flushing period a preliminary work in order to estimate concentrations of total phosphorus and to derive trophic state indices from satellite images covering the entire surface of floodplains. In the flushing period, occurs a phytoplankton bloom, with the predominance of Cyanobacteria, including species capable of producing cyanotoxin (*Dolichospermum* spp., *Microcystis aeruginosa* and *Oscillatoria* spp.). Statistical analysis showed that within the periods, each floodplain lake presents different biological characteristics from one another. This study confirms that the floodplain lakes form a patchwork of individualized zones in terms of biogeochemistry characteristics. They also point out that a considerable part of the statistical variation could not be explained and may be related to other factors, either abiotic or biotic. Some anthropic factors, such as livestock and agriculture farming, influence the environmental quality of this ecosystem. The input from the Amazon River to floodplain lakes is still the main source of nutrients explaining the eutrophication processes in the floodplain. The occurrence of eutrophication episodes during the flushing period associated with blooms of cyanobacteria require further research, in order to build a health alert system for local populations. Finally, this research presents a proposition for controlling the environmental quality of floodplain lakes, based on trophic state index, biogeochemical variables and satellite-derived indexes. Thus, this work suggests a robust tool that may facilitate policy decision-making regarding the environmental quality of “várzeas” lake waters and may be applied not only in the Amazon region but also in other parts of the world.

Keywords: Biogeochemical Indicators. Environmental Quality. Trophic State. Amazonian Floodplains.

1 INTRODUÇÃO

1.1 Contextualização

As zonas úmidas da bacia Amazônica apresentam características geoquímicas e ecológicas únicas e representam uma extensão de 800.000 km² (Melack; Hess, 2010), isto é, 12% do total da área dessa bacia hidrográfica. No decurso dos rios, as planícies de inundação representam 5% da planície central amazônica no Brasil (Melack, 1984; Junk, 1993), sendo que 12% ficam ao longo do curso principal dos rios Solimões/Amazonas e estão entre os ambientes que constituem a maior biodiversidade de organismos do mundo (Tockner *et al.*, 2002; Junk *et al.*, 2012). Esses ecossistemas são constituídos por lagos efêmeros e perenes conectados ou não em função do período hidrológico (Bonnet *et al.*, 2008). As características geoquímicas estão relacionadas à cobertura vegetal, tipo de solo, origem da água e climatologia (Hess *et al.*, 2015). A literatura indica que todas essas características estão condicionadas à força motriz do pulso de inundação (Junk *et al.*, 1989; Junk; Wantzen, 2004). As várzeas são vulneráveis às alterações hidroclimáticas e às pressões antrópicas que podem afetar a diversidade biológica desses ecossistemas (Feld *et al.*, 2009; Junk *et al.*, 2011; Finer; Jenkins, 2012; Mitsch *et al.*, 2012; Castello *et al.* 2013).

As várzeas podem ser caracterizadas pela quantidade dissolvida de substâncias e material em suspensão, introduzidos no sistema pelas inundações. Assim, na Amazônia se distinguem as várzeas de água branca, ricas em nutrientes, dos Igapós, caracterizados pela água preta, pobres em nutrientes (Sioli, 1950; Junk *et al.*, 2011; Moreira-Trucq *et al.*, 2013).

As planícies seguem as fases de inundação e de vazante do ciclo do rio e apresentam características particulares. No caso das várzeas ao longo do curso principal dos rios Amazonas e Solimões, a enchente decorre do aumento do nível da água do rio, dos lençóis subterrâneos, da precipitação e da bacia de drenagem local. A cheia corresponde ao período do nível de água máximo. Nesta fase, o nível de água fica praticamente constante e os aportes de água, principalmente do rio, são compensados pela quantidade de água exportada da várzea para o Amazonas. Durante a vazante, o nível de água diminui rapidamente e o volume de água exportado é maior que a entrada de água no ecossistema. O período de menor quantidade de água ocorre na época de seca.

Os ambientes de várzea exercem um papel importante na hidrologia, no transporte de material, na produtividade, além de afetar a dinâmica hidrológica do rio. Ainda é discutida a quantidade média de água do rio Amazonas circulando pelas várzeas. Estima-se que 30% da

vazão média desse rio transitam pelas planícies de inundação (Wilson *et al.*, 2007). Conforme Richey *et al.* (1989) essa estimativa é de 20% e de acordo com os estudos de Alsdorf *et al.* (2010), apenas 5%. Esses ecossistemas desempenham um papel importante, pois amenizam a intensidade da cheia dos rios, além disso, atrasam e reduzem a velocidade da propagação da onda de enchentes (Paiva *et al.*, 2013).

A qualidade da água que por lá percorre é modificada por meio dos processos sedimentares e biogeoquímicos que ocorrem nas planícies (Richey *et al.*, 1989; Wilson *et al.*, 2007). A circulação lenta da água na várzea promove a deposição de sedimentos (Dunne *et al.*, 1998, Mangiarotti *et al.*, 2013). Por exemplo, Maurice-Bourgoin *et al.* (2007) mostraram que a várzea de Curuaí captura 75% do aporte de material em suspensão. Da mesma forma, no período de vazante e de seca, os processos de ressuspensão favorecem a exportação de sedimento para o rio. O material dissolvido do rio que entra nas várzeas é afetado por diferentes processos relacionados à mistura com águas das fontes locais (chuva, escoamento superficial e subterrâneo) e a forte atividade biológica (Seyler; Boaventura, 2003, Bonnet *et al.*, 2016).

De uma forma geral, as várzeas apresentam uma forte produtividade. O pulso de inundação tem consequência direta nos processos biogeoquímicos que ocorrem nesses ambientes, bem como na qualidade e quantidade de matéria que é exportada para os rios. O pulso de água é o principal condutor da produtividade elevada e das altas taxas de decomposição, pois conduz o fluxo de água para dentro e fora da planície. A progressão da inundação favorece a rápida reciclagem do material orgânico e a disponibilidade de nutrientes para a produção primária (Junk, 1989). Ao longo de um ciclo hidrológico, os nutrientes que foram mineralizados durante a seca são novamente suspensos e adicionados aos sedimentos que entram na várzea. Durante este período, a taxa de produção supera a taxa de decomposição. Com a estabilização do nível de água, durante a cheia, a decomposição é maior que a produção, contribuindo na deficiência de oxigênio dissolvido (Tockner *et al.*, 2000). Na vazante e com a diminuição do nível de água, os nutrientes se concentram contribuindo para o crescimento do plâncton. Dessa forma, esses ecossistemas são responsáveis por transformações biogeoquímicas significantes, sob a influência de processos bióticos, sorção e reações redox (Junk, 1989; Seyler; Boaventura, 2003; Melack *et al.*, 2004), que alteram a qualidade da água e o transporte de sedimento à desembocadura da bacia hidrográfica do rio Amazonas.

Em função dessa dinâmica hidrológica, se tornam zonas de acúmulo de material particulado e de elementos dissolvidos advindos das águas dos rios, dos lençóis subterrâneos e das chuvas (Guyot *et al.*, 2005; Junk, 2012). A propriedade de armazenamento provisório de grande aporte de água e de nutrientes torna as planícies de inundação ambientes com características geoquímicas singulares e com uma elevada produção autotrófica.

As mudanças entre a fase terrestre e aquática além de impactar a biogeoquímica aquática, também influenciam na biodiversidade desses ambientes.

São os pulsos de inundação que favorecem a diversidade de vários grupos taxonômicos criando micro-habitats com características contrastadas, como por exemplo, profundidade, qualidade de água etc. (Junk, 1989; Tockner et al, 2000).

Contudo, apesar das várzeas constituírem um mosaico complexo de *habitats*, vários impactos ameaçam e comprometem a qualidade ambiental desses ecossistemas. Essas pressões têm consequências diretas na dinâmica do rio e, por conseguinte, nos sistemas de inundação rio-planície, que além de colocar em risco a biodiversidade aquática e terrestre, interferem nas atividades de agricultura e pesca locais (Junk *et al.*, 2011).

Na bacia do Amazonas, os principais fatores que alteram o regime hidrológico também desequilibram a dinâmica rio-planície e, por consequência, comprometem a qualidade ambiental dos ecossistemas aquáticos. Conforme Junk (2001) e Coe *et al.* (2009), os fatores em escala regional são: i) construção de barragens e hidrovias, ii) desmatamento, iii) poluição/contaminação e, iv) *overharvesting* (sobreexploração).

As várzeas sempre foram ocupadas pelos homens que aproveitam das riquezas naturais das águas para se alimentar (Dufour, 1990). Contudo, as políticas públicas do Brasil, desde a década de 1970, influenciaram as regiões de várzeas ao longo do rio Amazonas e as indicaram como de ampla importância econômica. Nesse contexto, muitos imigrantes foram atraídos para essas zonas e como resultado, ocorreram mudanças quanto ao uso dos recursos de várzea, originalmente relacionadas com a pesca e a agricultura familiar (Barbarisi, 2010). A intensificação das atividades antrópicas para a exploração de recursos naturais alterou o bom funcionamento desses ecossistemas.

Em particular, as práticas desenvolvidas pelo homem interferem na qualidade da água, no solo e na biodiversidade aquática. A abertura de pastos para a atividade de pecuária extensiva é o maior indicativo de atividades antrópicas e fragmentação territorial. Por exemplo, no período de 1985 a 2014, resultou num acréscimo da supressão de áreas para fins

de pecuária, na ordem de 16 mil hectares (Peres, 2016). A intensificação da pesca, como por exemplo, a pesca industrial, coloca em risco de extinção várias espécies procuradas. Associado a esses fatores, o aumento da população e a ausência de infraestrutura de saneamento podem desencadear processos de eutrofização em pequenos riachos. Dessa maneira, causam proliferação de algas e cianobactérias, favorecem condições de baixas concentrações de oxigênio (*i. e.* hipóxia) e alteram as estruturas da cadeia alimentar (Neill *et al.*, 2001). As várzeas formadas por lagos rasos são as mais facilmente alteradas pela dinâmica do pulso de inundação devido a acentuada influência de sedimento (revolvimento e ressuspensão) e menor volume de água que aquelas com lagos mais profundos.

Outras formas de impacto ambiental podem estar associadas ao uso de produtos químicos, como os pesticidas e herbicidas, além dos compostos nitrogenados e fosfóricos derivados de fertilizantes que escoam pela superfície ou são lixiviados para os ecossistemas de água doce (Williams *et al.*, 1997).

Os ambientes de várzea são singulares e estão, de fato, entre os ecossistemas mais diversificados e produtivos do mundo, além disso, estão entre os mais ameaçados por mudanças hidroclimáticas e socioambientais. De forma geral, várias obras foram desenvolvidas nas últimas décadas para produzir indicadores e índices para o fácil monitoramento de condições ambientais em sistemas aquáticos. No entanto, nenhum desses estudos propôs a construção de uma ferramenta capaz de facilitar a análise da qualidade ambiental das planícies de inundação da bacia hidrográfica Amazônica.

De uma forma geral, a qualidade ambiental dos ecossistemas aquáticos é uma preocupação mundial, uma vez que as futuras gerações podem não ter água potável a um custo razoável, além de que fatores como as alterações climáticas e as atividades antrópicas provocam impactos que levam à perda de biodiversidade e comprometem muitos outros serviços desses ecossistemas (Bomfim *et al.*, *submitted*).

Por exemplo, o Lago Grande do Curuaí é um ecossistema de várzea situado na bacia do Amazonas, no município de Santarém/PA e foi objeto de várias pesquisas. Destacam-se para esta zona estudos sobre Biogeoquímica, Qualidade da Água, Sedimentologia, Hidrologia, Limnologia, Geografia, Climatologia, Mineralogia, Antropologia e outras (*e.g.* Zocatelli *et al.*, 2013; Affonso *et al.*, 2011; Nogueira *et al.*, 2010; Moreira *et al.*, 2009; Bonnet *et al.*, 2008; Moreira-Turcq *et al.* 2004). Essas pesquisas contribuíram para melhor compreensão dos processos que ocorrem na região. Em contrapartida, não se encontram estudos

multidisciplinares que processem essas informações na tentativa de oferecer um sistema de indicadores como ferramenta para o controle ambiental dessas zonas.

O indicador é uma variável que representa o estado de um fenômeno. Objetiva extrair afirmações e elucidar observações. Etimologicamente, o indicador deriva do Latim *indicare* e significa anunciar, descobrir ou estimar (Van Bellen, 2006). Durante a escolha de indicadores para explicar um evento, pode-se decidir para destacar alguns aspectos do fenômeno ou ignorar outros.

A abordagem a partir de sistemas de indicadores se impulsionou nos anos 1990 e visou melhorar a qualidade de informação e a comunicação sobre o estado ambiental. Esses sistemas são ferramentas compostas de método simples que funcionam como “termômetros” para monitorar ou acompanhar a dinâmica de fenômenos complexos. Eles são projetados para apresentar uma avaliação ou tendência sobre diferentes aspectos de um evento, facilitar a compreensão e comparação espaço-temporal (Madec, 2003). Ao mesmo tempo, esses sistemas são ferramentas de comunicação simples que dão suporte à decisão com direções claras para se acompanhar as tendências ou para corrigi-las.

Considerando os impactos socioambientais que a ocupação humana pode gerar sobre a dinâmica do sistema de inundação rio-planície da várzea Lago Grande do Curuaí, esta Tese procurou responder as seguintes questões:

- ✓ A qualidade ambiental da várzea é dependente das formas de utilização da bacia hidrográfica?
- ✓ Os processos biogeoquímicos e suas variações no espaço e no tempo são capazes de alterar a qualidade da água dos lagos?
- ✓ A presença ou ausência de algumas espécies fitoplanctônicas são indicadoras de saúde ou degradação ambiental do ecossistema?
- ✓ A partir de dados biogeoquímicos existentes, como construir um sistema de indicadores da qualidade ambiental do ecossistema aquático da várzea?
- ✓ Qual a contribuição do mapeamento dos indicadores para definição de qualidade ambiental em várzeas?

Na tentativa de integralizar as informações de várias linhas de pesquisa, apresenta-se um estudo multidisciplinar, de interface com as Geociências, para fornecer uma ferramenta composta de indicadores e índices capazes de apontar o nível de desempenho ambiental para

áreas de várzea, como também, anunciar os primeiros passos de uma metodologia para o monitoramento das suas dinâmicas por meio de índices derivados da combinação de bandas de imagens multiespectrais e de dados geoquímicos.

O sistema de indicadores funcionará como uma ferramenta robusta e eficaz para medir o desempenho da qualidade ambiental, como também será um “termômetro” para mensurar suas inter-relações com as pressões antrópicas que afetam o Lago Grande do Curuaí. Dessa forma, será possível definir estratégias de ocupação e exploração de recursos naturais, visando preservar a biodiversidade local.

Em síntese, a contribuição que se pretende dar nesta pesquisa está diretamente associada aos indicadores e índices de qualidade ambiental, relacionados às dimensões biológica e geoquímica, com foco na qualidade de água, por meio da análise do estado trófico. Em outros termos, pretende-se trabalhar com indicadores e índices biogeoquímicos, tendo na água o reflexo da influência antrópica na qualidade ambiental da várzea estudada.

1.2 Objetivos

1.2.1 Geral

Desenvolver um sistema de indicadores sobre qualidade ambiental para planícies de inundação da Amazônia, com base na dinâmica biogeoquímica da Várzea Lago Grande do Curuaí, na Amazônia brasileira, considerando a influência de atividades antrópicas.

1.2.2 Específicos

- ✓ Definir e elaborar um painel com indicadores e índices ambientais para a área de estudo.
- ✓ Elaborar mapas temáticos com indicadores/índices espacializados de variáveis biogeoquímicas para avaliar a dinâmica espaço-temporal dos lagos estudados.

- ✓ Mapear as áreas com presença de atividades antrópicas na zona inundável e nas áreas de terra firme na perspectiva de compreender a relação entre a qualidade da água e o uso da terra.
- ✓ Apresentar uma proposta preliminar de controle ambiental para as várzeas baseada no sistema de indicadores ambientais desenvolvido.

1.3 Hipótese

Considerando que a biodiversidade desses ecossistemas é influenciada pelos pulsos de inundação, esta Tese defende a hipótese de que a qualidade ambiental aquática da várzea é impactada pelas múltiplas formas de utilização dos recursos, e a organização de um sistema de indicadores pode contribuir para garantir uma adequada consistência de informações sobre a qualidade ambiental local.

1.4 Estrutura da Tese

Esta Tese está estruturada em oito capítulos. O primeiro está composto desta introdução que consiste de uma contextualização sobre o tema, abordando a problemática, os objetivos, as hipóteses que nortearam o estudo e a estrutura do trabalho.

O segundo capítulo caracteriza os ambientes de várzea da Amazônia e os processos biogeoquímicos discutidos ao longo da Tese. Procura-se elucidar as peculiaridades desse ecossistema, além de apresentar as principais ameaças dos impactos em escalas regional e local. Nesta parte, apresenta-se também, a área de estudo, com destaque para as características fisiográficas e socioeconômicas da Várzea Lago Grande do Curuaí.

No capítulo três são discutidos os fundamentos teóricos sobre o uso de indicadores e os sistemas. Procura-se discorrer sobre como se pode medir o desempenho ambiental de ambientes lacustres a partir de sistemas de indicadores e qual a abordagem mais adequada para essa aplicação na várzea do Curuaí. Vale ressaltar que o conteúdo dos capítulos anteriores serviu de base para fundamentar as discussões dos capítulos seguintes.

O Material e Métodos estão detalhados no capítulo quatro. Apresentam-se os indicadores e o itinerário metodológico para a construção do modelo do sistema. São descritos

os pontos de amostragem, o detalhamento da coleta de amostras e os métodos utilizados na análise de parâmetros geoquímicos e biológicos.

A Tese contemplou a elaboração de três artigos ainda em revisão. Desta forma, os resultados desta pesquisa estão divididos em três capítulos. Cada um deles está organizado com um resumo estendido em Português e do artigo correspondente visando ilustrar o trabalho realizado. Constam das introduções uma breve contextualização, material e métodos, assim como, os principais resultados alcançados.

Por fim, no oitavo capítulo são apresentadas as considerações gerais desta pesquisa e perspectivas.

2 ECOSSISTEMAS LACUSTRES E AS VÁRZEAS DA AMAZÔNIA

2.1 Biodiversidade dos Ecossistemas de Várzeas

As várzeas ou planícies de inundação são grandes centros de bioprodução (Magonigal *et al.*, 1997). A variabilidade de espécies de plantas e animais ocorre nessas áreas em maior proporção do que em qualquer outra unidade de paisagem na maioria das regiões do mundo (Tockner *et al.*, 2002). Dessa forma, esses ambientes são *hotspots* de biodiversidade e pertencem aos ecossistemas aquáticos onde a biota de ambientes lênticos inicia a sua evolução (Fittkau; Reiss, 1983).

De acordo com Tiker e Evans (1997), das espécies de aves ameaçadas na Europa, 30% representam espécies terrestres que dependem de zonas húmidas e 69% das áreas de reprodução correspondem às planícies de inundação. No Norte do Colorado, por exemplo, de todas as espécies de aves, 82% ocorrem em vegetação ciliar, e cerca de metade das espécies sul-ocidentais dependem desse tipo de ambiente (Knopf; Samson, 1994). Vários mamíferos, como a anta malaia (*Tapirus indicus*) e o rinoceronte indiano (*Rhinocerus unicornis*) da Ásia tropical, têm um período do ciclo de vida associado às zonas húmidas ribeirinhas (Dudgeon, 2000a, b). Na ecorregião costeira do Pacífico (EUA), cerca de 30% das espécies de animais selvagens (sendo 12% mamíferos e 60% anfíbios) encontrados em matas ciliares são vinculadas às áreas inundadas (Kelsey; West, 1998).

A biodiversidade relacionada a rios e córregos tem sido negligenciada na maioria das regiões do mundo. Por exemplo, parte significativa da diversidade da fauna de peixes predominante no rio Makong (sudoeste asiático), depende dos nutrientes oriundos das planícies de inundação intactas e, conforme Dudgeon (2000a, b), das 1.200 espécies de peixes esperadas, apenas 500 são conhecidas. Além disso, nessa mesma região, a própria planície de inundação serve como importante fonte de nutrientes e, ademais, ao longo de rios são lançados poluentes e pesticidas durante as cheias sazonais (Dudgeon, 2000b).

No Brasil, encontram-se 14% da diversidade biológica do planeta o que lhe confere destaque mundial quanto à biodiversidade (Lewinsohn; Prado, 2002). Mais especificamente na Amazônia, as zonas úmidas representam uma extensão de 800.000 km² (Melack; Hess, 2010). O comprimento e a profundidade desses ambientes são importantes para a

diferenciação de *habitats* que são influenciados pela flutuação do nível de água, zonas de floresta, lagos e planícies inundados anualmente durante a enchente (Junk *et al.*, 2011).

Pode-se afirmar que, embora não estejam totalmente documentados, esses ambientes são *hotspots* de biodiversidade. A bacia hidrográfica do rio Amazonas possui uma variada fauna de peixes, com cerca de 2.200 espécies reconhecidas (Albert *et al.*, 2011). A diversidade também é alta entre os pássaros e as árvores tolerantes à inundação (Junk; Wantzen, 2004), e se registra a predominância de aproximadamente 1.000 espécies de aves, durante o período de terras baixas, das quais 283 possuem distribui o restrita ou são raras (Junk, 1989; Stotz *et al.*, 1996). Conforme Bicudo e Menezes (2006), a diversidade fitoplanctônica da Amazônia é estimada em aproximadamente 3.495 espécies. Por sua vez, Robertson e Hardy (1984) listaram 250 espécies de rotíferos; os animais invertebrados constituem mais de 95% das espécies existentes na região e se distribuem entre 20 a 30 filos e, conforme os dados do Ministério do Meio Ambiente, foram catalogadas 311 espécies de mamíferos e 550 espécies de r pteis, sendo que 62% destas espécies são end micas (Brasil, 2002).

Predominam ainda, extensas e diversificadas comunidades herbáceas e arbustivas que são alagadas ao longo do gradiente de inunda o (Junk *et al.*, 2012). A variabilidade anual das águas do rio induz grandes trocas de materiais orgânicos e inorgânicos entre os canais fluviais e as planícies de inunda o, o que aumenta a produ o primária, secundária e a decomposi o (Melack; Forsberg, 2001; Junk; Wantzen, 2004).

Melack *et al.* (2009) mediram a produ o líquida total (PLT) atribuída às florestas inundadas, macrófitas (*Echinochloa polystachya*), fitoplâncton e perifíton para a quadratura de 1,77 milhões de km² e, a partir da caracteriza o da bacia Amazônica de Hess *et al.* (2003), foi estimada em aproximadamente 300 Tg C/yr⁻¹. A pesquisa constatou que 62% da PLT correspondem às florestas inundadas, 34% às macrófitas aquáticas e os 4% restantes estão associados ao perifíton e fitoplâncton.

De acordo com Barbosa e Padisák (2002), a comunidade fitoplanctônica é o primeiro elo com o meio abiótico e se configura na principal porta de entrada de matéria e energia, constituindo-se no mais relevante produtor primário de ecossistemas de águas abertas, além de atuar como uma importante ferramenta para defini o da fisiologia de sistemas aquáticos.

A alta diversidade de espécies e a elevada produtividade primária decorrem da heterogeneidade de ambientes formados ao longo do pulso de inunda o (distintos *habitats*

aquáticos e transicionais), favorecendo a disponibilidade de abrigo, alimentos e condições adequadas para reprodução. O pulso de inundação controla o desenvolvimento das comunidades aquáticas e mantém o sistema num estágio imaturo, mas altamente produtivo. Tais características ao longo do ciclo hidrológico favorecem a dinâmica biogeoquímica e metabólica que provocam a reciclagem rápida da matéria orgânica e dos nutrientes. Vale por último ressaltar que as grandes heterogeneidades espaciais e temporais dos ecossistemas de várzea são fundamentais para a estrutura e dinâmica das comunidades aquáticas, e para as interações diretas e indiretas entre os organismos que influenciam fortemente a biodiversidade.

2.2 O Conceito do Pulso de Inundação (*Flood Pulse Concept - FPC*)

Vannote *et al.* (1980) explicam que a dinâmica de inundação de grandes rios é previsível e monomodal, e é esta característica que favorece para que os organismos coexistam por meio de adaptações próprias e estratégicas. O entendimento desse processo foi essencial para os estudos sobre os rios que, por muito tempo, consideraram apenas a dimensão longitudinal do curso principal.

Foi pelo conceito de Junk *et al.* (1989) que se renovaram as pesquisas sobre a dinâmica ecológica dos rios em particular, o que representou uma perspectiva de proteção e restauração das planícies de inundação em várias regiões do mundo. No mesmo diapasão, Tockner *et al.* (2000) apresentaram uma proposta para estender esse conceito e consideraram a descarga subterrânea que determina o grau de conectividade hidrológica e suas consequências ecológicas.

Junk *et al.* (1989) elaboraram o modelo conceitual do funcionamento biogeoquímico dos ecossistemas de várzeas (Figura 2.1). Durante o período de enchente (janeiro-abril), a água do rio Amazonas transborda por canais (paraná), entra e permanece nos lagos da planície. Os nutrientes que foram mineralizados durante a seca são novamente suspensos e adicionados aos sedimentos que entram na várzea (Guyot *et al.*, 2005; Maurice-Bourgoin *et al.*, 2007). O pulso de água é o principal condutor da produtividade elevada e das altas taxas de decomposição. Com a estabilização do nível de água, durante a cheia (maio-junho), a decomposição é maior que a produção, o que contribui para a deficiência de oxigênio dissolvido (Tockner *et al.*, 2000). Na vazante (julho-outubro) e com a diminuição do nível de

água, os nutrientes se concentram contribuindo para o crescimento de comunidades planctônicas (Bonnet *et al.*, 2008; Nogueira *et al.*, 2010). O período de seca (novembro-dezembro) compreende ao mínimo de água residente nos lagos e nos canais que os abastecem.

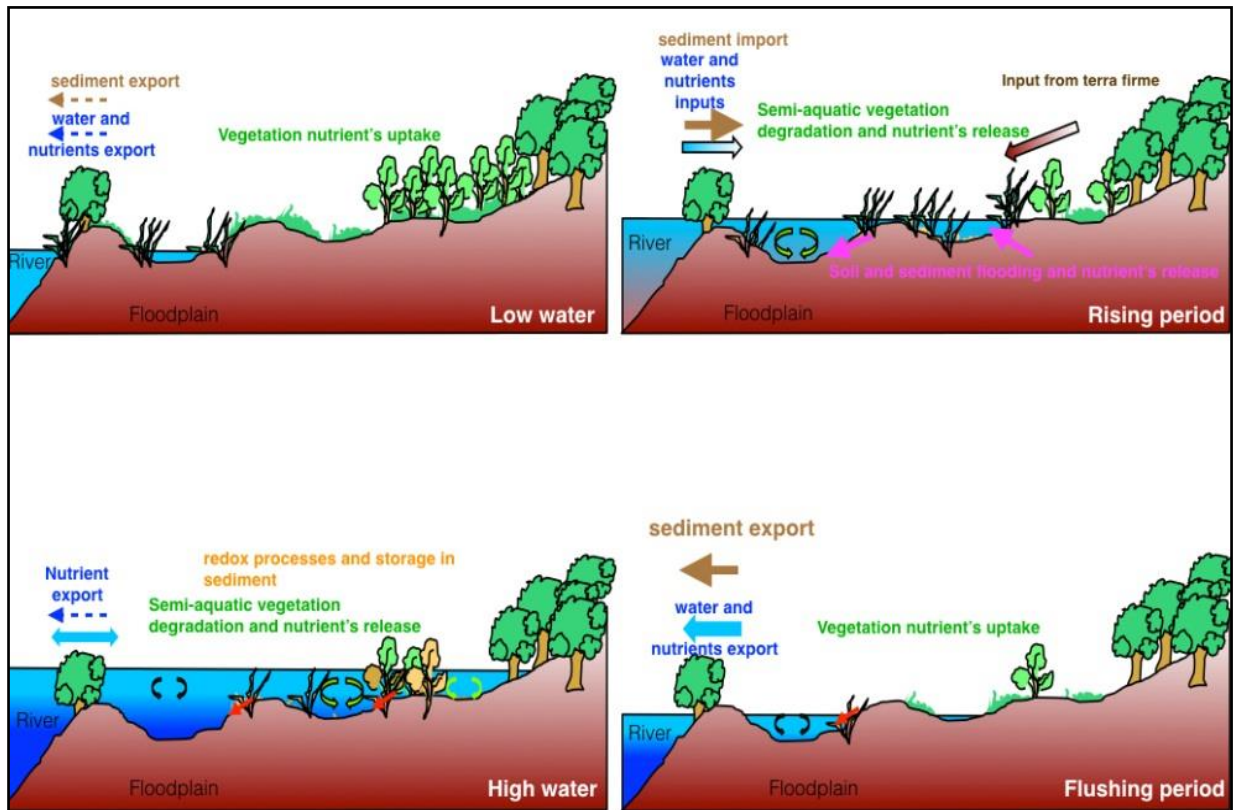


Figura 2.1 Esquema conceitual da biogeoquímica operacional em planícies de inundação: o caso da Várzea Lago Grande do Curuaí

Fonte: Bonnet *et al.* (2016)

Diante disso, entende-se o sistema rio-planície como único, no qual as transferências laterais de matéria, organismos e energia são os maiores fatores de controle do funcionamento biogeoquímico e ecológico. Portanto, as áreas alagáveis são importantes não apenas por apresentar alta biodiversidade, mas também pela elevada produtividade (Junk *et al.*, 2000; Parolin *et al.* 2004).

Hess *et al.* (2003) apontaram que os pulsos de inundação remobilizam os sedimentos do rio e formam planícies que podem ser muito extensas, até dezenas de quilômetros de largura com águas ricas em nutrientes. Essas áreas se originam nas zonas ribeirinhas por meio de pequenos riachos que inundam de forma irregular devido às chuvas e escoamento superficial. Variam ao longo da bacia, principalmente em função da escala, geomorfologia, geoquímica e das características de inundação (Castello *et al.*, 2013). Formam zonas de interface aquática-terrestre com ambientes distintos, caracterizadas pelas trocas de água,

nutrientes e matéria orgânica (Naiman; Decamps, 1997). Conforme Hamilton e Lewis Júnior (1992) e Amorim *et al.* (2009), parte da matéria orgânica ciclada nos lagos da planície é proveniente do fitoplâncton.

As zonas de interface são de grande importância e acompanham os grandes rios amazônicos. Conforme a qualidade da água, as várzeas variam entre ricas em nutrientes – águas brancas –, e pobres em nutrientes – águas pretas (Sioli, 1950; Junk *et al.*, 2011). Dessa forma, o conceito de pulso de inundação de Junk *et al.* (1989) é uma grande contribuição para a compreensão das interações rio-planície e tornou-se um paradigma importante na ecologia de ambientes lóticos.

O sistema de categorização apresentado por Junk *et al.* (2012) subdividiu a várzea em pequenas subunidades de acordo com os parâmetros definidos sobre hidrologia, química e solo, além de características das comunidades de plantas (várzea alta, várzea baixa, campo, igarapés, igapó, etc.). Foram definidas também como agrupamentos ecológicos destinados a superar os seguintes problemas: 1) falta de limites fixos entre os *habitats*, 2) mudanças nas condições de *habitat* do ZTTA (zona de transição terrestre-aquática) durante todo o ano, devido aos pulsos de inundação, e 3) grandes mudanças de escala em condições de *habitat* e as alterações relacionadas na cobertura vegetal devido às mudanças plurianuais na descarga e precipitação.

2.3 Influência Antrópica nas Várzeas: as Pressões Regionais

A demanda por alimentos, água doce, madeira, fibras e combustível fez com que o homem modificasse o equilíbrio dos ecossistemas aquáticos e terrestres, o que representou perdas substanciais e, em grande parte, irreversíveis na diversidade da vida na Terra (MA, 2005a). Essas perdas estão relacionadas com a intensidade crescente de pressões antrópicas sobre a biodiversidade.

A *Millennium Ecosystem Assessment* atribuiu as causas diretas mais importantes dessas perdas às mudanças de *habitats* (como mudanças no uso da terra ou modificação física dos rios), às alterações climáticas, à invasão de espécies exóticas, à superexploração humana dos recursos naturais e à poluição, o que poderá ser potencializado durante a primeira metade deste século (MA 2005b).

As várzeas têm grande importância econômica local e regional e, de acordo com o último censo da população brasileira, 3,1 milhões de pessoas formam os núcleos rurais dos estados do Amazonas e Pará (IBGE, 2011). Desse total, mais de 60% vivem nas áreas de várzeas onde se produz a maioria da madeira (Schöngart, 2008; Wittmann; Oliveira Wittmann, 2010), parte da carne, frutas e vegetais consumidos nos centros urbanos da Amazônia (Junk *et al.*, 2000).

Além disso, a pesca no interior da Amazônia desempenha um papel importante no fornecimento de proteínas à população local e 70-80% das capturas de nutrientes derivam dos rios de água branca e suas várzeas. Contudo, a pressão antrópica crescente criou conflitos entre diferentes grupos de interessados e colocou em risco a integridade ecológica além comprometer o regime hidrológico das várzeas.

As áreas úmidas (AUs) do Brasil vêm correndo grande risco com a perda das múltiplas funções e benefícios sociais e ecológicos. A falta de uma legislação específica e de um tratamento cientificamente adequado, especialmente quando da tomada de decisões, e de planejamento ambiental, comprometem o sistema.

Em 1993, o Brasil assinou a Convenção de Ramsar que exigiu uma política nacional para o uso sustentável e proteção das AUs e de seus componentes. Segundo Diegues (2002), a realização de inventários desses locais não obteve a celeridade necessária, como também a construção da base científica para a classificação permanece insuficiente. A carência de critérios para definir e delimitá-las nas regiões brasileiras inviabilizaram os levantamentos. Apesar disso, Junk *et al.* (2011) estimaram-se que cerca de 20% do total do território do país podem ser considerados AUs. Constataram ainda, que são recentes os esforços de algumas instituições científicas nacionais e internacionais que desenvolvem bases ecológicas para delinear e classificar algumas dessas grandes áreas e seus principais *habitats*, *e.g.*, florestas de transição, inundáveis e de terra firme, além de águas com composição geoquímica única. Foi diante desse contexto que Junk *et al.* (2012) apresentaram a primeira classificação dos *habitats* naturais das várzeas por meio do conceito de pulsos de inundações e de parâmetros hidrológicos e biogeoquímicos.

Jackson *et al.* (2001) afirmam que ainda existem incertezas quanto ao cenário futuro previsto das mudanças hidrológicas em muitas regiões, o que reflete diretamente na imprecisão quanto às alterações da biodiversidade e dos ciclos biogeoquímicos em escala regional.

Tomando por base os argumentos apresentados, é fundamental considerar os principais fatores antrópicos que alteram o regime hidrológico da bacia amazônica, desequilibram a dinâmica rio-planície e, por consequência, comprometem a qualidade ambiental dos ecossistemas de várzeas. Coe *et al.* (2009) listaram os seguintes fatores:

✓ **Construção de barragens e hidrovias**

De acordo com Poff e Hart (2002), as barragens reduzem as enchentes e a amplitude do pulso de inundação. A propagação de barragens na bacia hidrográfica do Amazonas decorre da demanda por energia e da expansão das atividades agrícola e de pecuária (Finer; Jenkins, 2012; Macedo, 2012). Vale ressaltar que são 154 usinas hidrelétricas de vários tamanhos em operação, e 21 em construção, além disso, existe cerca de 10.000 pequenas barragens nas cabeceiras do Xingu para a dessedentação animal (Macedo, 2012; PROTEGER, 2012; ANEEL, 2013). Essas construções interrompem a conectividade longitudinal dos rios, alteram a dinâmica no transporte de sedimentos e os ciclos biogeoquímicos, e impossibilitam a migração de peixes e a produção biológica (Poff; Hart, 2002; Agostinho *et al.*, 2008).

Apesar dos impactos gerados pelas barragens, os planos governamentais ainda preveem a instalação de 277 usinas hidrelétricas nessa bacia hidrográfica. La Rovere e Mendes (2000) e Gunkel *et al.* (2003) ressaltam que não existem estudos de impacto ambiental detalhados para a instalação de barragens na bacia Amazônica, que na sua maioria foram construídas antes da coleta dos dados ecológicos básicos.

Visando à promoção do transporte de mercadorias, os planos governamentais estabeleceram 15.114 km de hidrovias (Brito, 2001; IIRSA, 2012). Para que esses trechos sejam navegáveis os canais são aprofundados nas áreas rasas, removem-se os obstáculos naturais, que alterarem a morfologia e a hidrologia dos canais fluviais e comprometem as planícies aluviais a eles associados. Esses impactos ameaçam a sustentabilidade do sistema e a subsistência alimentar de comunidades ribeirinhas, bem como os rendimentos relacionados às atividades de pesca (Jackson; Marmulla, 2001).

✓ **Desmatamento**

O desmatamento em larga escala compromete a vazão do rio, reduz a magnitude dos pulsos de inundação e aumentam a frequência de eventos de baixa-mar (Costa *et al.*, 2004). As práticas agrícolas e a pecuária promoveram o desmatamento de grandes áreas do Amazonas, uma alteração de cerca de 697.770 km², o que correspondeu a aproximadamente 10% da área total da bacia hidrográfica (Eva *et al.*, 2004). Hayhoe *et al.*, (2011) e Neill *et al.* (2001) constataram que esses impactos nas zonas de floresta de terra firme influenciam no aumento do escoamento da água e na diminuição da evapotranspiração, e comprometem as condições morfológicas e biogeoquímicas dos ecossistemas de água doce através da erosão do solo e aumento da exportação de sedimentos terrestres em córregos. Além disso, esses episódios locais tendem a provocar efeitos em escalas regionais.

Conforme Melack e Forsberg (2001), os desmatamentos em regiões de várzeas diminuem a abundância e a diversidade das comunidades de plantas que garantem o sustento de fauna existente. Constataram-se ainda um desmatamento de matas ciliares entre os anos de 1970 a 2008 de aproximadamente 56% do curso principal das planícies de inundação, principalmente para a prática pecuária (Renó *et al.*, 2011). Nas zonas ribeirinhas de pequenos córregos e rios, o desmatamento também pode comprometer a qualidade e a temperatura da água, e alterar a composição e produção biótica, pelo aumento de sedimentos e da remoção de estruturas que propiciam o *habitat* ideal da biota aquática (Williams *et al.*, 1997; Neill *et al.*, 2001).

✓ **Poluição/Contaminação**

A poluição/contaminação compromete a qualidade dos corpos aquáticos e a biodiversidade aquática existente. Os impactos têm origem no uso descontrolado de produtos químicos, como por exemplo, os pesticidas e herbicidas que escoam pela superfície ou são lixiviados, como também pelo transporte de compostos nitrogenados e fosfóricos derivados de fertilizantes em ecossistemas de água doce (Williams *et al.*, 1997). Nesse sentido, esses elementos podem acelerar o processo de produção primária em pequenos riachos e com isso, gerar eutrofização (Neill *et al.*, 2001).

Destaca-se igualmente a bioacumulação de contaminantes metálicos e diferentes tipos de pesticidas que podem causar sérios problemas à saúde de quem os ingerem (Ellgehausen *et al.*, 1980). Vale ressaltar que o mercúrio se torna prejudicial quando as condições anóxicas transformam sua forma inorgânica em orgânica – o metilmercúrio –, que pode ser absorvido e bioacumulado em tecidos vivos (Mergler *et al.*, 2007). Beltran-Pedreiros *et al.* (2011) asseguraram que os peixes comercializados do Amazonas têm concentrações de metilmercúrio maior do que o permitido pela legislação de saúde brasileira.

Outra fonte de poluição está relacionada à exploração de petróleo na Amazônia ocidental (Finer *et al.*, 2008). Apesar da constatação de valores que ultrapassam 100 vezes o permitido para toxinas relacionadas aos hidrocarbonetos, com base na regulamentação europeia e norte-americana (Sebastián; Hurtig, 2004), não foram encontrados dados que revelassem o grau de poluição/contaminação de ecossistemas de água doce (Junk; Piedade 2005).

✓ **Sobreexploração de recursos naturais (*overharvesting*)**

O quarto e grande fator antrópico destacado na literatura e que compromete a disponibilidade e diversidade nas várzeas está relacionado à insustentabilidade da colheita de espécies vegetais e animais, (i.e. superexploração de recursos) que foi definida por Castello *et al.* (2013) como *overharvesting* e é considerado o processo histórico mais significativo da degradação dos ecossistemas de água doce da Amazônia. Albernaz e Ayres (1999) apontaram níveis de degradação que atingem várias espécies das florestas de várzea que são economicamente importantes.

Os dados são escassos no tocante à fauna, porém é possível assegurar uma acentuada queda nas comunidades de peixes (Castello *et al.*, 2011). As três principais espécies capturadas no início dos anos de 1900 são, na atualidade, consideradas ameaçadas, e das 18 espécies que dominam os rendimentos de pesca, uma é considerada em estado de alerta e quatro são encontradas para exploração em, pelo menos, uma região da bacia (Barthem; Goulding, 2007).

O *overharvesting* tem vários impactos negativos e, considerando-se que a perda de espécies vegetais é semelhante à causada pelo desmatamento ciliar, a perda de espécies de peixes como pirarucu (*Arapaima spp.*) pode alterar a estrutura de alimentos, a qualidade da

água e os ciclos de nutrientes (Estes *et al.*, 2011). Apesar de pouco estudada, a depleção de mega-herbívoros (e.g., peixes-boi e capivaras) implica no supercrescimento de macrófitas na várzea (Junk, 2000). Ressalta-se que esse fator dificulta o uso sustentável dos recursos naturais dos ecossistemas de várzea.

2.4 A Várzea Lago Grande do Curuaí

O Lago Grande do Curuaí está localizado totalmente no estado do Pará, na margem direita do curso principal do rio Amazonas, abrange três municípios (Óbidos, Juruti e Santarém) e está a uma distância de 850 km do Oceano Atlântico (Moreira-Turcq *et al.*, 2004). A zona é constituída por um complexo sistema de lagos (Bonnet *et al.*, 2008), alguns estão diretamente conectados ao Rio Amazonas pelos paranás e outros, fortemente influenciados pela bacia de drenagem de terra firme (Figura 2.2).

A várzea aqui em estudo está permanentemente conectada ao Rio Amazonas por dois canais, Foz Norte e Foz Sul, localizados à leste na chamada “boca do Lago Grande do Curuaí”. Existem outros canais formados em diferentes pontos, principalmente em período de altas águas, pelos quais parte dos lagos da várzea é conectada ao curso principal do Rio Amazonas. De oeste a leste são observados 7 canais principais: Igarapé do Salé, Irateua, Muratuba, Muratubinha, Igarapé do Açú, Igarapé do Cassiano e Santa Ninha (Pérez, 2008). Dos cursos d’água provenientes das 19 sub-bacias de drenagem ao sul da várzea, dois são os principais igarapés que drenam a floresta de várzea e terra firme: Tabatinga do Salé e Piraquara.

Conforme Pérez (2008), apenas dois dos lagos da Várzea mantêm características dos sistemas de águas pretas ao longo de todo o ano do ciclo hidrológico: o Lago Cumurucuri e Piraquara. Os Lagos Açai e Miuã também mostram características de um sistema de águas pretas, contudo no período de altas águas, estes lagos são influenciados pelas águas do rio Amazonas e assim, apresentam uma mistura ou até mesmo, características próprias dos sistemas de águas brancas (Figura 2.2).

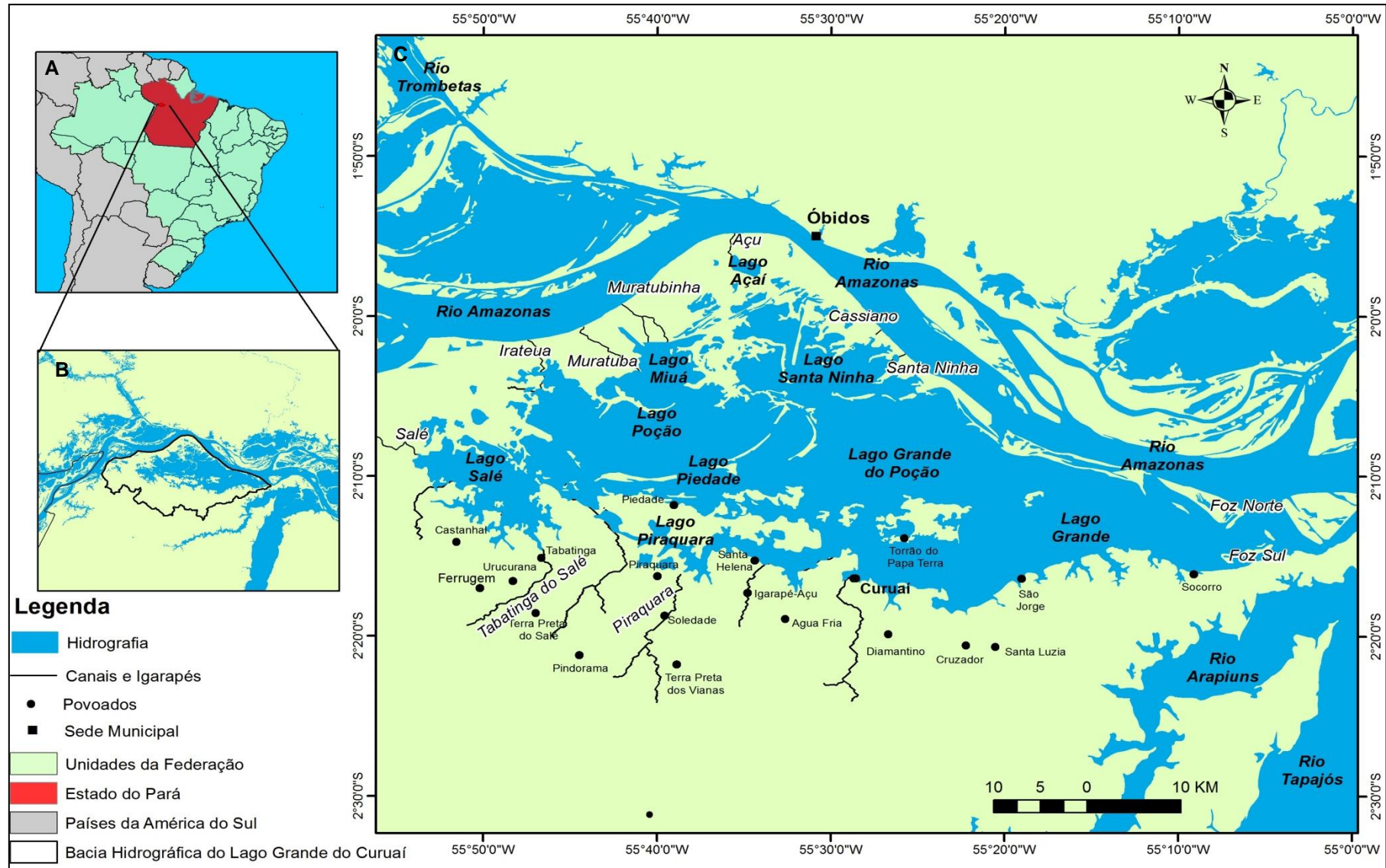


Figura 2.2 Área de estudo (A), Bacia hidrográfica da Várzea Lago Grande do Curuai (B) e Lagos, canais e comunidades (C)

Elaboração: Lucas Garcia Magalhães Peres

O sistema de lagos drena uma área total de 3.610 km², o que corresponde aproximadamente a 13% do total da área de inundação do Rio Amazonas, entre as cidades de Manacapuru e Óbidos (Maurice-Bourgoin *et al.*, 2007) e é coberta pela floresta densa ao sul. Caracteriza-se, também, por ser uma área extensa e rasa que, durante a estação seca predominam a savana, arbustos e floresta aluvial (Radambrasil, 1976).

A área inundada varia de 700 km², no período seco, a 2.300 km² no momento do pico de inundação (Martinez *et al.*, 2003), o que representa 0,8% do total inundado da área da Bacia Amazônica Central. A fase de água baixa ocorre normalmente no mês de novembro, e o aumento dos níveis de água inicia no mês de dezembro e atinge seu ápice entre o período de maio-junho (Maurice-Bourgoin *et al.*, 2005). Perez (2008) identificou que o sistema da Várzea Lago Grande do Curuaí apresenta a maior área superficial de lagos permanentes e a menor área de cobertura florestal inundada se comparando a outros ecossistemas de várzea da Amazônia.

O Lago Grande do Curuaí tem aproximadamente 40 km de largura e 120 km de extensão. Durante o período de águas baixas e de cheia a sua profundidade varia entre 1 m a 8 m. Quando o nível do rio aumenta, vários canais se conectam progressivamente em diferentes partes da planície de inundação do rio principal (Bonnet *et al.*, 2008). O arcabouço teórico apresentado indica que é essa variação que favorece a produção de vários *habitats* e a existência de um mosaico regional de biodiversidade e de paisagens.

2.4.1 Características Gerais

A várzea Lago Grande do Curuaí é margeada ao norte e de leste a oeste pelo Rio Amazonas. Essa área é limitada por bancos fluviais caracterizados por florestas jovens e comunidades pioneiras. Ao sul, por 2.430 km² de área de terra firme que é composta por 18 sub-bacias de drenagem e uma densa floresta não inundável (Dutra *et al.*, 2009).

Esta zona apresenta uma litologia correspondente à formação Alter do Chão (Lucas, 1989) que está disposta sobre uma placa terciária, caracterizada por um solo de vários metros de espessura (entre 10 e 20 m); é composta por arenitos argilosos, pelitos, argilitos arcóseos, quartzo-arenitos e brechas intra-formacionais sob a forma de estratos esbranquiçados e avermelhados, depositados em ambientes flúvio-lacustre e inserida no Planalto Dissecado rio Trombetas-Negro (Sampaio; Northfleet, 1973). Irion (1984) realizou estudo sobre a mineralogia das regiões de várzea e os resultados apontaram que seus oito primeiros metros de profundidade são essencialmente formados por compostos de quartzo, goetita, caolinita e

ilita. Nos horizontes mais profundos (> 8 m), mostra a possibilidade de uma neoformação de montmorilonita pela dissolução de minerais de potássio (micas e ilitas). Ao longo da linha de transição que separa a porção norte da porção sul da área é possível observar a intercalação das litologias. Este solo é submetido a um regime de alteração muito forte, e daí a importância da caolinita na razão com outras espécies argilosas (Barroux, 2006).

O relevo é definido como interflúvios tabulares e de colinas com os topos separados por vales abertos e de fraco grau de aprofundamento (Barbosa *et al.*, 1978). A área de estudo tem relevo aplainado, suave, sem notáveis variações. As maiores diferenças altimétricas estão ao longo do limite sudoeste, na qual são observadas algumas serras com desníveis de até 100 metros.

O clima da região tem duas estações distintas e bem definidas, sendo constituídos pelo período do inverno – grandes volumes de precipitação – e o verão – época de seca e baixa precipitação (Maurice-Bourgoin *et al.*, 2007).

A Várzea Lago Grande do Curuaí é um dos cinco distritos do município de Santarém e tem uma população superior a 20.000 habitantes composta de descendentes dos indígenas de Curuaí que chegaram para povoar esta região por volta dos anos de 1580-1600, provenientes da região do Xingú. Tais agrupamentos encontraram terras férteis e lagos com uma ampla variedade de peixes (IBGE, 2011).

No entorno da várzea Lago Grande do Curuaí, existem 147 comunidades. A maior parte delas tem menos de 100 famílias. Exceto as comunidades de Curuaí, Piraquara e Tabatinga do Salé, que apresentam uma maior densidade de habitantes (IBGE, 2010).

A população do Lago Grande do Curuaí mantém viva a herança e o legado indígena, e tem ocorrido pouca imigração das cidades para esta região. São excelentes artesãos com materiais como a madeira, fibras, argilas combinadas com fibras curauá¹. Eles têm o conhecimento de como se produzem o tarubá (doces típicos de beiju seco) e o caxiri (bebida fermentada), ambos à base de mandioca.

A economia local está dividida entre os rendimentos da pesca, agricultura familiar (cultura de mandioca e leguminosas) e pecuária extensiva. Os ribeirinhos desenvolveram uma

¹ O Curauá é uma planta da família das bromeliáceas, cultivada na região Amazônica, particularmente no Estado do Pará. Suas folhas, que chegam a 1,5 m de comprimento e 4 cm de largura, são duras, eretas e planas. A fibra extraída de suas folhas possui resistência mecânica superior a de seus concorrentes tradicionais como o sisal, juta e linho. Sua composição depende do local de plantação, da espécie e do tempo decorrido depois da extração das folhas (Santos *et al.*, 2009).

metodologia para convivência e produção a partir da dinâmica sazonal da várzea e as zonas de terra firme. No período de cheia (maio a junho), as atividades de pecuária ocorrem no sul da várzea, ou seja, na terra firme. Durante o período de seca, os ribeirinhos transportam o gado para a zona inundável. Com o recuo da água que se inicia no mês de julho e que atinge seu ápice em novembro, surge um pasto natural, composto por vegetação nutritiva para o gado e por herbáceas e arbustos. Assim, é no vai e vem das águas que o ritmo de vida dos ribeirinhos é orquestrado.

O local apresenta uma deficiente infraestrutura básica de saneamento (Figura 2.3) e o abastecimento de água é realizado por meio de poços artesianos, além disso, os serviços básicos como o de telefonia são precários ou inexistentes. Destacam-se as vilas de Curuaí e Piraquara. A primeira é a maior e mais importante delas, pois é o centro de referência de serviços e comércio. Contudo, igualmente às demais, dispõe de infraestrutura deficiente quanto à saúde, educação, transportes, eletricidade, saneamento e telecomunicação.

O serviço de saúde é realizado em postos de atendimento e por visitas às residências por agentes de saúde. Os ribeirinhos são acometidos comumente por doenças de veiculação hídrica (diarreia e eventuais casos de paludismo).



Figura 2.3 Infraestrutura básica das comunidades ribeirinhas na Várzea Lago Grande do Curuaí
Fonte: O Autor, 2013-2014.

2.4 Pressões locais e as atividades antrópicas

Folhes *et al.* (2012) apontaram que dentro do Bioma Amazônia, o sistema de lagos da várzea Lago Grande do Curuaí é bem representativo, tanto pelos aspectos naturais, quanto pelas múltiplas formas de uso e ocupação do solo. A dinâmica rio-planície, orquestrada pelo pulso de inundação, condiciona a realização de atividades sazonais de extração de recursos naturais.

O ciclo da borracha marcou o primeiro *boom* econômico da região e gerou a ocupação ao longo de rios e de várzeas. Aliado a esse processo, marcaram as alterações antrópicas do quadro natural desse ecossistema a abertura das rodovias Belém-Brasília e Transamazônica, o aproveitamento hidrelétrico da região, e a colonização e distribuição de terras por grandes projetos de assentamentos e de criação de bovinos, durante o século XX.

No século XVII, em pleno período colonial, iniciaram-se os sistemas extensivos de criação de gado nas zonas de várzeas de Santarém. As gramíneas que brotavam na área inundável durante o período de seca (novembro e dezembro) eram utilizadas como alimento para o gado. Durante os períodos de enchente e cheia, os animais eram deslocados para regiões de terra firme (Bunker, 1982). Destaca-se ainda, nesses mais de 350 anos de uso e ocupação da várzea Lago Grande do Curuaí, a substituição de cobertura vegetal natural para fins antrópicos.

Na várzea Lago Grande do Curuaí, a prática de extrativismo vegetal e animal, como também a produção de farinha de mandioca são atividades de subsistência (Folhes, 1997). Praticam-se a pecuária e a pesca por proporcionarem maior renda econômica. Peres (2016) apontou que as práticas antrópicas podem gerar distúrbios no ecossistema de várzea com reflexos diretos na vida das comunidades ribeirinhas.

A partir de geotecnologias associadas às métricas de paisagens, Peres (2016) analisou as dinâmicas de alteração de uso e cobertura da terra do Lago Grande do Curuaí. Realizou também análises a partir de dois recortes espaço-temporais. Foram classificadas imagens dos satélites *Landsat 5* e *7*, dos anos de 1985, 1997 e 2014. As métricas permitiram estabelecer padrões de paisagem. As classificações foram validadas pelo índice Kappa por meio de dados *in loco*, realizados em 2014 e 2015, durante os períodos de seca e cheia.

O primeiro recorte espacial tratou da cobertura vegetal natural (florestas de terra firme e de várzea). As métricas apontam dinâmica moderada entre 1985 e 2014, com destaque para a classe vegetação secundária/capoeira, que apresentou o maior incremento em termos de

área. O segundo recorte, analisou a divisão do sistema Curuaí em seis zonas de paisagem, conforme se apresenta no Quadro 2.1.

Zonas	Classificação de Paisagem	Descrição
1	Sistema pastoral de várzea baixa	Região mais baixa da várzea, permanecendo maior parte do tempo inundada, tendo como matriz a água.
2	Sistema pastoral de várzea alta	Região mais alta da várzea, onde predominam arbustos e pastos naturais, alagando durante o pulso de inundação do rio Amazonas.
3	Sistema agropastoril de terra firme	Região onde as atividades de agricultura e pecuária se mesclam e produzem uma zona já bastante alterada; tem como matriz a vegetação secundária.
4	Sistema agroflorestal de terra firme	Região onde ocorrem alterações por atividades antrópicas, mas com a floresta de terra firme mantendo-se como matriz.
5	Ecosistema de savana de terra firme	Ocorre à leste da bacia, consiste basicamente em uma zona de predominância de redutos de cerrados, denominados campos naturais.
6	Ecosistema de floresta de terra firme	Zona que consiste basicamente em floresta.

Quadro 2.1 Classificação das Paisagens da Várzea do Lago Grande do Curuaí

Fonte: Peres (2016)

Evidenciou-se que as alterações na paisagem com maior representatividade são decorrentes de práticas de agricultura e pecuária. A análise comparativa para os anos de 1985 e 2014 revelou que a classe 6 (Ecosistema de Floresta de Terra Firme) apresenta uma redução de 30 mil hectares, como também, uma fragmentação territorial. Conforme Peres (2016), infere-se que essa diminuição de área e o aumento de fragmentação são indicativos de incremento de atividades antrópicas (Figura 2.4). Por exemplo, a abertura de pastos evoluiu em 4,65% (16 mil hectares) durante o período estudado. Outro ponto que merece destaque é que a vegetação secundária aumentou em 242,2%. Esse cenário pode ser resultado de perturbações antrópicas ao ambiente, como por exemplo, desmatamento de áreas para abertura de novos pastos ou agricultura familiar (Brown; Lugo, 1990).

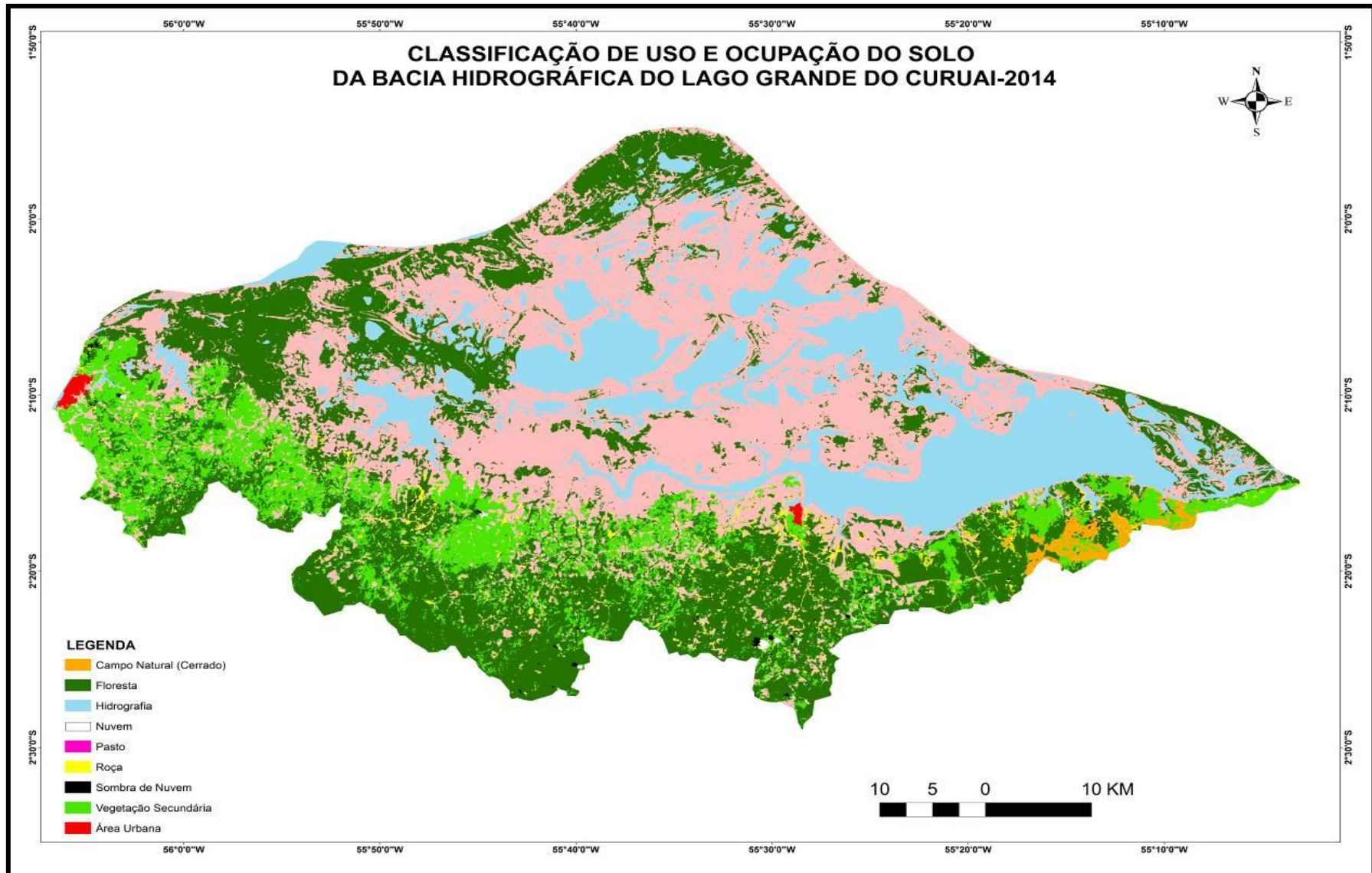


Figura 2.4 Classificação de Uso e Ocupação do Solo da Bacia Hidrográfica do Lago Grande do Curuai-2014

Fonte: Peres (2016)

Os resultados da classificação apontaram que duas zonas concentram grande parte dos processos de substituição da cobertura vegetal natural por atividades antrópicas, sendo as zonas 3 e 4 as que indicaram maior alteração da paisagem. As florestas de várzeas apresentaram um aumento de mais de 100% e passaram a representar 20,63 mil hectares de área coesa e densa. O estudo indicou também, que a área de estudo possui padrões heterogêneos de ocupação no tempo e no espaço.

Ainda de acordo com o estudo de Peres (2016), a avaliação do primeiro recorte geográfico revelou que a várzea Lago Grande do Curuaí possui características antrópicas moderadas. Por outro lado, a partir do segundo recorte geográfico composto de 6 zonas da paisagem, verificou-se que as características antrópicas são mais bem acentuadas na Zona da Paisagem 3 (Sistema Agropastoril de Terra Firme) e Zona da Paisagem 4 (Sistema Agroflorestal de Terra Firme). Destaca-se ainda que as alterações das zonas de paisagem na várzea decorrem das múltiplas formas de ocupação do ambiente em associação com a dinâmica natural.

Nesse sentido, destaca-se que a floresta primária reduziu sua área enquanto que nos últimos 30 anos observou-se o crescimento da vegetação secundária. Esse resultado corrobora com as atividades produtivas da região. As áreas destinadas à agricultura familiar e pasto têm pequeno porte e se encontram dispersas.

3 INDICADORES E ÍNDICES NA BUSCA DA QUALIDADE AMBIENTAL

Neste capítulo, apresenta-se a base teórica sobre a utilização de indicadores e índices ambientais, como também a importância e as dificuldades de análise considerando a temática qualidade ambiental. Discutem-se alguns métodos para avaliação de padrões ambientais, a partir de indicadores e índices. Apresentam-se também, experiências internacionais com exemplos de sistemas de indicadores, e algumas abordagens possíveis de aplicação no ecossistema de várzeas objeto de investigação desta Tese.

3.1 Dos Indicadores aos Índices

Os indicadores ambientais representam papel importante na avaliação e na busca pela qualidade ambiental, pois refletem as pressões que impactam os componentes do meio ambiente (Rufino, 2002).

Vários parâmetros têm sido apontados na literatura como influentes no desempenho de sistemas ambientais – os chamados indicadores (OECD, 1994; Gallopín, 1996; Vieira e Stuart, 2009; Magalhães Júnior, 2010). Para Meadows (1998, p. 1), os indicadores “são componentes que fornecem informações indispensáveis para a compreensão do mundo, para tomada de decisões e para planejamento de ações”. A dificuldade para se medir e avaliar a qualidade ambiental centra-se na “complexidade organizada em torno das diversas inter-relações entre os sistemas ambientais e socioeconômicos” (Jiménez Herrero, 2006, p. 8). Entende-se que para se avaliar padrões ambientais é necessário fazer juízo de valor sobre o estado dos atributos do meio com relação à sua influência ou à sua capacidade de atender às condições necessárias para preservação de uma região.

Para Hanai e Espíndola (2011), os indicadores identificam as características relevantes de um sistema e elucidam as complexas relações entre as diferentes variáveis envolvidas num processo específico, tornando-o visível ou perceptível para comunicar as informações que os contêm. São valiosos e úteis instrumentos para subsidiar os processos de tomadas de decisão, desenvolvimento e monitoramento de projetos, planos e programas que tenham o viés da qualidade ambiental.

A agregação de indicadores em um único parâmetro – índice – capaz de traduzir numericamente uma situação e apontar o sentido da qualidade ambiental de uma dada região é a etapa mais complexa de qualquer proposta metodológica que considere a sustentabilidade (Vieira; Stuart, 2009). Um dos obstáculos encontrados é a discussão quanto ao conceito do que é qualidade ambiental e, considerando que não existe um consenso sobre o que o termo significa, conseqüentemente, não existe concordância sobre como medi-lo (Adriaanse, 1993; Santos, 2004; Van Bellen, 2006).

Quando os indicadores são colocados de forma numérica representam valores medidos ou derivados de mensurações quantitativas e/ou qualitativas passíveis de serem padronizados e assim comparados com informações de outras áreas, regiões ou países. Dessa forma, possibilitam a seleção de informações significativas, a simplificação de fenômenos complexos, a quantificação de informações e a comunicação de informação entre coletores e usuários. Segundo Santos (2010b), os indicadores e índices são elaborados para exercerem as funções de síntese, quantificação, análise e comunicação, o que permite entender fenômenos e torná-los mensuráveis e compreensíveis, pois são capazes de facilitar o entendimento de processos complexos aos vários seguimentos da sociedade.

Há um debate considerável acerca da agregação ou não dos dados a índices de fácil comunicação ou simplesmente apresentar os dados, chamando a atenção aos indicadores-chave originais (Reed *et al.*, 2006). Sánchez Rivero e Pulido Fernández (2008) definem os índices ou indicadores sintéticos como medidas adimensionais, resultado da combinação de variáveis simples mediante um sistema de ponderação que hierarquiza os componentes. Em contrapartida, Gallopín (1997) refuta tal definição afirmando que, malgrado alguns autores considerarem um índice como o mais alto nível de agregação de indicadores, os resultados podem ser frágeis e questionáveis, pois a distinção entre índices e indicadores baseia-se na complexidade da função pelos quais são obtidos, e não por seu nível hierárquico. Um índice consiste numa função de duas ou mais variáveis, geralmente soma, multiplicação ou operação ponderada de variáveis individuais.

Seja como for, Sánchez Rivero e Pulido Fernández (2008) enfatizam a importância da definição de indicadores/índices ambientais, pois representam um tipo de ferramenta que apresenta a complexidade de um sistema de maneira simplificada. A informação que se obtém dos indicadores agregados é maior, embora a interpretação seja, em muitos casos, mais complicada e com certas restrições. Van Bellen (2006) ainda considera que os problemas complexos requerem indicadores integrados ou indicadores agregados em índices, pois os

tomadores de decisão necessitam destes índices, que devem ser facilmente entendíveis e utilizados em processos de decisão.

Por outro lado, o desenvolvimento de indicadores altamente agregados é confrontado com o dilema de que, apesar do alto nível de associação ser necessária para intensificar a percepção dos problemas, a existência de valores desagregados é essencial no sentido de apresentar conclusão dos possíveis planos de ações (Meadows, 1998). A agregação de dados pode ocultar importantes informações sobre alguns setores, cujo déficit ameaça a completa interpretação do sistema (Reed *et al.*, 2006).

Percebe-se então que os indicadores devem refletir o estado, as pressões e a qualidade dos componentes do meio ambiente (Alfaro; Oyague, 1997; Teza, 2016). Além disso, Merico (1997) destaca que os indicadores têm a função de retratar a qualidade do ambiente e dos recursos naturais, além de contribuir para avaliar as condições e tendências. Braga *et al.* (2004) acrescentam que os indicadores devem apresentar capacidade de captar o fenômeno produzido.

Os estudos sobre indicadores de desempenho ambiental têm recebido atenção crescente, conforme as pesquisas realizadas por cientistas e grupos acadêmicos de várias áreas do conhecimento, como Hammond *et al.* (1995), Moldan e Billharz (1997), Lindenmayer *et al.* (2000), Junk (2000; 2001), IISD (2002), Swart *et al.* (2002), Xu *et al.* (2006), Fortini *et al.* (2006), EEA (2007), Guimarães (2008), Martins e Cândido (2008), Vieira e Studart (2009), Singh *et al.* (2009; 2012), Feld *et al.* (2007; 2009; 2010), Santos (2010a), Santos (2010b), Magalhães Júnior (2010), Castello *et al.* (2011), Borges (2014) e Teza (2016). Esses estudos deram significantes contribuições metodológicas aplicáveis ao desafio de apontar indicadores e mensurar a qualidade de ecossistemas.

Por outro lado, a controvérsia sobre essa temática é ilustrada pelas posições diametralmente opostas nas quais alguns autores consideram medir desempenho ambiental uma utopia (Montaño, 2002), enquanto outros acreditam na possibilidade de modificações provocadas pelo ambientalismo (Cavalcanti, 2003; Leff, 2006). Por sua vez, Van Bellen (2006) teoriza que a qualidade do ambiente pode ser avaliada por meio de indicadores que possibilitem sinalizar direções a seguir, como também, modificações na sociedade.

Conforme OECD (1994; 2002a,b), Hammond *et al.* (1995), IISD (2002), Balmford *et al.* (2005), EEA (2007), Feld *et al.* (2009; 2010), Santos (2010a) e Santos (2010b) um indicador pode ter como objetivos:

- a) definir ou monitorar a qualidade ambiental de uma realidade;
- b) facilitar o processo de tomada de decisão;
- c) evidenciar em tempo hábil modificação significativa em um dado sistema;
- d) caracterizar uma realidade, permitindo a regulação de sistemas integrados;
- e) estabelecer restrições em função da determinação de padrões;
- f) detectar os limites entre o colapso e a capacidade de manutenção de um dado sistema;
- g) tornar perceptíveis as tendências e as vulnerabilidades;
- h) sistematizar as informações, simplificando a interpretação de fenômenos complexos;
- i) ajudar a identificar tendências e ações relevantes, bem como avaliar o progresso em direção a um objetivo;
- j) prever o *status* do sistema, alertando para possíveis condições de risco;
- k) detectar distúrbios que exijam o replanejamento; e,
- l) medir o progresso em direção à sustentabilidade.

Nesse sentido, Gallopin (1997) propôs que os sistemas de indicadores sigam alguns requisitos universais:

- ✓ os valores dos indicadores devem ser mensuráveis (ou observáveis);
- ✓ deve existir disponibilidade de dados;
- ✓ a metodologia para a coleta e o processamento dos dados, bem como para a construção dos indicadores, deve ser clara, transparente e padronizada;
- ✓ os meios para construir e monitorar os indicadores devem estar disponíveis, incluindo capacidade financeira, humana e técnica;
- ✓ os indicadores ou grupo de indicadores devem ser financeiramente viáveis;
- ✓ deve existir aceitação política dos indicadores no nível adequado. Indicadores não-legitimados pelos tomadores de decisão são incapazes de influenciar decisões.

Faz-se necessário o desenvolvimento de políticas que estimulem adequadamente o desenvolvimento de sistemas de indicadores para identificar e medir o estado do meio ambiente e suas tendências, como também sua implicação na prestação de serviços ecossistêmicos. Vale ressaltar que para discutir as lacunas existentes, um esforço considerável é imprescindível quanto à promoção de indicadores e índices para avaliar a qualidade ambiental do ecossistema e do território.

3.2 Qualidade Ambiental: Importância e Dificuldades Analíticas

O interesse sobre a qualidade ambiental parte da necessidade de um entendimento adequado sobre outros temas, como a qualidade do ar, da água e suas características biogeoquímicas, dos solos e das áreas verdes (Perloff, 1973). A complexidade para avaliar, compreender e estabelecer padrões de qualidade ambiental requer sistemas interligados, indicadores inter-relacionados ou a agregação de diferentes indicadores. Porém, na prática, não foram registrados na literatura sistemas de indicadores que tratam sobre qualidade ambiental para ecossistemas como as planícies de inundação da Amazônia brasileira.

O entendimento sobre qualidade ambiental é amplo e complexo, pois ao se considerar a multidimensionalidade do meio ambiente, essa categoria passa a ser entendida como substrato e mediador de todas as formas de vida, dos ciclos biogeoquímicos, das relações ecológicas e da evolução dos ecossistemas naturais. Nesse sentido, a qualidade do ambiente é parte essencial da qualidade de vida humana que abrange outras áreas e que pode indicar o desempenho ambiental associado a fatores ecológicos, socioeconômicos e culturais (Nucci, 2008; Lima, 2013).

A importância de indicadores e da geração de índices que consigam medir a qualidade ambiental está na agregação de informações sobre o estado atual de uma região em relação àqueles condicionantes que possam de uma maneira ou outra, elevar ou diminuir o seu desempenho ambiental. Conforme Guimarães (2004), em função da subjetividade para se conceituar o que é qualidade ambiental o desafio é grande, por esta razão, ressalta-se também, a dificuldade para a reprodução do mesmo método em outros ecossistemas.

Os indicadores ambientais possuem uma grande importância na avaliação da qualidade ambiental, pois podem ser considerados parâmetros, tanto quantitativos, como qualitativos, para evidenciar as modificações no meio ambiente. Mas, é importante lembrar que os

resultados dependerão da escolha adequada desses indicadores dentro de uma metodologia de análise que considere as variáveis que compõem o ambiente e as relações entre si (Lima; Amorim, 2009).

As pesquisas sobre qualidade ambiental necessitam da integração de uma gama de informações multidisciplinares. A etapa complexa está no desafio de conseguir fazer a comunicação a partir da riqueza de dados de forma coerente e objetiva, especialmente pela produção de sistemas de indicadores coesos ou índices sintéticos, capazes de comunicar realidades complexas de forma resumida (Braga *et al.*, 2004).

Dias (2011) defende que, diante do grande número de abordagens que a qualidade ambiental pode comportar, e da falta de um padrão metodológico que se aplique a todas as situações, o mais apropriado é a busca por um modelo que melhor se adeque às particularidades do objeto estudado.

Como foi visto, existem muitas divergências quanto ao conceito do que é qualidade ambiental. Por essa razão, encontram-se na literatura vários estudos e diversificados métodos para essa temática. A abordagem dessas pesquisas deve ter por base os indicadores ambientais, o que envolve a difícil escolha daqueles que serão capazes de refletir a realidade/estado do meio ambiente de forma simples, apesar da complexidade analítica (Braga *et al.*, 2004).

O caráter amplo e complexo torna de difícil conceituação a que é qualidade ambiental (Rossato, 2006). Conforme o *Glossary of Environment Statistics* (1997) consiste no estado e nas condições do meio ambiente que podem ser representados por índices, indicadores e parâmetros em um determinado momento. A qualidade ambiental é conjunto de propriedades e/ou características do meio ambiente que pode de alguma forma refletir sobre os seres humanos e outros organismos (EIONET, 2012). São múltiplas as definições e linhas de pesquisas quanto a esta temática, e diante disso, Luengo (1998) avança no debate ao afirmar que qualidade ambiental pode ser entendida como as melhores condições associadas ao biológico, ecológico, econômico, produtivo e sociocultural, ou seja, é o produto das inter-relações entre múltiplos parâmetros para o alcance de um *habitat* saudável, capaz de contemplar os requerimentos básicos da sustentabilidade da vida.

Nesse contexto, a água se destaca como o recurso natural mais importante que participa e dinamiza todos os ciclos ecológicos; os sistemas aquáticos têm uma grande diversidade de espécies úteis ao homem e que são também parte ativa e relevante dos ciclos

biogeoquímicos e da diversidade biológica do planeta Terra. Tanto o homem quanto os outros organismos vivos utilizam a água para suas funções vitais. Ademais, a água atende a um conjunto de atividades, tais como, produção de energia, navegação, produção de alimentos, desenvolvimento industrial, turismo e economia (Gleick, 1993). A utilização dos recursos naturais como base para o desenvolvimento e manutenção dos níveis de consumo atuais tem reflexo direto nos meios bióticos. Entre os ecossistemas mais prejudicados quanto à qualidade ambiental, estão as planícies de inundação da Amazônia brasileira.

A presente Tese discute a qualidade da água de ecossistemas de várzea como o reflexo da qualidade ambiental. A abordagem está apresentada por meio de índices de estado trófico (IET) composto por indicadores biogeoquímicos. Destaca-se também, neste estudo, a avaliação sobre o meio ambiente aquático e as características biológicas referentes à biodiversidade, *habitats* e possíveis adaptações dos organismos fitoplanctônicos às alterações na qualidade do ecossistema.

Como apresentado nos capítulos anteriores, enfatiza-se que as várzeas estão ameaçadas pelas pressões antrópicas, com consequências diretas na dinâmica dos sistemas de inundação rio-planície. Essas ocorrências colocam em risco a qualidade ambiental desses ecossistemas, com resposta direta no ciclo biogeoquímico, na qualidade da água e, conseqüentemente, na biodiversidade aquática. Vale ressaltar que a inexistência de um sistema de indicadores como ferramenta para acompanhar o estado dessas áreas inviabiliza o controle ambiental desses *hotspots* de biodiversidade.

Apresentam-se a seguir, alguns exemplos sobre a utilização de indicadores em âmbito internacional, que buscam contribuir apontando impactos ambientais, pressões e caminhos para aumentar o desempenho ambiental e garantir a qualidade de ecossistemas.

3.3 Indicadores Ambientais: Experiências Internacionais

Nas décadas de 1970 e 1980 os indicadores ambientais começaram a ser utilizados por meio do incentivo de governos e organizações internacionais na formulação e divulgação dos primeiros relatórios sobre o estado do meio ambiente (França, 2001). Assim, o *World Resources Institute*, dos Estados Unidos, desenvolveu uma pesquisa sobre indicadores ambientais que resultou na publicação do relatório chamado Indicadores Ambientais: uma Abordagem Sistemática para Medir e Informar o Desempenho Político-Ambiental no

Contexto do Desenvolvimento Sustentável (*Environmental Indicators: a Systematic Approach to Measuring and Reporting on Environmental Policy Performance in the Context of Sustainable Development*). Nesse documento, foram sugeridos quatro indicadores sintéticos que retratavam as formas de interação entre sociedade e ambiente com base nos conceitos clássicos da função que a economia exerce sobre o meio ambiente, a saber: depleção de recursos naturais, poluição, risco para os ecossistemas e impacto ambiental sobre o bem-estar humano (Hammond *et al.*, 1995).

Em 2004, a proposta Pan-Europeia denominada de Racionalização dos Indicadores Europeus de Biodiversidade para 2010 (*Streamlining European 2010 Biodiversity Indicators-SEBI*) foi lançada pela Agência Europeia de Ambiente, visando desenvolver um sistema de indicadores de biodiversidade (Balmford *et al.*, 2005, EEA, 2007). O objetivo principal pautava-se em monitorar o estado e as tendências da biodiversidade, i.e., taxas de crescimento e de perda, e afirmaram a necessidade de se definir indicadores de ecossistemas de ampla aceitação e de fácil compreensão.

Essa iniciativa estava associada à Convenção sobre a Diversidade Biológica – CBD (*Convention on Biological Diversity*), e listou alguns indicadores globais para avaliar o progresso em direção à meta de 2010 (UNEP/CBD/COP7, 2003). Tanto a CBD quanto a SEBI 2010 enfatizaram a necessidade de construção de indicadores que poderiam ser facilmente comunicados aos tomadores de decisão e aos profissionais da área. Ambas as iniciativas sugeriram *framework* de indicadores atuais e potenciais com iniciativas de indicadores regionais e nacionais para travar a perda de biodiversidade.

O sistema de indicadores proposto, o SEBI 2010, tem natureza holística, e enfatiza as relações mútuas entre os indicadores individuais e seu poder para lidar com a incerteza, além de serem de fácil utilização (Quadro 3.1). A base metodológica visou prestar informação aos gestores públicos ao longo da cadeia Força Motriz-Pressão-Estado-Impacto-Respostas (*Driving Force-Pressure-State-Impact-Response – DPSIR*), em favor da eficácia da política (EEA, 2007).

Feld *et al.* (2010) realizaram uma vasta revisão sobre o estado da arte para analisar 531 indicadores de biodiversidade de sete tipos de ecossistemas (agroecossistemas, florestas, grama/matagal, lagos, rios, solo e zonas úmidas) em 617 referências publicadas no *Science Citation Index Expanded (SCIE)*, referentes ao período de 1997 a 2007. Os autores classificaram as indicações em categorias gerais (*e.g.*, avaliação da qualidade ambiental do

ecossistema, monitoramento e avaliação da biodiversidade), dada a gama de indicadores e tipos de ecossistemas abrangidos pelo estudo.

Área focal da CBD	Índice/Tema	SEBI indicador específico 2010	
Situação e tendências dos componentes da diversidade biológica	Tendências na abundância e distribuição das espécies selecionadas	1. Abundância e distribuição das espécies selecionadas (borboletas e aves)	
	Alteração do estado de ameaça e/ou espécies protegidas	2. Índice da Lista Vermelha de espécies europeias 3. Espécies de interesse europeu	
	Tendências da extensão de selecionados biomas, ecossistemas e <i>habitats</i>	4. Cobertura do ecossistema 5. Habitats de interesse europeu	
	Tendências da diversidade genética de animais domésticos, plantas cultivadas e espécies de grande importância socioeconômica dos peixes	6. Diversidade genética	
	Cobertura de áreas protegidas		7. Áreas de preservação nacional 8. <i>Habitats</i> de aves na União Europeia
Ameaças à biodiversidade	Deposição de nitrogênio	9. Excedência de valores de nitrogênio	
	Tendências em espécies exóticas invasoras (números e custos de espécies exóticas invasoras)	10. Invasão de espécies exóticas na Europa	
	Impacto das mudanças climáticas sobre a biodiversidade	11. Impacto das mudanças climáticas sobre população de aves	
Integridade, bens e serviços ecossistêmicos	Índice Trófico Marinho	12. Índice Trófico Marinho dos mares europeus	
	Conectividade/fragmentação dos ecossistemas	13. A fragmentação de áreas naturais e seminaturais 14. Fragmentação dos sistemas fluviais	
		A qualidade da água em ecossistemas aquáticos	15. Nutrientes em águas de transição, costeiras e marinhas 16. Qualidade de água doce
Uso sustentável	Gestão sustentável de floresta, agricultura, pesca.	17. Floresta: estoque de crescimento, incremento e desmatamento 18. Floresta: madeira em decomposição 19. Agricultura: balanço de nitrogênio 20. Agricultura: área potenciais sob práticas de gestão de suporte à biodiversidade 21. Pescas: estoques de peixes comerciais europeus 22. Aquicultura: a qualidade da água dos efluentes das fazendas de piscicultura	
		Pegada Ecológica de países europeus	23. Pegada Ecológica de países europeus
Estado de acesso e partilha benefícios	Porcentagem de pedidos de patentes europeias para invenções baseadas em recursos genéticos	24. Pedidos de patentes com base em recursos genéticos	
Estado de transferências de recursos	Financiamento para a biodiversidade	25. Financiamento de gestão da biodiversidade	
Opinião pública	Sensibilização e participação do público	26. Sensibilização pública	

Quadro 3.1 Indicadores-Chave de biodiversidade para áreas de interesse da União Europeia
Fonte: EEA (2007).

A classificação dos tipos de indicadores foi definida, de acordo com Noss (1990) e Pioani *et al.* (2000), baseada na discriminação de parâmetros bióticos e abióticos. Os indicadores bióticos (espécies indicadoras, características, etc.), necessários para avaliar o estado e as tendências da biodiversidade e os indicadores abióticos (geoquímica, área, etc.) são potencialmente úteis para detectar e quantificar o nível de estresse ou perturbação ambiental que afeta o ecossistema/*habitat*. Já a escala espacial refere-se em geral à área geográfica em que o indicador é medido, e vai da escala local à global.

Feld *et al.* (2009) também distinguiram os indicadores de biodiversidade e de serviços ecossistêmicos como: a) estruturais (e.g., cobertura florestal e o desmatamento nas florestas), b) funcionais (traço de riqueza e abundância, diversidade funcional) e, c) componentes de diversidade genética (e.g., heterozigosidade). Utilizaram a análise multivariada para melhor visualização da estrutura geral das relações entre os múltiplos indicadores, critérios de seleção e tipos de ecossistemas. As parcelas de ordenamento foram consideradas como uma ferramenta útil para exibir as múltiplas relações.

O uso de indicadores estruturais se destaca dos funcionais em todos os ecossistemas. Cerca de um terço de indicadores tratam da avaliação da biodiversidade, no entanto apenas 5% de todos os indicadores referem-se à diversidade genética. As medidas de biodiversidade estruturais variaram entre 3 a 45%, com exceção dos ecossistemas das áreas úmidas e dos solos, que são particularmente raras. Um exame sobre indicadores de biodiversidade revelou que apenas 40% deles abordam diretamente sobre a diversidade de atributos biológicos, tais como espécies, grupos de espécies, estrutura de comunidades ou função. A maioria dos indicadores das áreas úmidas se refere ao serviço de apoio da ciclagem de nutrientes (Feld *et al.*, 2010).

Os modelos conceituais podem facilitar o desenvolvimento de indicadores, como por exemplo, o quadro Fator Motriz-Pressão-Estado-Impacto-Resposta – DPSIR (EEA 2007). O DPSIR é aplicado na avaliação dos ecossistemas em larga escala e monitoramento da biodiversidade e qualidade ambiental para capturar e descrever as relações entre a sociedade e o meio. O conhecimento das relações entre os componentes D|P|S|I|R permite aos formuladores de políticas vincularem indicadores para os condutores da sociedade, as pressões ambientais e a diversidade biológica. Esses resultados podem auxiliar na identificação de ações políticas adequadas para travar a perda de biodiversidade (Rounsevell *et al.*, 2010).

Apesar da disponibilidade de tais modelos conceituais e de uma considerável literatura sobre seu desenvolvimento, muitos indicadores sobre a qualidade ambiental, biodiversidade e serviços ecossistêmicos não atendem a esses critérios de adequação geral. A revisão de Feld *et al.* (2009) revelou várias deficiências com iniciativas a indicação de abordagens e indicadores atuais, incluindo, entre outros, a falta de indicadores para os diferentes componentes da biodiversidade (por exemplo, um foco apenas em riqueza de espécies), a falta de ligações diretas de indicadores para a biodiversidade e a falta de indicadores para quantificar os serviços ambientais para um relatório detalhado (Luck *et al.* 2009). Algumas dessas deficiências também foram criticados por Balmford *et al.* (2005) quanto à formulação de indicadores para mensurar a capacidade genérica do ecossistema.

Diante do exposto, EEA (2007) e Feld *et al.* (2010) consideraram que a aplicação de quadros de critérios de adequação aos indicadores existentes e amplamente utilizados revelam possibilidades de melhoria. Entende-se que uma maior atenção e esforços devem ser engendrados no sentido de expandir os indicadores e o desenvolvimento de pontos de referência. Devem ser desenvolvidos valores de referência justificáveis de componentes específicos da biodiversidade (e.g., a diversidade estrutural e funcional) ou de processos específicos subjacentes às funções e serviços (e.g., a produtividade, a taxa de decomposição) de ecossistemas que oferecem uma base sólida para a avaliação de ambos os componentes (Harrison *et al.* 2010).

Nos últimos anos, surgiu uma série de sistemas de indicadores na tentativa de medir a qualidade ambiental e o progresso em direção a um mundo sustentável. Conforme Cândido (2004) e Van Bellen (2006), dentre as metodologias mundialmente aceitas destacam-se três sistemas de indicadores: Barômetro da Sustentabilidade (*Barometer of Sustainability*), Painel da Sustentabilidade (*Dashboard of Sustainability*) e a Pegada Ecológica (*Ecological Footprint Method*). Contudo, devido às diversas interpretações sobre o que é qualidade ambiental e o que é sustentável, não é de se surpreender que existam muitos tipos, modelos e sistemas diferentes de indicadores (Patterson, 2002), alguns dos quais são elencados a seguir.

O *Barometer of Sustainability* (Barômetro da Sustentabilidade) é uma ferramenta para medir e comunicar o bem-estar de uma sociedade e o progresso em direção ao desenvolvimento sustentável por meio da integração de indicadores biofísicos e de saúde social. Fornece um meio sistemático de organizar e combinar indicadores para que usuários possam visualizar os resultados a partir de índices. A ferramenta de avaliação é uma

combinação do bem-estar humano e do ecossistema, sendo que cada um deles é mensurado individualmente por seus respectivos índices (Prescott-Allen, 1997).

Conforme Santos (2010b), trata-se de um modelo sistêmico que objetiva mensurar a sustentabilidade por meio da avaliação do estado de pessoas e do meio ambiente em busca do desenvolvimento sustentável em nível global ou local. Estes índices são representados graficamente na forma bidimensional, nos quais os estados do bem-estar humano e do ecossistema são colocados em escalas relativas (de 0 a 100), indicando a situação em relação à sustentabilidade. Uma das vantagens deste sistema é a sua abordagem holística, obtida por meio da integração do bem-estar humano com o meio ambiente, permitindo a análise comparativa do conceito de sustentabilidade (Van Bellen, 2006).

O *Dashboard of Sustainability* (Painel de Sustentabilidade) é uma ferramenta matemática com interface gráfica projetada para integrar as influências complexas de sustentabilidade e apoiar o processo de tomada de decisão através da criação de avaliações concisas (Scipioni *et al.*, 2009). É um índice agregado de vários indicadores que emprega meios visuais de apresentação para mostrar as dimensões primárias da sustentabilidade, fornecendo informações quali-quantitativas sobre o progresso em direção à sustentabilidade. A ferramenta utiliza um painel com três mostradores que representam a sustentabilidade do sistema no que se refere às dimensões propostas e é usado para a comparação entre nações, regiões e cidades.

Este sistema permite a apresentação de relações complexas num formato altamente comunicativo, desenvolvido e mantido pelo *International Institute for Sustainable Development* (Van Bellen, 2006). O formato do Painel da Sustentabilidade consiste numa apresentação atrativa e concisa da realidade e se constitui numa importante ferramenta de comunicação para auxiliar os tomadores de decisão, públicos e privados, a repensar suas estratégias de desenvolvimento e a especificação de suas metas.

A abordagem da Pegada Ecológica (*Ecological Footprint Method*) foi desenvolvida por Wackernagel e Rees (1996) com objetivo de estimar a área requerida para sustentar direta e indiretamente a atividade de uma população ou de um sistema econômico. Corresponde, portanto, à quantidade de área terrestre e de água de um ecossistema requerida para manter o padrão de vida de uma população pelo uso e consumo dos recursos materiais e energéticos, assim como para a assimilação dos resíduos produzidos. O método da Pegada Ecológica é uma ferramenta de cálculo que se fundamenta no conceito de capacidade de carga e inclui também a área perdida de produção de biodiversidade em função de contaminação, radiação,

erosão, salinização e urbanização (Cândido, 2004; Van Bellen, 2006). O método captura a esfera ambiental da sustentabilidade que é afetada pela atividade econômica humana, porém o sistema não abrange a dimensão social da sustentabilidade (EEA, 2007).

Dentre os vários métodos para se avaliar a qualidade ambiental tem destaque o modelo Pressão-Estado-Resposta – PER (Figura 3.1), desenvolvido pela *Organization for Economic Cooperation and Development – OCDE* (2012). A partir desse método é possível organizar a informação ambiental, relacioná-la às atividades humanas geradoras de pressão ao ambiente e que pode afetar o seu estado, além disso, apresenta a resposta da sociedade para reduzir ou prevenir os impactos negativos.

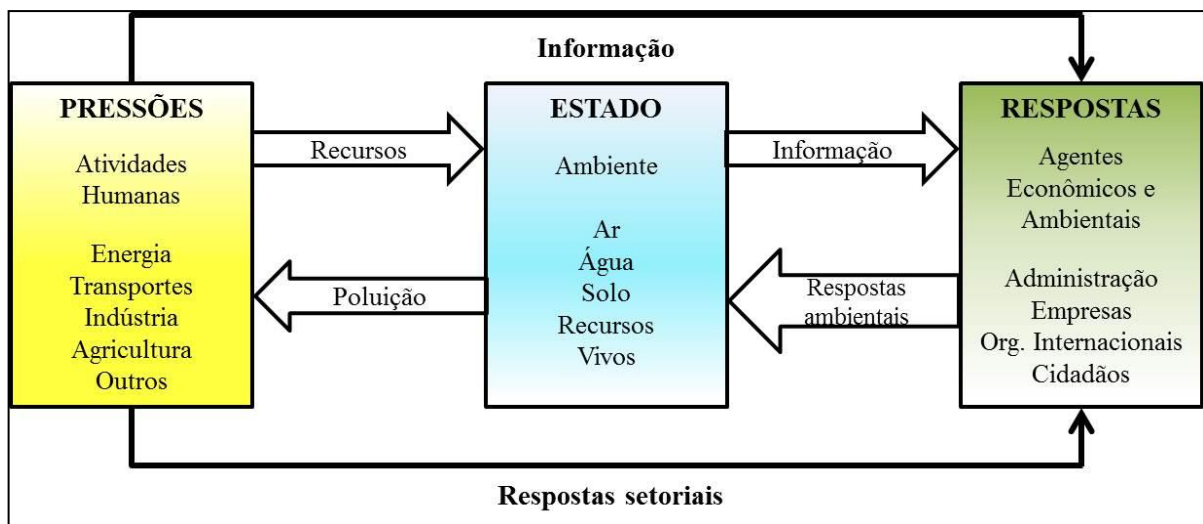


Figura 3.1 Modelo Pressão – Estado – Resposta

Fonte: OECD (1998).

O modelo Pressão-Estado-Resposta (PER ou PSR – *Pressure-State-Response*) é talvez, o sistema mais amplamente utilizado para indicadores ambientais e foi proposto no começo dos anos 1990 (OECD, 2002a, 2002b). A OECD (*Organization for Economic and Cooperation Development*) e a Comissão das Nações Unidas para o Desenvolvimento Sustentável (*United Nations Commission on Sustainable Development - UNCSD*) os adotaram como estrutura padrão para indicadores de sustentabilidade. A partir do modelo PER, surgiu o modelo Força Motriz(Condutora)-Estado-Resposta (FCER), que inclui similarmente os aspectos sociais, econômicos e ambientais, incorporando as causas da pressão e dos impactos produzidos no estado das condições ambientais.

O modelo PER é cíclico e se baseia no conceito de causalidade, reflete as relações que as atividades humanas (pressões, forças motrizes) exercem sobre o meio ambiente modificando o estado dos recursos naturais e das situações sociais e econômicas. A sociedade responde a estas mudanças por meio de políticas ambientais, econômicas e setoriais (respostas), e estas produzem retroalimentação direcionada a modificar as pressões das atividades humanas (OECD, 1994; 2002a, 2002b).

Por outro lado, a mais séria objeção a esta abordagem é a que o modelo negligencia a natureza sistêmica e dinâmica do processo. Esse modelo não avalia a interação e por isso tem conduzido a políticas institucionais errôneas devido a uma interpretação simplificada das inter-relações entre os aspectos a serem medidos (Frausto Martínez *et al.* 2005).

Geralmente existe ambiguidade se o aspecto a ser medido por um indicador é representado por uma força motriz ou um estado. Além disso, existem múltiplas pressões para a maioria dos estados e múltiplos estados surgem da maioria das pressões, criando dificuldades na seleção e escolha dos indicadores (Pintér *et al.*, 2005). Para Bossel (1998), as múltiplas pressões e impactos não são considerados nesse modelo e as reais relações entre os diferentes componentes de uma cadeia não são contabilizados por este tipo de abordagem conceitual.

Vale ressaltar neste momento da argumentação, os novos agrupamentos acadêmicos para a determinação de índices com uma abordagem baseada em cálculos mais complexos, técnicas estatísticas avançadas, gráficos do tipo radar e, principalmente, com espacialização de resultados.

A Abordagem Amoeba foi desenvolvida na Holanda, em 1989, para servir como um quadro para a avaliação da qualidade ecológica dos sistemas de água. Amoeba é uma sigla holandesa para o método geral de avaliação do ecossistema. Ten Brink (1991, p. 75) descreveu que

Se os políticos querem fazer escolhas racionais em matéria de desenvolvimento sustentável, têm que definir este conceito e formular objetivos ecológicos verificáveis e, além disso, eles vão precisar possuir informações econômicas e ecológicas adequadas.

Este modelo foi proposto no âmbito do Programa Ambiental das Nações Unidas (UNEP) para o desenvolvimento das Perspectivas Ambientais Globais e utiliza um número de indicadores dispostos graficamente para definir a garantia sustentável do ecossistema (Patterson, 2002).

O *Environmental Performance Index* (Índice de Desempenho Ambiental) consiste na medida padrão do desempenho de políticas direcionadas à redução de estresse ambiental na saúde humana e promoção da vitalidade de ecossistema e gestão de recursos naturais (Böhringer; Jochem, 2007). Nessa metodologia as variáveis foram divididas em dois grandes objetivos, saúde ambiental e vitalidade dos ecossistemas, além de outras subdivisões relacionadas à política: o impacto do ambiente na saúde, água potável e saneamento básico, e os efeitos da qualidade do ar na saúde, efeitos da poluição do ar nos ecossistemas, recursos hídricos, biodiversidade e *habitat*, recursos naturais produtivos e mudança do clima. Sob todas estas categorias foram avaliados 25 indicadores (Böhringer; Jochem, 2007).

O *Environmental Sustainability Index* (Índice de Sustentabilidade Ambiental) foi desenvolvido pelo *World Economic Forum 2001*, na Suíça, para medir o progresso em direção à sustentabilidade ambiental e quantifica a probabilidade que um território possui de preservar valiosos recursos naturais efetivamente ao longo de um período de tempo. Consiste de 68 indicadores de cinco categorias diferentes: o estado dos sistemas ambientais; redução de estresses em sistemas ambientais; redução de vulnerabilidade humana em mudanças ambientais; capacidade social e institucional para lidar com desafios ambientais e habilidade de cumprir os padrões e acordos internacionais (Patterson, 2002; Ness *et al.*, 2007).

Por sua vez, o *Environmental Vulnerability Index* – EVI (Índice de Vulnerabilidade Ambiental) foi desenvolvido pela Comissão do Pacífico Sul de Geociências Aplicadas (*South Pacific Applied Geoscience Commission* – SOPAC), o Programa das Nações Unidas para o Ambiente (*United Nations Environment Programme* – UNEP) e seus parceiros. Sua projeção é usada em conjunto com índices de vulnerabilidade econômica e social para fornecer *insights* sobre os processos que podem influenciar negativamente o desenvolvimento sustentável dos países. Compreende 32 indicadores de riscos, 8 indicadores de resistência e 10 indicadores que medem os danos e vulnerabilidade do ambiente (Böhringer; Jochem, 2007);

O EVI é baseado em 50 indicadores, combinados por média simples para fornecer um único índice para estimar a vulnerabilidade do ambiente de um país a impactos futuros. Fornece um método rápido e padronizado para a caracterização de vulnerabilidade em um sentido geral e identifica os problemas que podem ser abordados no âmbito de cada um dos três pilares da sustentabilidade, ou seja, do meio ambiente, aspectos econômicos e sociais do desenvolvimento de um país. Sabe-se que esse desenvolvimento é normalmente atingido por meio de trocas entre esses pilares. Portanto, a fim de promover a sustentabilidade, tornou-se importante medir o quão vulnerável é cada aspecto e identificar formas de construir resiliência

(Kaly *et al.* 2005). Esta abordagem foi construída para refletir quanto o ambiente natural de um país é propenso a danos e degradação.

Parr *et al.* (2016) pesquisaram indicadores biogeoquímicos a partir da composição fluorescente de matéria orgânica dissolvida como uma métrica para algumas funções do ecossistema aquático. Utilizaram 142 unidades amostrais de um córrego urbano no estado de Maine, Estados Unidos. Calcularam e compararam o índice resultante de matéria orgânica dissolvida microbiana autóctone (MOD) com indicadores de macroinvertebrados e classificações do nível de qualidade da água relatado pelo *Maine Department of Environmental Protection*. A pesquisa comprovou que MOD microbiano geralmente separava locais com alta integridade biológica de locais onde a comunidade biótica estava altamente degradada.

Ao considerar as premissas apontadas pelos diversos modelos de avaliação da sustentabilidade trazendo-os para a escala local, pode-se inferir que a busca pela qualidade ambiental deve ser encarada como uma construção coletiva, fruto do esforço de diversos atores sociais, projetando à consolidação de uma nova realidade local. Avaliar o andamento deste processo é fundamental para alcançar a qualidade do ambiente e deve considerar as próprias dimensões de um desenvolvimento efetivo que se diferencie do crescimento econômico, e que leve em conta a necessidade de ser socialmente justo, economicamente viável e ambientalmente responsável. Como esse processo é caracterizado por contínua mudança, é preciso possuir instrumentos de avaliação simples e que possam captar periodicamente os resultados positivos e negativos das ações executadas. Estes instrumentos devem servir como radares, captando as exigências de mudança de rumo, identificando potencialidades e vulnerabilidades.

Considerando-se as controvérsias sobre sustentabilidade, a aplicabilidade dos seus fundamentos teóricos passa pela formulação de ferramentas de mensuração diante da necessidade de sair do plano teórico e se tornar operacional. Para que isso seja possível torna-se necessário pensar uma maneira de quantificá-la. Segundo Hammond *et al.* (1995), os indicadores podem informar sobre o progresso em busca de uma determinada meta, mas também, podem ser visualizados como um recurso que deixa mais perceptível uma tendência ou fenômeno que não seja imediatamente detectável.

O reconhecimento da informação relevante, capaz de potencialmente explicar a existência de quaisquer processos que podem comprometer a qualidade na interação entre o homem e o meio ambiente, torna-se possível para uma sociedade se ela possuir instrumentos

técnico-científicos e políticos construídos com essa finalidade. Assim, a necessidade de mensurar a qualidade ambiental surge como condição indispensável para a elaboração de soluções sustentáveis em questão de desenvolvimento (Ribeiro, 2000).

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 A Construção do Sistema de Indicadores

A metodologia para a construção do sistema de indicadores se baseou no modelo PCI: Princípios, Critérios, Indicadores (Prabhu *et al.*, 2000). Tal modelo considera os pressupostos norteadores da definição de indicadores ambientais. Este tipo de abordagem permite organizar a produção de indicadores e estabelecer perspectivas de controle e de monitoramento ambiental de uma dada área, como também de normas que se destinam a orientar o uso sustentável dos recursos naturais.

O itinerário teórico-metodológico visou desenvolver uma ferramenta capaz de representar por meio de indicadores e índices a qualidade ambiental dos recursos naturais da várzea Lago Grande do Curuaí. Esta ferramenta para avaliação da qualidade ambiental se constitui num instrumento básico de controle e avaliação para facilitar a construção de uma linguagem comum e de aprendizagem exigidos nos processos de tomadas de decisões (Chia *et al.* 2008).

Vale ressaltar que a presente proposta metodológica para o sistema de indicadores considerou os estudos de Prabhu *et al.* (2000), Mendoza e Macoun (2000), Benetti (2006), Rabelo (2007), Chia *et al.* (2008) e Silva *et al.* (2010). O desenvolvimento desse sistema seguiu o seguinte roteiro metodológico:

- ✓ Elaboração de pressupostos baseados em Princípios, Critérios e Indicadores/Índices;
- ✓ Definição de um painel com indicadores que compuseram o sistema;
- ✓ Normalização de variáveis;
- ✓ Cálculo de índices ambientais;
- ✓ Espacialização de indicadores/índices;
- ✓ Validação de resultados alcançados.

O sistema está composto por uma série de indicadores e índices que apontam o estado atual do meio ambiente. A partir dos modelos, do arcabouço teórico e recomendações de

organismos internacionais apresentados no Capítulo 3 e, considerando a proposta do método PCI (Princípio, Critério e Indicadores), apresenta-se sua composição no Modelo Conceitual da Tese (Figura 4.1).

Os pressupostos teóricos para definição do Princípio norteador do Sistema de Indicadores Ambientais (SIA) consideraram as relações homem x natureza visando identificar o melhor cenário desejado para a qualidade ambiental da várzea Lago Grande do Curuaí. Após a formulação do Princípio de primeira ordem que estabelece a qualidade ambiental da várzea como algo dependente das formas de utilização do ecossistema, se estruturou o caminho a se percorrer para definir padrões de qualidade ambiental do ecossistema de várzea pesquisado. Adotaram-se nesse sistema, indicadores que se relacionam ao recurso água, precisamente a biogeoquímica como o marcador que reflete as inter-relações entre as influências antrópicas sobre o estado do ecossistema.

A partir deste Princípio de primeira ordem, procurou-se compreender e elucidar a realidade da zona de estudo quanto à qualidade da água como o aspecto capaz de refletir a qualidade ambiental da várzea. Ressalta-se que esta pesquisa considerou que as múltiplas formas de utilização decorrentes da exploração dos recursos naturais da Várzea Lago Grande do Curuaí impactam a qualidade do ecossistema. Esses impactos têm relação direta na qualidade da água, na alteração das características biológicas e na variação espaço-temporal da geoquímica dos lagos.

Com a definição do Princípio norteador do sistema, foram atribuídos dois Critérios necessários ao estudo pretendido. Os dois Critérios para o Sistema de Indicadores partiram do pressuposto que as variações físico-químicas no espaço e no tempo alteram a qualidade da água do ecossistema e que a presença/ausência de algumas espécies indicam a saúde ou degradação do ecossistema. Os pressupostos inseridos nos dois Critérios visaram certificar o Princípio de primeira ordem definido, como também, os padrões ambientais na busca da qualidade ambiental do ecossistema de várzea pesquisado.

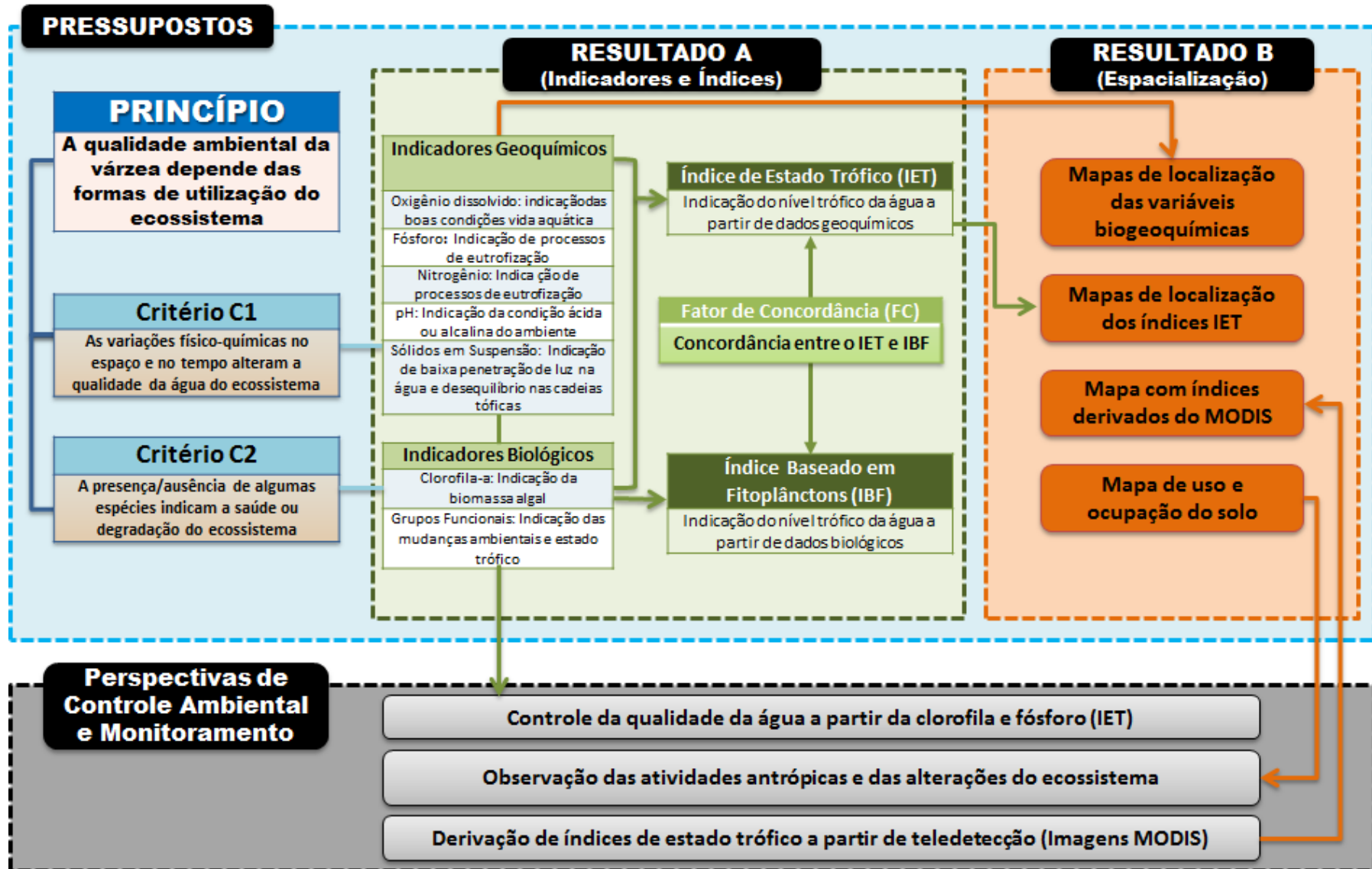


Figura 4.1 Modelo Conceitual da Tese
Elaboração do Autor

Este estudo se relaciona com a avaliação de características biogeoquímicas da água. Nesse sentido, foram selecionadas variáveis indicadoras de condições básicas imprescindíveis para que os microrganismos aquáticos sobrevivam. Por exemplo, sem oxigênio não existe vida, logo a taxa de oxigênio dissolvido na água é condição *sine qua non* à vida aquática. Esse parâmetro é de extrema importância para o ecossistema aquático, uma vez que é vital a todos os organismos por manter o equilíbrio ecológico necessário à respiração e manutenção dos processos de degradação e ciclagem de materiais (Rosso *et al.* 2006).

Nesse mesmo raciocínio, os valores de pH criam ambientes propícios para que as espécies se desenvolvam. Levando-se em consideração o primeiro nível da cadeia trófica, cada espécie ou grupos de espécies têm preferência por determinado pH.

Quanto às concentrações de nutrientes (fósforo e nitrogênio) sabe-se que cada grupo de organismos fitoplanctônicos possui diferentes requerimentos fisiológicos e variam quanto as suas respostas aos parâmetros físico-químicos do ambiente e à disponibilidade de nutrientes (Wetzel, 2001; Reynolds, 2002; Padišák *et al.*, 2009). Como o fitoplâncton é um importante produtor primário e essa produtividade é controlada fundamentalmente pela disponibilidade de nutrientes e pela intensidade luminosa, o aumento ou redução do aporte de nutrientes no lago desequilibra o ecossistema, e algumas espécies em altas densidades podem comprometer a qualidade da água (Wetzel, 1990).

A Clorofila-a é utilizada como indicador de biomassa de algas. Quanto maior a quantidade de clorofila-a, maior é a biomassa algal e conseqüentemente, maior a taxa de crescimento dos organismos, sejam eles eucarióticos (algas) ou procarióticos (cianobactérias). Apesar da determinação da concentração de clorofila-a variar conforme o estado fisiológico da espécie, disponibilidade de luz e, portanto, com a profundidade e gradiente trófico, os resultados apresentam correlação com a densidade celular é aproximada (Kuroda, 2005; Merello, 2005).

O incremento de sólidos em um recurso hídrico pode ter, também, origem natural ou antrópica. A dissolução e o carreamento de compostos do solo e das rochas e a decomposição de matéria orgânica constituem-se nas principais fontes naturais de sólidos na água. Já as fontes antrópicas vinculadas às concentrações de sólidos em suspensão em ambientes aquáticos podem estar relacionadas ao lançamento de despejos domésticos e industriais, bem como a drenagem de áreas agrícolas e zonas urbanas. A presença excessiva de sólidos em suspensão em águas superficiais podem causar danos à vida aquática, uma vez que impedem a

penetração de luz, interferem ou danificam as zonas de desova de peixes. Além disso, podem reter bactérias e resíduos orgânicos no fundo do curso d'água, promovendo decomposição anaeróbia (Cetesb, 2010).

Nesse contexto, foram definidos índices de estado trófico (IET) a partir de variáveis geoquímicas (fósforo e clorofila-a), visando estudar as variações espaço-temporais do IET na várzea Lago Grande do Curuaí. Destacam-se na literatura vários índices para determinar o estado trófico de ambientes aquáticos (Shannon, Brezonik, 1972; Uttomark, Wall, 1975; Nürnberg, 1996; Vollenweider, 1998). Atualmente, o índice mais utilizado, talvez pela simplicidade, é o Índice de Estado Trófico (IET) proposto por Carlson (1977). Todos estes índices foram desenvolvidos para ambientes aquáticos temperados ou subtropicais.

Utiliza-se para a determinação do estado trófico da várzea Lago Grande do Curuaí a proposta de Toledo *et al.* (1984) que é uma modificação do IET (Carlson, 1977) para aplicação em ambientes tropicais. Para o estudo quanto ao status de limitação baseado no índice de estado trófico individual ($IET_{T(\text{fósforo})}$ e $IET_{T(\text{clorofila-a})}$) foi utilizada as recomendações de Lamparelli (2004). O detalhamento metodológico está apresentado no capítulo 5 desta Tese. Esse enfoque foi igualmente realizado para os lagos de águas brancas e de águas pretas da várzea, conforme detalhado no item 4.2 e apresentado no capítulo 7.

Outro indicador importante para essa avaliação quanto ao estado biogeoquímico do lago corresponde ao estudo dos grupos funcionais fitoplanctônicos. Com a identificação desses grupos, é possível espacializar e entender as dinâmicas que existem no lago, além de fornecer informações sobre o estado trófico do ambiente.

Avaliaram-se ainda, as respostas biológicas para o enquadramento do estado trófico da várzea, a partir de um índice baseado por grupos funcionais de fitoplânctons (IBF). Os grupos funcionais (FG) foram classificados a partir da proposta por Reynolds *et al.* (2002) com as modificações de Padisak *et al.* (2009). As espécies com 5% da biomassa total por unidade amostral foram selecionadas para compor os GF conforme indicado em Kruk *et al.* (2002). Os grupos funcionais do fitoplâncton (GF) foram relacionados com a diversidade na forma, tamanho e processos fisiológicos, isso fez com que as espécies fossem classificadas de acordo com suas propriedades funcionais nos códons (Brasil; Huszar, 2010). O detalhamento metodológico está disponível no capítulo cinco desta tese.

Os resultados dos índices IET_T e IBF_{PB} , para a avaliação do estado trófico da várzea, foram comparados para o cálculo de um novo índice, denominado índice de concordância (IC). A concordância entre as duas metodologias validou a utilização do índice derivado por variáveis geoquímicas em dois períodos distintos (enchente e cheia), visto que os resultados biológicos, apesar de precisos quanto às variações ambientais, exigem grande esforço laboratorial e alto nível de conhecimento em taxonomia, que limitam um uso amplo dessa abordagem.

Em síntese, a partir da suposição de que o ambiente propício à vida deve estar em equilíbrio dinâmico foram definidos três índices que podem ser mensurados com essas variáveis. Além disso, apresenta-se uma proposta com os primeiros passos para derivação de índices de estados tróficos a partir de imagens de satélites (MODIS). Os índices propostos representaram o reflexo da qualidade ambiental da várzea a partir do elemento água. Obtiveram-se, então, índices que revelaram a estado biogeoquímico da água dos lagos do ecossistema pesquisado.

Após a validação do IET_T pelo IBF_{PB} foi estudada a variação espaço-temporal do índice de estado trófico (IET_T) a partir de variáveis geoquímicas (fósforo e clorofila-a), durante um período hidrológico (enchente, cheia, vazante e seca), referente aos anos de 2013 e 2014. O detalhamento metodológico desse trabalho está apresentado no capítulo 6.

Igualmente, foram gerados mapas temáticos que permitiram a espacialização de variáveis biogeoquímicas, índices de estado trófico e índices derivados de imagens MODIS. Utilizou-se o método da Ponderação do Inverso da Distância (IDW) para a interpolação dos resultados. O detalhamento metodológico quanto a determinação e derivação dos índices pelo MODIS está disponíveis no capítulo 7.

A classificação de uso e ocupação do solo da bacia hidrográfica do Lago Grande do Curuaí e a metodologia de análise são dados secundários obtidos do trabalho de Peres (2016).

Por fim, a proposta do sistema de indicadores ambientais em sua perspectiva de controle ambiental e monitoramento tenta definir a qualidade da água a partir da clorofila e fósforo, caracterizar as atividades antrópicas e as alterações do ecossistema, além de determinar a derivação de índices de estado trófico a partir do instrumental da teledetecção.

4.2 Unidades Amostrais e Período de Coleta

A coleta de dados foi realizada sistematicamente em cinco *transects* (Sul-Norte) para identificar a influência da bacia de drenagem na zona aquática (Figura 4.2). Os pontos intermediários entre os *transects* serviram para avaliar a conectividade entre as dezenas de lagos da várzea. Mas aqui são estudados somente sete (7) desses lagos da várzea Grande do Curuaí classificados como de águas branca. Para facilitar a análise foram definidos alguns códigos para cada um desse lagos: Lago Grande (LG), Grande do Poção (GP), Santa Ninha (SN), Poção (PC), Piedade (PI), e Salé (SL). Somente o lago Piraquara (PQ) é de água preta.

Foram utilizadas 172 unidades amostrais, sendo que os dados referentes às medidas geoquímicas são representados por 42 amostras obtidas no período de março de 2013 (enchente), 45, em setembro de 2013 (vazante), 50, em maio de 2014 (cheia) e, 35, em novembro de 2014 (seca).

As amostras biológicas foram coletadas simultaneamente com as amostras de qualidade da água, mas apenas nos locais ao longo dos *transects*, resultando em 26 amostras para os períodos de enchente (março de 2013) e 25 para vazante (setembro de 2013), respectivamente.

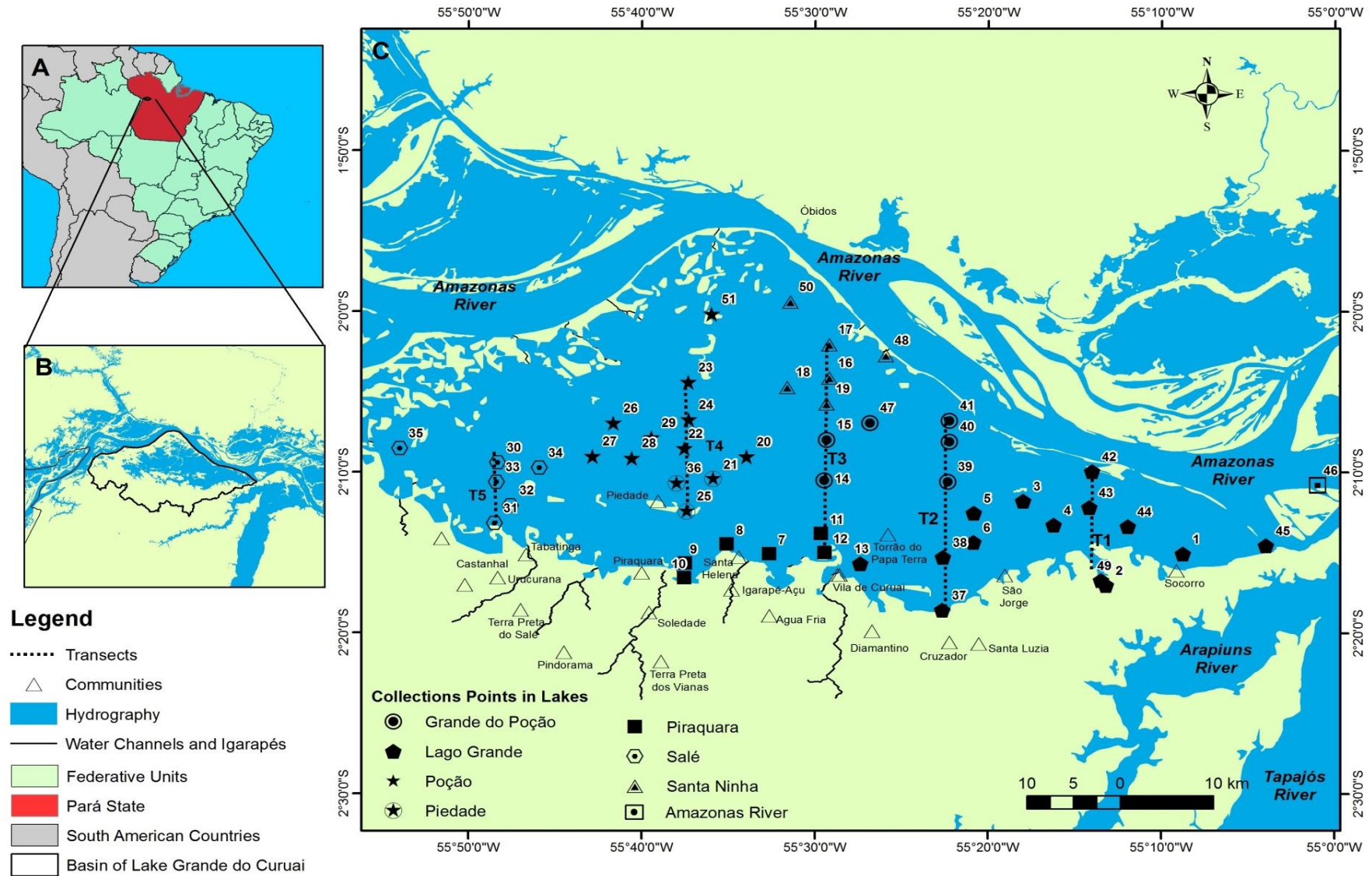


Figura 4.2 Localização da área de estudo (A), bacia hidrográfica do Lago Grande do Curuai (B) e estações de amostragem (C).

4.3 Dados Físico-Químicos

As amostras para análise da qualidade da água foram recolhidas na subsuperfície (< 0,5 cm) dos lagos com a ajuda do equipamento Van-Dorn, armazenadas em garrafas pré-lavadas com HCl a 10% e lavada com água destilada. Parte das amostras foi imediatamente congelada para análise posterior em laboratório. Três alíquotas de 250 ml foram imediatamente passadas através de filtros Whatman GF/F de microfibras de vidro (porosidade 0,7 μm), utilizando uma bomba de vácuo de baixa pressão. As membranas foram embrulhadas em papel de alumínio e congeladas para posterior análise de clorofila-a em laboratório. Uma alíquota de 350 mL foi filtrada através de membranas de acetato de celulose pré-secos e pré-ponderados (porosidade de 0,45 μm) para obter a concentração de sólidos em suspensão.

No laboratório, os filtros de clorofila-a foram extraídos com acetona tamponada (90% acetona + 10% de carbonato de magnésio saturado) (Jespersen e Christoffersen, 1987), e os extratos foram mantidos durante 24 horas no frigorífico, antes da determinação colorimétrica (APHA, 2012). O fósforo total foi obtido na água filtrada por colorimetria (Mackereth *et al.*, 1978). Já o nitrogênio total foi obtido pelo sensor *Non-Dispersive Infrared (NDIR)* Shimadzu acoplado ao analisador de carbono Shimadzu. As medições de pH e oxigênio dissolvido foram realizadas em campo, com auxílio de sonda multiparâmetro YSY, modelo EXO2.

As análises laboratoriais foram realizadas no Laboratório de Pesquisas Hidráulicas (IPH) da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS).

4.4 Dados Biológicos

As amostras de fitoplâncton foram coletadas na subsuperfície (< 0,5cm) e diretamente colocadas em garrafas escuras, preservado com solução a 1% de Lugol. As amostras também foram concentradas através de uma rede de plâncton com um diâmetro de malha de 20 μm para análise qualitativa posterior.

O fitoplâncton foi contado em 400x usando um microscópio invertido Carl Zeiss, Axioscop 25 modelo de acordo com Uthermöhl (1958). Para numerosas espécies, pelo menos 100 indivíduos foram contados, de acordo com as recomendações de Lund *et al.* (1958). A densidade do fitoplâncton foi expressa em unidades individuais (ind.mL^{-1}). O sistema utilizado para classificar o fitoplâncton foi o definido por Van Den Hoeck *et al.* (1997). Por sua vez, o biovolume de algas foi calculada multiplicando a abundância de cada espécie pela média de volume de células e expresso em $\mu\text{m}^3.\text{L}^{-1}$ em consonância com Hillebrand *et al.* (1999) e Fonseca *et al.* (2014). O biovolume foi convertido em biomassa assumindo $1\mu\text{m}^3.\text{L}^{-1} = 1\mu\text{g}.\text{L}^{-1}$ (Wetzel e Likens, 2000).

Os detalhes de todas as análises físico-químicas e biológicas, como também para o cálculo das três metodologias para determinar o índice de estado trófico baseado em grupos funcionais de fitoplânctons (TSI_{PB}) e a validação de índice tradicional para determinação de estado trófico estão disponíveis no artigo *Trophic state index validation based on phytoplankton functional groups approach in Amazonian floodplains lakes*, submetido ao periódico *Inland Waters* (Capítulo 5).

Todas as análises biológicas foram realizadas no Laboratório de Análise e Gerenciamento Ambiental de Recursos Hídricos (Lamarh) da Universidade Federal de Goiás (UFG).

5 VALIDAÇÃO DO ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO COM BASE NA ABORDAGEM DOS GRUPOS FUNCIONAIS DE FITOPLÂNCTON, EM AMBIENTES LACUSTRES DA AMAZÔNIA

Nas últimas décadas, muitos estudos propuseram ferramentas compostas por índices para avaliar a qualidade da água e o estado trófico, principalmente no que diz respeito à eutrofização em regiões temperadas. Por outro lado, os ecologistas desenvolveram metodologias baseadas em assembléias de fitoplâncton, com o objetivo de identificar as respostas biológicas à complexidade do meio ambiente. O fitoplâncton é altamente reativo e permite a detecção precoce de mudanças ambientais.

As pesquisas sobre estado trófico são amplas em publicações internacionais. Em resumo, existem vários métodos para avaliar o estado trófico de ambientes aquáticos, contudo as propostas foram geradas a partir de conjuntos de dados de regiões temperadas, e apenas alguns trabalhos provaram sua confiabilidade para ambientes tropicais. Por esta razão, foi necessário realizar algumas adaptações visando melhor representatividade dos resultados para as regiões de clima tropical. Por outro lado, vários estudos discutem a qualidade da água e estado trófico a partir da abordagem de grupos funcionais de fitoplânctons e obtiveram resultados positivos quando utilizados como uma ferramenta para explicar a dinâmica dos ambientes aquáticos de regiões temperadas, subtropicais e tropicais.

Neste sentido, reportando-se ao cenário da várzea Lago Grande do Curuaí, existem várias comunidades que povoam as regiões de terras firme e zonas inundáveis. A população total foi estimada em mais de 20.000 habitantes. A maioria das comunidades tem menos de 100 famílias, com exceção de algumas comunidades como por exemplo, Curuaí, Piraquara e Tabatinga do Salé que contemplam maiores densidades. A economia das famílias locais está dividida principalmente entre os rendimentos da pecuária, pesca e da agricultura.

Ressalta-se que, além de ser impactada pelos fatores de escala regional como i) construção de barragens e hidrovias, ii) desmatamento, iii) poluição/contaminação e, iv) *overharvesting*, outros fatores degradam o ecossistema aquático. Por exemplo, o desmatamento para abertura de pastos para a prática pecuária, a pesca industrial, o crescimento populacional das comunidades que é acompanhado pela ausência de

infraestrutura de saneamento. Em escala local, esses fatores potencializam processos de eutrofização com a proliferação de algas, com destaque para cianobactérias produtoras de cianotoxinas, a predação entre espécies – perturbação na cadeia trófica –, que comprometem a qualidade ambiental de ambientes lacustres, como é caso da Várzea Lago Grande do Curuaí.

Considerando esse contexto, foram apresentados, discutidos e validados índices de estado trófico (TSI_T) pautados na abordagem tradicional e a partir de uma nova metodologia baseada em grupos funcionais de fitoplânctons (TSI_{PB}). Esse trabalho proporcionou a elaboração de três artigos científicos submetido em periódicos internacionais.

O primeiro artigo intitulado *Trophic state index validation based on phytoplankton functional groups approach in Amazonian floodplains lakes* foi submetido na revista *Inland Waters Journal* (Fator de Impacto 1.776, Qualis B1) tem foco na construção de um novo índice, TSI_{TP} , comparação com o TSI_T e validação em dois períodos distintos, *i.e.*, enchente e vazante, ao longo do ciclo hidrológico da várzea Lago Grande do Curuaí.

A seguir, apresenta-se um resumo sobre as metodologias para o cálculo do TSI_T , construção do TSI_{PB} , *status* de limitação e validação a partir do fator de concordância. Alguns resultados também são apresentados.

Para determinação do índice de estado trófico (TSI_T), neste artigo, foram utilizadas as equações de Carlson (1977) adaptadas para ambientes tropicais por Toledo Júnior (1983), baseado na profundidade do disco de Secchi (SD) e nos parâmetros de clorofila-a (Chl-a) e fósforo total (TP). Este índice foi calculado de acordo com as Equações 1 a 3 do artigo.

Conforme o método, para os ambientes com altas cargas de sedimento não se deve incluir as medidas de Secchi para o cálculo do TSI_{TP} .

Neste artigo, apresenta-se um novo índice de estado trófico baseado nos grupos funcionais de fitoplânctons (TSI_{PB}) adequados às planície de inundação da Amazônia. O TSI_{PB} foi calculado de acordo com a Equação 4 e a Tabela 5.1 do artigo

Quanto à aplicação da equação 4, as espécies que contribuíram para pelo menos 5% de biomassa da amostra total foram selecionadas para identificar FGs. No segundo passo, para cada unidade de amostragem, deduzimos a TSI_{PB} multiplicando o percentual de biomassa de cada codão pela categoria de estado trófico F_{cl}^i , que representam as classes: 1: Ultraoligotrófica, 2: Oligotrófica, 3: Mesotrófica, 4: Eutrófica, 5: hipereutrófica. Da mesma forma, classificamos a categoria de estado trófico para classes mistas: 1.5: Ultra-oligotróficas, 2.5: Oligo-mesotróficas, 3.5: Meso-eutróficas, 4.5: Eutro-hipertróficas.

No entanto, alguns codões são encontrados independentemente do estado trófico. Nesses casos, a porcentagem dos codões sem indicação de estado trófico foi ajustada de forma que a soma da respectiva porcentagem permanecesse 100%.

O TSI_{PB} foi comparado às categorias tradicionais de estado trófico, com base nas concentrações totais de fósforo (P) e clorofila-a (Chl-a). A comparação entre TSI_{PB} e TSI_T categoria de estado trófico foi feita definindo um fator de concordância (FC). Seu valor é um se ambos os índices indicarem o mesmo estado trófico, 0,5 se diferem de uma categoria e 0 se diferirem de mais de uma categoria.

Quanto ao *status* de limitação, apresenta-se no artigo uma exploração e comparação entre $TSI_T(TP)$ e $TSI_T(Chl-a)$ para obter informações sobre a produtividade dos ecossistemas. Quando os valores de $TSI_T(TP)$ resultaram uma classe trófica superior à obtida de $TSI_T(Chl-a)$, existem outros fatores além dos relacionados à disponibilidade de nutrientes que podem limitar a produtividade das comunidades de fitoplânctons, por exemplo, a disponibilidade de luz. Nesses casos, o *status* de limitação é considerado “alto”. O inverso indicou condições favoráveis que aumentam a produção em relação à disponibilidade de nutrientes. O *status* de limitação é considerado “fraco”. Quando ambos os índices concordam, o *status* de limitação é considerado “normal”.

Os principais resultados da pesquisa apontou que o cálculo TSI_T com base na média aritmética dos dados de $TSI_{(Clorofila-a)}$ e $TSI_{(Fósforo\ total)}$ proporcionou o melhor acordo com o TSI_{PB} . Em muitos locais e independente do período, o índice de estado trófico, indicado apenas pelo fósforo total ou pela clorofila, discordou. Durante o período de enchente, o TSI_{PB} indicou uma condição transitória entre o estado mesotrófico e eutrófico, enquanto o TSI_T indicou principalmente a condição eutrófica.

Uma das explicações das discrepâncias poderia ser a limitação do crescimento do fitoplâncton por nitrogênio, enquanto a TSI_T apenas assumiu a limitação do fósforo. A análise destacou uma região da várzea (Piraquara) com estado hipereutrófica, que está situada na proximidade da margem onde o enriquecimento de matéria orgânica e nutrientes era esperado em decorrência da prática pecuária e do efluente doméstico.

Durante o período de vazante, ambos os índices indicaram o estado predominante eutrófico. Apesar de um certo grau de desacordo entre o TSI_T e o TSI_{PB} durante o período de enchente, ambas as abordagens concordaram bem, com 96% de igualdade. Dado o elevado número e a complexidade dos grupos funcionais na planície inundável de Curuaí, não foi possível identificar faixas de valores de TSI para grupos funcionais específicos. Contudo, a análise apontou que os valores de TSI maiores que 55 na planície de inundação estão associados principalmente à presença específica de codão **H1** – fixadora de oxigênio – e, em menor medida, podem indicar também a presença dos codões **M** e **MP**. Os organismos indentificados que compõem os codons M, MP e H1 são produtores de cianotoxinas.

Trophic state index validation based on phytoplankton functional groups approach in Amazonian floodplains lakes

Eudes de Oliveira Bomfim^{a,b,c*}, Marie-Paule Bonnet^{c,b}, Maria Tereza M. P. S. Lobo^d, Cleber Nunes Kraus^e, Ina de Souza Nogueira^d, Lucas Garcia Magalhães Peres^{f,b}, Geraldo Resende Boaventura^{a,b}, Anne-Elisabeth Laques^{c,b}, Jérémie Garnier^{a,b}, David Motta Marques^g

- ^{a.} Universidade de Brasília, Instituto de Geociências, DF, Brazil
- ^{b.} Joint International Laboratory LMI OCE “Observatory of Environmental Change”, UnB/IRD, Brasília, DF, Brazil
- ^{c.} French National Research Institute for Sustainable Development (IRD) – UMR Espace-DEV, University of Montpellier, France
- ^{d.} Universidade Federal de Goiás, Instituto de Ciências Biológicas, Departamento de Botânica, Goiânia, Brazil
- ^{e.} Universidade de Brasília, Campus Planaltina, NEPAL, DF, Brazil
- ^{f.} Universidade de Brasília, Departamento de Geografia, LAGAS, DF, Brazil
- ^{g.} Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto Nacional de Pesquisas Hidráulicas (IPH), Porto Alegre, Brazil.

Abstract

The degradation of aquatic ecosystems around the world is a major societal problem, as the future of the next generations is in danger. In the last decades, many studies have proposed index tools to assess water quality and trophic status. Ecologists have developed methodologies based on phytoplankton assemblies, which reflect the complexity of the environment. In this study, we constructed a new trophic state index based on the phytoplankton Reynolds’ functional groups (TSI_{PB}) approach and we compared it with the traditional categories of trophic states based on nutrients and chlorophyll, using a floodplain Amazonian lake as a model. We deduced TSI_{PB} multiplying the biomass percentage of each codon by the trophic state category it indicates, from ultra-oligotrophic to hypertrophic (numbered from 1 to 5). Trophic states were estimated from the classifications of the codons **C**, **Td**, **W2**, **X2**, **F**, **M**, **P**, **G**, and **H1**. The TSI_{PB} was built and validated over two distinct water periods along the hydrological cycle and was successfully compared with traditional categories of trophic state in the Curuaí floodplain.

Keywords: Ecosystem’s degradation; Water quality monitoring; Biogeochemistry; Trophic state

5.1 Introduction

Water quality and aquatic ecosystems degradation is a worldwide concern as it compromises many aquatic ecosystem’s services. In this context, several works have

been developed in the last decades to produce indexes aiming easy monitoring of trophic and biological conditions in aquatic systems that could be useful to decision-makers. Based on a several number of water quality parameters, many formulas have been suitable for long-term operational monitoring in temperate regions, e.g., Shannon and Brezonik (1972); U.S.EPA (1974); Uttomark and Wall (1975); Carlson (1977); OECD (1982), Vollenweider and Kerekes (1980), Vollenweider *et al.* (1998) and Nürnberg (1996).

Most of water quality parameters-based or phytoplankton based indexes have been constructed from temperate regions datasets, and only few works have proven their reliability for tropical environments. Considering water quality based index, Toledo Júnior *et al.* (1983) and Toledo Júnior (1990) proposed to adapt Carlson (1977) formula for tropical environments.

Beside, phytoplankton ecologists have proposed approaches based on functional groups (FG) of phytoplankton assemblages for identifying simple patterns and predicting biological dynamics in freshwaters based on latitude, trophic states and morphometric characteristics (Dokulil and Teubner 2003; Kruk *et al.* 2002; Padisák *et al.* 2006; Becker *et al.* 2010; Abonyi *et al.* 2014 and Belkinova *et al.* 2014).

Based on the pioneering work from Reynolds *et al.* (2002) that rely on FG approaches, Padisák *et al.* (2006) developed the index Q , relating phytoplankton communities and water quality. The latter was successfully applied in temperate, tropical and subtropical environments (Borics *et al.* 2007, Crossetti and Bicudo 2008; Becker *et al.* 2009 and Becker *et al.* 2010).

Several researchers used either Reynolds' Functional Groups approach (not as index) or applied the index proposed by Padisák *et al.* (2006). Padisák *et al.* (2009) updated Reynolds *et al.* (2002); Kruk *et al.* (2010) studied Morphology-Based Functional Groups; Salmaso and Padisák (2007) investigated for Morphofunctional Groups, and Chen *et al.* (2015) presented a classification for Morphology-Based Functional Groups in rivers.

Besides, FGs were successively used as a tool to explain temperate and tropical aquatic environments dynamics in several studies. For example, Nabout *et al.* (2006) analyzed the attributes of the phytoplankton community of floodplain lakes of the Araguaia River, central Brazil; Loverde-Oliveira and Huszar (2007) analyzed temporal variation

in a floodplain lake (Sá Mariana) of the Pantanal wetland in central Brazil; Mieleitner *et al.* (2008), identified and studied functional groups in three lakes of Switzerland with different trophic states; Becker *et al.* (2009), analyzed the dynamics of the phytoplankton functional groups sensu Reynolds, in the Sau Reservoir, in northeast Spain; Kruk *et al.* (2002) applied data from the phytoplankton community of Lake Rodó in Montevideo, Uruguay to test and quantify the effectiveness of the approach proposed by Reynolds; Kruk *et al.* (2010) show a classification based on simple morphological characteristics and studied the phytoplankton functional properties variability from more than 200 lakes located in climate zones from subpolar to tropical; Pacheco *et al.* (2010), showed the efficiency of morphologically based functional groups in predicting the trophic state in the lakes of the southern coast of Uruguay.

In this study, we proposed to construct a new trophic state index based on the phytoplankton Reynolds' functional groups suitable for the Amazonian floodplain. We compared it with the traditional categories of trophic states based on nutrients and phytoplankton biomass as chlorophyll. Indeed, these systems are among the most productive and diversified ecosystems in the world (Junk, 1997), but also among the most threatened by the changes in the Amazon Basin (Junk *et al.* 2001, 2012). It is therefore important to develop indexes for monitoring the spatiotemporal changes of the trophic state of those aquatic environments that could support adapted environmental management policies definition.

The TSI_{PB} was built and validated over two distinct water periods along the hydrological cycle and was successfully compared with traditional categories of trophic state in the Curuaí floodplain.

5.2 Material and Method

5.2.1 Study Site

The Curuai floodplain is located between 01°50' and 02°15' South and 55°00'-56°05' West along the right margin of the Amazon River, in front of Óbidos city, Pará state, Brazil (Figure 5.1). It is composed of several temporally interconnected lakes. Several channels link the floodplain with the Amazon River, the easternmost channel remains connected year-round while the others may disconnect in function of the Amazon River water level. The maximal floodable extent is 2430 km² delimited by the boundary between the Amazon River and high land, corresponding to a water level in Curuaí of

about 11.5 m (Bonnet *et al.* 2008). The water level variation along a hydrological cycle is about 6 meters on average resulting in 4-fold variation (from about 500 to 2500 km²) of the open water extent. Its variation is monomodal and follows the Amazon River water level variation (Figure 5.2).

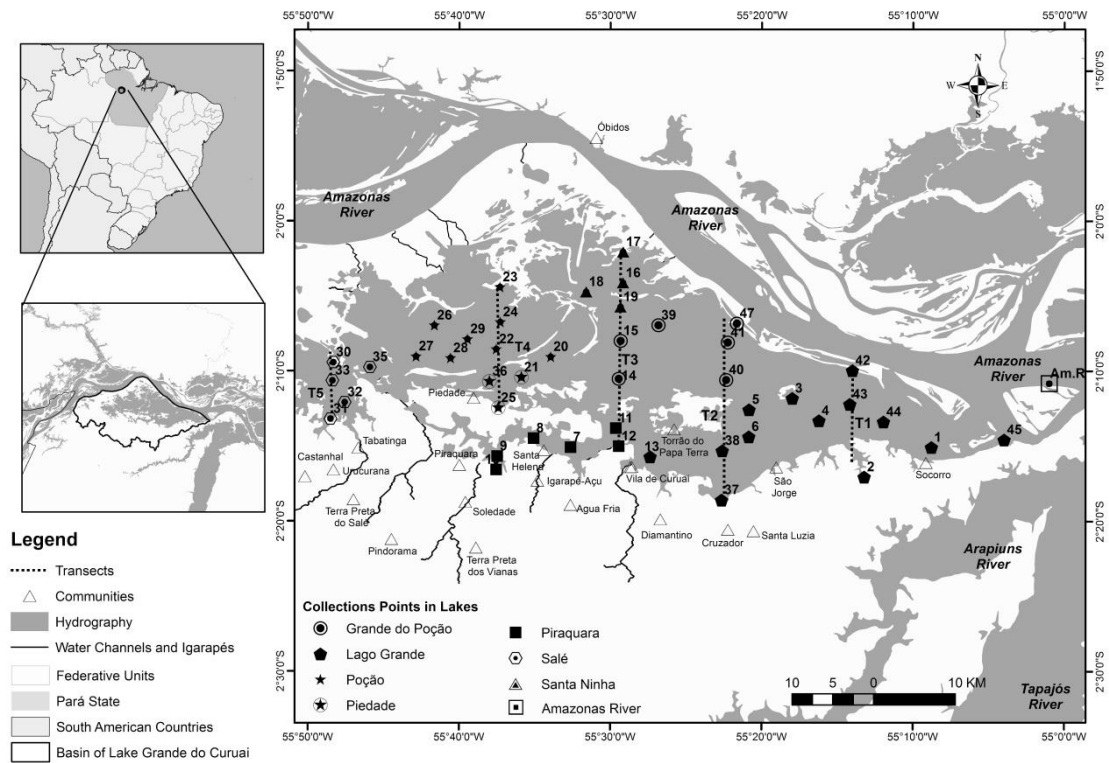


Figure 5.1. Location of the study site, showing the basin of Lake Grande do Curuai and the sampling stations.

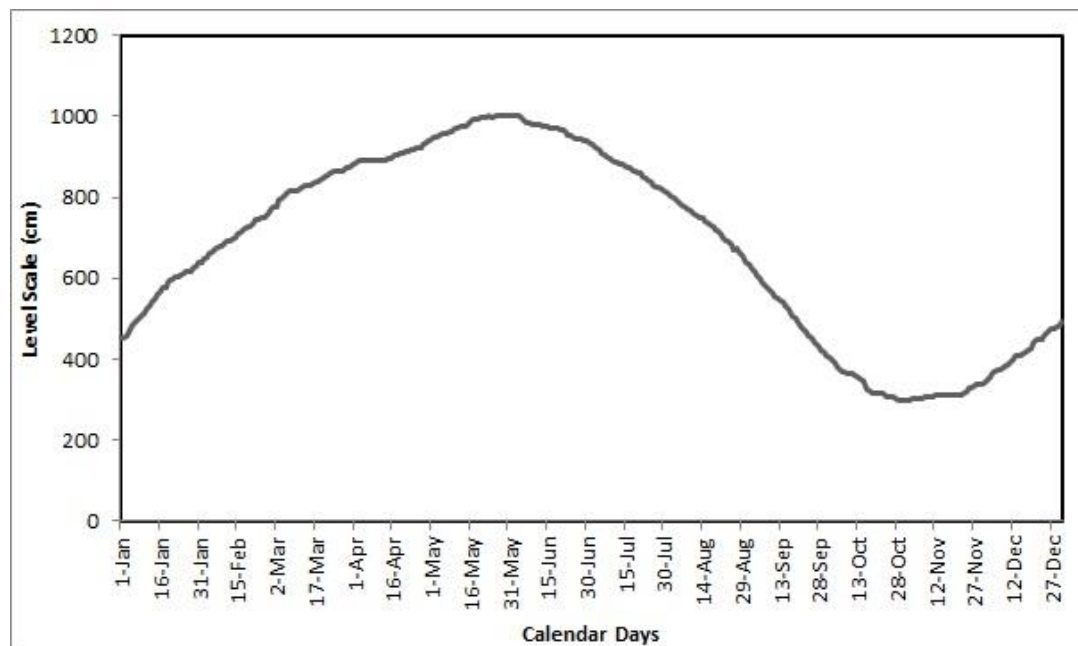


Figure 5.2. Variation monomodal the water level in the Curuai's floodplains (2006)

The minimum water level is generally recorded early in November. Between November and June, water level raises to a maximum that lasts for a few days. Then it decreases until its minimum early in November. This period corresponds to the flushing (or falling) period. Based on the space borne digital elevation model from the Shuttle Radar Topographic Mission (SRTM) (Farr *et al.* 2007), we deduced a total local watersheds area of 1370 km². The floodplain is mostly filled by water from the Amazon River but it also receives water from the local watershed, seepage and direct precipitation (Bonnet *et al.* 2008; Rudorff *et al.* 2014). Several small communities are spread in high land and tidal regions. The total population was estimated to be more than 20000 (IBGE 2010). Most part of the communities has less than 100 families unless the communities of Curuai, Piraquara and Tabatinga do Salé that present a higher density of habitants. Local family's economy is mostly divided between fishing and agriculture (beef livestock or manioc culture) incomes.

5.2.2 Water Quality and Biological Sampling and Analysis

Sampling stations reported in figure 1 were distributed along 5 South-North transects (shown in Figure 1). As shown in Fig. 1, sampling stations are distributed among seven (7) lakes of the *Curuai* floodplain. For the analysis, some codes were defined: Lago Grande (LG), Grande do Poção (GP), Santa Ninha (SN), Poção (PC), Piedade (PI) and Salé (SL), with water properties close to white water. *Piraquara* lake (PQ) has water with properties close to black water. Water samples for laboratory analysis were collected in March 2013 (42 sampling stations) to represent the rising period) and 46 in September 2013, during the flushing period. Biological samples were collected concurrently to water samples, but only along transects, resulting in 26 and 25 samples for the flooding and flushing periods, respectively.

Samples for water quality analysis were collected at subsurface using a Van Dorn sampling device and stored in pre-cleaned bottles with 10% HCl and rinsed with Milli-Q water. Three aliquots of 250 mL were immediately passed through Whatman GF/F glass microfibre filters (porosity 0.7 µm) using a low-pressure vacuum pump, the membranes were wrapped in aluminum foil and frozen for subsequent chlorophyll-a analyses in laboratory. In addition, an aliquot of 350 mL was passed through pre-dried and pre-weighted acetate cellulose membranes (porosity 0.45 µm) to obtain Total

Suspended Matter concentration (TSM). In laboratory, chlorophyll-a filters were extracted with buffered acetone (90% acetone + 10% saturated magnesium carbonate) according to Jespersen and Christoffersen (1987) method, the extracts were kept for 24h in the refrigerator before colorimetry determination (APHA 2012). Total phosphorus was measured on the filtered water by colorimetry (Mackereth *et al.* 1978). The total nitrogen was obtained by sensor Non-dispersive infra-red (NDIR) Shimadzu coupled to Shimadzu carbon analyzer.

Phytoplankton samples were collected at subsurface and directly placed in dark bottles, preserved with 1% Lugol's solution. Samples were also concentrated through a plankton net with a mesh diameter of 20 μm for subsequent qualitative analysis. Phytoplankton was counted at 400x using an inverted microscope Carl Zeiss, Axioscop 25 model according to Uthermöhl (1958). For numerous species, at least 100 individuals were counted according to Lund *et al.* (1958). Phytoplankton density was expressed as individual units (ind.mL^{-1}). The system used to classify the phytoplankton was Van Den Hoek *et al.* (1997). The algal biovolume was calculated by multiplying the abundance of each species by cell volume average and expressed in $\text{mm}^3.\text{L}^{-1}$ according to Hillebrand *et al.* (1999) and Fonseca *et al.* (2014). The biovolume was converted into biomass assuming $1\text{mm}^3.\text{L}^{-1} = 1\text{mg}.\text{L}^{-1}$ (Wetzel and Likens 2000).

5.2.3 Trophic State Index (TSI_T) Based on Water Quality Parameters

Carlson (1977) defined the trophic state index using chlorophyll a, total phosphorus and Secchi depth parameters. Considering that this index was developed for temperate environments, Toledo Júnior *et al.* (1983) and Toledo Júnior (1990) adapted the method for tropical environments (TSI_T). This index is computed according to Equations 1 to 3.

$$TSI_T(SD) = 10 \left(6 - \frac{0.64 + \ln SD}{\ln 2} \right) \quad (1)$$

$$TSI_T(Chl_a) = 10 \left[6 - \left(\frac{2.04 - 0.695 \ln Chl_a}{\ln 2} \right) \right] \quad (2)$$

$$TSI_T(TP) = 10 \left[6 - \frac{\ln \left(\frac{80.32}{TP} \right)}{\ln 2} \right] \quad (3)$$

where SD is the Secchi disk depth (m), Chl-a is the concentration of chlorophyll-a ($\mu\text{g}.\text{L}^{-1}$) and TP is the total phosphorus concentration ($\mu\text{g}.\text{L}^{-1}$).

Table 5.1 gives the limits of the categories defined from TSI_T values.

Table 5.1. Status Classification according to Carlson (1977) trophic index modified by Toledo Júnior (1990)

Trophic State	Criteria	Secchi disc SD (m)	Total Phosphorus TP ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	Chlorophyll-a Chl-a ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)
Ultraoligotrophic	$\text{TSI}_T \leq 24$	$\text{SD} \geq 6.4$	$\text{TP} \leq 6.6$	$\text{Chl-a} \leq 0.5$
Oligotrophic	$24 < \text{TSI}_T \leq 44$	$6.4 < \text{SD} \leq 1.6$	$6.4 < \text{TP} \leq 26.5$	$0.5 < \text{Chl-a} \leq 3.8$
Mesotrophic	$44 < \text{TSI}_T \leq 54$	$1.6 < \text{SD} \leq 0.8$	$26.5 < \text{TP} \leq 53.0$	$3.8 < \text{Chl-a} \leq 10.3$
Eutrophic	$54 < \text{TSI}_T \leq 74$	$0.8 < \text{SD} \leq 0.2$	$53.0 < \text{TP} \leq 211.9$	$10.3 < \text{Chl-a} \leq 76.1$
Hypereutrophic	$\text{TSI}_T > 74$	$\text{SD} > 0.2$	$\text{TP} > 211.9$	$\text{Chl-a} > 76.1$

When the sediment load is high, it is advisable not to consider the index calculated from Secchi depth (Lamparelli 2004). TSI_T is obtained as the arithmetic average of $\text{TSI}_T(\text{TP})$ and $\text{TSI}_T(\text{Chl-a})$. In this study, we adopted the model for tropical regions of Toledo Júnior *et al.* (1983) and Toledo Júnior (1990).

We also explored the comparison between $\text{TSI}_T(\text{TP})$ and $\text{TSI}_T(\text{Chl-a})$ to get insights upon the ecosystems productivity. According to Lamparelli (2004), when $\text{TSI}_T(\text{TP})$ values led to a higher trophic class than obtained from $\text{TSI}_T(\text{Chl-a})$, there are other factors besides nutrients that can limit the productivity of phytoplankton communities, for example the availability of light. In such cases, the limitation status is considered “high”. The inverse indicates favorable conditions that enhance production in relation to nutrient availability. The limitation status is considered “weak”. When both indexes agree, the limitation status is considered “normal”.

5.2.4 Trophic State Index based on Functional Groups (TSI_{PB})

FGs gather species of phytoplankton structure according to their specific characteristics and functionality (Reynolds *et al.* 2002; Padisák *et al.* 2009).

The species with biomass contributing to at least 5% of that in the total sample were selected to identify FGs following Kruk *et al.* (2002) methodology. We used the codon classification proposed by Reynolds *et al.* (2002), which has been subsequently updated by Padisák *et al.* (2009). Indeed, this approach was well-suited for relating the phytoplankton dynamics to the environmental conditions in other tropical regions.

In a second step, in each sampling unit, we deduced TSI_{PB} multiplying the biomass percentage of each codon by the trophic state category F_{cl} it indicates (1: Ultraoligotrophic, 2: Oligotrophic, 3: Mesotrophic, 4: Eutrophic, 5: Hypereutrophic). Similarly, we classified the trophic state category for mixed classes (1.5: Ultra-

oligotrophic, 2.5: Oligo-mesotrophic, 3.5: Meso-eutrophic, 4.5: Eutro-hypertrophic) (Table 5.2). However, some codons are encountered independently from the trophic state. In such cases, the percentage of the remaining codons was adjusted in sort that the sum of their respective percentage remains 100%. Trophic states were estimated from the classifications of these codons by Reynolds *et al.* (2002) and updated by Padisák *et al.* (2009). This index TSI_{PB} is computed according to Equation 4 and Table 5.2.

$$TSI_{PB} = \sum_{i=1}^n \frac{b_i}{B_T} F_{cl}^i \quad (4)$$

where b_i is the biomass of i -th FG, B_T is the sum of biomass at the station, F_{cl}^i is the trophic category indicated by the i -th functional group.

Table 5.2. Factor numbers of the TSI_{PB} index for the 9 types of Curuaí floodplain Lakes

Codons	F_{cl}									
	1	1.5	2	2.5	3	3.5	4	4.5	5	
C							X			
F				X						
G							X			
H1							X			
M							X			
P							X			
Td			X							
W2				X						
X2				X						

Codons that do not have good indication of trophic status: D, E, J, Lo, MP, N, S1, W1 and Y

The comparison between TSI_{PB} and TSI_T trophic state category was done defining a concordance index (CI). Its value is one if both indexes indicate the same trophic state, 0.5 if they differ from one category, and 0 if they differ from more than one category.

5.3 Results

5.3.1 Water Quality in the Floodplain

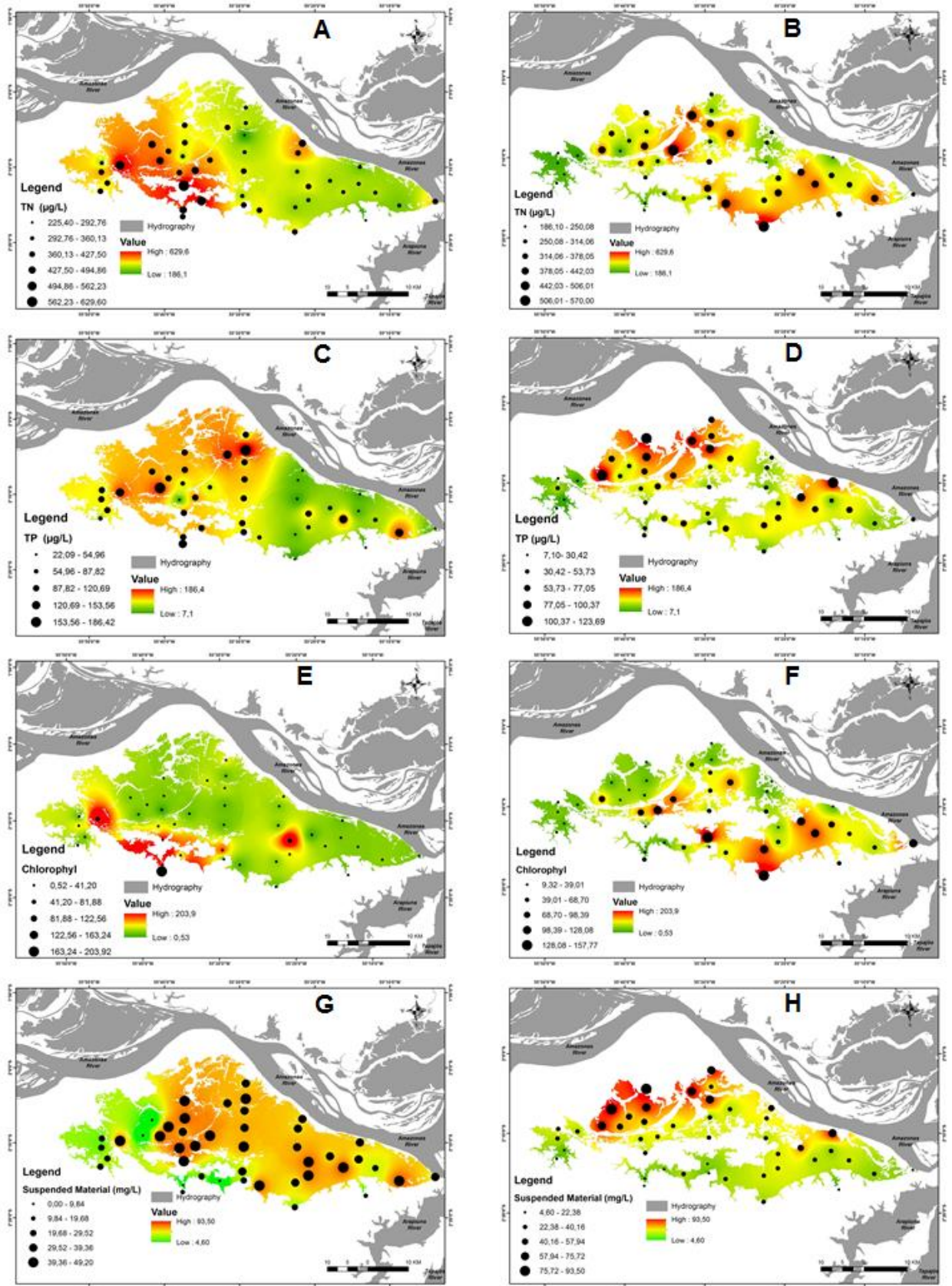
The data collected during the two periods are summarized in Table 5.3. During those periods, the floodplain was relatively shallow with a median depth less than 5 meters. The Secchi depth was small, restricted to only 9% and 15% of the total depth during the rising and flushing periods, respectively, while TSM remained relatively high with floodplain median values of $56.0 \pm 26.0 \text{ mg.L}^{-1}$ and $26.0 \pm 14.0 \text{ mg.L}^{-1}$ during the rising and flushing periods, respectively. pH value was nearly neutral during both periods

(respectively, 7.3 ± 0.3 and 7.5 ± 0.3 during rising and flushing periods). Inorganic phosphorus concentration was below detection in most of the stations regardless the considered period, while total phosphorus (TP) was relatively high with median values of $96.6 \pm 36.2 \mu\text{g.L}^{-1}$ and $48.6 \pm 24.8 \mu\text{g.L}^{-1}$ during the rising and flushing period, respectively. Total nitrogen (TN) with median value of $375.5 \pm 81.0 \mu\text{g.L}^{-1}$ during the rising period and $300.8 \pm 104.7 \mu\text{g.L}^{-1}$ during the flushing period, and total inorganic nitrogen (TIN) with median value of $87.5 \pm 78.4 \mu\text{g.L}^{-1}$ and 102.2 ± 99.7 for the rising and flushing period, respectively, remained relatively high during both periods also. TN median concentration however, reduced 20% between the rising and flushing periods. The chlorophyll-a median value was about six times higher during the flushing period. The parameters' values did not differ significantly between the littoral and open-water stations. Conversely, during both periods, water quality was relatively contrasted between the different floodplain lakes. During the rising period, the lakes located at the western end of the study area (SL and PC) presented higher TP and TN concentrations than those of the eastern part of the floodplain (Figure 5.3A, 5.3B). During this period, Lake Salé presented also the lowest TSM concentration. The chlorophyll-a concentration was relatively homogeneous among lakes except for some locations in lakes Grande, Poção and Piedade and Piraquara (Figure 3E). The conditions were more contrasted during the flushing period. The Lake Salé presented the lowest TP, TN, TSM and chlorophyll-a concentrations. The highest TN and TP concentrations were encountered in the Lakes Poção, Santa Ninha and Grande (Figure 5.3B, 5.3D).

Table 5.3. Maximum (Max), Minimum (Min), Median (Med) and Standard Deviation (SD) of the water quality variables in the studied floodplain area (margin, lakes and river) during rising and flushing periods.

Geochemistry variables	Margin								Várzea do Lago Grande Curuai (All Stations)								Amazon River	
	Rising (n=5)				Flushing (n=4)				Rising (n=42)				Flushing (n=45)				Rising (n=1)	Flushing (n=1)
	Max	Min	Med	SD	Max	Min	Med	SD	Max	Min	Med	SD	Max	Min	Med	SD		
Depth (m)	3.1	1.7	2.0	0.5	4.6	2.5	3.3	0.6	10.0	1.7	4.7	1.6	8.4	2.5	4.0	0.9	N.A.	N.A.
Secchi	1.7	0.4	0.4	0.4	0.9	0.3	0.6	0.2	1.7	0.3	0.4	0.2	0.9	0.3	0.6	0.2	0.24	0.46
pH	7.6	6.5	7.0	0.3	9.1	6.8	7.4	0.8	7.7	6.5	7.3	0.3	9.4	6.5	7.5	0.8	N.A.	8.94
Turb (NTU)	55.0	3.0	38.0	15.6	83.0	7.0	29.0	21.2	57.0	3.0	40.0	12.4	106.0	7.0	38.0	27.4	N.A.	28.5
TSM (mg.L)	112.0	32.0	50.0	25.1	66.5	6.5	25.0	17.8	128.0	20.0	56.0	26.4	66.5	6.5	26.0	13.7	138.0	30.0
TP (µg.L)	147.4	22.1	90.2	36.6	111.3	7.1	37.1	30.3	186.4	22.1	96.6	36.2	123.7	7.1	48.7	24.8	161.9	33.3
TN (µg.L)	629.6	225.4	372.4	91.2	570.0	187.1	282.3	98.8	629.6	225.4	375.5	81.0	570.0	186.1	300.8	104.7	360.30	248.4
TIN (µg.L)	241.9	31.1	82.7	52.8	204.5	10.0	90.6	69.3	494.9	0.4	87.5	78.4	642.9	10.0	102.2	99.7	2.17	127.2
Chl-α (µg.L)	203.9	2.0	7.2	54.7	147.1	16.6	24.1	35.2	203.9	0.5	7.3	31.5	157.8	9.3	41.5	36.6	<LOQ	N.A.

n = number of samples; N.A.= not available; LOQ = limit of quantification, Turb=turbidity; TSM= total suspended matter; TP = total phosphorus; TN = total nitrogen, TIN = total inorganic nitrogen; Chl-a = chlorophyll-a.



5.3.2 Water Quality Based Trophic State Index (TSI_T)

During the rising period, TSI_T values ranged from 39.4 to 76.3 with a mean value of 56.3 ± 6.6 (Figure 5.4A and Table 5.4). The minimum value, which indicates an oligotrophic state according to Table 5.1, was obtained for a sample location (S2) strongly influenced by a small stream draining the local basin at that time of the hydrological cycle. The highest value that indicates a hypertrophic state was obtained in the Piraquara Lake. Apart from these locations the floodplain trophic state ranged between mesotrophic and eutrophic states: 31.0% of the sample units were classified as mesotrophic while 61.9% of them were classified as eutrophic. TSI_T in the Amazon River was 70.1. It was deduced from TP only, as chlorophyll-a was below the equipment detection threshold.

During the flushing period, TSI_T values in the floodplain ranged from 43.1 to 70.0 with a mean value of 60.2 ± 5.6 (Figure 5.4B and Table 5.4) given trophic states ranging between oligotrophic to eutrophic. The lowest value was obtained for a unit sample collected in the SL (S31). The highest value was obtained for a unit sample collected in the PC (S27). 6.7% of the sample units were classified as mesotrophic, 93.3% was classified as eutrophic. TSI_T value in the Amazon River was 49.6 (mesotrophic) as deduced from chlorophyll-a and TP.

The limitation status in the different floodplain lakes was deduced by comparing TSI_T values based on total phosphorus and chlorophyll-a. TSI_T(TP) and TSI_T(Chl-a) agreed in 47.6% and 35.6% % of the sampling locations, during the rising and flushing periods respectively. Weak limitation status ($TSI_T(Chl-a) < TSI_T(TP)$) was found in 9.5% and 64.4% of the sampling locations during rising and flushing periods, respectively. High limitation status ($TSI_T(TP) > TSI_T(Chl-a)$) was found in 42.9%, of the sampling locations during the rising period (Table 5.4).

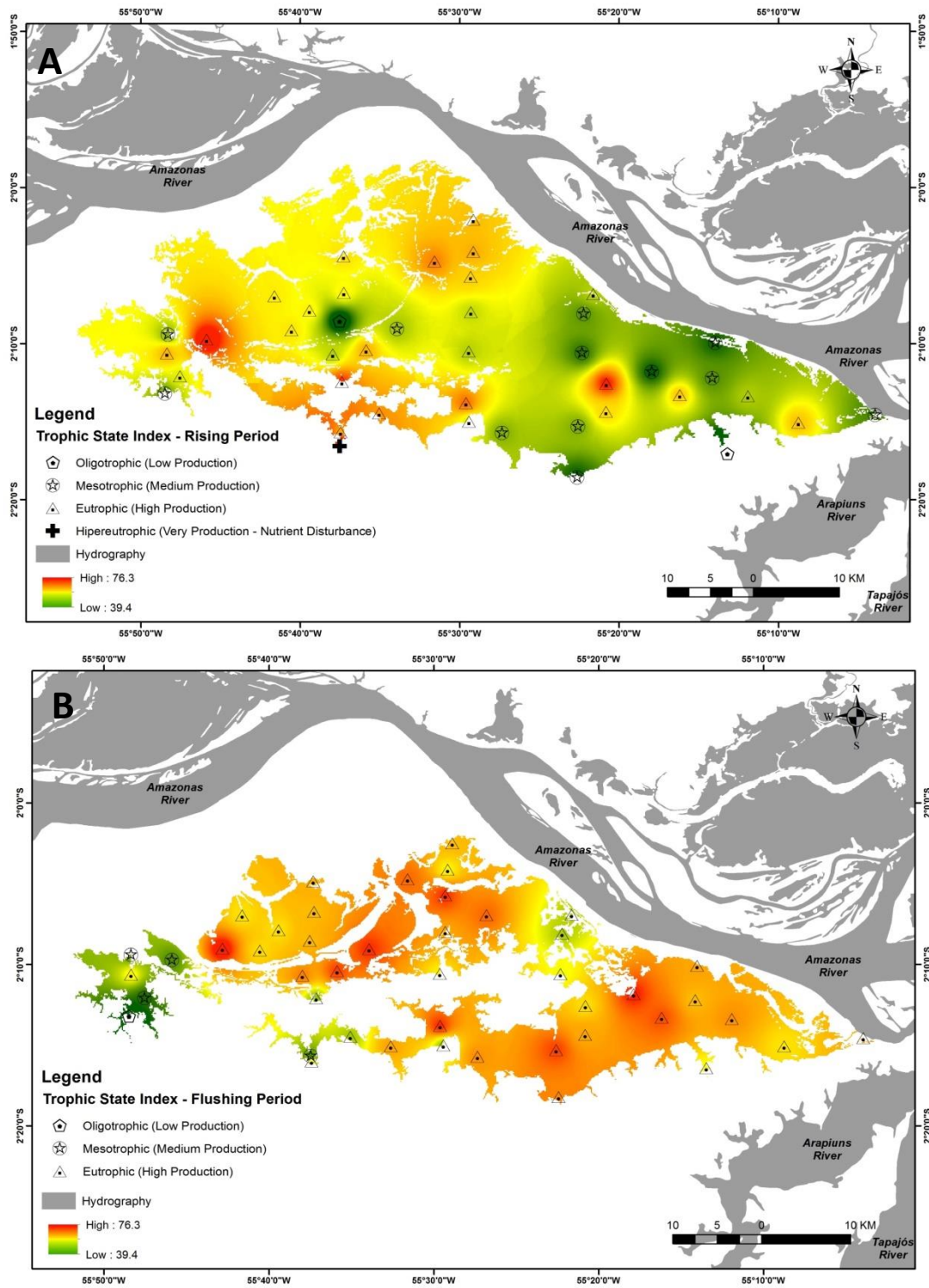


Figure 5.4. TSI_T Spatial distribution: Rising period (A) and Flushing Period (B)

Table 5.4. Phytoplankton Based Index (TSI_{PB}) and Trophic State Index (TSI_T) based on total phosphorus (TSI_T(P)) and on chlorophyll-a (TSI_T(Chl-a)), and mean ((TSI_T)(average)), Concordance Index (CI) between TSI_T(average) and TSI_{PB}, and Status of limitation during rising and falling periods in the study area.

ALL SAMPLE UNITS - RISING PERIOD							ALL SAMPLE UNITS - FLUSHING PERIOD					
Sample unit	TSI _T (P)	TSI _T (Chl-a)	Status Limitation	TSI _T (Average)	TSI _{PB}	CI	TSI _T (P)	TSI _T (Chl-a)	Status Limitation	TSI _T (Average)	TSI _{PB}	CI
1	67,2	51,3	Weak	59,3	-	-	49,2	69,1	Weak	59,2	-	-
2	41,4	37,4	Normal	39,4	3,4	0,5	44,6	71,0	Weak	57,8	4	1
3	57,2	38,2	High	47,7	3,5	1	59,8	76,7	Weak	68,2	-	-
4	66,1	52,4	High	59,2	3,5	0,5	55,6	76,9	Weak	66,2	-	-
5	64,0	68,5	Normal	66,3	3,9	0,5	52,7	66,3	Weak	59,5	-	-
6	59,8	57,0	Normal	58,4	-	-	55,6	68,5	Normal	62,1	-	-
13	61,2	44,4	High	52,8	-	-	55,4	70,9	Normal	63,2	-	-
37	48,3	47,6	Normal	47,96	3,3	1	47,1	80,6	Weak	63,8	4	1
38	53,7	51,5	Normal	52,6	3,9	1	56,2	77,2	Weak	66,7	4	1
42	49,8	46,8	Normal	48,3	3,9	1	63,5	61,1	Normal	62,3	4	1
43	52,6	49,5	Normal	51,0	3,9	1	48,6	73,6	Weak	61,1	4	1
44	58,8	50,0	High	54,4	-	-	55,1	71,3	Normal	63,2	4	1
45	52,4	48,7	Normal	50,6	-	-	47,1	76,9	Weak	62,0	-	-
7	-	-	-	-	-	-	56,0	68,7	Normal	62,3	-	-
8	64,7	57,8	Normal	61,3	-	-	54,5	55,6	Normal	55,0	-	-
9	62,7	57,9	Normal	60,3	3,8	0,5	48,5	53,0	Normal	50,7	4	0,5
10	68,8	83,9	Weak	76,3	3,7	0	48,5	68,5	Weak	58,5	4	1
11	62,6	63,2	Normal	62,9	3,6	0,5	53,9	81,3	Weak	67,6	4	1
12	61,4	50,4	High	55,9	3,6	0,5	47,2	62,5	Weak	54,8	4	1
14	62,8	46,3	High	54,6	4	1	48,8	68,4	Weak	58,6	4	1
15	64,3	45,7	High	55,0	3,8	0,5	52,4	72,1	Weak	62,2	4	1
39	48,5	50,1	Normal	49,3	3,7	1	48,1	67,3	Weak	57,7	4	1
40	52,3	50,1	Normal	51,2	4	0,5	49,7	60,7	Weak	55,2	4	1
41	53,2	55,9	Weak	54,6	4	1	51,0	59,3	Weak	55,1	4	1
47	-	-	-	-	-	-	55,0	75,2	Weak	65,1	4	1
16	72,2	48,3	High	60,2	3,5	0,5	56,6	60,0	Normal	58,3	3,9	0,5
17	62,0	57,0	Normal	59,5	3,2	0,5	59,0	63,3	Normal	61,1	4	1
18	68,1	56,0	Normal	62,1	-	-	62,2	67,9	Normal	65,0	-	-
19	62,8	54,7	Normal	58,7	3,9	0,5	62,8	72,1	Normal	67,5	4	1
20	61,0	46,7	High	53,9	-	-	59,0	76,0	Weak	67,5	-	-
22	61,1	24,2	High	42,6	3,7	0,5	57,4	65,2	Normal	61,3	4	1
23	64,9	51,3	High	58,1	3,4	0,5	64,7	58,7	Normal	61,7	4	1
24	65,0	49,8	High	57,4	4	1	60,7	61,6	Normal	61,2	4	1
26	64,9	50,4	High	57,6	-	-	57,2	61,1	Normal	59,2	-	-
27	-	-	-	-	-	-	66,2	73,8	Normal	70,0	-	-
28	69,6	46,2	High	57,9	-	-	52,5	66,7	Weak	59,6	-	-
29	64,1	50,7	High	57,4	-	-	52,4	66,2	Weak	59,3	-	-
21	65,5	54,4	Normal	60,0	-	-	55,2	78,4	Weak	66,8	-	-
25	65,4	64,6	Normal	65,0	3,9	0,5	49,5	59,2	Weak	54,3	4	1
36	52,2	57,2	Weak	54,7	-	-	52,8	75,2	Weak	64,0	-	-
30	61,67	44,5	High	53,1	-	-	44,9	60,4	Weak	52,6	4	0,5
31	58,42	45,2	High	51,8	-	-	25,0	61,1	Weak	43,1	4	0,5
32	63,08	48,9	High	56,0	-	-	37,2	60,8	Weak	49,0	-	-
33	61,99	58,0	Normal	60,0	4	1	52,1	65,4	Weak	58,7	4	0
34	68,08	70,1	Normal	69,1	-	-	40,7	62,3	Weak	51,5	-	-

5.3.3 Functional Groups and Phytoplankton Based Index (TSI_{PB})

Phytoplankton diversity was high with 189 and 198 identified taxa during the rising and flushing periods, respectively (Lobo *et al.* Submitted). The median biomass obtained from the sampling units were $1.0 \pm 0.7 \text{ mg.L}^{-1}$ and $4.0 \pm 5.3 \text{ mg.L}^{-1}$, during the rising and flushing periods, respectively (Figure 5.5).

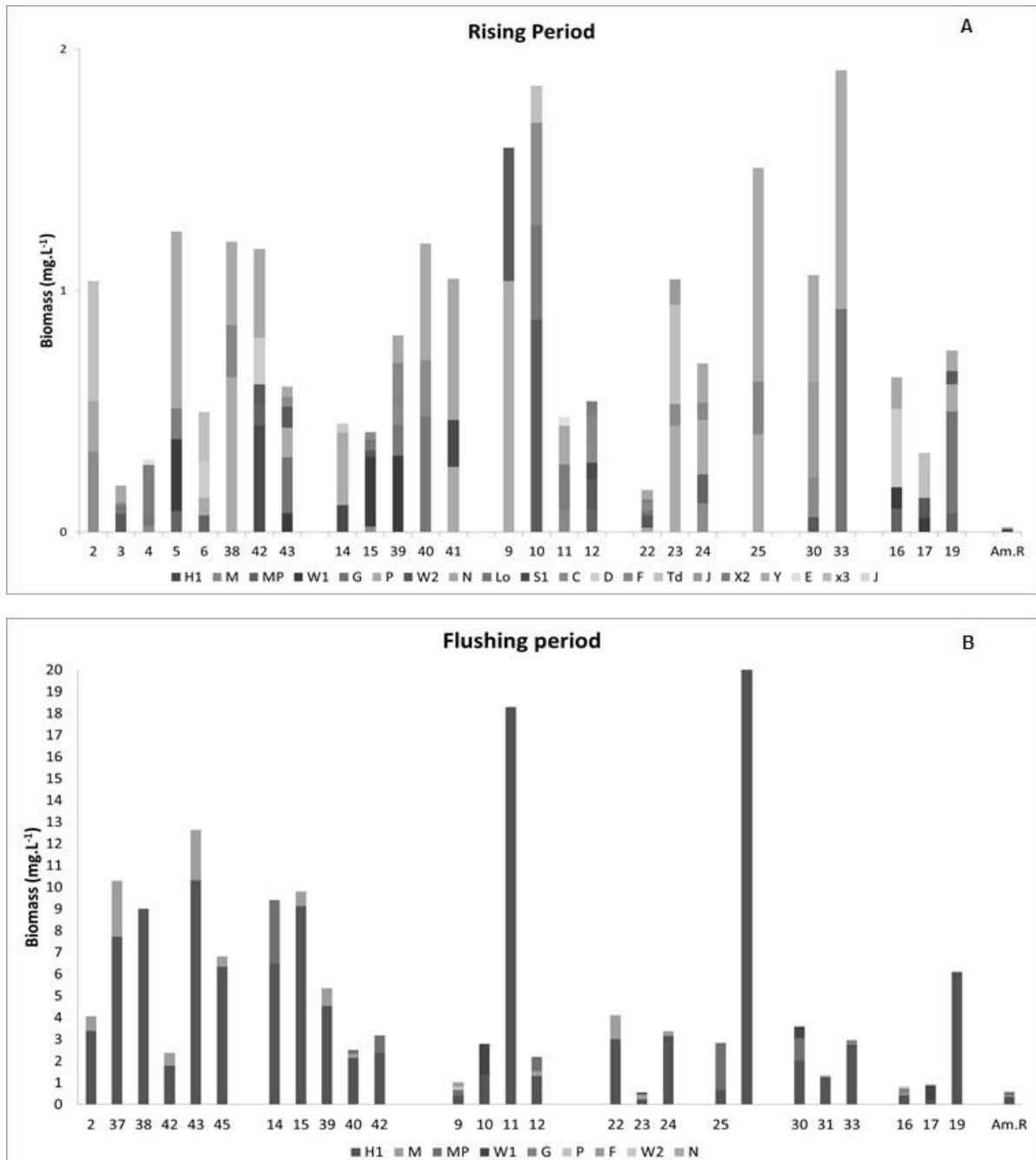


Figure 5.5 Functional group biomass distribution among sampling station (top plot: rising period, bottom plot: flushing period)

Rising period:

During the rising period, we identified 18 FGs listed in codons: **C, D, E, F, G, H1, J, Lo, M, MP, N, P, S1, Td, W1, W2, X2**, and **Y**. They were divided into 44 taxons and the median biomass from sampling units was $1.2 \pm 0.6 \text{ mg.L}^{-1}$ (Table 5.5).

During this period, *Cryptomonas* spp. (codon **Y**, biomass = $0.18 \pm 0.25 \text{ mg.L}^{-1}$ – mainly *C. marsonii*, *C. curvata* and *C. erosa*), *Trachelomonas* spp. (codon **W2**, biomass = $0.08 \pm 0.2 \text{ mg.L}^{-1}$), *Oedogonium* sp. (codon **Td**, biomass = $0.06 \pm 0.13 \text{ mg.L}^{-1}$), *Botryococcus* *terribiles* and *Eutetramorus tetrasporus* (condon **F**, biomass = $0.03 \pm 0.07 \text{ mg.L}^{-1}$), *Chroococcus* spp. and *Peridinium* spp. (codon **Lo**, biomass = $0.04 \pm 0.12 \text{ mg.L}^{-1}$), *Chroomonas acuta* and *Cryptomonas brasiliensis* (codon **X2**, biomass = $0.02 \pm 0.06 \text{ mg.L}^{-1}$). This codons represented in average value 0.8%, 0.4%, 0.2%, 0.1%, 0.1% and 0.1% accounted in the samples of the total biomass used to identify FGs, respectively.

54% of sample units had the **Y** codon registered, included, this codon was a predominant in some. In the Amazon River unit sample, we identified 4 FGs listed in codons: **W1, C, J** and **X3**. They were divided into 4 taxa accounting for a biomass of $0.001 \pm 0.002 \text{ mg.L}^{-1}$. During this period, FG representative of oligo-mesotrophic state were *Phacus* sp.1 (codon **W1**, biomass = 0.01 mg.L^{-1}), *Scenedesmus* sp. (codon **J**, biomass = 0.002 mg.L^{-1}), *Koliella* sp. (codon **X3**, biomass = 0.001 mg.L^{-1}) and *Aulacoseira distans* (codon **C**, biomass = 0.008 mg.L^{-1}).

Some FGs indicated eutrophic state during this period namely, *Aulacoseira granulata*, *Melosira* sp., *Closteriopsis acicularis*, *Closterium* spp. (**P**), *Volvox aureus* (**G**), *Aulacoseira distans* (**C**), *Oscillatoria perornata*, *Tychonema* sp, *Eunotia deficiens* and *Gomphonema affine* (**MP**), *Synedra* spp., *Ulnaria ulna* (**D**), *Microcystis aeruginosa* (**M**), *Westela botryoides* (**J**). They represented in average value 0.8%, 0.3%, 0.2%, 0.1%, 0.1%, 0.1% and 0.1% of the average value biomass encountered in the samples, respectively. In the Amazon River, the FG indicating eutrophic state during this period was *Aulacoseira distans* (codon **C**, biomass = 0.01 mg.L^{-1}).

Species and percentages of each codon are reported in Table 5.5. The resulting TSI_{PB} value are reported for all stations in Table 5.4. According to TSI_{PB}, only 20% of locations were classified into eutrophic class, the remaining being classified as mesotrophic.

Flushing period:

During the flushing period, we identified 9 codons: **F**, **G**, **H1**, **M**, **MP**, **N**, **P**, **W1** and **W2**, spread over 32 taxa. While observing a reduction of almost 50% in the FG number, species from cyanobacteria class represented with a total average biomass of $5.0 \pm 4.3 \text{ mg.L}^{-1}$, from which 96.7% from codons **H1** (*Dolichospermum* spp.), **M** (*Microcystis* spp.) and **MP** (*Oscillatoria perornata*). **H1** was recorded in 100% of sample units and was the dominant group in most of them. The codons **M** and **Mp** were recorded in 56% and 24% of the samples, respectively (Table 5.4). The dominant species in units classified as eutrophic were from Cyanobacteria class, e.g., *Dolichospermum* spp. (**H1**) with biomass of $4.2 \pm 4.2 \text{ mg.L}^{-1}$ and *Microcystis* spp. (**M**), with biomass of $0.4 \pm 0.7 \text{ mg.L}^{-1}$. In the Amazon River, we identified 3 codons: **H1**, **MP** and **M**. They were divided into 3 taxa with a average biomass of $0.1 \pm 0.1 \text{ mg.L}^{-1}$. During this period, FG representative of eutrophic state were *Dolichospermum* (*D. solitarium* and *D. flosaquae*) (**H1**) with biomass of 0.37 mg.L^{-1} , *Aulacoseira herzogii* (**MP**) with biomass of 0.15 mg.L^{-1} and *Microcystis protocystis* (**M**) with biomass of 0.054 mg.L^{-1} . According to TSI_{PB}, 96.0% locations were classified as eutrophic (Table 5.5).

Table 5.5. Phytoplankton Based Index (TSI_{PB}) for each sample unit (S) during rising and falling periods, including the main representatives assigned to their respective Reynolds Functional Group (RFG), and the correspondent % of contribution to the total phytoplankton biomass in the study area.

Sample unit	RISING PERIOD		FLUSHING PERIOD	
	Species	Codons FG	Species	Codons FG
2	<i>Oedogonium</i> sp., <i>Microcystis aeruginosa</i> and <i>Cosmarium pyramidatum</i>	Td (47.8%), M (32%), N (20.2%)	<i>Dolichospermum</i> spp. and <i>Microcystis</i> spp.	H1 (83.6%) and M (16.4%)
3	<i>Trachelomonas</i> sp.1, <i>Cryptomonas</i> spp. and <i>Peridinium</i> sp.2	W2 (38.9%), Y (36.2%) and Lo (18.1%)	-	-
4	<i>Chroomonas acuta</i> , <i>Peridinium</i> sp.1, <i>Microcystis aeruginosa</i> and <i>Mallomonas</i> sp.	X2 (69.6%), Lo (13.8%), M (8.8%) and E (7.8%)	-	-
5	<i>Cryptomonas</i> spp., <i>Euglena caudata</i> and <i>Eumotia deficiens</i>	Y (58.8%), W1 (24%) and MP (7%)	-	-
37	<i>Oedogonium</i> sp., <i>Synedra goulardii</i> , <i>Aulacoseira granulata</i> and <i>Eumotia deficiens</i>	Td (41.3%), D (30.2%), P (14.4%) and Mp (14%)	Same as S2	H1 (74.9%) and M (25.1%)
38	<i>Aulacoseira granulata</i> , <i>Melosira</i> sp., <i>Cryptomonas</i> spp., and <i>Botryococcus terribiles</i> .	P (53.2%), Y (28.7%), F (18.1%)	<i>Dolichospermum</i> spp.	H1 (100%)
42	<i>Dolichospermum</i> sp.1., <i>Cryptomonas</i> spp., <i>Ulnaria ulna</i> , <i>Gomphonema affine</i> and <i>Trachelomonas volvocina</i>	H1 (37.6%), Y (31.3%), D (16.6%), Mp (7.8%), W2 (6.7%)	Same as S2	H1 (75.5%) and M (24.5%)
43	<i>Volvox aureus</i> , <i>Closterium</i> sp.1, <i>Trachelomonas verrucosa</i> , <i>Euglena</i> sp.1., <i>Cryptomonas marssonii</i> and <i>Aulacoseira distans</i>	G (38.3%), P 20.5%, W2 (14.3%), W1 (13.2), Y (6.9%), C (6.8%)	Same as S2	H1 (81.6%) and M (18.4%)
44	-	-	Same as S2	H1 (92.9%) and M (7.1%)
9	<i>Aulacoseira granulata</i> , <i>Trachelomonas armata</i> and <i>Trachelomonas</i> sp.1	P (65.3%), W2 (34.6%)	<i>Dolichospermum</i> spp., <i>Aulacoseira herzogii</i> , <i>Aulacoseira granulata</i> and <i>Botryococcus terribiles</i> .	H1 (38.8%), MP (25.9%) P (16.5%), N (11.4%)
10	<i>Trachelomonas</i> sp.1, <i>Aulacoseira distans</i> and <i>Chroococcus</i> sp1	W2 (47.6%), C (23.1%), Lo (21.1)	<i>Dolichospermum</i> spp. and <i>Euglena oxyuris</i>	W1 (50.8%) and H1 (49.2%),
11	<i>Cryptomonas brasiliensis</i> , <i>Cryptomonas marssonii</i> , <i>Aulacoseira distans</i> , <i>Mallomonas</i> sp. and <i>Eutetramorus tetrasporus</i>	X2 (38.8%) and Y (33.8%), C (13.4), E (7.7) and F (6.3%)	Same as S38	H1 (100%)
12	<i>Trachelomonas</i> sp.1, <i>Botryococcus terribiles</i> ., <i>Oscillatoria</i> sp., <i>Aulacoseira distans</i> , <i>Pseudanabaena balatonica</i> . and <i>Cryptomonas brasiliensis</i>	W2 (22.9%), F (21.7%), Mp (17.5%), C (14.2%), S1 (12.7%) and X2 (11%)	<i>Dolichospermum</i> spp., <i>Aulacoseira granulata</i> , <i>Microcystis</i> spp. and <i>Oscillatoria</i> sp.1	H1 (61.1%), MP (21.4%) and M (18.5%)
14	<i>Aulacoseira granulata</i> , <i>Dolichospermum</i> sp. and <i>Synedra</i> sp.	P (67%), H1 (24.9%), D (8.1%)	<i>Dolichospermum</i> spp. and <i>Surirella</i> spp.	H1 (68.8%) and MP (31.2%),
15	<i>Euglena</i> sp.1, <i>Chroococcus</i> sp.2, <i>Aulacoseira distans</i> , <i>Trachelomonas</i> sp.2 and <i>Microcystis aeruginosa</i>	W1 (69.6%), Lo (10.8%), C (7.5%), W2 (6.3%), M (5.8%)	Same as S2	H1 (93.1%) and M (6.9%)
39	<i>Euglena</i> sp.1, <i>Chroococcus</i> sp.2, <i>Aulacoseira distans</i> , <i>Trachelomonas</i> sp.2 and <i>Microcystis aeruginosa</i>	W1 (38.9%), F (21.4%), Lo (15.7%), Y (14%), C (10%)	Same as S2	H1 (84.5%) and M (15.5%)
40	<i>Cryptomonas</i> spp., <i>Peridinium</i> sp.1 and <i>Aulacoseira distans</i>	Y (40.4%), Lo (40%) and C (19.6%)	<i>Dolichospermum</i> spp. and <i>Microcystis wesenbergii</i> and <i>Oscillatoria</i> sp. 1	H1 (85.4%), M (6.9%) and MP (7.7%)
41	<i>Cryptomonas</i> spp., <i>Aulacoseira granulata</i> and <i>Limnothrix</i> sp.1.	Y (55.8%), P (25.7%), S1 (18.6%)	<i>Dolichospermum</i> spp. and <i>Desmidiium</i> sp.	H1 (75%), MP (25%)
16	<i>Ulnaria ulna</i> , <i>Cryptomonas marssonii</i> , <i>Eumotia deficiens</i> and <i>Euglena</i> sp.1	D (50.6%), Y (20.6%), Mp (15.1%) and W1 (13.7%)	<i>Dolichospermum</i> spp., <i>Volvox aureus</i> , <i>Trachelomonas hispida</i> and <i>Microcrocys pulchella</i>	H1 (51.1%), G (28.7%), W2 (13.5%) and Lo (6.7%)
17	<i>Oedogonium</i> sp., <i>Trachelomonas</i> sp.1 and <i>Euglena</i> sp.1	Td (57%), W2 (25.5%) and W1 (17.55%)	<i>Euglena</i> spp., <i>Dolichospermum</i> spp. and <i>Trachelomonas hispida</i>	W1 (70.5%), H1 (22.5), W2 (6.9%)
19	<i>Volvox aureus</i> , <i>Closterium</i> sp.2, <i>Cryptomonas marssonii</i> , <i>Eumotia deficiens</i> and <i>Trachelomonas volvocina</i>	G (55.7%), P (14.9%), Y (11.2%), Mp (10.5%) and W2 (7.6%)	Same as S38	H1 (100%)
22	<i>Trachelomonas</i> sp.1, <i>Cryptomonas erosa</i> , <i>Aulacoseira distans</i> , <i>Closteriopsis acicularis</i> , <i>Peridinium</i> sp.2 and <i>Cryptomonas brasiliensis</i>	W2 (29.2), Y (23.1%), C (20.7%), P (10.4%), Lo (10.2%), X2 (6.5%)	Same as S2	H1 (73.3%) and M (26.7%)
23	<i>Oedogonium</i> sp.	Td (39.3%), P (13.7%), J (10.1%) and C (8.6%)	<i>Dolichospermum</i> spp., <i>Microcystis wesenbergii</i> and <i>Lepocinclis acus</i>	H1 (47.2%), M (42.4%) and W1 (14.1%)
24	<i>Aulacoseira granulata</i> , <i>Westela botryoides</i> and <i>Aulacoseira distans</i>	P (32.2%), Y (23.3%), Mp (17.3%), M (17%), C (10.2%)	Same as S2	H1 (93.5%) and M (6.6%)
24	<i>Aulacoseira granulata</i> , <i>Cryptomonas</i> spp., <i>Tychonema</i> sp., <i>Microcystis aeruginosa</i> and <i>Aulacoseira distans</i>	P (32.2%), Y (23.3%), Mp (17.3%), M (17%), C (10.2%)	Same as S2	H1 (93.5%) and M (6.6%)
25	<i>Cryptomonas curvata</i> , <i>Aulacoseira granulata</i> and <i>Botryococcus terribiles</i>	Y (58.7%), P (26.8%) and F (14.4%)	<i>Dolichospermum</i> spp., <i>Surirella</i> spp., <i>Oscillatoria</i> sp.1 and <i>Ulnaria ulna</i>	MP (76.1%) and H1 (23.9%)
30	<i>Cryptomonas</i> spp., <i>Euglena caudata</i> , <i>Aulacoseira distans</i> , <i>Aulacoseira granulata</i>	Y (41.5%), J (37.2%), C 15.3%) and W2 (5.9%)	<i>Dolichospermum</i> spp., <i>Surirella</i> sp.1 and <i>Lepocinclis acus</i>	H1 (55.9%), MP (29.1%), W1 (15%),
31	-	-	<i>Dolichospermum</i> spp. and <i>Closterium</i> sp.1	H1 (91.4%) and P (8.6%)
33	<i>Closterium</i> spp. and <i>Volvox aureus</i> .	P (51.8%) and G (48.3%)	<i>Dolichospermum</i> spp. and <i>Volvox aureus</i>	H1 (92.4%) and G (7.6%)
Am R	<i>Phacus</i> sp1., <i>Aulacoseira distans</i> , <i>Scenedesmus</i> sp. and <i>Koliella</i> sp.	W1 (48.9%), C (34.7), J (10.7%) and X3 (5.8%)	<i>Dolichospermum</i> spp., <i>Aulacoseira herzogii</i> and <i>Microcystis protocystis</i>	H1 (64.7%), MP (25.9%) and M (9.4%)

5.4 Discussion

5.4.1 Functional Groups and Trophic State in the Floodplain

In this paper, we compare the traditional approach to establish trophic states based on nutrients and chlorophyll to a new water quality index based on the functional groups approach.

Rising period:

Trophic state and limitation status

The median TSI_T value of 60.8 ± 6.6 indicates an eutrophic state in the floodplain. We found a perfect match ($FI=1$) between TSI_T and TSI_{PB} trophic classification in 40% of the locations. In 56% TSI_T overestimated the trophic state from one category ($CI=0.5$) and in 4% from two categories ($CI=0$) (Table 4). In most locations, TSI_{PB} indicated a mesotrophic state in good accordance with the category based on chlorophyll-a proposed by (OCDE 1982). Indeed, the median value of $7.4 \mu\text{g.L}^{-1}$ would have led to mesotrophic state following the latter classification. A possible explanation of discrepancies between both indexes could be phytoplankton growth limitation by nitrogen while TSI_T only consider phosphorus. Indeed, in locations where TSI_T overestimated the trophic state category, the N:P ratio, computed as the ratio between the TN and TP concentrations was 4.8 ± 2.5 on the average, while it was 6.7 ± 2.5 when both indexes agreed.

Nevertheless, it is worth mentioning that in most locations (7 cases over 15) where TSI_T overestimated the trophic category, TSI_{PB} value was in the very upper part of the mesotrophic category (above 3.8 for a limit fixed to 4), indicating a transient status between mesotrophic and eutrophic states. In such cases, a small variation in biovolume proportion of the different codons could led to a change in TSI_{PB} category. Considering the very high environmental variability of the system and the strictness of comparison based on categorical fit, we can however consider that both approaches present a relatively good agreement.

Interestingly it was also possible to interpret the limitation status in most of the stations. As mentioned already, a **high** status ($TST_T(TP) > TST_T(\text{Chl-a})$) is indicating that TP concentration could permit a higher phytoplankton production if the phytoplankton was not limited by another factor, such as light condition or grazing pressure. In particular, we found a high limitation in a few stations S3, S4, S13 and S44 (LG), S12 (PQ), S14 and S15 (GP), S16 (SN), S30, S31 and S32 (SL) and all stations in the PC. All these stations are located near lake margins or island margins subjected to cattle ranching during the dry season. In some these stations, however, a nutrient or organic matter enrichment is expected due to anthropogenic

activities, e.g, S12 (PQ) and S13 (LG). However, in the S20 and S22 (PC) and in S13 stations, light limitation could be also expected as the TSM concentration was clearly above the median floodplain concentration. In S44 (LG), S14, S15 (GP), S16 (SN), S20 and S22 (PC) stations, light limitation is not expected to be higher than in other stations, since TSM concentration is below the median floodplain value. On the other hand, the phytoplankton assemblage was dominated by species from the codon **Y** (*Cryptomonas* spp.) known to be very sensitive to grazing pressure. This codon is also present in S3, S12, S16, S22, S24 and S30

We also found a **weak** limitation status in four stations: in the LG (S1), PQ (S10), GP (S41) and PI (S36) of the floodplain, indicating that P was not the prior controlling factor of the phytoplankton in these stations. The S1, S10 and S36 stations light limitation could be expected as the TSM concentration was clearly above the median floodplain concentration. In the S10 (PQ) station these results were confirmed by the Reynolds' functional group approach. The Codons **C** (*Aulacoseira distans*) is tolerant of light deficiency, **Lo** (*Chroococcus* sp.1), tolerates segregated nutrient conditions and **W2** (*Trachelomonas* sp.1) adapted to the mixed and resident environments in the bottom of lakes (Brasil and Huszar, 2011). However, in the S41 station light limitation is not expected to be higher than in other stations (TSM < median floodplain value). The **weak** limitation status is also coherent with the presence of *Euglena caudata* (codon **W1**) in S5 (LG), S15 and S16 (GP) that are able of ingesting organic material by phagocytosis (Porter 1989), and with the presence of *Dolichospermum* sp. (codon **H1**) in S14 (GP) with TN < median floodplain value. This codon able to fix atmospheric nitrogen, is well suited for nitrogen and/or carbon limited environment and low concentrations of N (Padisák *et al.* 2009, Brasil and Huszar 2011). It was not explained for S41 (GP) where the codons encountered (**Y** and **S1**) are known for their tolerance to light deficiency and codon **P** which is tolerant to moderate light deficiency.

Flushing period:

Trophic state and limitation status:

Median value of the chlorophyll-a of 41.5 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ would indicate a hypertrophic state according to (OCDE 1982). However, the TSI_T median value was 63.5 ± 5.6 corresponding to an eutrophic state for the floodplain. Trophic state derived from TSI_T and TSI_{PB} agreed in 84% of the stations. In most of the stations, *Dolichospermum* spp. (codon **H1**) which indicates eutrophic state, represented more than 80% of the biomass. Besides, *Microcystis aeruginosa* (codon **M**) was present in all stations from the Lago Grande and encountered in the lakes

Grande do Poção and Piraquara. *Euglena* spp. (codon **W1**) was encountered in the station, which presented the highest TSI_T of the floodplain at this period. It is interesting to note that in most of the stations, the limitation status was found **weak**. This reduction can be attributed to the dominance of cyanobacteria with heterocysts (nitrogen-fixing), a characteristic of *Dolichospermum* spp. (codon **H1**).

Our data show that above a TSI_T threshold of around 55, the probability of encountering **H1** codon as the dominant functional group in the floodplain is 100% in this period. Above this threshold also, the probability of encountering the codons **M** and **MP** as a significant functional group was 92%. As these codons are potentially harmful, these considerations might be important as additional indicators of a long-term monitoring system. However, further studies would be necessary to validate this trend that could help building an alert system for sanitary quality.

5.5 Conclusion

The TSI_T computation based on the arithmetic average of chlorophyll-a or total phosphorus data provided the best agreement with the TSI_{PB} . Indeed, in many locations and regardless the period, the trophic state index indicated by total phosphorus only or by the chlorophyll-a only disagreed. During the rising period, phytoplankton-based index indicated a transient condition between mesotrophic to eutrophic state, while TSI_T mostly indicated eutrophic condition. One of the explanations of discrepancies could be the phytoplankton growth limitation by nitrogen while TSI_T only assumed phosphorus limitation. During the flushing period, both indexes indicated mostly eutrophic state. Despite a certain degree of misclassification of TSI_T during the rising period, both approaches agreed well. Our analysis highlighted some locations with hypereutrophic state in the proximity of margins where organic matter and nutrients enrichment were expected from cattle ranching and domestic effluent. Given the high number and complexity of FG in Curuai floodplain. It was not possible to identify ranges of TSI values for specific functional group but our analysis showed that TSI values greater than 55 in the floodplain is mostly associated to specific codon **H1** presence and to a less extent can indicate also the presence of the codons **M** and **MP**.

Acknowledgements This research was done under the auspices of CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, Brazil), IRD (Institut de Recherche pour le Développement, grant number 490634/2013-3), LMI OCE (Laboratoire Mixte International Observatoire des Changements Environnementaux) and by the Clim-FABIAM research program, which was funded by FRB (French Foundation for Research on Biodiversity, modeling and biodiversity scenario program). The first author is grateful to CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) in Brazil and CNPq (400329/2014-0) in France for financial support and Ph.D grant. We express our sincerest thank for Isabelle crew and all people from the communities of Curuai Lake for their kind hospitality since more than 5 years

References

- Abonyi, A., Leitão, M., Stankovi, I. 2014. A large river (River Loire, France) survey to compare phytoplankton functional approaches: Do they display river zones in similar ways? *Ecological Indicators*, 46: 11-22. doi:10.1016/j.ecolind.2014.05.038
- APHA. 2012. *Standard Methods For The Examination Of Water And Wastewater*, 22nd Ed.: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. Washington, DC.
- Becker, V., Caputo, L., Ordóñez, J., Marcé, R., Armengol, J., Crossetti, L.O., Huszar, V.L.M. 2010. Driving factors of the phytoplankton functional groups in a deep Mediterranean reservoir. *Water Research*, 44: 3345-3354. doi:10.1016/j.watres.2010.03.018
- Becker, V., Huszar, V.L.M., Crossetti, L.O., 2009. Responses of phytoplankton functional groups to the mixing regime in a deep subtropical reservoir. *Hydrobiologia* 628, 137–151. doi:10.1007/s10750-009-9751-7
- Belkinova, D., PadisaK, J., Gecheva, G., Cheshmedjiev, S. 2014. Phytoplankton based assessment of ecological status of Bulgarian lakes and comparison of metrics within the water framework directive. *Appl. Ecol. Environ. Res.*, 12: 83-103.
- Bonnet, M.P., Barroux, G., Martinez, J.M., Seyler, F., Moreira-Turcq, P., Cochonneau, G., *et al.* 2008. Floodplain hydrology in an Amazon floodplain lake (Lago Grande de Curuai). *Journal of Hydrology*, 349: 18-30. doi:10.1016/j.jhydrol.2007.10.055
- Bonnet, M-P., Garnier, J., Barroux, G., Boaventura, G. R. and Seyler, P. 2016. *Biogeochemical Functioning of Amazonian Floodplains: The case of Lago Grande de Curuai*. In: Riparian Zones. Editor: Oleg S. Pokrovsky. ISBN: 978-1-63484-613-4. Chapter 4. Nova Science Publishers, Inc.
- Borics, G.; Várbíró, G.; Grigorszky, I.; Krasznai, E.; Szabó, S., Kiss, T. 2007. A new evaluation technique of potamoplankton for the assessemnt of the ecological status of rivers. Large Rivers, 17. *Archiv für Hydrobiologie Supplement*, 161: 465-486.
- Brasil, J., Huszar, V. L. M. 2011. O papel dos traços funcionais na ecologia do fitoplâncton continental. *Oecologia Australis*, vol. 15, n^o. 4, p. 799-834. <http://dx.doi.org/10.4257/oeco.2011.1504.04>

- Carlson, R.E., 1977. A trophic state index for lakes. *Limnol. Oceanogr.*, 22: 361-369. doi:10.4319/lo.1977.22.2.0361
- Chen, N., Liu, L., Li, Y., Qiao, D., Li, Y., Zhang, Y., Lv, Y., 2015. Morphology-based classification of functional groups for potamoplankton. *J. Limnol.* 74, 559–571. doi:10.4081/jlimnol.2015.1173
- Crossetti, L.O., Bicudo, C.E.M., 2008. Adaptations in phytoplankton life strategies to imposed change in a shallow urban tropical eutrophic reservoir, Garças Reservoir, over 8 years. *Hydrobiologia*, 614: 91-105. doi:10.1007/s10750-008-9539-1
- Dokulil, M.T., Teubner, K. 2003. Steady state phytoplankton assemblages during thermal stratification in deep alpine lakes. Do they occur? *Hydrobiologia*, 502: 65-72. doi:10.1023/B:HYDR.0000004270.70364.f3
- Farr, T.G., Rosen, P.A., Caro, E., Crippen, R., Duren, R., Hensley, S., Kobrick, M., Paller, M., E., R., Roth, L., Seal, D., Shaffer, S., Shimada, J., Umland, J., Werner, M., Oskin, M., Burbank, D., Asldorf, D., 2007. The Shuttle Radar Topography Mission. *Rev. Geophys.* doi:10.1029/2005RG000183View
- Fonseca, B. M., Ferragut, C., Tucci, A., Crossetti, L. O., & Ferrari, F. 2014. Biovolume de cianobactérias e algas de reservatórios tropicais do Brasil com diferentes estados tróficos. *Hoehnea*, 41(1): 9-30.
- Hillebrand, H., Duerselen, C.D., Kirschtel, D., Pollinger, U., Zohary, T., 1999. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of Phycology* 35: 403-424.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). 2011. *Base de informações do Censo Demográfico 2010: resultados do universo por setor censitário*. Documentação do Arquivo. Rio de Janeiro: IBGE.
- Jespersen, A.M. Christoffersen, K. 1987. Measurements of chlorophyll a from phytoplankton using ethanol as extraction solvent *Arch. Hydrobiologia*, 109: 445-454.
- Junk, W. J. (2001). Sustainable use of the Amazon River floodplain: problems and possibilities. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, 4, 225-233.
- Junk, W. J. 1997. *The Central Amazon Floodplain: Ecology of a Pulsing System*. Ecological Studies 126, Berlin, Germany, Springer Verlag, 525 p.
- Junk, W. J., Piedade, M. T. F., Schöngart, J., & Wittmann, F. 2012. A classification of major natural habitats of Amazonian white-water river floodplains (várzeas). *Wetlands Ecology and Management*, 20(6): 461-475. doi.org/10.1007/s11273-012-9268-0
- Kruk, C., Huszar, V.L.M., Peeters, E.T.H.M., Bonilla, S., Costa, L., LüRling, M., Reynolds, C.S., Scheffer, M. 2010. A morphological classification capturing functional variation in phytoplankton. *Freshwater Biology*. 55: 614-627. doi:10.1111/j.1365-2427.2009.02298.x
- Kruk, C., Mazzeo, N., Lacerot, G., Reynolds, C. S. 2002. Classification schemes for phytoplankton: a local validation of a functional approach to the analysis of species temporal replacement. *Journal of Plankton Research*, 24(9): 901-912. doi:10.1093/plankt/24.9.901
- Lamparelli, M. C. 2004. *Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento*. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, Departamento de Ecologia. São Paulo, 235f.
- Lobo, M.T. M. P. S., Nogueira, I. de S., Sgarbi, L. F., Bomfim, E. de O., Marques, D. da M., Bonnet, M-P. Morphology-based functional groups as a better tool to predict shallow

- lake-dwelling phytoplankton in Amazonian floodplain. *Ecological Indicators*. [In submission].
- Loverde-Oliveira, S.M., Huszar, V.L.M. 2007. Phytoplankton ecological responses to the flood pulse in a Pantanal lake, Central Brazil. *Acta Limnol. Bras.*, 19: 117-130.
- Lund, J. W. G., Kipling, C., Le Cren, E. D. 1958. The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. *Hydrobiologia*, 11(2):143-170. doi:10.1007/BF00007865
- Mackereth, J. F. H.; Heron, J., Talling, J. F. 1978. Water analysis: some revised methods for limnologists. *Freshwater Biological Association*, n. 36, 121 p.
- Mieleitner, J., Borsuk, M., Bürgi, H.-R., Reichert, P., 2008. Identifying functional groups of phytoplankton using data from three lakes of different trophic state. *Aquat. Sci.* 70, 30–46. doi:10.1007/s00027-007-0940-z
- Nabout, J.C., Nogueira, I.S., Oliveira, L.G., Morais, R.R. 2006. Phytoplankton diversity (alpha, beta, and gamma) from the Araguaia River tropical floodplain lakes (central Brazil). *Hydrobiologia*, 575: 455-461. doi:10.1007/s10750-006-0393-8
- Nürnberg, G.K., 1996. Trophic state of clear and colored, soft- and hardwater lakes with special consideration of nutrients, anoxia, phytoplankton and fish. *Lake Reserv. Manag.* 12, 432–447. doi:10.1080/07438149609354283
- OECD, 1982. *Eutrophication: monitoring assessment and control*. Organization for Economic Cooperation and Development, Paris. 154 p.
- Pacheco, J.P., Iglesias, C., Meerhoff, M., Fosalba, C., Goyenola, G., Teixeira-de Mello, F., García, S., Gelós, M., García-Rodríguez, F., 2010. Phytoplankton community structure in five subtropical shallow lakes with different trophic status (Uruguay): A morphology-based approach. *Hydrobiologia* 646, 187–197. doi:10.1007/s10750-010-0180-4
- Padisák, J., Borics, G., Grigorszky, I., Soróczki-Pintér, É. 2006. Use of phytoplankton assemblages for monitoring ecological status of lakes within the water framework directive: The assemblage index. *Hydrobiologia*, 553: 1-14. doi:10.1007/s10750-005-1393-9
- Padisák, J., Crossetti, L.O., Naselli-Flores, L. 2009. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: A critical review with updates. *Hydrobiologia*, 621: 1-19. doi:10.1007/s10750-008-9645-0
- Porter, K.G. 1989. Phagotrophic phytophagellates in microbial food webs. *Hydrobiologia*, 159:89-97
- Reynolds, C. S., Huszar, V., Kruk, C., Naselli-Flores, L., Melo, S. 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, 24: 417-428.
- Rudorff, C.D.M., Melack, J.M., Bates, P. 2014. Flooding dynamics on the lower Amazon floodplain: 2. Seasonal and interannual hydrological variability. *Water Resour. Res.*, 50:635-649. doi:10.1002/2013WR014714
- Salmaso, N., Padisák, J., 2007. Morpho-Functional Groups and phytoplankton development in two deep lakes (Lake Garda, Italy and Lake Stechlin, Germany). *Hydrobiologia* 578, 97–112. doi:10.1007/s10750-006-0437-0
- Shannon, E.E., Brezonik, P.L. 1972. Limnological characteristics of north and central florida lakes a group. *Limnology and Oceanography*, 17(1): 97-110.

- Toledo Júnior, A. P. 1990. *Informe preliminar sobre os estudos para a obtenção de um índice para a avaliação do estado trófico de reservatórios de regiões quentes tropicais*. São Paulo: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. 12 p.
- Toledo Júnior, A. P., Agudo, E. G., Tolarico, M., Chinez, S. J. A. 1983. Aplicação de Modelos Simplificados para a Avaliação do Processo de Eutrofização em Lagos e Reservatórios Tropicais. In: *Anais... XIX Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Santiago do Chile. Chile.
- U.S. Environmental Protection Agency. 1974. An approach to a relative trophic index system for classifying lakes and reservoirs. Working paper n. 24.
- Utermöhl, H. 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitt. Int. Verein. Limnol.*, 9: 1-38.
- Uttomark, P. and Wall, P. 1975. *Lake classification for water quality management*. University of Wisconsin, Water Resources Center.
- Van Den Hoek C, Mann D.G., Johns H.M. 1997. *Algae: An Introduction to Phycology*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Vollenweider, R.A., Giovanardi, F., Montanari, G., Rinaldi, A. 1998. Characterization of the Trophic Conditions of Marine Coastal Waters With Special Reference To the NW Adriatic Sea : Proposal for a Trophic Scale. *Turbidity and Generalized Water Quality Index*, 357: 329-357.
- Vollenweider, R.A., Kerekes, J. 1980. The loading concept as basis for controlling eutrophication philosophy and preliminary results of the OECD Programme on Eutrophication. *Progress in Water Technology* 12: 5-38.
- Wetzel, R.G., Likens, G.E., 2000. *Limnological Analyses*. 3rd ed. Springer-Verlag, New York: 1-429.

6 AVALIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DO ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO EM LAGOS DE VÁRZEA DA AMAZÔNIA

Após a aplicação dos índices TSI e TSI_{PB}, que apontaram características tróficas da várzea Lago Grande do Curuaí apresentadas no capítulo anterior, surgiu a possibilidade de fazer uma análise sobre a dinâmica espaço-temporal do estado trófico dos lagos, dos canais que fazem a ligação do rio Amazonas com os lagos da várzea e dos canais que são influenciados pela bacia de drenagem local e abastecem os lagos da várzea. O estudo permitiu compreender a qualidade ambiental a partir da resposta/reflexo da água durante um ciclo hidrológico. Dessa maneira, as características geoquímicas entre os lagos, o rio Amazonas e os canais foram identificadas.

Neste estudo, analisam-se as variações espaço-temporais dos parâmetros geoquímicos e do índice de estado trófico deduzido, desta vez apenas por dados geoquímicos adquiridos na planície de inundação de Curuaí. São apresentadas as dinâmicas do TSI_T durante os quatro períodos do ciclo hidrológico da várzea (enchente, cheia, vazante e seca). Essa pesquisa visou classificar, a partir de índices TSI_T, lagos de planícies tropicais, visando contribuir na definição de políticas para o manejo sustentável dos recursos naturais da várzea Lago Grande do Curuaí.

A biodiversidade desses ecossistemas é influenciada pelo pulso das inundações e a qualidade ambiental aquática da planície é impactada pelas múltiplas formas de usar recursos naturais. Foram apontados também que as zonas de atividade pecuária extensiva são as com maiores índices tróficos. São apontadas diferenças significativas nas variações espaço-temporais da TSI_T e da geoquímica entre os canais influenciados pelo rio Amazonas, o escoamento local e os lagos de inundação de Curuaí. As interações de parâmetros geoquímicos com comunidades bióticas locais podem explicar a variação da TSI_T em todos os períodos. O TSI médio da várzea Lago Grande do Curuaí mostrou variação entre as classes.

A metodologia para o cálculo do TSI_T está apresentada no capítulo anterior.

Para o segundo artigo, foi necessário aplicar técnicas estatísticas. Para estimar a importância relativa dos componentes geoquímicos e espaciais na estruturação do TSI foi realizada uma análise de redundância parcial (pRDA). Devido a natureza multivariada dos dados, estes foram submetidos a uma análise de componentes principais (PCA). A escolha dos eixos representativos da PCA foi por meio do critério de *Broken-Stick*. Com os três

primeiros eixos da PCA selecionados, foi possível realizar a análise de similaridade (ANOSIM). Para testar a hipótese da heterogeneidade, foi utilizado o teste de dispersão baseado em distância para dados multivariados. Este teste calcula a média das distâncias com base em uma matriz de distância para cada grupo de dados. O teste de significância foi por meio de ANOVA. A matriz de distância escolhida para os testes foi a distância euclidiana. As análises estatísticas foram processadas no programa R.

De forma geral, os períodos mostraram-se mais parecidos entre eles. A análise estatística provou ser uma ferramenta útil para discriminar a variação dos processos TSI_T ocorridos nos lagos da várzea Lago Grande do Curuaí. A análise também indicou que os parâmetros avaliados, embora sofram variações entre os períodos, são estatisticamente similares. Os resultados indicaram que os lagos da planície de inundação formam zonas de mistura.

Durante o período de enchente observou-se que 31.0% das unidades amostrais foram classificadas como estado mesotrófico e 61.9%, como eutrófico. O TSI médio classificou o ecossistema como eutrófico. Neste período, uma zona do lago Piraquara obteve o maior TSI_T , com classificação de hipereutrofização (S10). De forma geral, o status de limitação foi considerado “alto” para a média de $TSI_{T(TP)} > TSI_{(Chl-a)}$, ou seja, quando a classificação de estado trófico pelo TP é maior que a de Chl-a, indica-se que a concentração de TP poderia permitir uma maior produção de fitoplânctons se não fosse limitado por outro fator, como condição de luz. Igual indicação ocorreu em 43% das unidades amostrais. Por outro lado, 47,6% das amostras apresentaram status de limitação “fraco”, o que implica afirmar que o TP não é o fator de controle do crescimento de fitoplânctons. Os demais locais obtiveram status “normal”, quando a classificação do TSI pelo TP e pela Chl-a coincidem.

Na cheia essas características são completamente distintas. O TSI_T médio indicou que os lagos da várzea do Curuaí são mesotróficos e coincidiu com o TSI_T do rio Amazonas. Apenas 6% de das unidades amostrais foram classificadas como eutróficas, seguida de 10% estado oligotrófico. 86% das amostras apresentaram status de limitação “alto”.

Para o período de vazante, o TSI_T médio indicou eutrofização e as características biogeoquímicas são modificadas novamente, isto é, além de 93% das unidades amostrais da várzea serem classificadas com estado eutrófico, o status de limitação “alto” não foi identificado em qualquer das estações de amostragem. Foi durante esse período que ocorreu o *bloom algae* (cianobactérias), com o *status* de limitação “fraco”, em 64,4%. Tanto no canal

principal que fica no oeste quanto na saída sul do lago (“boca do lago”) o TSI_T foi típico de ambientes mesotróficos.

No período de seca, observaram-se que os valores médios de TSI_T classificaram a planície de inundação como eutrófica. Contudo, o rio Amazonas registrou TSI mesotrófico durante a cheia, vazante e seca. Quanto ao status de limitação, foram identificados < 26% como “alto” e não foram registrados status de limitação “fraco”. Durante a enchente, o cálculo considerou as concentrações de fósforo total (TP), visto que as concentrações de clorofila-a (chl-a) estavam abaixo do limite de detecção do equipamento.

O segundo artigo *Spatio-temporal evaluation of trophic state index in Amazonian floodplains lakes* foi submetido no *Environmental Earth Sciences Journal* (Fator de Impacto 1.765 e Qualis B1).

Spatio-temporal evaluation of trophic state index in Amazonian floodplains lakes

Eudes de Oliveira Bomfim^{a,b,c*}, Marie-Paule Bonnet^{c,b}, Cleber Nunes Kraus^d, Lucas Garcia Magalhães Peres^{e,b}, Geraldo Resende Boaventura^{a,b}, Anne-Elisabeth Laques^{c,b}, Ina de Souza Nogueira^f, Jérémie Garnier^{a,b}, David Motta Marques^g

^{h.} Universidade de Brasília, Instituto de Geociências, DF, Brazil

^{i.} Joint International Laboratory LMI OCE “Observatory of Environmental Change”, UnB/IRD, Brasilia, DF, Brazil

^{j.} French National Research Institute for Sustainable Development (IRD) – UMR Espace-DEV, University of Montpellier, France

^{k.} Universidade de Brasília, Campus Planaltina, NEPAL, DF, Brazil

^{l.} Universidade de Brasília, Departamento de Geografia, LAGAS, DF, Brazil

^{m.} Universidade Federal de Goiás, Instituto de Ciências Biológicas, Departamento de Botânica, Goiânia, Brazil

^{n.} Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto Nacional de Pesquisas Hidráulicas (IPH), Porto Alegre, Brazil.

* Corresponding author: Universidade de Brasília. Campus Darcy Ribeiro. Instituto de Geociências. Laboratório de Geoquímica. CEP 70919-970, Brasília/DF, Brazil.
e-mail adress: eudes.bomfim1977@gmail.com

Abstract

The floodplains of the Amazon are highly productive ecosystems considered as hotspots of biodiversity. They are also among the most threatened ecosystems by climate change and anthropogenic pressures. Those threatens increase the need for monitoring tools for supporting a better management of these systems. In the last decades, many studies have proposed indexes' tools to evaluate water quality and trophic state, mostly in the context of eutrophication in temperate regions. In this study, we analyze the spatio-temporal variations of: i) geochemical parameters and, ii) trophic state index deduced from a set of water quality data acquired in the Curuaí floodplain for showed the TSI_T compartments during one hydrological cycle (rising, flood, flushing and dry periods). We showed that the four periods are equally heterogeneous. We showed also significates differences at spatio-temporal variations of TSIT and geochemistry between channels influenced by Amazon River, local runoff local runoff and Curuaí floodplain lakes. The interactions of abiotic parameters with local biotic communities can be an explain the variation of TSI_T in all periods.

Keywords: Water quality; Trophic state index; Geochemistry; Amazon floodplain.

6.1 Introduction

The degradation of aquatic ecosystems around the world is a major social problem, as it questions the future of the next generations. Water quality evaluation and the classification of the trophic state provide information to guide local public policies to help restoration plans of

river basins. The concept of trophic state is related to the biotic integrity and water quality of aquatic environments (Dodds, 2006; 2007). For this reason, assessing the water quality from the trophic state of aquatic environments assists government managers in the control of these restoration processes (Von Sperling 1994; Dodds 2002).

Several works have been developed in the last decades to produce indexes aiming easy monitoring of the water quality from the trophic and biological conditions in aquatic systems that could be useful to decision-makers. Trophic state indexes (TSI) based on a restricted number of water quality parameters are very common. Several formulas have been proposed for temperate regions (Shannon and Brezonik 1972; U.S.EPA 1974; Uttomark and Wall 1975; Carlson 1977; OECD 1982, Nürnberg, 1996; Vollenweider *et al.* 1998). However, the integrated biological information with geochemical parameters considered robust and to give evidence of the mechanisms acting on eutrophication processes, e.g., Padisák *et al.* (2006); Kruk *et al.* (2010), Pacheco *et al.* (2010) and Bomfim *et al.* (Submitted). The main drawback of these approaches is the laboratory effort and the high level of taxonomy knowledge required, that limit a broad use.

Toledo Júnior *et al.* (1983) and Toledo Júnior (1990) proposed to adapt Carlson (1977) formula Trophic State Index (TSI_T) for tropical environments. Based on relatively easily collected parameters, all these formulas are suitable for long-term operational monitoring.

The Amazonian floodplains lakes are location of many biogeochemical processes partly driven by water from different sources mixture and circulation. These systems are among the most productive and diversified ecosystems in the world (Junk, 1997), but also among the most threatened by the changes in the Amazon Basin (Junk *et al.* 2012; 2010). As floodplain and wetlands are hydrologically connected, land-cover and use conversions, hydroelectric dam projects multiplication, increasing urbanization are often felt across large distances (Castello *et al.* 2013). It is therefore important to develop indexes for monitoring the spatiotemporal changes of the trophic state of those aquatic environments that could support adapted environmental management policies definition.

The biodiversity of these ecosystems is influenced by flood pulse and the aquatic environmental quality of the floodplain is impacted by the multiple ways of using natural resources. In this study, we analyze the spatio-temporal variations of: i) geochemical parameters and, ii) trophic state index deduced from a set of water quality data acquired in the Curuaí floodplain for showed the TSI_T compartments during one hydrological cycle (rising, flood, flushing and dry). Water quality data were acquired in the floodplain lakes, in the channels linking the floodplain with the Amazon River and in the small streams draining the

local floodplain catchment. The creation of a classification using trophic status indexes for tropical floodplain lakes will contribute to the definition of policies for the sustainable management of the natural resources of floodplains.

6.2 Material and Method

6.2.1 Study Site

The *Curuaí* floodplain is located between 01°50' and 02°15' South and 55°00'-56°05' West along the right margin of the Amazon River, in front of Óbidos city, Pará state, Brazil (Figure 6.1). It is composed of several temporally interconnected lakes. Most of the lakes have white water (nutrient rich), while a few have characteristics close to black waters (poor in nutrients) (Moreira *et al.*, 2013). Several channels link the floodplain with the Amazon River, the easternmost channel remains connected year-round while the others may disconnect in function of the Amazon River water level. The maximal floodable extent is 2430 km² delimited by the boundary between the Amazon River and high land, corresponding to a water level in *Curuaí* of about 11.5 m (Bonnet *et al.* 2008). The water level variation along a hydrological cycle is about 6 meters on average resulting in 4-fold variation (from about 500 to 2500 km²) of the open water extent (Melack *et al.* 2011). Its variation is monomodal and follows the Amazon River water level variation.

The minimum water level is generally recorded early in November. Between November and June, it raises to a maximum that lasts for a few days. Then it decreases until its minimum early in November corresponding to the flushing period. Based on the space borne digital elevation model SRTM (Farr *et al.* 2007), was deduced a total local watersheds area of 1370 km². The floodplain is mostly filled by water from the Amazon River but it also receives water from the local watershed, seepage and direct precipitation (Bonnet *et al.* 2008; Rudorff *et al.* 2014). Several small communities are spread in high land and tidal regions. The total population was estimated to be more than 20000 (IBGE 2010). Most part of the communities has less than 100 families unless the community of *Curuaí*, *Piraquara* and *Tabatinga do Salé* that present a higher density of habitants. Local family's economy is divided mostly between fishing and agriculture (beef livestock or manioc culture) incomes.

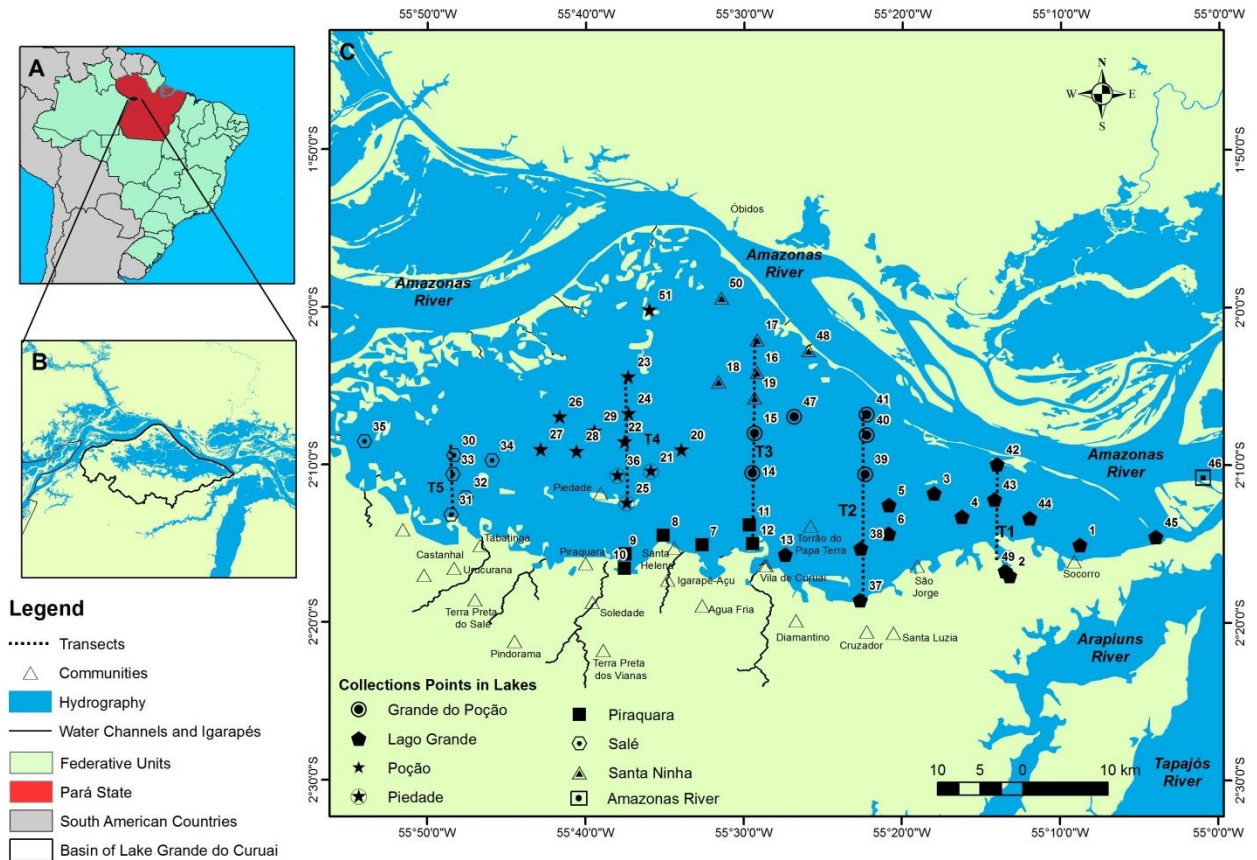


Figure 6.1 Location of the study site (A), showing the basin of Lake Grande do Curuaí (B) and the sampling stations (C)

6.2.2 Water Quality and Analysis

Sampling stations reported in figure 6.1A were distributed along 5 South-North transects (Figure 6.1B). As shown in Fig. 6.1C, sampling stations are distributed among seven (7) lakes of the *Curuaí* floodplain. For the analysis, some codes were defined: *Lago Grande* (LG), *Grande do Poço* (GP), *Santa Ninha* (SN), *Poço* (PC), *Piedade* (PI) and *Salé* (SL), for white water lakes. *Piraquara* lake (PQ) is of black water. Water samples for laboratory analysis were collected at 42 sampling stations in March 2013 in the rising period (RP), 50 in May 2014, in the flood period (FP), 45 in September 2013, in the flushing period (FLP) and 35 in November 2014, in the dry period (DP).

Samples for water quality analysis were collected at subsurface using a Van Dorn sampler device and stored in pre-cleaned plastic bottles with 10% HCl and rinsed with Milli-Q water. Three aliquots of 250 mL were immediately passed through Whatman GF/F glass microfibre filters (porosity 0.7 μm) using a low-pressure vacuum pump, the membranes were wrapped in aluminum foil and frozen for subsequent chlorophyll-a analyses in laboratory. In addition, an aliquot of 350 mL was passed through pre-dried and pre-weighted acetate cellulose membranes (porosity 0.45 μm) to obtain Total Suspended Matter concentration (TSM). In

laboratory, chlorophyll-a filters were extracted with buffered acetone (90% acetone + 10% saturated magnesium carbonate) according to Jespersen and Christoffersen (1987) method, the extracts were kept for 24h in the refrigerator before colorimetry determination (APHA 2012). Total phosphorus was measured on the filtered water by colorimetry (Mackereth *et al.* 1978). The total nitrogen was obtained by sensor Non-dispersive infra-red (NDIR) Shimadzu coupled to Shimadzu carbon analyzer. At each station we measured the Secchi Depth.

6.2.3 Trophic State Index (TSI_T) Based on Water Quality Parameters

Carlson (1977) defined the trophic state index using chlorophyll a, total phosphorus and Secchi depth parameters. Considering that this index was developed for temperate environments, Toledo Júnior *et al.* (1983) and Toledo Júnior (1990) adapted the method for tropical environments (TSI_T). We use this method for calculating TSI_T in the four periods. Bomfim *et al.* (Submitted) validated this method with phytoplankton base index (TSI_{PB}), only for RP and FLP, based on the trophic classification state (Toledo Júnior 1990). Bomfim *et al.* (Submitted) details the method for calculating the trophic state index based on water quality parameters, the limitation status and the validation TSI_T against TSI_{PB}.

6.2.4 Statistical Analysis

To discriminate processes affecting the trophic state of the Curuaí Floodplain Lakes, multivariate statistics as PCA was used to reduce the dimensionality of the data (Legendre and Legendre, 2012). It was used a Broken-Stick method to select the axes. With three main components (PCs) that had eigenvalues greater than one we used in the similarity analysis (ANOSIM). This analysis provides a way to test statistically whether there is a significant difference between two or more groups of sampling units (Clarcke, 1993). The R statistic for ANOSIM will be in the interval -1 (more dissimilar) to +1 (more similar). Value 0 indicate completely random grouping. In a second step, we performed a distance based dispersion test (Anderson, 2001, 2006). This test evaluated the heterogeneity of the Curuaí floodplain and each sample unit between the periods. The significance test was given by ANOVA, and we used the Euclidean distance to perform this analysis.

To estimate the relative importance of geochemical, depth and disk of Secchi components in structuring the TSI_T we applied Partial Analysis of Redundancy (Legendre and Legendre, 2012). The standardization of the data was by Hellinger's transformation. All analyses were performed using the software R (R Core Team, 2015) with the vegan package (Oksanen *et al.*, 2007).

6.3 Results

6.3.1 Water Quality in the Floodplain

The data collected during the four periods are summarized in Table 6.1. During the RP, FLP and DP, the floodplain was relatively shallow with a median depth less than 5 meters. In the FP, the median depth was 6.9 ± 0.9 m. The Secchi depth was small, restricted to only 9% during the RP and <19% of the total depth during FDP, FLP and DP, respectively. TSM remained relatively low during FP and relatively high during the RP, FLP and DP, respectively. Inorganic phosphorus concentration was below detection in most of the stations regardless the considered period, while total phosphorus (TP) was relatively high during the four periods. Total nitrogen (TN) with median values above $300 \mu\text{g.L}^{-1}$ during the rising, flood and flushing periods, respectively. In the dry period the total nitrogen was relatively the higher median value observed. During this period total inorganic nitrogen (TIN) also was the higher median value, whereas during rising, flood and flushing, respectively, the lowest median values were found. TN median concentration however, reduced 20% between the rising and flushing periods. This median concentration increased 32% between the flushing and dry periods. Similarly, TIN median concentration presented an evolution of 66.4% between the flooding and dry periods. The chlorophyll-a median value was about 10.0 times higher during FLP than during FP and reduced 45% between the FLP and DP.

Table 6.1 Median (Med) and Standard Deviation (SD) of the physicochemical variables in the all stations studied Curuaí floodplain, during hydrological cycle.

Geochemistry Variables	Várzea Lago Grande do Curuaí (All Stations)			
	Rising (n=40)	Flood (n=45)	Flushing (n=43)	Dry (n=32)
Depth (m)	4.7 ± 1.3	6.9 ± 0.9	4.0 ± 0.7	1.3 ± 0.5
Secchi	0.4 ± 0.1	1.0 ± 0.3	0.6 ± 0.2	0.2 ± 0.1
Turb (NTU)	40.5 ± 11.2	8.2 ± 3.5	40.0 ± 27.2	46.0 ± 19.0
TSM (mg.L)	58.0 ± 25.7	14.4 ± 5.5	27.0 ± 13.6	66.0 ± 49.8
TP ($\mu\text{g.L}$)	97.2 ± 34.6	68.0 ± 21.1	52.7 ± 24.8	43.5 ± 26.3
TN ($\mu\text{g.L}$)	375.5 ± 78.6	371.4 ± 68.4	300.8 ± 106.5	453.4 ± 148.1
TIN ($\mu\text{g.L}$)	91.5 ± 78.9	166.4 ± 106.3	101.3 ± 100.7	274.0 ± 142.6
Chl- α ($\mu\text{g.L}$)	7.7 ± 32.2	3.6 ± 3.5	39.2 ± 36.7	19.4 ± 16.9

n = number of samples; Turb=turbidity; TSM= total suspended matter; TP = total phosphorus; TN = total nitrogen, TIN = total inorganic nitrogen; Chl-a = chlorophyll-a.

During all periods, water quality was relatively contrasted between the different floodplain lakes (Table 6.2). During the four hydrological periods, the lakes PC, SN, PI and LG presented higher median values TN concentrations $\geq 300.0 \mu\text{g.L}^{-1}$. Conversely, during the rising period, the lakes located at the western end of the study area (SL, PC) presented higher TP and TN concentrations than those of the eastern part of the floodplain. The SL (FD) and PQ (FLD) presented also the lowest TN concentrations. The chlorophyll-a concentration was relatively homogeneous among lakes. The conditions were more contrasted during FLP. The

SL presented the lowest TP, TN, TSM and chlorophyll-a concentrations. The highest TN and TP concentrations were encountered in the LP, SN and LG.

Table 6.2 Median (Med) and Standard Deviation (SD) of the physicochemical variables in the studied Curuaí floodplain area (lakes and river) during hydrological cycle.

Geochemistry Variables	Lago Grande (LG)				Salé (SL)			
	Rising (n=11)	Flood (n=11)	Flushing (n=11)	Dry (n=10)	Rising (n=5)	Flood (n=6)	Flushing (n=5)	Dry (n=6)
Depth (m)	4.6 ± 1.3	7.2 ± 0.7	4.0 ± 0.7	1.6 ± 0.5	4.8 ± 1.2	7.0 ± 0.8	4.0 ± 0.3	0.9 ± 0.2
Secchi	0.4 ± 0.0	1.0 ± 0.3	0.6 ± 0.1	0.2 ± 0.1	0.5 ± 0.1	1.2 ± 0.5	0.6 ± 0.2	0.2 ± 0.0
Turb (NTU)	40.0 ± 7.1	8.8 ± 4.0	47.0 ± 28.0	32.7 ± 12.7	28.0 ± 4.6	5.7 ± 2.7	28.0 ± 6.6	70.4 ± 4.7
TSM (mg.L)	64.0 ± 35.5	13.4 ± 5.3	27.0 ± 11.8	50.0 ± 36.2	50.0 ± 7.9	11.0 ± 4.1	15.5 ± 6.1	64.5 ± 29.0
TP (µg.L)	73.9 ± 31.8	52.5 ± 11.8	58.4 ± 20.1	23.6 ± 11.8	99.4 ± 26.2	70.7 ± 21.3	21.1 ± 14.8	39.2 ± 6.4
TN (µg.L)	340.5 ± 29.1	401.7 ± 76.8	426.5 ± 106.2	382.9 ± 115.0	375.0 ± 127.3	318.2 ± 65.3	209.6 ± 22.1	373.8 ± 64.8
TIN (µg.L)	82.7 ± 37.4	228.3 ± 133.4	145.0 ± 40.3	175.5 ± 100.2	64.4 ± 41.6	74.6 ± 21.4	50.2 ± 28.1	290.9 ± 135.2
Chl-α (µg.L)	6.9 ± 11.5	5.8 ± 4.8	58.3 ± 37.6	10.5 ± 5.4	6.2 ± 20.2	4.7 ± 5.5	21.0 ± 5.2	8.5 ± 3.3
Geochemistry Variables	Grande do Poço (GP)				Poço (PC)			
	Rising (n=5)	Flood (n=6)	Flushing (n=6)	Dry (n=4)	Rising (n=5)	Flood (n=9)	Flushing (n=6)	Dry (n=6)
Depth (m)	4.6 ± 1.7	6.4 ± 1.3	3.8 ± 1.0	1.3 ± 0.5	5.0 ± 1.2	7.2 ± 0.5	4.2 ± 0.4	1.0 ± 0.0
Secchi	0.4 ± 0.0	0.8 ± 0.1	0.5 ± 0.1	0.2 ± 0.1	0.4 ± 0.0	0.9 ± 0.2	0.4 ± 0.1	0.2 ± 0.0
Turb (NTU)	41.0 ± 7.6	10.5 ± 2.1	50.5 ± 21.2	46.0 ± 19.0	49.0 ± 5.7	9.6 ± 4.2	50.0 ± 28.4	41.0 ± 12.7
TSM (mg.L)	38.0 ± 8.8	16.6 ± 3.2	26.5 ± 3.7	66.0 ± 49.8	76.0 ± 14.6	15.2 ± 7.0	41.8 ± 17.0	58.7 ± 3.8
TP (µg.L)	50.1 ± 30.4	65.4 ± 25.2	41.1 ± 8.0	43.5 ± 26.3	106.7 ± 23.7	90.0 ± 24.1	71.0 ± 27.6	33.5 ± 11.4
TN (µg.L)	426. ± 44.3	324.5 ± 29.5	263.3 ± 74.8	453.4 ± 148.1	412.8 ± 47.7	360.5 ± 50.8	351.7 ± 97.1	434.9 ± 25.1
TIN (µg.L)	132.0 ± 34.1	141.0 ± 60.7	94.5 ± 64.3	260.0 ± 120.6	112.6 ± 61.7	132.8 ± 104.7	112.7 ± 193.1	273,30 ± 91.6
Chl-α (µg.L)	7.0 ± 3.3	2.6 ± 1.5	41.2 ± 25.9	19.4 ± 16.9	7.2 ± 2.7	1.7 ± 0.7	33.2 ± 27.4	14.7 ± 3.2
Geochemistry Variables	Piedade (PI)				Santa Ninha (SN)			
	Rising (n=3)	Flood (n=3)	Flushing (n=3)	Dry (n=2)	Rising (n=4)	Flood (n=6)	Flushing (n=4)	Dry (n=3)
Depth (m)	5.0 ± 1.9	6.9 ± 1.0	3.9 ± 0.4	0.9 ± 0.7	4.3 ± 1.1	6.5 ± 1.2	4.0 ± 0.8	1.2 ± 0.5
Secchi	0.4 ± 0.0	1.0 ± 0.1	0.6 ± 0.0	0.3 ± 0.1	0.4 ± 0.0	0.8 ± 0.1	0.4 ± 0.0	0.1 ± 0.0
Turb (NTU)	52.0 ± 4.0	7.4 ± 1.7	29.0 ± 12.5	55.5 ± 21.0	47.0 ± 7.7	12.5 ± 10.8	86.0 ± 25.3	66.1 ± 6.5
TSM (mg.L)	66.0 ± 13.0	12.8 ± 2.3	26.0 ± 3.9	82.5 ± 33.2	58.0 ± 7.1	27.3 ± 22.3	33.0 ± 9.5	162.0 ± 106.0
TP (µg.L)	105.7 ± 37.8	60.9 ± 14.2	48.7 ± 9.5	45.8 ± 15.1	119.4 ± 44.0	73.3 ± 17.9	84.0 ± 16.1	84.3 ± 41.7
TN (µg.L)	446.2 ± 116.4	360.7 ± 35.0	300.8 ± 50.8	352.8 ± 7.6	349.5 ± 55.7	380.4 ± 96.8	358.8 ± 101.4	557.4 ± 1.0
TIN (µg.L)	87.1 ± 37.6	95.4 ± 15.0	96.4 ± 19.9	284.4 ± 49.5	119.5 ± 203.6	172.2 ± 1118	91.7 ± 75.7	437.2 ± 234.2
Chl-α (µg.L)	14.4 ± 9.0	2.2 ± 1.2	85.8 ± 51.2	14.4 ± 8.6	11.9 ± 3.5	2.5 ± 1.7	33.8 ± 19.5	11.6 ± 3.3
Geochemistry Variables	Piraquara (PQ)				Amazon River (Am.R)			
	Rising (n=5)	Flood (n=6)	Flushing (n=6)	Dry (n=6)	Rising (n=1)	Flood (n=1)	Flushing (n=1)	Dry (n=1)
Depth (m)	4.2 ± 1.5	6.9 ± 0.9	4.2 ± 0.9	1.4 ± 0.5	NaN	NaN	NaN	4.8
Secchi	0.5 ± 0.2	1.2 ± 0.2	0.8 ± 0.1	0.3 ± 0.1	0.24	NaN	0.46	0.6
Turb (NTU)	23.0 ± 7.9	5.5 ± 2.9	24.0 ± 13.3	44.8 ± 22.6	NaN	11.3	28.5	45.9
TSM (mg.L)	94.0 ± 16.5	13.2 ± 6.5	16.5 ± 7.4	49.5 ± 29.8	138.0	19.0	30.0	38.0
TP (µg.L)	96.9 ± 23.4	65.1 ± 11.0	44.5 ± 11.8	40.3 ± 9.1	161.9	52.2	33.3	13.6
TN (µg.L)	420.2 ± 66.4	399.0 ± 67.3	267.4 ± 127.7	557.5 ± 227.7	360.30	416.8	248.4	316.8
TIN (µg.L)	144.6 ± 61.8	222.0 ± 65.4	52.7 ± 92.5	406.2 ± 65.1	2.17	85.2	127.2	133.3
Chl-α (µg.L)	15.3 ± 84.4	3.8 ± 1.3	34.0 ± 55.6	50.0 ± 12.9	<LOQ	3.6	8,46	1.7

n = number of samples; N.A.= not available; LOQ = limit of quantification; Turb=turbidity; TSM= total suspended matter; TP = total phosphorus; TN = total nitrogen, TIN = total inorganic nitrogen; Chl-a = chlorophyll-a.

During RP and FLP, TP concentrations in channels located at the on the western side (S35, Salé Channel) and eastern side (S45, Southern floodplain mouth) of the floodplain reduced by

70% between RP and FLP under the influence of the Am.R (Table 6.3). While, during the flood and flushing period in the eastern channel (S45) was about 50% and 25% reduction, respectively. In the channel influenced by local runoff water (S2), the TP concentrations increased 62% between RP and FP, reduced 52% between FP and FLP, and increased 55% between FLP and DP. With a value $61.4 \mu\text{g.L}^{-1}$, while TP median value DP in the floodplains lakes was lower ($42.5 \mu\text{g.L}^{-1}$). Total nitrogen (TN) in the eastern channel (S45) also showed increased 69.1%, during the rising. TN concentrations was a value below $300 \mu\text{g.L}^{-1}$ during the flood and flushing periods. In the channel influenced by local runoff water (S2, Table 3), TN concentrations with value of $225.4 \mu\text{g.L}^{-1}$, during the rising period. This station, there was a 47% increase between the rising to dry period. In the channel that connects the floodplains to Amazon River (S35) the TSM remained high and low in the Southern floodplain mouth (S45), during the rising period. In the S2 the TSM remained low during the flood and flushing, respectively and relatively high during the dry period. The TSM concentration was low in the S49 in the flood and dry periods. The chlorophyll-a remained high in the S45 and the S2 during the flushing period. During the dry period the chlorophyll-a was low.

Table 6.3 Median (Med) and Standard Deviation (SD) of the variables in the studied channels link the Curuaí floodplain with the Amazon River and channels link the Curuaí floodplain with local runoff water, during hydrological cycle

RISING PERIOD								
Channels	Depth (m)	Secchi	Turb (NTU)	TSM (mg.L)	TP ($\mu\text{g.L}$)	TN ($\mu\text{g.L}$)	TIN ($\mu\text{g.L}$)	Chl-a ($\mu\text{g.L}$)
35 [*]	NaN	NaN	26.7	70.0	172.0	277.4	47.1	NaN
45 ^{**}	10	0.4	39.0	20.0	47.5	401.3	53.7	6.1
2 ^{***}	2.3	1.7	3.0	36.0	22.1	225.4	31.1	2.0
FLOOD PERIOD								
Channels	Depth (m)	Secchi	Turb (NTU)	TSM (mg.L)	TP ($\mu\text{g.L}$)	TN ($\mu\text{g.L}$)	TIN ($\mu\text{g.L}$)	Chl-a ($\mu\text{g.L}$)
35	NaN	NaN	6.4	13.0	107.9	249.2	80.1	1.7
45	NaN	NaN	13.2	20.0	53.6	294.5	123.9	0.8
48 [*]	NaN	NaN	34.5	72.0	50.1	314.3	83.1	5.1
2 ^{***}	7.3	1.49	1.7	9.0	58.0	342.3	210.7	2.3
49 ^{***}	1.0	NaN	4.9	10.0	53.3	294.6	105.2	4.2
FLUSHING PERIOD								
Channels	Depth (m)	Secchi	Turb (NTU)	TSM (mg.L)	TP ($\mu\text{g.L}$)	TN ($\mu\text{g.L}$)	TIN ($\mu\text{g.L}$)	Chl-a ($\mu\text{g.L}$)
35	NaN	NaN	29	42.0	43.8	220.9	113.1	11.3
45	8.4	0.83	NaN	11.0	32.9	263.7	189.6	101.5
2	3.7	0.84	10.0	15.0	27.6	369.9	204.5	56.17
DRY PERIOD								
Channels	Depth (m)	Secchi	Turb (NTU)	TSM (mg.L)	TP ($\mu\text{g.L}$)	TN ($\mu\text{g.L}$)	TIN ($\mu\text{g.L}$)	Chl-a ($\mu\text{g.L}$)
45	7.7	0.4	24.0	28.0	36.1	331.0	42.5	1.5
2	1.9	0.2	34.0	53.0	61.4	482.3	299.0	15.0
49	2.5	0.5	14.0	15.0	51.3	369.1	7.4	8.4

^{*}Channel influenced by the Am.R) – ^{**}Channel southern floodplain mouth – ^{***}Channel influenced by local runoff water. n = number of samples; N.A.= not available; LOQ = limit of quantification; Turb=turbidity; TSM= total suspended matter; TP = total phosphorus; TN = total nitrogen, TIN = total inorganic nitrogen; Chl-a = chlorophyll-a.

6.3.2 Water Quality Based Trophic State Index (TSI_T)

The TSI_T data during the four periods are summarized in electronic supplementary material (ESM1). During RP, TSI_T values ranged from 39.4 to 76.3 with a mean value of 56.3 ± 6.6 (Figure 6.2A). The minimum value, which indicates an oligotrophic state according the classification of Toledo Júnior (1990), was obtained for a sample location (S2) strongly influenced by a small stream draining the local basin at that time of the hydrological cycle. The highest value that indicates a hypertrophic state was obtained in the PQ. The mean lowest TSI_T by lakes that indicate a mesotrophic state were LG (52.9 ± 6.8) and GP (52.9 ± 2.5). Apart from these locations, the floodplain trophic state ranged between mesotrophic and eutrophic states: 31.0% of the sample units were classified as mesotrophic while 61.9% of them were classified as eutrophic. TSI_T in the Amazon River was 70.1 that indicate eutrophic. Just for this period it was only deduced from TP, as chlorophyll-a was below the equipment detection threshold.

TSI_T values in the floodplain ranged from 38.0 to 55.6 with a mean value of 48.5 ± 3.7 , during FP (Figure 6.2B) given trophic states ranging between oligotrophic to eutrophic. The lowest values which indicate an oligotrophic state were obtained for units samples collected in the eastern channel (S45), PC (S29 and S51) and GP (S39 and S40). The highest value was obtained for a unit sample collected in the SL (S30). 10.0% of the sample units were classified as oligotrophic, 84% as mesotrophic and only 6.0% were classified as eutrophic. The TSI_T mean that indicate a mesotrophic state in the floodplains lakes. TSI_T value in the Amazon River was 48.6 (mesotrophic).

During the FLP, TSI_T values in the floodplain ranged from 43.1 to 70.0 with a mean value of 60.2 ± 5.6 (Figure 6.2C) given trophic states ranging between oligotrophic to eutrophic. The lowest value was obtained for a unit sample collected in the SL (S31). The mean lowest TSI_T by lakes that indicate a mesotrophic state was SL (51.0 ± 5.7). The highest value was obtained for a unit sample collected in the PC (S27). 6.7% of the sample units were classified as mesotrophic, 93.3% was classified as eutrophic. TSI_T value in the Amazon River was 49.6 (mesotrophic).

During the DP, TSI_T values in the floodplain ranged from 40.1 to 65.9 with a mean value of 55.5 ± 5.6 (Figure 6.2D) given trophic states ranging between oligotrophic to eutrophic. The lowest value which indicates an oligotrophic state was obtained for a unit sample collected in the LG (S1) and the southern floodplain mouth (S45). The highest value was obtained for a unit sample collected in the PQ (S9). However, the mean lowest TSI_T by lakes that indicate a mesotrophic state was SL (52.5 ± 2.4). 28.6% of the sample units were classified as

mesotrophic, 65.7% were classified as eutrophic. TSI_T value in the Amazon River was 42.1 (mesotrophic). Figure 6.2 presents the changes in the trophic state of *Curuaí* floodplain lakes during the monomodal cycle.

The limitation status in the different floodplain lakes was deduced by comparing TSI_T values based on total phosphorus and chlorophyll-a. $TSI_T(TP)$ and $TSI_T(Chl-a)$ agreed in 62.0%, 8.0%, 35.6% and 74.3, of the sampling location, during the all periods respectively. Weak limitation status ($TSI_T(TP) < TSI_T(Chl-a)$) was found in 9.5%, 6.0% and 64.4%, of the sampling locations during rising, flood and flushing periods, respectively. High limitation status ($TSI_T(TP) > TSI_T(Chl-a)$) was found in 42.9%, 86.0% and 25.7% of the sampling locations during the rising, flood and dry periods (Table 6.4).

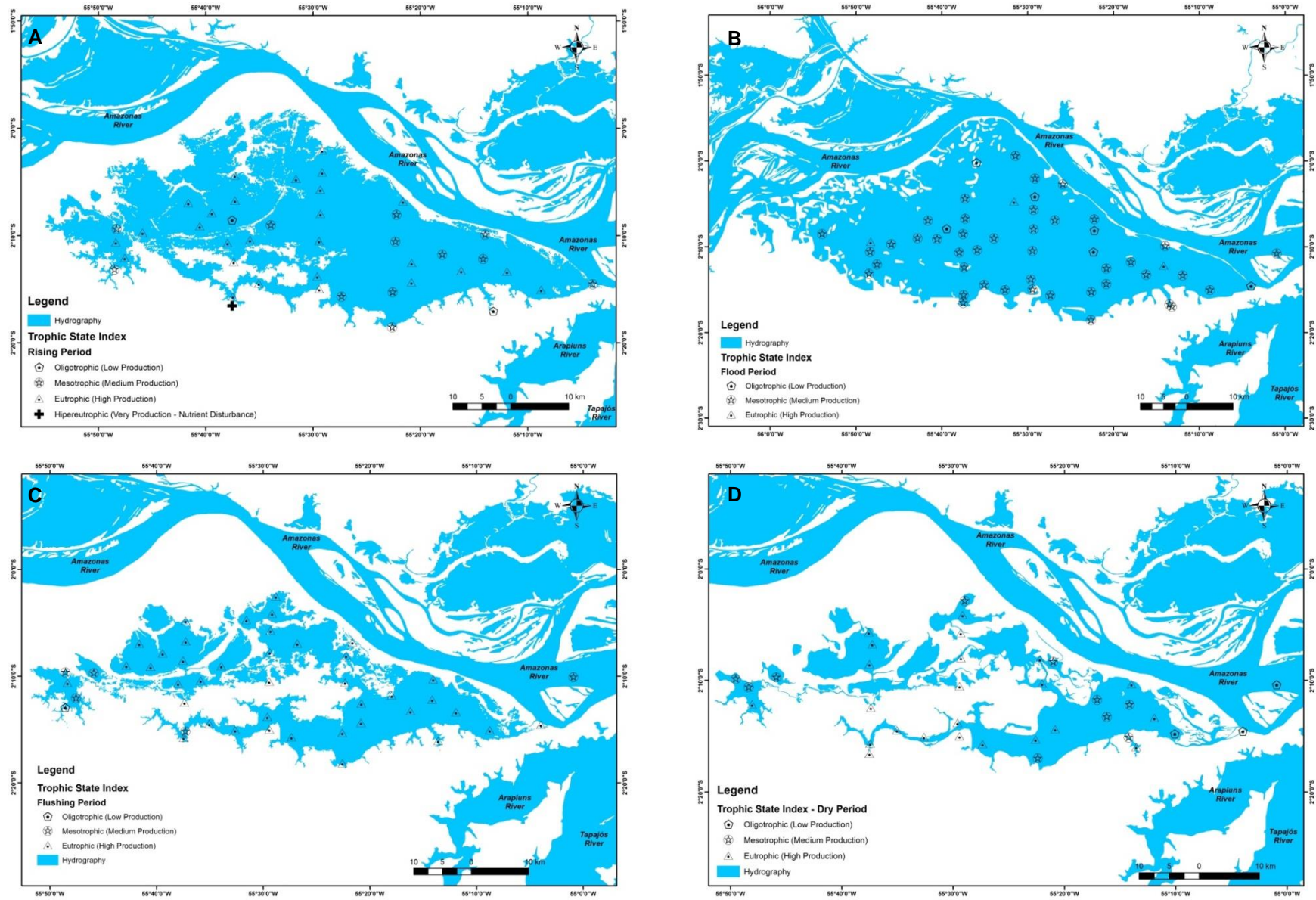


Fig. 6.2 TSI_T Spatio-temporal distribution: Rising (A), Flood (B), Flushing (C) and Dry (D)

Table 6.4 Trophic State Index mean ((TSI_T)(average)), based on total phosphorus (TSI_T(P)) and on chlorophyll-a (TSI_T(Chl-a)) and Status of limitation in each sample during hydrological cycle in the study area.

RISING PERIOD			FLOOD PERIOD		FLUSHING PERIOD		DRY PERIOD	
Sample unit	Status Limitation	TSI _T (Average)	Status Limitation	TSI _T (Average)	Status Limitation	TSI _T (Average)	Status Limitation	TSI _T (Average)
1	Weak	59.3	High	48.9	Weak	59.2	High	40.1
2	Normal	39.4	High	47.0	Weak	57.8	Normal	56.5
3	High	47.7	High	47.6	Weak	68.2	Normal	50.0
4	High	59.2	High	50.6	Weak	66.2	Normal	51.3
5	Normal	66.3	Normal	49.2	Weak	59.5	-	-
6	Normal	58.4	High	45.9	Normal	62.1	Normal	54.4
13	High	52.8	High	51.6	Normal	63.2	Normal	57.5
37	Normal	47.96	Weak	52.0	Weak	63.8	Normal	56.1
38	Normal	52.6	High	49.8	Weak	66.7	Normal	54.6
42	Normal	48.3	Normal	49.0	Normal	62.3	Normal	57.2
43	Normal	51.0	Weak	55.1	Weak	61.1	Normal	51.2
44	High	54.4	High	46.6	Normal	63.2	Normal	56.4
45	Normal	50.6	High	41.5	Weak	62.0	High	41.5
49	-	-	High	49.5	-	-	High	52.8
7	-	-	High	52.0	Normal	62.3	Normal	63.0
8	Normal	61.3	High	47.7	Normal	55.0	Normal	63.5
9	Normal	60.3	High	48.2	Normal	50.7	Normal	65.9
10	Weak	76.3	High	51.8	Weak	58.5	Normal	64.8
11	Normal	62.9	High	50.8	Weak	67.6	Normal	61.2
12	High	55.9	Normal	49.4	Weak	54.8	Normal	63.8
14	High	54.6	High	50.5	Weak	58.6	Normal	61.7
15	High	55.0	High	51.1	Weak	62.2	Normal	58.1
39	Normal	49.3	High	38.0	Weak	57.7	Normal	55.1
40	Normal	51.2	High	39.1	Weak	55.2	High	52.3
41	Weak	54.6	High	49.8	Weak	55.1	-	-
47	-	-	High	53.4	Weak	65.1	-	-
16	High	60.2	High	44.0	Normal	58.3	Normal	56.5
17	Normal	59.5	High	47.0	Normal	61.1	High	52.8
18	Normal	62.1	High	54.1	Normal	65.0	-	-
19	Normal	58.7	High	46.8	Normal	67.5	Normal	54.8
48	-	-	Normal	50.0	-	-	-	-
50	-	-	High	47.3	-	-	-	-
20	High	53.9	High	49.8	Weak	67.5	-	-
22	High	42.6	High	49.0	Normal	61.3	Normal	57.4
23	High	58.1	High	50.2	Normal	61.7	Normal	56.7
24	High	57.4	High	50.2	Normal	61.2	Normal	54.6
26	High	57.6	High	51.7	Normal	59.2	-	-
27	-	-	High	51.6	Normal	70.0	-	-
28	High	57.9	High	46.2	Weak	59.6	-	-
29	High	57.4	High	42.6	Weak	59.3	-	-
51	-	-	High	41.7	-	-	-	-
21	Normal	60.0	High	49.5	Weak	66.8	-	-
25	Normal	65.0	High	45.8	Weak	54.3	Normal	58.4

Continuation...

RISING PERIOD			FLOOD PERIOD		FLUSHING PERIOD		DRY PERIOD	
Sample unit	Status Limitation	TSI _T (Average)	Status Limitation	TSI _T (Average)	Status Limitation	TSI _T (Average)	Status Limitation	TSI _T (Average)
36	Weak	54.7	High	44.7	Weak	64.0	High	52.8
30	High	53.1	Weak	55.6	Weak	52.6	High	51.7
31	High	51.8	High	50.8	Weak	43.1	Normal	55.7
32	High	56.0	High	48.9	Weak	49.0	-	-
33	Normal	60.0	High	46.9	Weak	58.7	High	50.0
34	Normal	69.1	High	45.6	Weak	51.5	High	52.8
35	-	-	High	50.0	Weak	53.1	-	-

6.3.3 Statistical Analysis

All PCA summarized the data on three major components, always representing more than 65% of the total variance. ANOSIM inferred that the similarity of the geochemical variables in the Curuaí floodplain was $R = 0.646$ between the periods (Table 6.5).

The analysis by lakes, the similarity in the four periods analyzed was higher ($R > 0.689$), except for lake SN ($R = 0.533$). The similarity by periods showed lower values, with R -values < 0.3 . All tests was significantly ($P < 0.05$). However, considering a larger spatio-temporal scale, i.e, the floodplain lakes during the hydrological cycle, the test showed a significant difference of heterogeneity (ANOVA $P < 0.05$) (Table 6.5).

Table 6.5 Summary of ANOSIM and ANOVA for the heterogeneity test

	ANOSIM		ANOVA		
	R	P	F	P	
All Seasons	Floodplain	0.646	<0.001	3.2090	0.0250
	LG	0.806	<0.001	1.6447	0.1948
	GP	0.856	<0.001	0.3588	0.7835
	PC	0.689	<0.001	1.112	0.3637
	PI	0.991	<0.001	1.0355	0.4337
	PQ	0.892	<0.001	3.7718	0.0280
	SL	0.969	<0.001	1.9438	0.1659
	SN	0.533	<0.001	1.0901	0.3938
All lakes	RP	0.186	0.006	1.2909	0.2885
	FD	0.247	<0.001	1.4883	0.2084
	FL	0.271	<0.001	0.8820	0.5179
	DP	0.288	0.002	1.5213	0.2121

R ranges from -1 (more dissimilar) to +1 (more similar) and value 0 indicate completely random grouping. The significance of tests is given for $P < 0.05$.

The results of the pRDA showed that the geochemical variables explained 12% of the TSI_T variation in all the periods together ($P < 0.05$) (Table 6.6). During RP and DP the explanation

was 50% and 51%, respectively. Intermediate periods showed less explanation for the geochemical data. Secchi disk and depth (Depsec) showed significance and 9% explanation of TSI_T variation during RP.

Table 6.6 Summary of the pRDA analysis

	All periods			RP			FP			FLP			DP		
	R ² (%)	F	P	R ² (%)	F	P	R ² (%)	F	P	R ² (%)	F	P	R ² (%)	F	P
Geochemic	12	4.546	0.001	50	6.196	0.001	24	2.663	0.018	19	2.31	0.027	51	4.401	0.001
Geochemic + Depsec	22	-	-	0	-	-	3	-	-	7	-	-	0	-	-
Depsec	0	-	-	9	4.268	0.016	0	-	-	3	1.592	0.207	3	1.691	0.166
Residual	61	-	-	41	-	-	73	-	-	71	-	-	46	-	-

The R²(%) is the statistical result of the test and indicates the explanation of the component for the variation of the TSI_T . F and P are the ANOVA results to verify the significance of the results of the pRDA.

In some periods, the analysis indicated that part of the variation is related to geochemical factors, depth and sechi (Geochemic + Depsec), however, it is not possible to determine how much for each of these variables. The high residual value indicates that other parameters interfere in the variation of the TSI_T in the floodplain (Table 6.6).

6.4 Discussion

6.4.1 Trophic State in the Floodplain

In general, the periods showed more similar between them. ANOSIM indicated that the parameters evaluated, although they suffer variations between the periods, are statistically similar. These results are confirmed by heterogeneity test. The variation of the mean distances of each group to its centroid did not show a significant variation. The level of heterogeneity between the periods, although they are different, are not significant.

Statistically, the geochemical variables evaluated correspond to 50% of the variation of the TSI during FLP and 38% in the FP. During these periods, respectively, 47% and 66% of TSI variation cannot be explained by either the geochemical parameters or the spatial parameters evaluated. The variation of TSI_T in the floodplain during RP and DP can be influenced by other factors, e.g., water circulation velocity or wind influence and biogeochemical interactions, not discussed in this article. Cyanobacteria heterocyst's, for example, are capable of nitrogen-fixing and can also accumulate phosphorus when it is abundant (Fiore *et al.* 2005; Paerl *et al.* 2016; Weber *et al.* 2016). The changes in the availability of nutrients can cause bloom of cyanobacteria (Catherine *et al.* 2013; Rastogi *et al.* 2015 and Bomfim *et al.*

Submitted). Furthermore, fractions of phosphorus available in the water can be influenced by both biological communities and suspended material (Sharpley *et al.* 1992, Correll 1998).

Rising period:

Based on water quality parameters used in this study, the different lakes that compose the floodplain did not present significant differences in heterogeneity (Tables 6.4 and 6.5). However, the similarity for all lakes together for de RP was low (Table 6.5), this may be due to some observed trends. The first is the influence for different sources of water, like in SL and PQ, which are more influenced by local runoff water (Bonnet *et al.* 2016), presented slightly lower TSM concentration. The PC lake, which is essentially filled by water from the Amazon R. presented the highest TSM concentration and the LG and GP Lakes presented intermediate values. Another factor that may contribute to low similarity is the differences between littoral and open-water environments. In many littoral stations, located near pasture areas used for cattle ranching during dry period, TP and TN concentrations were higher than the lake's median value. This can be contributed for increase dissimilarity between samples unites in this period, since this period is marked by the strong flow of flood that causes the mixture of these nutrients present in these areas that were flooded (Junk 1989, Bonnet 2016). The geochemical parameters and depth of the Secchi disk (Depsec) can explain almost 60% of the variation of the TSI_T.

The median TSI_T value of 56.3 ± 6.6 indicates an eutrophic state in the floodplain. Bomfim *et al.* (Submitted) validated a successfully between TSI_T and method phytoplankton base index (TSI_{PB}) trophic classification in 36% of the locations. In 60% TSI_T overestimated the trophic state from one category and in 4% of two categories. In locations where TSI_T overestimated the trophic state category, the N:P ratio was 4.8 ± 2.5 on the average, while it was 6.7 ± 2.5 when both indexes agreed. The limitation of phytoplankton growth by nitrogen may explain the disagreement between TSI_T and TSI_{PB}, in addition, the TSI considers only phosphorus.

A **high** status ($TST_T(TP) > TST_T(Chl-a)$) is indicating that TP concentration could permit a higher phytoplankton production if the phytoplankton was not limited by another factor, such as light condition or grazing pressure. In particular, we found a high limitation in a few stations (S3 and S13 (LG), S12 (PQ), S14 and S15 (GP), S30, S31 and S32 (SL) and all stations in the PC. All these stations are located near lake margins or island margins subjected to cattle ranching during the dry season. The S13 is situated near the *Curuaí* harbor community. In all these stations, however, a nutrient or organic matter enrichment is expected due to anthropogenic activities. In the SL stations, light limitation is not expected to be higher

than in other stations, since TSM concentration is below the median floodplain value. However, in the S20 and S22 (PC) and in S13 stations, light limitation could be also expected as the TSM concentration was clearly above the median floodplain concentration. We also found a **weak** limitation status in a four stations: in the LG (S1), PQ (S10), GP (S41) and PI (S36) of the floodplain, indicating that P was not the prior controlling factor of the phytoplankton in these stations. The S1, S10 and S36 stations light limitation could be expected as the TSM concentration was clearly above the median floodplain concentration. However, in the S41 station light limitation is not expected to be higher than in other stations (TSM < median floodplain value).

With median depth below 5 meters and median Secchi depth around 40 cm, the floodplain lakes are representative of shallow turbid water at this period of the hydrological cycle.

Flood Period:

In the FP the lakes also did not present significant differences in heterogeneity, however, the similarity between lakes was higher than in the RP (Table 6.4). Although, the SN which is essentially filled by water from the Amazon R. presented the highest TSM concentration but this did not occur with the PC. In general, there was a reduction of nutrient concentrations (TSM, TP and TN) between RP and this period, and this should contribute to decrease similarity in this period, but the opposite occurs. A possible justification can be plankton activity. A large amount of nutrient input provides a suitable environment for the proliferation algae in regions far from the turbidity plumes caused by suspended inorganic particles (Affonso *et al.* 2011). Total nitrogen concentrations in the far west (S35, *Salé* Channel) and the eastern channel (S45) where similar concentrations, meanwhile they showed values 40% lower than the Amazon River concentrations. Besides, concentrations of total phosphorus were reduced by 50% in the east zones (S45). It was observed that the lakes of the *Curuaí* floodplains are zones of mixtures with strong biogeochemical transformations (Bonnet *et al.* 2008). These interaction with plankton community can be justification, why the explanation percentage the geochemical parameters of TST_T was lower than in the RP period.

During this period the *Curuaí* floodplain was mesotrophic median state, with the median TSI_T value of 48.5 ± 3.7 . We found a **high** limitation in the 86% the stations in the *Curuaí* floodplain, indicating that the concentration of TP enabled higher production of phytoplankton. In particular, we found a **weak** limitation in a few stations in the LG (S37 and S43) of floodplain lakes, indicating that P was not the prior controlling factor of the phytoplankton in these stations. However, the median value in the floodplains lakes of ratio

N:P was 5.5 ± 3.2 , in the S37 station ratio N:P >13, indicating by phosphorus limitation. This station is influenced by local runoff water. In the S43, light limitation could be expected as the TSM concentration was above the median floodplain concentration. Besides, S43 station ratio N:P < 9, nitrogen limitation could be also expected.

In contrast to the previous period the floodplain lakes showed median depth around 7 meters and median Secchi depth around 1 meter, are not representative of shallow turbid water at this period of the hydrological cycle.

Flushing period:

The similarity is higher in this period than the RP and FP (Table 6.5), and despite the reduction of TSM concentration, the water transparency remained low with a median Secchi depth around 60 cm. In this period the median total depth was 4.0 meters comparable with the depth encountered during the RP. Although, these values did not contribute significantly to the variation of TSI_T (Table 6). Even the % of geochemical parameters explain, was lower than in previous periods. These factors can be related to biogeochemical interactions or between ecological interactions of biological communities (Seyler and Boaventura, 2003, Bonnet *et al.*, 2016), typical in the Curuaí floodplain in this period

With the TSI_T median value of 60.2 ± 5.7 floodplains lakes were classified as eutrophic state. Similarly, the median values of the chlorophyll-a of $50.3 \pm 36.7 \mu\text{g.L}^{-1}$ the floodplain lakes can be also classified as eutrophic state according to the Salas and Martino (2001) method for tropical environments. However, the same evaluation cannot be considered as 100% correct for mean TP concentrations from this method. Only 16% from the sampling stations would be classified as mesotrophic according to Salas and Martino (2001) with TP median values $55.4 \pm 24.8 \mu\text{g.L}^{-1}$. According to Toledo Júnior (1990) method the mesotrophic sampling stations accounted represents 29% in the floodplain lakes. Lamparelli (2004) remarks that the application of methodologies for limits of trophic state needs rigid criteria to compare them. In this hydrologic period the results were validated in 84.5% with TSI_{PB} of the stations (Bomfim *et al.* Submitted). The trophic states of the Amazon River (S46) and the Salé Channel (S35) remained during this period as mesotrophic. SN which is filled by water from the Amazon River presented the eutrophic state. These results confirmed that the floodplain lakes form mixing zones (Bonnet *et al.* 2016). It is interesting to note that in most of the station the limitation status was found **weak**, indicating that P was not the prior growing control factor of the phytoplankton in these stations. Meanwhile the concentrations of TN between RP and FLP shows reduction of 20% that was attributed to the dominance of

organisms nitrogen-fixing (*Dolichospermum* spp), characteristics in the functional group **H1** (Bomfim *et al.* Submitted).

Dry period:

This is the period with the highest index of similarity when compared to the previous periods (Table 6.5). This can be due for the low depth for this period (median below 1.5 meters), which may have rendered the conditions of lakes less susceptible to variations. This may explain the increase of % of explain the geochemical factors in the variation of TSI_T (Table 6.6), even though the Secchi disk depth (Depsec) did not contribute significantly in the TSI_T variation. The water transparency remained low with a median Secchi depth around 20 centimeters. The floodplain lakes are representative of turbid median value water comparable with the depth encountered during the RP. The *Curuaí* floodplain was eutrophic median state, with the median TSI_T value of 55.5 ± 5.6 . With TP median value $43.5 \pm 26.3 \mu\text{g.L}^{-1}$ and Chl-a median value $19.4 \pm 17 \mu\text{g.L}^{-1}$ the floodplain lakes could be classified as mesotrophic and eutrophic, respectively, by Salas and Martino (2001). It is interesting to note that, considering the standard deviation 16%, in S1, S6, S42 (LG), S10 (PQ) and S23 (PC), the sample units would be classified as oligotrophic (with $\text{TP} \leq 28 \mu\text{g.L}^{-1}$), and only S1 (LG) station would also be classified as oligotrophic ($\text{Chl-a} \leq 4.8 \mu\text{g.L}^{-1}$), according to Salas and Martino (2001). These analyzes show that different classifications can generate contradictory results on the trophic states of the aquatic system and stimulate the decision of the best method to be applied in a given region (Von Sperling, 1994). We found a **high** limitation in the 25.7% the stations in the *Curuaí* floodplain, indicating that the concentration of TP enabled higher production of phytoplankton. In particular, we not found a **weak** limitation of floodplain lakes.

Conclusion

This study aimed to analyze the spatio-temporal variations of: i) geochemical parameters and, ii) trophic state index deduced from a set of water quality data acquired in the *Curuaí* floodplain for showed the TSI_T compartments during one hydrological cycle. The statistical analysis proved to be a useful tool for discriminating to the variation of the TSI_T processes occurring throughout in the *Curuaí* floodplain lakes. These results also confirmed that the floodplain lakes form mixing zones. The four periods are equally heterogeneous, and the residual portion of unexplained variation may be directly related to the interactions of abiotic parameters with local biotic communities an explain the variation of TSI_T in all periods. The geochemical parameters analyzed in all periods showed that a refinement of the variables used

is necessary to verify the contribution in the composition of the trophic index. However, further studies with more parameters can discriminate the heterogeneity in the periods. Factors that can influenced to the variation of the TSI_T in Curuaí floodplain lakes environment indicated connections simultaneously to both a bottom-up control (nutrients > biological communities), the top-down (biological communities > nutrients).

Acknowledgements This research was done under the auspices of CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, Brazil), IRD (Institut de Recherche pour le Developpement, grant number 490634/2013-3), LMI OCE (Laboratoire Mixte International Observatoire des Changements Environnementaux) and by the Clim-FABIAM research program, which was funded by FRB (French Foundation for Research on Biodiversity, modeling and biodiversity scenario program). The first author is grateful to CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) in Brazil and CNPq (400329/2014-0) in France for financial support and Ph.D grant. We express our sincerest thank for Isabelle crew and all people from the communities of *Curuaí* Lake for their kind hospitality since more than 5 years.

References

- Affonso, a G., Barbosa, C., Novo, E. M. L. M. 2011. Water quality changes in floodplain lakes due to the Amazon River flood pulse: Lago Grande de Curuaí (Pará). *Brazilian Journal of Biology*, 71(3), 601–10.
- Anderson, M.J. 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology* 26:32-46.
- Anderson, M.J. 2006. Distance-based tests for homogeneity of multivariate dispersions. *Biometrics*, 62:245-253. Abonyi, A., Leitão, M., Stankovi, I., 2014. A large river (River Loire, France) survey to compare phytoplankton functional approaches: Do they display river zones in similar ways? 46, 11–22. doi:10.1016/j.ecolind.2014.05.038.
- APHA, 2012. Standard Methods For The Examination Of Water And Wastewater, 22nd Ed.: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. Washington, DC.
- Bomfim, E. de O., Bonnet, M-P., Lobo, M. T. M. P. S., Kraus, C. N., Nogueira, I. de S., Peres, L. G. M., Boaventura, G. R., Laques, A-E., Garnier, J., Marques, D. da M. 2017. Trophic state index validation based on phytoplankton functional groups approach in Amazonian floodplains lakes. *Inland Waters: Journal of the International Society of Limnology*. [In submission].
- Bonnet, M.P., Barroux, G., Martinez, J.M., Seyler, F., Moreira-Turcq, P., Cochonneau, G., Melack, J.M., Boaventura, G., Maurice-Bourgoin, L., León, J.G., Roux, E., Calmant, S., Kosuth, P., Guyot, J.L., Seyler, P., 2008. Floodplain hydrology in an Amazon floodplain lake (Lago Grande de Curuaí). *J. Hydrol.* 349, 18–30. doi:10.1016/j.jhydrol.2007.10.055.

- Bonnet, M-P., Garnier, J., Barroux, G., Boaventura, G. R. and Seyler, P., 2016. Biogeochemical Functioning of Amazonian Floodplains: The case of Lago *Grande de Curuaí*. In: Riparian Zones. Editor: Oleg S. Pokrovsky. ISBN: 978-1-63484-613-4. Chapter 4. Nova Science Publishers, Inc.
- Carlson, R.E., 1977. A trophic state index for lakes. *Limnol. Oceanogr.* 22, 361–369. doi:10.4319/lo.1977.22.2.0361.
- Castello, L., Mcgrath, D. G., Hess, L. L., Coe, M. T., Lefebvre, P. A., Petry, P., Arantes, C. C. 2013. The vulnerability of Amazon freshwater ecosystems, *Conservation Letters* 0, 1–13.
- Catherine Q., Susanna W., Isidora E.S., Mark H., Aurélie V., Jean-François H. 2013 A review of current knowledge on toxic benthic freshwater cyanobacteria - Ecology, toxin production and risk management. *Water Research* 47, 5464–5479.
- Clarke K.R. (1993) Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian journal of ecology* 18, 117–143.
- Correll, D. L. 1998. The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: A review. *Journal of Environmental Quality*, Madison, v.27, p.261- 266.
- Dodds, W. K. 2002. *Freshwater ecology: concepts and environmental applications*. Academic Press.
- Dodds, W. K. 2006. Eutrophication and trophic state in rivers and streams. *Limnology and Oceanography*, 51(1_part_2), 671–680. doi:10.4319/lo.2006.51.1_part_2.0671.
- Dodds, W. K. 2007. Trophic state, eutrophication and nutrient criteria in streams. *Trends in Ecology and Evolution*, 22(12), 669–676. doi:10.1016/j.tree.2007.07.010.
- Farr, T.G., Rosen, P.A., Caro, E., Crippen, R., Duren, R., Hensley, S., Kobrick, M., Paller, M., E., R., Roth, L., Seal, D., Shaffer, S., Shimada, J., Umland, J., Werner, M., Oskin, M., Burbank, D., Asldorf, D., 2007. The Shuttle Radar Topography Mission. *Rev. Geophys.* doi:10.1029/2005RG000183View
- Fiore M.D.F., Neilan B.A., Copp J.N., Rodrigues J.L.M., Tsai S.M., Lee H., *et al.* (2005) Characterization of nitrogen-fixing cyanobacteria in the Brazilian Amazon floodplain. *Water Research* 39, 5017–5026.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Base de informações do Censo Demográfico 2010: resultados do universo por setor censitário. Documentação do Arquivo. Rio de Janeiro: IBGE, 2011.
- Jespersen, A.M. Christoffersen, K. Measurements of chlorophyll a from phytoplankton using ethanol as extraction solvent *Arch. Hydrobiol.*, 109 (1987), pp. 445–454.
- Junk W. J., P. B. Bailey, R. E. Sparks (1989). The flood pulse concept in river-floodplain systems. In Dodge D. P. (ed), *Proceedings of the International Large River Symposium*. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Science 106: 110–127.
- Junk, W. J. 1997. *The Central Amazon Floodplain: Ecology of a Pulsing System*. Ecological Studies 126, Berlin, Germany, Springer Verlag, 525 p.
- Junk, W. J., Piedade, M. T. F., Schöngart, J., & Wittmann, F. 2012. A classification of major natural habitats of Amazonian white-water river floodplains (várzeas). *Wetlands Ecology and Management*, 20(6), 461–475. doi.org/10.1007/s11273-012-9268-0

- Junk, W.J., Wittmann, F., Schöngart, J., Piedade, M.T.F., 2015. A classification of the major habitats of Amazonian black-water river floodplains and a comparison with their white-water counterparts. *Wetlands Ecology and Management* 23: 677-693.
- Kruk, C., Huszar, V.L.M., Peeters, E.T.H.M., Bonilla, S., Costa, L., Lüring, M., Reynolds, C.S., Scheffer, M., 2010. A morphological classification capturing functional variation in phytoplankton. *Freshw. Biol.* 55, 614–627. doi:10.1111/j.1365-2427.2009.02298.x
- Lamparelli, M. C., 2004. Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento. São Paulo: USP/Departamento de Ecologia. 235 f. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo, 2004.
- Legendre, P.; Legendre, L. 2012. Numerical ecology. 3. ed. Elsevier, Amsterdam. 990p.
- Mackereth, J. F. H.; Heron, J. & Talling, J. F., 1978. Water analysis: some revised methods for limnologists. Freshwater Biological Association, n. 36, 121 p.
- Melack, J.M., Hess, L.L., 2011. Remote sensing of the distribution and extent of wetlands in the Amazon basin, in: Amazonian Floodplain Forests: Ecophysiology, Ecology, Biodiversity and Sustainable Management. pp. 1–28. doi:10.1007/978-90-481-8725-6_3
- Nürnberg, G.K., 1996. Trophic state of clear and colored, soft- and hardwater lakes with special consideration of nutrients, anoxia, phytoplankton and fish. *Lake Reserv. Manag.* 12, 432–447. doi:10.1080/07438149609354283
- OECD, 1982. Eutrophication: monitoring assessment and control. Organization for Economic Cooperation and Development, París. 154 p.
- Oksanen, Jari; Blanchet, F; Guillaume. Kindt, Roeland; Legendre, Pierre; Minchin, Peter R; O'Hara, R. B; Simpson, Gavin L; Solymos, Peter; Stevens, M; Henry H; Wagner, Helene. 2013. vegan: Community Ecology Package. R package version 2.0-10. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Pacheco, J.P., Iglesias, C., Meerhoff, M., Fosalba, C., Goyenola, G., Teixeira-de Mello, F., García, S., Gelós, M., García-Rodríguez, F., 2010. Phytoplankton community structure in five subtropical shallow lakes with different trophic status (Uruguay): A morphology-based approach. *Hydrobiologia* 646, 187–197. doi:10.1007/s10750-010-0180-4
- Padisák, J., Borics, G., Grigorszky, I., Soróczki-Pintér, É., 2006. Use of phytoplankton assemblages for monitoring ecological status of lakes within the water framework directive: The assemblage index. *Hydrobiologia* 553, 1–14. doi:10.1007/s10750-005-1393-9
- Paerl H.W., Gardner W.S., Havens K.E., Joyner A.R., McCarthy M.J., Newell S.E., *et al.* 2016. Mitigating cyanobacterial harmful algal blooms in aquatic ecosystems impacted by climate change and anthropogenic nutrients. *Harmful Algae* 54, 213–222.
- R Core Team. 2015. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>
- Rastogi R.P., Madamwar D., Incharoensakdi A. (2015a) Bloom dynamics of cyanobacteria and their toxins: Environmental health impacts and mitigation strategies. *Frontiers in Microbiology* 6, 1–22.
- Rastogi R.P., Madamwar D., Incharoensakdi A. (2015b) Bloom dynamics of cyanobacteria and their toxins: Environmental health impacts and mitigation strategies. *Frontiers in Microbiology* 6, 1–22.
- Rudorff, C.D.M., Melack, J.M., Bates, P., 2014. Flooding dynamics on the lower Amazon

- floodplain: 2. Seasonal and interannual hydrological variability. *Water Resour. Res.* 50, 635–649. doi:10.1002/2013WR014714
- Salas, H.; Martino, P. Metodologias Simplificadas para la Evaluación de Eutroficación en Lagos Cálidos Tropicales. Lima: Programa Regional CEPIS/HPE/IOPS, Organización Panamericana de la Salud (OPS) - División de Salud y Ambiente Oficina Regional de la Organización Mundial de la Salud (OMS). 60 p. 2001.
- Seyler, P.; Boaventura, G. R. 2003. Distribution and partition of trace Metals in the Amazon Basin. *Hydrological Processes*, England, v. 17, p. 1345-1361.
- Shannon, E.E., Brezonik, P.L., 1972. Limnological characteristics of north and central florida lakes a group, *Limnology and Oceanography*, 17(1), 97-110.
- Sharpley, A. N.; Smith, S. J.; Jones, O. R. *et al.* 1992. The transport of bioavailable phosphorus in agricultural runoff. *Journal of Environmental Quality*, Madison, v.21, p.30-35.
- Toledo Júnior, A. P., 1990. Informe preliminar sobre os estudos para a obtenção de um índice para a avaliação do estado trófico de reservatórios de regiões quentes tropicais. São Paulo: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. 12 p.
- Toledo Júnior, A. P., Agudo, E. G., Tolarico, M., Chinez, S. J. A., 1983. Aplicação de Modelos Simplificados para a Avaliação do Processo de Eutrofização em Lagos e Reservatórios Tropicais. In: XIX Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, Santiago do Chile. Chile.
- U.S. Environmental Protection Agency. (1974). An approach to a relative trophic index system for classifying lakes and reservoirs. Working paper n. 24.
- Uttomark, P. and Wall, P., 1975. Lake classification for water quality management. University of Wisconsin, Water Resources Center.
- Vollenweider, R.A., Giovanardi, F., Montanari, G., Rinaldi, A., 1998. Characterization of the Trophic Conditions of Marine Coastal Waters With Special Reference To the Nw Adriatic Sea : Proposal for a Trophic Scale , Turbidity and Generalized Water Quality Index 357, 329–357.
- Von Sperling E. 1994. Avaliação do estado trófico de lagos e reservatórios tropicais. *Bio Revista Engenharia Sanitária* 3:68–76
- Weber S.C., Carpenter E.J., Coles V.J., Yager P.L., Goes J. & Montoya J.P. 2016. Amazon River influence on nitrogen fixation and export production in the western tropical North Atlantic. *Limnology and Oceanography*, n/a-n/a.

7 PRIMEIROS PASSOS PARA UM SISTEMA DE CONTROLE AMBIENTAL BASEADO EM IMAGENS DE SATÉLITE PARA LAGOS DE VÁRZEA DA AMAZÔNIA

Reportando-se aos objetivos específicos, esta pesquisa de doutorado procurou também apresentar uma proposta preliminar de controle ambiental para as várzeas baseada no sistema de indicadores ambientais desenvolvido. Nos capítulos anteriores, apresentaram-se dois estudos realizados em várzeas da Amazônia com o propósito de analisar a qualidade ambiental a partir de índices de estado trófico e dessa forma, preencher lacunas quanto à inexistência de ferramentas que apontassem um conjunto de indicadores e índices organizados na forma de sistema para contribuir quanto ao controle ambiental da várzea Lago Grande do Curuaí.

Finalizada essa etapa, a pesquisa prosseguiu com um novo desafio, visto que, a dificuldade para se implementar um sistema de controle ambiental para as várzeas está na dimensão e na complexidade dos lagos que as compõem. Por exemplo, as várzeas rasas (menos de 10m de profundidade) são as mais alteradas pela dinâmica do pulso de inundação. Dada a extensão da planície de inundação na Amazônia, as ferramentas de monitoramento por satélite são especialmente atraentes. Neste contexto, foi necessário verificar a capacidade de um índice baseado em parâmetros de qualidade da água – como apresentados nos dois artigos submetidos –, que pudessem ser derivados a partir de imagens multiespectrais, para também fornecer mais uma possibilidade de indicar e avaliar informações sobre o estado trófico dos sistemas aquáticos da planície de inundação.

Para isso, utilizou-se um índice tradicional baseado em dados de clorofila-a e fósforo total (TSI_T). Em segundo lugar, apresentou-se, como um passo inicial, a derivação de índices de estado trófico para em seguida integrá-los num sistema de controle ambiental por satélite. A validação dessa proposta obteve sucesso com excelentes resultados a partir da comparação com índices derivados de dados *in situ*. Os índices derivados do modelo empírico MODIS *in situ* apresentaram um acordo satisfatório. Esses resultados podem representar um ponto de partida para o monitoramento de longo prazo a partir de técnicas de sensoriamento remoto. Resalta-se que essa pesquisa conseguiu bons resultados apenas no período de vazante. Considerando que esta proposta é preliminar, os estudos necessitam avançar para compreender e obter êxito nos demais períodos (cheia, vazante e seca).

A preliminary steps towards a satellite-based monitoring systems in Amazonian floodplains lakes

Eudes de Oliveira Bomfim^{a,b,c*}, Marie-Paule Bonnet^{c,b}, Lino Augusto Sander de Carvalho^d, Lucas Garcia Magalhães Peres^{g,b}, Evlyn Márcia Leão de Moraes Novo^d, Claudio C. F. Barbosa^d, Geraldo Resende Boaventura^{a,b}, Anne-Elisabeth Laques^{c,b}, Jérémie Garnier^{a,b}, David Motta Marques^h

^{o.} Universidade de Brasília, Instituto de Geociências, DF, Brazil

^{p.} Joint International Laboratory LMI OCE “Observatory of Environmental Change”, UnB/IRD, Brasilia, DF, Brazil

^{q.} French National Research Institute for Sustainable Development (IRD) – UMR Espace-DEV, University of Montpellier, France

^{r.} Instituto Nacional de Pesquisa Especial (INPE), São José dos Campos, SP, Brazil

^{s.} Universidade Federal de Goiás, Instituto de Ciências Biológicas, Departamento de Botânica, Goiânia, Brazil

^{t.} Universidade de Brasília, Campus Planaltina, NEPAL, DF, Brazil

^{u.} Universidade de Brasília, Departamento de Geografia, LAGAS, DF, Brazil

^{v.} Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Instituto Nacional de Pesquisas Hidráulicas (IPH), Porto Alegre, Brazil.

* Corresponding author: Universidade de Brasília. Campus Darcy Ribeiro. Instituto de Geociências. Laboratório de Geoquímica. CEP 70919-970, Brasília/DF, Brazil.
e-mail adress: eudes.bomfim1977@gmail.com

Abstract

In the last decades, many studies have proposed indexes’ tools to evaluate water quality and trophic state, mostly in the context of eutrophication in temperate regions. The Amazonian floodplains are peculiar environments, are among the most diversified and productive ecosystems in the world but also, among the most threatened by climatic and socio-environmental changes. Given the floodplain extent in the Amazon, satellite-based monitoring tools are especially attractive. In this context, we aimed at verifying the ability of an index based on water quality parameters that can be derived from satellite multi-spectral imagery to give insights on the trophic state of the floodplain aquatic systems. For this, we used a traditional index based on chlorophyll and phosphorus data. Second, we showed as a preliminary step towards a satellite-based monitoring system, we proposed an index based on suspended solids to be applied to MODIS reflectance product. We tested the approach with the comparison with indexes derived from in situ data. Indexes derived from MODIS in situ empirical model presented a reasonable agreement. These results can act as a starting point for the long-term monitoring from remote sensing techniques.

Keywords: Trophic state index; MODIS-based index; Amazon floodplain.

7.1 Introduction

Several works have been developed in the last decades to produce indexes aiming easy monitoring of trophic and biological conditions in aquatic systems that could be useful to decision-makers. A common approach has been to develop trophic state indexes (TSI) from a restricted number of water quality parameters. Several formulas have been proposed for temperate regions (Shannon and Brezonik 1972; U.S.EPA 1974; Uttomark and Wall 1975; Carlson 1977; OECD 1982, Vollenweider *et al.* 1998) or based on world-wide dataset (Nürnberg, 1996). Based on relatively easily collected parameters, all these formulas are suitable for long-term operational monitoring. Considering water quality based index, Toledo Júnior *et al.* (1983) and Toledo Júnior (1990) proposed to adapt Carlson (1977) formula for tropical environments.

Amazonian floodplains extend over more than 800000 km² (Melack and Hess, 2011) and remain mostly hardly accessible. For these reasons, indexes based on water quality parameters derived from satellite observation seem more appropriated for a long-term monitoring system due to its temporal availability and synoptic characteristics. This Curuaí floodplain is representative of the floodplains located in the low course of the Amazon River (Bonnet *et al.* 2008). These systems are also among the most threatened by the changes in the Amazon Basin (Junk *et al.* 2012).

This study is a preliminary step towards the development of such tools. We first calculate the traditional indexes state trophic (TSI) from data acquired in the Curuai floodplain. Second, we aimed at testing the reliability of TSI_{MODIS} derived from remote sensed water quality parameters. In this study, we compared TSI derived from in situ data with TSI retrieved from the Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer (MODIS) on board of TERRA and AQUA platforms (<http://oceancolor.gsfc.nasa.gov>). Despite the coarse spatial nominal resolution (500 to 1.000 meters), which limits the applicability for inland waters studies, MODIS presents a proper option to monitor large Amazon water bodies (Novo *et al.* 2006; Kilham and Roberts 2011; Mangiarotti *et al.* 2013; Park and Latrubesse 2014). Also, the temporal resolution, reaching a revisit frequency of 1 day, highlights the sensor's suitability for alert systems. Several algorithms mobilizing multi-spectral sensors, such as MODIS, have been proposed for retrieving and studying the biogeochemical parameters distribution in inland water bodies (Matthews, *et al.* 2011; Odermatt *et al.* 2012; Zhu *et al.* 2014).

The accuracy of those algorithms, however, depends on suitable atmospheric corrections, spectral bands that match the spectral behavior of the required components as well as an *in-situ* dataset for parameterizing analytic and semi-analytic algorithms (Mown *et al.* 2015).

MODIS atmospheric corrected products (Surface Reflectance (ρ_w)), although not site specific refined, are an acceptable option for limnological analysis. It is worth mentioning, however, that particularly due to the set of bands available, general empirical and semi-analytical algorithms applied to MODIS products usually do not lead to accurate Chlorophyll-a (Novo *et al.* 2006; Moses *et al.* 2009) retrievals but provide realistic results for TSM retrieval (Park and Latrubesse 2014). The availability of *in-situ* spectral data (*in-situ* ρ_w) allows building and tuning site specific retrievals algorithms which decrease versatility but increase its local accuracy. In this study, we showed the feasibility of retrieving TSI_{MD} from MODIS-based TSM, at least during the flushing period. Though preliminary regarding satellite-based indexes, it is also opening perspectives for further more detailed studies.

7.2 Material and Method

7.2.1 Study Site

The Curuai floodplain is located between 01°50' and 02°15' South and 55°00'-56°05' West along the right margin of the Amazon R., in front of Óbidos city, Pará state, Brazil (Figure 7.1). It is composed of several temporally interconnected lakes. Several channels link the floodplain with the Amazon R., the easternmost channel remains connected year-round while the others may disconnect in function of the Amazon R. water level. The maximal floodable extent is 2430 km² delimited by the boundary between the Amazon R. and high land, corresponding to a water level in Curuai of about 11.5 m (Bonnet *et al.* 2008). The water level variation along a hydrological cycle is about 6 meters on average resulting in 4-fold variation (from about 500 to 2500 km²) of the open water extent. Its variation is monomodal and follows the Amazon R. water level variation.

The minimum water level is generally recorded early in November. Between November and June, it raises to a maximum that lasts for a few days. Then it decreases until its minimum early in November corresponding to the flushing (or falling) period. Based on the space borne digital elevation model from the Shuttle Radar Topographic Mission (SRTM 3-arc) (Farr *et al.* 2007), we deduced a total local watersheds area of 1370 km². The floodplain is mostly filled by water from the Amazon R. but it also receives water from the local watershed, seepage and direct precipitation (Bonnet *et al.* 2008; Rudorff *et al.* 2014). Several small communities are spread in high land and tidal regions. The total population was estimated to be more than 20000 (IBGE 2010). Most part of the communities has less than 100 families unless the community of Curuai, Piraquara and Tabatinga do Salé that present a higher

density of habitants. Local family's economy is divided mostly between fishing and agriculture (beef livestock or manioc culture) incomes.

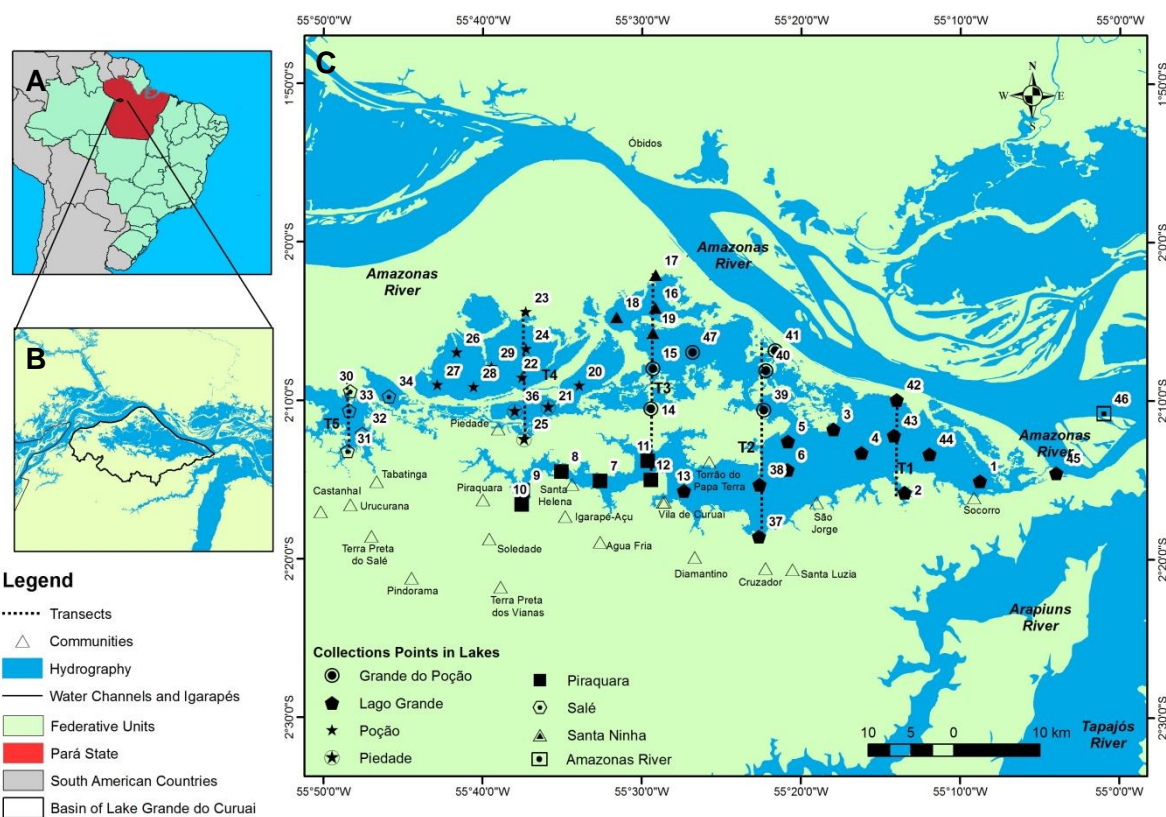


Figure 7.1 Location of the study site (A), showing the basin of Lake Grande do Curuaí (B) and the sampling stations (C).

7.2.2 Water Quality Sampling and Analysis

Sampling stations reported in figure 7.1C were distributed along 5 South-North transects and along a grid suitable for comparison with satellite products. 46 Water samples for laboratory analysis were collected in September 2013, during the flushing period. Biological samples were collected concurrently to water samples, but only along transects, resulting 26 samples for the flushing periods.

Samples for water quality analysis were collected at subsurface using a Van Dorn sampling device and stored in pre-cleaned bottles with 10% HCl and rinsed with Milli-Q water. Three aliquots of 250 mL were immediately passed through Whatman GF/F glass microfibre filters (porosity 0.7 μm) using a low-pressure vacuum pump, the membranes were wrapped in aluminum foil and frozen for subsequent chlorophyll-a analyses in laboratory. In addition, an aliquot of 350 mL was passed through pre-dried and pre-weighted acetate cellulose membranes (porosity 0.45 μm) to obtain Total Suspended Matter concentration (TSM). In laboratory, chlorophyll-a filters were extracted with buffered acetone (90% acetone + 10%

saturated magnesium carbonate) according to Jespersen and Christoffersen (1987) method, the extracts were kept for 24h in the refrigerator before colorimetry determination (APHA 2012). Total phosphorus was measured on the filtered water by colorimetry (Mackereth *et al.* 1978). The total nitrogen was obtained by sensor Non-dispersive infra-red (NDIR) Shimadzu coupled to Shimadzu carbon analyzer.

7.2.3 Trophic State Index (TSI_T) Based on Water Quality Parameters

Carlson (1977) defined the trophic state index using chlorophyll a, total phosphorus and Secchi depth parameters. Considering that this index was developed for temperate environments, Toledo Júnior *et al.* (1983) and Toledo Júnior (1990) adapted the method for tropical environments (TSI_T). We use this method for calculating TSI_T in the flushing period. Bomfim *et al.* (Submitted) details the method for calculating the TSI_T.

7.2.4 Derivation of a TSI from MODIS Imagery

To encourage the use of MODIS imagery to compute TSI for Curuai Lake an empirical approach was carried out. The initial approach focused on Chl-a and TSM empirical models tuned for flushing periods. However, MODIS products do not lead to accurate Chlorophyll in the Curuai floodplain. Thus, we decided to limit the empirical algorithms analysis to TSM retrievals. Nevertheless, a reliable TP-TSM relationship must exist to build TSI_T from TSM retrievals (Eq.3). We tested a linear relationship between in-situ TSM and PT concentrations for rising and flushing periods, but only the flushing presented statistical suitable indexes (R^2 and RMSE). Therefore, MODIS TSM empirical model analysis was carried out only for the flushing period.

To come up with an empirical model to map Total Suspended Matter (TSM) from MODIS Surface Reflectance products within Curuai Lake, a set of radiometric measurements were taken in 33 stations across the lake. Radiometric measurements were carried out with three intercalibrated TRIOS sensors (TRIOS 2015). To check the drift in intercalibration a procedure was performed using a calibrated lamp before the field campaign. All measurements were carried out in the 9:30 a.m. to 3:00 p.m. local time period, avoiding large solar zenith angles. The Water Leaving Radiance (L_T) measurements were carried out with a sensor-viewing geometry of 45° zenith angle and approximately 137° azimuth angle taking the Sun direction as reference (Mobley 1999; Muller 2003; Mobley 2015) ($L_T(0^+, \theta \approx 45^\circ, \phi \approx 137^\circ)$).

To account for skylight surface reflection reaching the L_T sensor, a L_{sky} (Sky Radiance) measurement was taken in the same plane but with a rotation of the mounting pole $\approx 45^\circ$ upward from nadir ($L_{sky}(0^+, \theta \approx 45^\circ, \varphi \approx 137^\circ)$). The incident irradiance ($E_s(0^+, \lambda)$) was measured on the top of the boat ($\approx 5\text{m}$) to avoid any interference. Sun/Skyglint effects were corrected by Mobley (1999) methodology, but taking ρ_{sky} factor from Mobley (2015), which accounting for polarization. The final In-Situ Remote Sensing Reflectance (ISR_{rs}) was calculated as:

$$ISR_{rs}(0^+, \lambda) = \frac{L_T(0^+, \theta \approx 45^\circ, \varphi \approx 137^\circ, \lambda) - (\rho_{sky} \cdot L_{sky}(0^+, \theta \approx 45^\circ, \varphi \approx 137^\circ, \lambda))}{E_s(0^+, \lambda)}$$

where 0^+ represents the above water radiometric measurements; θ and φ are the zenithal and azimuthal angles and λ is the wavelength. For the set of radiometric measurements taken in each station the spectral median was chosen as the most representative ISR_{rs} . To simulate the spectral response from MODIS products, ISR_{rs} spectra were weighed by the MODIS Response Function (RF) http://oceancolor.gsfc.nasa.gov/cms/techdocs/RSR_tables.html by:

$$WISR_{rs} = \frac{\sum_{Min}^{Max} ISR_{rs}(0^+, \lambda) \cdot RF(\lambda)}{\sum_{Min}^{Max} RF(\lambda)}$$

where *Max* and *Min* are the Maximum and Minimum wavelengths for each MODIS band.

To calibrate the proposed MODIS TSM empirical model (MODIS-TSM_{EM}), a linear fitting was used and three combinations of bands were tested 1) Band 1 (Wavelength Center 645 nm) 2), Band 2 (Wavelength Center 859 nm) and 3) a combination of Band 1 and 2. To select the best band (or combination of bands) 22 out of 33 stations were used to calibrate the model and the remaining 11 were used to validate. The statistical indexes used to validate the model are:

- 1) Modular Relative Percent Difference (MRPD)

$$MRPD = \frac{\sum_{i=1}^{i=N} \left| \frac{(x_{mes} - x_{ref})}{(x_{ref})} \right|}{N} * 100$$

- 2) Root Mean Square Error (RMSE).

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^{i=N} (x_{mes} - x_{ref})^2}{N}}$$

Where x_{mes} is the optically-based retrieved TSM and x_{ref} is the measured TSM.

To investigate the accuracy of a trophic state index derived from MODIS TSM empirical model (denoted hereafter, $TSI_T(TP)_{MODIS-EM}$), in-situ measured TP and TSM were regressed and a linear relationship was established (TP-TSM). $TSI_T(TP)_{MODIS-EM}$ was therefore

calculated using in-situ radiometric data from the same 11 stations used for MODIS-TSM_{EM} validation. TSI_T(TP)_{MODIS-EM} was finally compared to derived TSI_T(TP) from TP field measurements.

MODIS-TSM_{EM} was also applied to a MODIS Surface Reflectance L2G (MYD09GA), from 09/22/2013. Similar to TSI_T(TP)_{MODIS-EM} a MODIS derived TSI_T(TP) from the selected image (TSI_T(TP)_{MODIS-Im}) was calculated also using TP-TSM relationship. Since no in-situ/image matching was available it was assumed a low TSM variability within the field campaign 20 days period. It is important to point out that the main objective of this comparison is to encourage future trophic state indexes derived by remote sensing images and therefore the results presented mainly focus on the ranges and not particularly on exact concentration values.

The comparison between TSI_T and TSI_{MODIS} trophic state category was done defining a concordance factor (CF). Its value is one if both indexes indicate the same trophic state, 0.5 if they differ from one category, and 0 if they differ from more than one category.

7.3 Results

7.3.1 Water Quality in the Floodplain

The data collected during the flushing period are summarized in Table 7.2. During this period, the floodplain was relatively shallow with a median depth less than 5 meters. The Secchi depth was small, restricted to only 15% of the total depth during the flushing period, respectively, while TSM remained relatively high with floodplain median values of $26.0 \pm 14.0 \text{ mg.l}^{-1}$. pH value was nearly neutral (7.5 ± 0.3). Inorganic phosphorus concentration was below detection in most of the stations, while total phosphorus (TP) was relatively high with median values of $48.6 \pm 24.8 \text{ } \mu\text{g.l}^{-1}$. Conversely, PO₄ remained below detection in most locations. Total nitrogen (TN) with median value of 300.8 ± 104.7 , and total inorganic nitrogen (TIN) with median value of 102.2 ± 99.7 , remained relatively high

The parameters' values did not differ significantly between the littoral and open-water stations. Conversely, water quality was relatively contrasted between the different floodplain lakes. The Lake Salé presented the lowest TP, TN, TSM and chlorophyll-a concentrations. The highest TN and TP concentrations were encountered in the Lakes Poção, Santa Ninha and Grande.

Table 7.2 Maximum (Max), Minimum (Min), Median (Med) and Standard Deviation (SD) of the water quality variables in the studied floodplain area and rivier, during flushing period.

Geochemistry variables	Margin				Curuai floodplain (All Stations)				Amazon River
	Flushing (n=4)				Flushing (n=45)				Flushing (n=1)
	Max	Min	Med	SD	Max	Min	Med	SD	
Depth (m)	4.6	2.5	3.3	0.6	8.4	2.5	4.0	0.9	N.A
Secchi	0.9	0.3	0.6	0.2	0.9	0.3	0.6	0.2	0.46
pH	9.1	6.8	7.4	0.8	9.4	6.5	7.5	0.8	8.94
Turb (NTU)	83.0	7.0	29.0	21.2	106.0	7.0	38.0	27.4	28.5
TSM (mg/L)	66.5	6.5	25.0	17.8	66.5	6.5	26.0	13.7	30.0
TP (µg/L)	111.3	7.1	37.1	30.3	123.7	7.1	48.7	24.8	33.3
TN (µg/L)	570.0	187.1	282.3	98.8	570.0	186.1	300.8	104.7	248.4
TIN (µg/L)	204.5	10.0	90.6	69.3	642.9	10.0	102.2	99.7	127.2
Chl- α (µg/L)	147.1	16.6	24.1	35.2	157.8	9.3	41.5	36.6	N.A

n = number of samples; N.A.= not available; LOQ = limit of quantification, Turb=turbidity; TSM= total suspended matter; TP = total phosphorus; TN = total nitrogen, TIN = total inorganic nitrogen; Chl-a = chlorophyll-a.

7.3.2 Water Quality Based Trophic State Index (TSI_T)

TSI_T values in the floodplain ranged from 43.1 to 70.0 with a mean value of 60.2 ± 5.6 (Table 7.3) given trophic states ranging between mesotrophic to eutrophic. The lowest value was obtained for a unit sample collected in the Lake Salé. The highest value was obtained for a unit sample collected in the Lake Poçoão. 6.7% of the sample units were classified as mesotrophic, 93.3% were classified as eutrophic. TSI_T value in the Amazon R. was mesotrophic, as deduced from chlorophyll-a and TP.

7.3.3 Trophic State Index Derived from MODIS Imagery

Table 4 shows statistical indexes (r^2 , RMSE and MRPD) for the empirical models. The combinations of bands 645 and 859 lead to the best linear model with the highest r^2 and the lowest RMSE but a slightly higher MRPD. Table 4 also shows the results for the validation using the remaining 11 stations, which also showed that the combination of bands 645 and 859 provides the best results with the highest r^2 and the lowest RMSE and RPD. This empirical model was therefore chosen and applied to the MODIS product for derived trophic state indexes.

Figure 2 presents the TP-TSM relation based on in-situ concentrations. The combination of TSI_T(TP)_{MODIS-EM} and TP-TSM relation to radiometric data from the 11 validation stations, when compared to TSI_T(TP) using measured in situ TP led to a RMSE = 8.62.

Table 7.3. Trophic State Index (TSI_T) based on total phosphorus (TSI_T(P)) and on chlorophyll-a (TSI_T(Chl-a)), and respective mean ((TSI_T)(average)) and Phytoplankton Based Index (TSI_{PB}), Concordance Index (CI) between TSI_T(average) and TSI_{PB} and TSI_{MOD}, during flushing period in the study area.

ALL SAMPLE UNITS - FLUSHING PERIOD						
Sample unit	TSI _T (P)	TSI _T (Chl-a)	TSI _T (Average)	TSI _{PB}	TSI _{MODIS}	CI
1	49.2	69.1	59.2	-	48.7	-
2	44.6	71.0	57.8	4	-	1
3	59.8	76.7	68.2	-	-	-
4	55.6	76.9	66.2	-	58.0	-
5	52.7	66.3	59.5	-	58.3	-
6	55.6	68.5	62.1	-	59.2	-
13	55.4	70.9	63.2	-	60.5	-
37	47.1	80.6	63.8	4	-	1
38	56.2	77.2	66.7	4	60.2	1
42	63.5	61.1	62.3	4	78.6	1
43	48.6	73.6	61.1	4	54.2	1
44	55.1	71.3	63.2	4	52.3	1
45	47.1	76.9	62.0	-	-	-
7	56.0	68.7	62.3	-	53.3	-
8	54.5	55.6	55.0	-	75.3	-
9	48.5	53.0	50.7	4	65.8	0.5
10	48.5	68.5	58.5	4		1
11	53.9	81.3	67.6	4	60.0	1
12	47.2	62.5	54.8	4	-	1
14	48.8	68.4	58.6	4	-	1
15	52.4	72.1	62.2	4	-	1
39	48.1	67.3	57.7	4	58.8	1
40	49.7	60.7	55.2	4	57.4	1
41	51.0	59.3	55.1	4		1
47	55.0	75.2	65.1	4	58.4	1
16	56.6	60.0	58.3	3.9	57.3	0.5
17	59.0	63.3	61.1	4	-	1
18	62.2	67.9	65.0	-	63.4	
19	62.8	72.1	67.5	4	62.4	1
20	59.0	76.0	67.5	-	60.0	-
22	57.4	65.2	61.3	4	61.8	1
23	64.7	58.7	61.7	4	-	1
24	60.7	61.6	61.2	4	62.9	1
26	57.2	61.1	59.2	-	68.6	-
27	66.2	73.8	70.0	-	67.7	-
28	52.5	66.7	59.6	-	65.3	-
29	52.4	66.2	59.3	-	63.6	-
21	55.2	78.4	66.8	-	61.0	-
25	49.5	59.2	54.3	4	-	1
36	52.8	75.2	64.0	-	61.5	-
30	44.9	60.4	52.6	4	-	0.5
31	25.0	61.1	43.1	4	-	0.5
32	37.2	60.8	49.0	-	62.8	-
33	52.1	65.4	58.7	4	62.5	0
34	40.7	62.3	51.5	-	61.8	-

Table 7.4 Statistics for Model Calibration and Validation

	r^2	RMSE	MRPD
Calibration - N = 22			
Band 645	0.31 ($p_{\text{value}} < 0.0001$)	14.43	33.14
Band 859	0.93 ($p_{\text{value}} < 0.0001$)	5.68	16.41
Band 645 + band 859	0.94 ($p_{\text{value}} < 0.0001$)	5.33	16.88
Validation - N = 11			
	r^2	RMSE	MRPD
Band 645	0.77($p_{\text{value}} < 0.0001$)	9.03	32.14
Band 859	0.84($p_{\text{value}} < 0.0001$)	4.20	13.41
Band 645 + band 859	0.85($p_{\text{value}} < 0.0001$)	3.99	10.33

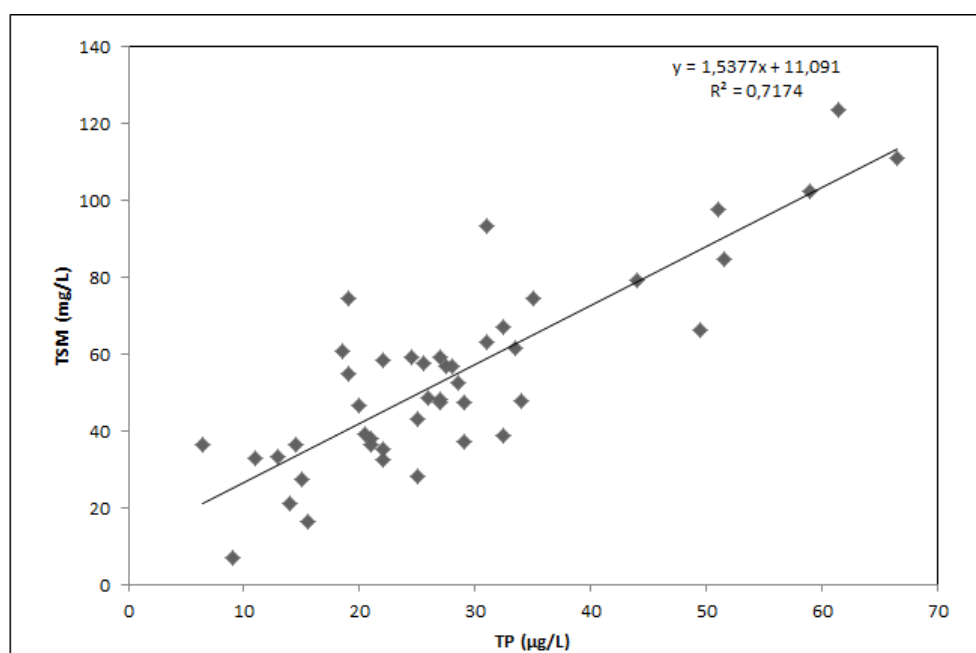
**Figure 7.2** TSM and TP relationship deduced from in situ data.

Figure 7.3 presents the $TSI_T(TP)_{MODIS-Im}$ derived from MODIS Image, TSM empirical model and TP-TSM. It is important to highlight that even with a temporal discrepancy, the RMSE calculated using $TSI_T(TP)$ using measured in situ TP led to a RMSE = 3.99.

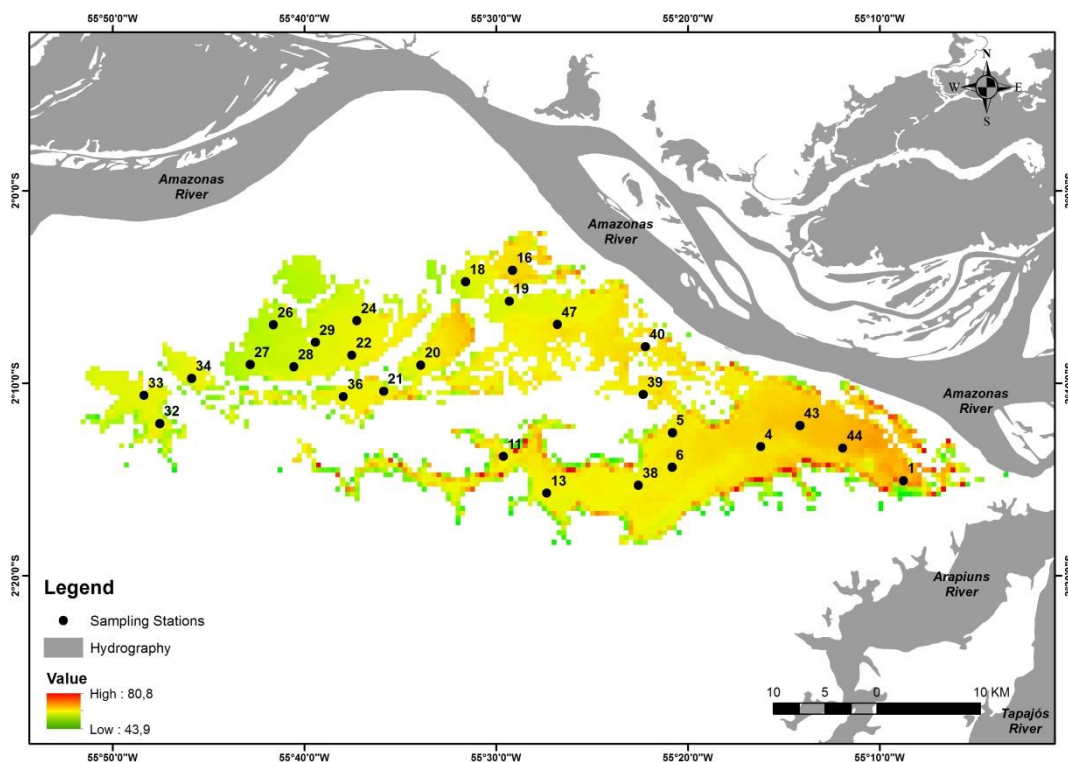


Figure 7.3 TSI derived from MODIS reflectance product

We found a perfect match ($CI=1$) between TSI_T and TSI_{MODIS} trophic classification in 77.4% of the locations. In 22.6% TSI_{MODIS} overestimated the trophic state from one category ($CI=0.5$). TSI_{MODIS} not overestimated the trophic state from two categories or more.

7.4 Discussion

The water quality parameters explored in this study did not permit to highlight statistically significant distinct properties between the lakes or between open-water and marginal stations. The median values of the chlorophyll-a of $50.3 \pm 36.7 \mu\text{g.L}^{-1}$ and total phosphorus of $55.4 \pm 24.8 \mu\text{g.L}^{-1}$ the floodplain lakes can be also classified a eutrophic state according of method Salas and Martino (2001) for tropical environments.

This study showed then with the TSI_T median value was 60.2 ± 5.7 floodplains lakes was classified as eutrophic state by Toledo Júnior (1990). In this period hydrologic the results were validated 84.5% of the stations with phytoplanktons index based (Bomfim *et al.* Submitted). TSI_{MODIS} median value was 61.3 ± 5.9 floodplanins lakes was also classified as eutrophic. However, some sampling stations had TSI_{MODIS} values that underestimated the TSI_T , e.g. S8 (Piraquara Lake) and S42 (Grande Lake) both with hypereutrophic state. In the S7 (Piraquara Lake) and S44 (Grande Lake), both mesotrophic state. Results derived from

MODIS in situ empirical model ($TSI_T(TP)_{MODIS-EM}$) as well as from image ($TSI_T(TP)_{MODIS-Im}$) presented a reasonable agreement to $TSI_T(TP)$ calculated using in-situ TP. Regarding $TSI_T(TP)_{MODIS-EM}$, RMSE presented a value of 8.56 and when applied to the categories defined by Toledo Júnior *et al.* (1990) (Table 1). This uncertainty indicates that even assuming extreme values (24, 44, 54 and 74), the error would be in just one category up or down i.e. an Oligotrophic index assuming a value of 40 would be erroneous just to Ultraoligotrophic or Mesotrophic.

When calculating $TSI_T(TP)_{MODIS-Im}$, RMSE presented a value of 4.22. It represents suitable value for TSI classification due to its low uncertainty, even using an image that was acquired almost 10 days after the field campaign. Although those errors could represent a misclassification of an environment, it would bring spatial information with some agreement that can lead to an important tool to monitor aquatic systems. It is also worth mentioning that with some improvement in the TSM retrieval model coupled with further investigation on Chlorophyll-a retrieval models, the uncertainty associated to image based TSI calculations would probably decrease.

Conclusion

This study is a first step towards building a long-term monitoring system of trophic state in the Amazonian floodplain aquatic systems. The first step was to verify the trophic state index adapted to tropical environments. In a second step, we verified satellite-based index application to build a long-term monitoring tool of trophic state in the flushing period. During the flushing period the indexes indicated excellent concordance mostly eutrophic state. Despite the inherent satellite imagery errors for this determination, the index computed from MODIS suspended matter retrieval agreed well with in situ based indexes. Finally, the MODIS images showed a reasonable suitability to retrieve TSI from remote sensing technics. Further investigation on MODIS chlorophyll-a retrieval algorithms would improve significantly TSI retrievals and probably would be extended to other periods.

Acknowledgements This research was done under the auspices of CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, Brazil), IRD (Institut de Recherche pour le Developpement, grant number 490634/2013-3), LMI OCE (Laboratoire Mixte International Observatoire des Changements Environnementaux) and by the Clim-FABIAM research program, which was funded by FRB (French Foundation for Research on Biodiversity, modeling and biodiversity scenario program). The first author is grateful to CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) in Brazil and CNPq (400329/2014-0) in France for financial support and Ph.D grant. We express our sincerest thank for Isabelle crew and all people from the communities of Curuai Lake for their kind hospitality since more than 5 years

References

- APHA, 2012. Standard Methods For The Examination Of Water And Wastewater, 22nd Ed.: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. Washington, DC.
- Bonnet, M.P., Barroux, G., Martinez, J.M., Seyler, F., Moreira-Turcq, P., Cochonneau, G., Melack, J.M., Boaventura, G., Maurice-Bourgoin, L., León, J.G., Roux, E., Calmant, S., Kosuth, P., Guyot, J.L., Seyler, P., 2008. Floodplain hydrology in an Amazon floodplain lake (Lago Grande de Curuai). *J. Hydrol.* 349, 18–30. doi:10.1016/j.jhydrol.2007.10.055.
- Bonnet, M-P., Garnier, J., Barroux, G., Boaventura, G. R. and Seyler, P., 2016. Biogeochemical Functioning of Amazonian Floodplains: The case of Lago Grande de Curuai. In: *Riparian Zones*. Editor: Oleg S. Pokrovsky. ISBN: 978-1-63484-613-4. Chapter 4. Nova Science Publishers, Inc.
- Carlson, R.E., 1977. A trophic state index for lakes. *Limnol. Oceanogr.* 22, 361–369. doi:10.4319/lo.1977.22.2.0361.
- El-Alem, A., Chokmani, K., Laurion, I., El-Adlouni, S.E., 2012. Comparative analysis of four models to estimate chlorophyll-a concentration in case-2 waters using MODerate resolution imaging spectroradiometer (MODIS) imagery. *Remote Sens.* 4, 2373–2400. doi:10.3390/rs4082373.
- Gitelson, A. a, Gurlin, D., Moses, W.J., Barrow, T., 2009. A bio-optical algorithm for the remote estimation of the chlorophyll- a concentration in case 2 waters. *Environ. Res. Lett.* 4, 045003. doi:10.1088/1748-9326/4/4/045003.
- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Base de informações do Censo Demográfico 2010: resultados do universo por setor censitário. Documentação do Arquivo. Rio de Janeiro: IBGE, 2011.
- Jespersen, A.M. Christoffersen, K. Measurements of chlorophyll a from phytoplankton using ethanol as extraction solvent *Arch. Hydrobiol.*, 109 (1987), pp. 445–454.
- Junk, W. J., Piedade, M. T. F., Schöngart, J., & Wittmann, F. 2012. A classification of major natural habitats of Amazonian white-water river floodplains (várzeas). *Wetlands Ecology and Management*, 20(6), 461–475. doi.org/10.1007/s11273-012-9268-0

- Kilham, N.E., Roberts, D., 2011. Amazon River time series of surface sediment concentration from MODIS. *Int. J. Remote Sens.* doi:10.1080/01431161003713044.
- Lamparelli, M. C., 2004. Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento. São Paulo : USP/ Departamento de Ecologia. 235 f. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo, 2004.
- Lobo, F.L., Costa, M.P.F., Novo, E.M.L.M., 2014. Time-series analysis of Landsat-MSS/TM/OLI images over Amazonian waters impacted by gold mining activities. *Remote Sens. Environ.* 157, 170–184. doi:10.1016/j.rse.2014.04.030
- MacIntyre, H. L., Kana, T. M., Anning, T., & Geider, R. J., 2002. Photoacclimation of photosynthesis irradiance response curves and photosynthetic pigments in microalgae and cyanobacteria. *Journal of Phycology*, 38(1), 17–38. <http://doi.org/10.1046/j.1529-8817.2002.00094.x>
- Mackereth, J. F. H.; Heron, J. & Talling, J. F., 1978. Water analysis: some revised methods for limnologists. Freshwater Biological Association, n. 36, 121 p.
- Mangiarotti, S., Martinez, J.M., Bonnet, M.P., Buarque, D.C., Filizola, N., Mazzega, P., 2012. Discharge and suspended sediment flux estimated along the mainstream of the Amazon and the Madeira rivers (from in situ and MODIS Satellite Data). *Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinf.* 21, 341–355. doi:10.1016/j.jag.2012.07.015.
- Marchetto, A., Padedda, B. M., Mariani, M. a., Lugliè, A., & Sechi, N., 2009. A numerical index for evaluating phytoplankton response to changes in nutrient levels in deep mediterranean reservoirs. *Journal of Limnology*, 68(1), 106–121. doi.org/10.4081/jlimnol.2009.106
- Matthews, M. W. (2011). A current review of empirical procedures of remote sensing in inland and near-coastal transitional waters. *International Journal of Remote Sensing*, 32(21), 6855–6899.
- Melack, J.M., Hess, L.L., 2011. Remote sensing of the distribution and extent of wetlands in the Amazon basin, in: *Amazonian Floodplain Forests: Ecophysiology, Ecology, Biodiversity and Sustainable Management*. pp. 1–28. doi:10.1007/978-90-481-8725-6_3
- Mobley, C. D., 2015. Polarized reflectance and transmittance properties of windblown sea surfaces. *Applied Optics*, v. 54, n. 15, p. 4828, may.
- Mobley, C. D., 1999. Estimation of the remote-sensing reflectance from above-surface measurements. *Applied optics*, v. 38, n. 36, p. 7442–55, dec. ISSN 0003-6935.
- Montanher, O.C., Novo, E.M.L.M., Barbosa, C.C.F., Rennó, C.D., Silva, T.S.F., 2014. Empirical models for estimating the suspended sediment concentration in Amazonian white water rivers using Landsat 5/TM. *Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinf.* 29, 67–77. doi:10.1016/j.jag.2014.01.001.
- Moses, W. J., Gitelson, A. A., Berdnikov, S., & Povazhnyy, V., 2009. Estimation of chlorophyll- a concentration in case II waters using MODIS and MERIS data-successes and challenges. *Environmental Research Letters*, 4(4), 45005. doi.org/10.1088/1748-9326/4/4/045005
- Mouw, C. B., Greb, S., Aurin, D., DiGiacomo, P. M., Lee, Z., Twardowski, M. S., ... Craig, S. E. (2015). Aquatic color radiometry remote sensing of coastal and inland waters: Challenges and recommendations for future satellite missions. *Remote Sensing of Environment*, 160, 15–30. doi.org/10.1016/j.rse.2015.02.001

- Mueller, J. L.; Fargion, G. S.; McClain, C. R.; Mueller, J. L.; Morel, A.; Frouin, R.; Davis, C.; Arnone, R.; Carder, K.; Steward, R. G.; Hooker, S. B.; Mobley, C. D.; Mclean, S.; Holben, B.; Pietras, C.; Knobelspiesse, K. D.; Porter, J., 2003. Ocean Optics Protocols For Satellite Ocean Color Sensor Validation. [S.l.]. Revision 4, Volume III: Radiometric Measurements and Data Analysis Protocols NASA/TM-2003- Ocean Optics Protocols For Satellite Ocean Color Sensor Validation (NASA/TM-2003-21621/Rev-Vol III), n. January.
- Novo, E. M. L., de Farias Barbosa, C. C., Freitas, R. M., Shimabukuro, Y. E., Melack, J. M., & Filho, W. P., 2006. Seasonal changes in chlorophyll distributions in Amazon floodplain lakes derived from MODIS images. *Limnology*, 7(3), 153–161. <http://doi.org/10.1007/s10201-006-0179-8>.
- Nürnberg, G.K., 1996. Trophic state of clear and colored, soft- and hardwater lakes with special consideration of nutrients, anoxia, phytoplankton and fish. *Lake Reserv. Manag.* 12, 432–447. doi:10.1080/07438149609354283
- Odermatt, D.; Gitelson, A. A.; Brando, V. E.; Schaepman, M., 2012. Review of constituent retrieval in optically deep and complex waters from satellite imagery. *Remote Sensing of Environment*, Elsevier Inc., v. 118, p. 116–126, mar. ISSN 00344257.
- OECD, 1982. Eutrophication: monitoring assessment and control. Organization for Economic Cooperation and Development, París. 154 p.
- Park, E., Latrubesse, E.M., 2014. Modeling suspended sediment distribution patterns of the Amazon River using MODIS data. *Remote Sens. Environ.* 147, 232–242. doi:10.1016/j.rse.2014.03.013
- Rudorff, C.D.M., Melack, J.M., Bates, P., 2014. Flooding dynamics on the lower Amazon floodplain: 2. Seasonal and interannual hydrological variability. *Water Resour. Res.* 50, 635–649. doi:10.1002/2013WR014714
- Shannon, E.E., Brezonik, P.L., 1972. Limnological characteristics of north and central florida lakes a group, *Limnology and Oceanography*, 17(1), 97-110.
- Toledo Júnior, A. P., 1990. Informe preliminar sobre os estudos para a obtenção de um índice para a avaliação do estado trófico de reservatórios de regiões quentes tropicais. São Paulo: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. 12 p.
- Toledo, A. P., Agudo, E. G., Tolarico, M., Chinez, S. J. A., 1983. Aplicação de Modelos Simplificados para a Avaliação do Processo de Eutrofização em Lagos e Reservatórios Tropicais. In: XIX Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, Santiago do Chile. Chile.
- TRIOS. Trios Sensors, 2015. Available from: <<http://trios-science.com/>>. (accessed 12.07.16).
- U.S. Environmental Protection Agency. (1974). An approach to a relative trophic index system for classifying lakes and reservoirs. Working paper n. 24.
- Uttomark, P. and Wall, P., 1975. Lake classification for water quality management. University of Wisconsin, Water Resources Center.
- Van Den Hoek C, Mann D.G., Johns H.M., 1997. *Algae: An Introduction to Phycology*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Vilmi, A., Karjalainen, S.M., Landeiro, V.L., Heino, J., 2015. Freshwater diatoms as environmental indicators: evaluating the effects of eutrophication using species morphology and biological indices. *Environ. Monit. Assess.* 187. doi:10.1007/s10661-015-

4485-7

- Vollenweider, R.A., Giovanardi, F., Montanari, G., Rinaldi, A., 1998. Characterization of the Trophic Conditions of Marine Coastal Waters With Special Reference To the Nw Adriatic Sea : Proposal for a Trophic Scale , Turbidity and Generalized Water Quality Index 357, 329–357.
- Xiangcan, J., 2003. Analysis of eutrophication state and trend for lakes in China. *Journal of Limnology*, 62(SUPPL), 60-66. doi.org/10.4081/jlimnol.2003.s1.60
- Yang, B., Jiang, Y.J., He, W., Liu, W.X., Kong, X.Z., Jørgensen, S.E., Xu, F.L., 2016. The tempo-spatial variations of phytoplankton diversities and their correlation with trophic state levels in a large eutrophic Chinese lake. *Ecol. Indic.* 66, 153–162. doi:10.1016/j.ecolind.2016.01.013
- Zhu, W., Yu, Q., Tian, Y. Q., Becker, B. L., Zheng, T., & Carrick, H. J., 2014. An assessment of remote sensing algorithms for colored dissolved organic matter in complex freshwater environments. *Remote Sensing of Environment*, 140, 766–778. doi.org/10.1016/j.rse.2013.10.015

8 CONSIDERAÇÕES GERAIS

O trabalho realizado nesta Tese serviu como um instrumento para compreensão dos processos biogeoquímicos que ocorrem no ecossistema de várzea, que pela fragilidade, como foi discutido em todas os capítulos, é diretamente influenciado pelas mudanças hidroclimáticas e pelas pressões decorrentes das múltiplas formas de uso do meio ambiente. Desta forma, as medidas para o controle ambiental, podem ser utilizadas para monitorar estes ecossistemas ao longo do tempo. Assim, os indicadores biogeoquímicos de qualidade ambiental da várzea Lago Grande do Curuaí contemplam uma ferramenta robusta, capaz de facilitar tomadas de decisão quanto ao controle ambiental, não só desta várzea, como também de outras da região amazônica e até mesmo a probabilidade de ser aplicada em outras regiões do planeta.

Considerando-se que na literatura não foram registrados outros sistemas de indicadores ambientais as planícies de inundação da Amazônia, tornou-se evidente que estudar a qualidade ambiental requereu um longo e complexo caminho para avaliar, compreender e estabelecer padrões ambientais por meio de um sistema, iniciado por uma questão chave que norteou a discussão do estudo: A qualidade ambiental da várzea depende das formas de utilização do ecossistema?

De forma geral, a pesquisa apontou que alguns fatores antrópicos potencializam e impactam a qualidade da água do ecossistema estudado. Por exemplo, as zonas de pastagem evidentes no período da seca, são utilizadas tanto para a agricultura familiar, quanto para a pecuária extensiva. Evidenciou-se nas pesquisas de campo muitos búfalos e bois e, em menor quantidade, caprinos e suínos que são conduzidos para as zonas inundáveis. Ressalte-se que, as excretas dos animais são depositadas sobre a área de várzea seca, durante o período em que os rebanhos se alimentam de gramíneas, germinadas no solo fértil da zona inundável, após o término do período de vazante. Essas excretas (fezes e urina) são fontes de matéria orgânica rica em nutrientes.

Ressalta-se ainda, que a pecuária extensiva, necessita de grandes áreas e, conforme apresentado no capítulo dois, os incrementos da prática de desmatamento são constantes pois são frequentemente abertos novos pastos para o gado. Dessa forma, seguindo um ciclo anual, além dos animais da região os pecuaristas de outras localidades circunvizinhas, transportam rebanhos para as terras firmes (desmatadas) da bacia hidrográfica do Lago Grande do Curuaí, durante o período de cheia, quando permanecem por quatro meses até o nível das águas recuarem (vazante) e novos pastos surgirem na área inundável, no período de seca.

Diante desse cenário, os capítulos cinco e seis, são valiosos no que tange a dimensão das alterações que afetam a qualidade ambiental, em decorrência da utilização dos serviços ecossistêmicos da várzea.

A contribuição dos primeiros resultados desta pesquisa estão na elaboração de um novo índice IET_{PB} baseado em respostas de organismos biológicos (Grupos Funcionais de Fitoplânctons) que serviram para validar, em dois períodos (enchente e vazante), os resultados de um índice de estado trófico tradicional (IET_T) e que, a partir disso permitirá, o controle ambiental das águas dos lagos de forma simples, ou seja, com a aplicação do método tradicional IET_T por meio das concentrações de fósforo total e de clorofila-a. Além disso, a aplicação do método IET_{PB} , apesar do esforço para a identificação das espécies de fitoplânctons e classificá-las em grupos funcionais, assegura a eficiência do método (IET_T).

Conforme o cálculo do IET_T o lago Piraquara representou o maior estado trófico, durante o período de enchente, o que pode ser justificado pelas atividades de pecuária e agricultura desenvolvidas na vila de mesmo nome. Além disso, a falta de tratamento dos efluentes domésticos nessa comunidade, pode ser outro fator para aumentar as concentrações de nutrientes. Esse lago é composto de águas pretas (pobres em nutrientes), o que pode ser mais uma evidência de que o enriquecimento por nutrientes pode ser de origem antrópica. Em vários pontos a várzea mostrou IET_T indicativo de eutrofização que pode ser explicado por ocorrência natural, ou seja, pelo revolvimento e dissolução dos nutrientes depositados no fundo da várzea nos ciclos anteriores ao da enchente. Com isso, o ambiente fica propício para essa classificação. Por outro lado, alguns dessas zonas eutrofizadas também se desenvolvem pecuária extensiva, como no Lago Grande na região da vila Torrão do Papa Terra (Figura 2.2), que está a jusante do lago Piraquara, como também no lago Piedade por influência da comunidade de mesmo nome, na qual as moradias são do tipo palafitas.

No período da vazante, o cenário dos lagos da várzea foi contrastado pela concentração do aporte de nutrientes em detrimento da redução do volume de água. Neste período, foram identificadas várias espécies da classe *Cyanophyceae* e várias delas potenciais produtoras de cianotoxinas, como por exemplo, a *Dolichospermum* spp., *Microcystis Aeruginosa* e a *Oscillatoreaceas* spp. Por isso, pode-se afirmar que a predominância de grupos funcionais como o **H1**, **MP**, **M**, **P** e **G** confirmaram os índices finais calculados para o estado eutrófico neste período. Os lagos da várzea durante a vazante indicaram que apenas algumas zonas oscilaram entre as classes mesotróficas a eutróficas. Os lagos que indicaram essa classificação foram o Piraquara, abastecido exclusivamente pela bacia de drenagem local e o

lago Salé, que tem influência do Amazonas e da bacia de drenagem pelo igarapé Tabatinga de Salé (Figura 2.2).

Como esperado, as espécies fitoplanctônicas foram capazes de refletir características da água e em consequência, da qualidade ambiental do ecossistema. Elas são indicadoras da saúde e/ou da degradação do ecossistema. Nesta pesquisa evidenciaram-se dinâmicas biológicas que indicaram as diferenças entre o cenário de enchente e de vazante. O primeiro, apesar de também apresentar o maior percentual de ambientes eutrofizados, foi raro quanto a presença de espécies produtoras de cianotoxinas, pelo contrário, a diversidade biológica em termos de grupos funcionais foi maior que durante o período de vazante. De maneira geral, o período de vazante apresentou as características geoquímicas propícias à proliferação e a dominância de cianobactérias, que também são, no caso da *Dolichospermum* spp., fixadoras de nitrogênio. Faz-se necessário fazer o inventário das espécies de fitoplânctons para os períodos de cheia e seca, não discutidos neste estudo.

A segunda importante contribuição desta Tese está na análise da variação espaço-temporal de informações sobre as dinâmicas geoquímicas e do índice de estado trófico (IET_T) durante quatro períodos distintos em dois ciclos hidrológicos (anos de 2013 e 2014) da várzea Lago Grande do Curuaí. Os processos biogeoquímicos e suas variações no espaço e no tempo foram capazes de alterar a qualidade da água dos lagos. Ficou evidente que os lagos formam zonas de mistura, corroborando com outros estudos (Bonnet *et al.* 2008 e Bonnet *et al.* 2016). Contudo, esta pesquisa também evidenciou que todos os períodos são igualmente heterogêneos e a que a parcela residual da variação inexplicável no teste estatístico, pode estar diretamente relacionada às interações de parâmetros abióticos (vento, luz, temperatura, etc.) com comunidades bióticas locais e, assim, explicar a variação de IET_T. Vale ressaltar a necessidade de estudos adicionais que considerem mais variáveis geoquímicas para identificar e discriminar melhor a heterogeneidade durante os períodos. Os fatores que podem influenciar a variação do IET_T nos lagos da Várzea Lago Grande do Curuaí indicaram conexões simultâneas para um controle de *bottom-up control* (nutrientes > comunidades biológicas), e de *top-down* (comunidades biológicas > nutrientes).

Esta pesquisa surge da necessidade de se elaborar uma ferramenta capaz de fornecer aos gestores públicos mecanismos para o controle ambiental de várzeas. Nesse sentido, a partir dos resultados sobre as dinâmicas biogeoquímicas da várzea foi possível construir um sistema de indicadores para avaliar a qualidade ambiental do ecossistema, apresentado no modelo conceitual desta Tese.

O mapeamento contribui para a visualização da distribuição espacial dos índices de estado trófico IET_T e dos parâmetros geoquímicos. As zonas mais vulneráveis poderão ser monitoradas, bem como poderão ser um instrumento complementar ao mapeamento das áreas desmatadas ao longo dos anos.

Portanto, discute-se nesta Tese a qualidade da água de ecossistemas de várzea como o reflexo da qualidade ambiental. Essa discussão está apresentada por meio de índices de estado trófico (IET_T) composto por dois indicadores de estado trófico associados à um índice biológico (IET_{PB}) que serviu para validá-lo em dois períodos hidrológicos. Contudo, os indicativos de eutrofização durante o período de vazante associados de *bloom* algal carecem de maiores estudos e de um sistema de alerta sanitário.

Pode-se considerar que as várias formas de exploração dos recursos da várzea Lago Grande do Curuaí, tornam a qualidade ambiental dependente das atividades que são desenvolvidas na bacia hidrográfica desse ecossistema.

Finalmente, considerando a extensão das planícies de inundação e as características particulares dos lagos, uma nova possibilidade de pesquisa se abre quanto ao controle ambiental desses ecossistemas. A derivação de índices de estado trófico a partir de imagens de satélite, poderá contribuir como um observatório ambiental, conforme discutido no capítulo anterior. Ademais, essa proposta poderá ser aperfeiçoada em outros estudos, visto que, neste trabalho, foi possível realizar sua aplicabilidade apenas no período de vazante.

REFERÊNCIAS

- Adriaanse, A. (1993). Environmental policy performance indicators. General of Environment of the Dutch Ministry of Housing, VROM, The Hague.
- Affonso, A. G., Barbosa, C., Novo, E. M. L. M. (2011). Water quality changes in floodplain lakes due to the Amazon River flood pulse: Lago Grande de Curuaí (Pará). *Braz. J. Biol.*, vol. 71, no. 3, p. 601-610.
- Agostinho, A. A., Pelicice, F. M.; Gomes, L. C. (2008). Dams and the fish fauna of the neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Braz. J. Biol.*, 4,1119-1132
- Albernaz, A. L. K. M., Ayres, J. M. (1999). Selective logging along the middle Solimões River. In Padoch C., Ayres J.M., Pinedo-Vasquez M., Henderson A. (eds.). *Várzea: diversity, development, and conservation of Amazonia's whitewater floodplains*. New York Botanical Garden Press, Bronx, New York, p. 135-151.
- Albert, J. S., Petry, P., Reis, R. E. (2011). Major biogeographic and phylogenetic patterns. In Albert J., Reis R.E. (editors). *Historical biogeography of neotropical freshwater fishes*. University of California Press, Berkeley. p. 21-58.
- Alfaro, F. M.; Oyague, P. R. (1997). Sistema Nacional de Información Ambiental. Lima.
- Alsdorf, D., Han, S.C., Bates, P., Melack, J., 2010. Seasonal water storage on the Amazon floodplain measured from satellites. *Remote Sens. Environ.* 114, 2448–2456. doi:10.1016/j.rse.2010.05.020
- Amorim, M. A., Turcq, P. F. M., Turcq, B. J., Cordeiro, R. C. (2009). Origem e dinâmica da deposição dos sedimentos superficiais na Várzea do Lago Grande de Curuaí, Pará, Brasil. *Acta Amazônica*, v.39, n.1, p.165-172.
- ANEEL. Agência Nacional de Energia Elétrica. Disponível em: <<http://www.aneel.gov.br/>>. Acesso em: 24 set 2013.
- APHA. (2012). *Standard Methods For The Examination Of Water And Wastewater*, 22nd Ed.: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. Washington, DC.
- Balmford A., Crane P, Dobson A. *et al.* (2005). The 2010 challenge: data availability, information needs and extraterrestrial insights. *Phil Trans R Soc. B*, 360:221–228.
- Barbarisi, B. F. *Integração de imagens MODIS e de dados censitários na avaliação do impacto da pecuária sobre o estado trófico de sistemas aquáticos do Baixo Amazonas*. (2010). 167 p. Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos.
- Barbosa, F. A. R., Padisák, J. (2002). The forgotten lakes stratification pattern: atelomixis, and its ecological importance. *Verh. Internat. Verein. Limnol* 27 (5): 1-11.
- Barbosa, G. V., Costa, R. C. V., Natali Filho, T., Oliveira, A. A. B., Garcia, M. G. L. (1978). Geomorfologia. In: DNPM – Departamento Nacional de Produção Mineral. Brasília. p 167-244.
- Barroux, G. A. (2006). *Etude biogéochimique d'un système lacustre de la laine d'inondation amazonienne: Cas de la várzea de Curuaí (Pará, Brésil)*. Toulouse. 304 f. Thèse. Géochimie des Eaux Continentales. Université de Toulouse III.

- Barthem, R., Goulding, M. (2007). An unexpected ecosystem: the Amazon as revealed by fisheries. *Amazon Conservation Association Press*, Lima.
- Beltran-Pedreiros, S., Zuanon, J., Leite, R. G., Peleja, J. R. P., Mendonça, A. B., Forsberg, B. R. (2011). Mercury bioaccumulation in fish of commercial importance from different trophic categories in an Amazon floodplain lake. *Neotrop. Ichthyol.* 9, 901-908.
- Benetti, L. B. (2006). *Avaliação do índice de desenvolvimento sustentável (IDS) do município de Lages/SC através do método do painel de sustentabilidade*. Tese (Doutorado). Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental – UFSC.
- Bicudo, C. E. de M.; Menezes, M. (2006). *Chave para identificação e descrições*. 2. ed. São Carlos. Rima. 502p.
- Böhringer, C.; Jochem, P.E.P. (2007). Measuring the immeasurable: a survey os sustainable indices. *Ecological Economics*, 63, pp. 1-8.
- Bomfim, E. de O., Bonnet, M-P., Lobo, M. T. M. P. S., Kraus, C. N., Nogueira, I. de S., Peres, L. G. M., Boaventura, G. R., Laques, A-E., Garnier, J., Marques, D. da M. 2017. Trophic state index validation based on phytoplankton functional groups approach in Amazonian floodplains lakes. *Inland Waters: Journal of the International Society of Limnology*. [In submission].
- Bonnet, M-P, Barroux, G., Martinez, J. M, Seyler, F., Moreira-Turcq, P., Cochonneau, G., Melack, J. M., Boaventura, G., Maurice-Bourgoin, L., Leon, J. G., Roux, E., Calmant, S., Guyot, J. L., Seyler, P. (2008). Flooding hydrology in an Amazonian floodplain lake (Lago Grande de Curuaí), *Journal of Hydrology*, v. 349, n. 1-2, p. 18-30.
- Bonnet, M-P., Garnier, J., Barroux, G., Boaventura, G. R. and Seyler, P. Biogeochemical Functioning of Amazonian Floodplains: The case of Lago Grande de Curuaí. (2016). In: *Riparian Zones*. Editor: Oleg S. Pokrovsky. ISBN: 978-1-63484-613-4. Chapter 4. Nova Science Publishers, Inc.
- Borges, P. de S. P. (2014). *Índices e modelos biogeoquímicos para definição do estado trófico, suscetibilidade à eutrofização e metabolismo do estuário do rio Paraíba do Sul, RJ*. Dissertação de Mestrado. Pós-Graduação em Geociências da Universidade Federal Fluminense.
- Bossel, H. (1998). Assessing progress. In: *Earth at a crossroads: paths to a sustainable future*. New York: Cambridge University Press.
- Braga, T. M.; Freitas, A. P.; Duarte, G. S. Sousa. J. C. Índices de sustentabilidade municipal: o desafio de mensurar. *Nova Economia*. Belo Horizonte. Set. – dez. 2004, pag.11-33.
- Brasil J., Huszar V. L. M. (2010). O papel dos traços funcionais na ecologia do fitoplâncton continental. *Oecologia Australis* 15(4): 799-834.
- Brasil. (2002). Ministério do Meio Ambiente. *Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros*. Brasília: MMA/SBF, 404 p.
- Brito, M. (2001). Eixos Amazônicos de Integração e Desenvolvimento: obras e empreendimentos. p.321-326. In Veríssimo A., Capobianco, J. P. R., Moreira A., Sawyer D., Santos I., Pinto L. P. (eds.). *Biodiversidade na Amazônia Brasileira*. Estação Liberdade, Instituto Socioambiental, São Paulo.
- Brown, S.; Lugo, A. E. Tropical Secondary Forests. 1990. *Journal of Tropical Ecology*, 6(1):1-32.

- Bunker, S. G. Os programas de crédito e a desintegração não-intencional a das economias extrativas de exportação no Médio Amazonas do Pará. *Pesq. Plan. Econ.*, v. 12, n. 1, p. 231-260, abril, 1982.
- Cândido, G. A. (2004). *A aplicação das dimensões do desenvolvimento sustentável e os níveis da competitividade sistêmica: um estudo comparativo entre regiões produtoras de calçados no Brasil*. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Campina Grande. 210 p. Campina Grande.
- Carlson, R. E. (1977). A trophic state index for lakes. *Limnol. Oceanogr.* 22, 361–369.
- Castello, L., McGrath, D. G., Beck, P. S. a. (2011). Resource sustainability in small-scale fisheries in the Lower Amazon floodplains. *Fisheries Research*, 110(2), 356–364.
- Castello, L., Mcgrath, D. G., Hess, L. L., Coe, M. T., Lefebvre, P. A., Petry, P., Arantes, C. C. (2013). The vulnerability of Amazon freshwater ecosystems, *Conservation Letters* 0, 1–13.
- Cavalcanti, C. (2003). *Desenvolvimento e natureza: estudos para uma sociedade sustentável*. 4. ed. São Paulo: Cortez.
- CETESB. (2008). *Qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo-2007*. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. São Paulo: CETESB, 2008. 537 p. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/rios/publicacoes.asp>>. Acesso em: 25 fev. 2016.
- Chia E., Torre A., Rey-Valette H., 2008. Vers une “technologie” de la gouvernance territoriale! Plaidoyer pour un programme de recherche sur les instruments et dispositifs de la gouvernance des territoires. *Norois*, vol. 4, n. 209, pp. 167-177.
- Coe, M. T., Costa, M. H., Soares-Filho, B. S. (2009). The influence of historical and potential future deforestation on the stream flow of the Amazon River – land surface processes and atmospheric feedbacks. *Journal of Hydrology*, 369, 165–174.
- Costa, M. H. (2004). Large-scale hydrological impacts of tropical forest conversion. In Bonell, M., Bruijnzeel, L. A. (eds.). *Forests, water and people in the humid tropics*. Cambridge University Press, Cambridge. p. 590-597.
- Dias, F. D. A., Gomes, L. A., Alkmin, J. K. (2011). Avaliação Da Qualidade Ambiental Urbana da Bacia do Ribeirão do Lipa Através de Indicadores, Cuiabá/Mt. *Engenharia Sanitária E Ambiental*, 23(1), 127–142.
- Diegues, A. C. S. (2002). *Povos e Águas*. Núcleo de Apoio à Pesquisa sobre Populações Humanas e Áreas Úmidas Brasileiras, 2 ed. NUPAUB, São Paulo.
- Dudgeon, D. (2000a). Conservation of freshwater biodiversity in Oriental Asia. Constraints, conflicts, and challenges to science and sustainability. *Limnology* 1: 237–243.
- Dudgeon, D. (2000b) The ecology of tropical Asian streams in relation to biodiversity conservation. *Annual Review of Ecology and Systematics* 31: 239–263.
- Dufour, D. L. (1990). Use of Tropical Rainforests by Native Amazonians: These sophisticated and complex agricultural systems can serve as models of sustainable agroecosystems. *BioScience*, vol. 40, issue 9 (1990) pp. 652-659
- Dunne, T., Mertes, L. A. K., Meade, R. H., Richey, J. E., Forsberg, B. R. (1998). Exchanges of sediment between the flood plain and channel of the Amazon River in Brazil. *Bulletin of the Geological Society of America*. 110, 450–467. doi:10.1130/0016-7606(1998)110<0450:EOSBTF>2.3.CO;2

- Dutra, P., Maurice, L., Tessier, E., Amouroux, D., Cossa, D., Pérez, M., ... Rhéault, I. (2009). Science of the Total Environment Mercury distribution and exchanges between the Amazon River and connected floodplain lakes. *Science of the Total Environment*, *407*(23), 6073–6084.
- EEA. European Environment Agency (2007). *Halting the loss of biodiversity by 2010: proposal for a first set of indicators to monitor progress in Europe*. EEA Tech. Rep. 11/2007, Luxembourg.
- Ellgehausen, H., Guth, J. A., Esser, H. O. (1980). Factors determining the bioaccumulation potential of pesticides in the individual compartments of aquatic food chains. *Ecotoxicol. Environ. Safety*, *4*, 134-157.
- Estes, J. A., Terborgh, J., Brashares, J. S., Power, M. E., Berger, J., Bond, W. J., ... Wardle, D. A. (2011). Trophic downgrading of planet Earth. *Science*, *333*(6040), 301–6.
- European Environment Agency. *EIONET GEMET Thesaurus*. Disponível em: <<http://www.eionet.europa.eu/gemet/concept?cp=2912&langcode=en&ns=1>>. Acesso em: 11 abril 2017.
- Eva, H. D., Belward, A. S., Miranda, E. E., Bellaz, C. M., Gond, V., Huber, O., Jones, S., Sgrenzaroli, M., Fritz, S. (2004). Land cover map of South America. *Global Change Biol.*, *10*, 731-744.
- Feld, C. K., Da Silva, P. M., Sousa, J. P., De Bello, F., Bugter, R., Grandin, U., ... Harrison, P. (2009). Indicators of biodiversity and ecosystem services: A synthesis across ecosystems and spatial scales. *Oikos*, *118*(12), 1862–1871.
- Feld, C. K., Sousa, J. P., Silva, P. M., Dawson, T. P. (2010). Indicators for biodiversity and ecosystem services: towards an improved framework for ecosystems assessment. *Biodiversity and Conservation*, *19*(10), 2895–2919.
- Feld, C. K.; de Bello, F.; Bugter, R. *et al.* (2007). *Assessing and monitoring ecosystems: indicators, concepts and their linkage to biodiversity and ecosystem services*. D4.1 Review paper on ecological indicators. European Commission, 108pp. (UNSPECIFIED).
- Finer, M., Jenkins, C. N. (2012). Proliferation of hydroelectric dams in the Andean Amazon and implications for Andes-Amazon connectivity. *PLoS ONE*, *7*(4).
- Finer, M., Jenkins, C. N., Pimm, S. L., Keane, B., Ross, C. (2008). Oil and gas projects in the western Amazon: threats to wilderness, biodiversity, and indigenous peoples. *PLoS ONE*, *8*, e2932.
- Fittkau, E. J., Reiss, F. (1983) Versuch der Rekonstruktion der Fauna der europäischen Ströme und ihrer Auen. *Archiv für Hydrobiologie*. *97*: 1–6.
- Folhes, R. T., Aguiar, A. P. D., Santos Junior, R. A. O. (2012). Cenários participativos de mudanças no uso da terra na Amazônia: o caso de Vila Brasil no Projeto de Assentamento Agroextrativista do Lago Grande, PA. *Campo-Território: Revista de Geografia Agrária*, *7*(14).
- Fortini, L. B., Rabelo, F. G., Zarin, D. J. (2006). Mixed potential for sustainable forest use in the tidal floodplain of the Amazon River. *Forest Ecology and Management*, *231*(1-3), 78–85.
- França, L. P. (2001). *Indicadores ambientais urbanos*. Revisão da literatura. Consórcio Parceria 21 (ISER, IBAM, REDEH).

- Frausto Martínez, O.; Chalé Caamal, G.G.; Rojas López, J. (2005). Herramientas y técnicas para la aplicación y evaluación de indicadores de desarrollo sustentable para localidades o municipios. In: Palafoz Muñoz, A. (Ed.), *Turismo: teoría y praxis* (pp.85–91). Quintana: Universidad de Quintana Roo.
- Gallopín, G.C. (1997). Indicators and their use: information for decision making. In: Moldan, B.; Bilharz, S.; Matravers, R. *Sustainability indicators: a report on the project on indicators of sustainable development*. Chichester, GB: Wiley and sons. 415p. Cap.1, p.13-27.
- Gleick, P. H. (1993). *Water in Crisis*. Fresh water. Resouces and International Security. Oxford Univ. Press, New York.
- Glossary of Environment Statistics. (1997). New York: United Nations. (Studies in Methods Series F, n. 67).
- Guimarães, F. M. (2004). *Contribuição Metodológica para avaliação da qualidade ambiental urbana sob uma perspectiva cultural*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal da Bahia, Salvador.
- Guimarães, L. T. (2008). *Proposta de um Sistema de Indicadores de Desenvolvimento Sustentável para Bacias Hidrográficas*. Tese de Doutorado. Programa de Pós-graduação de Engenharia da Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro/RJ.
- Gunkel, G., Lange, U., Walde, D., Rosa, J. W. C. (2003). The environmental and operational costs of Curuá-Una, a reservoir in the Amazon region of Pará, Brazil. *Lakes Reservoirs: Res. Manage.*, 3-4, 201-216.
- Guyot, J. L., Filizola, N.; Laraque, A. (2005). Régime et bilan du flux sédimentaire de l'Amazone à Óbidos (Pará, Brésil), de 1995 à 2003, In: *Sediment budgets*, IAHS Publ, pp. 347-356.
- Hamilton, S. K., Lewis Júnior, W. M. (1992). Stable carbon and nitrogen isotopes in algae and detritus from the Orinoco River floodplain, Venezuela. *Geochimica and Cosmochimica Acta*, 56, 4237-4246.
- Hammond, A.; Adriaanse, A.; Rodenburg, E. *et al.* (1995) *Environmental Indicators: a Systematic Approach to Measuring and Reporting on Environmental Policy Performance in the Context of Sustainable Development*. Washington: WRI, 53p.
- Hanai, F. Y.; Espíndola, E. L. G. (2012). Indicadores de Sustentabilidade: Conceitos, Tipologias e Aplicação ao Contexto do Desenvolvimento Turístico Local. *Revista de Gestão Social e Ambiental*, 5(3), 135–149.
- Harrison, P. a., Vandewalle, M., Sykes, M. T., Berry, P. M., Bugter, R., de Bello, F., ... Zobel, M. (2010). Identifying and prioritising services in European terrestrial and freshwater ecosystems. *Biodiversity and Conservation*, 19, 2791–2821.
- Hayhoe, S., Neill, C., McHorney, R., Porder, S., Lefebvre, P., Coe, M. T., Elsenbeer, H., Krusche, A. (2011). Conversion to soy on the Amazonian agricultural frontier increases streamflow without affecting stormflow dynamics. *Global Change Biol.*, 17, 1821-1833.
- Hess, L, Melack, J. M., Affonso, A., Barbosa, C. C. F., Gatil, M, Novo, E. M. M. (2015). Wetlands of the lowland Amazon Basin: extent, vegetative cover, and dual-season inundated area as mapped with JERS-1 synthetic aperture radar. *Wetlands*, 35, 745-756.

- Hess, L. L., Melack, J. M., Novo, E. M. L. M., Barbosa, C. C. F., Gastil, M. (2003). Dual-season mapping of wetland inundation and vegetation for the central Amazon basin. *Remote Sens. Environ.* 87,404-428.
- Hillebrand, H., Dürselen, C. D., Kirschtel, D., Pollinger, D., Zohary, T. (1999). Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *J. Phycol.*, 35, 403–424.
- IIRSA Initiative for Integration of Regional Infrastructure in South America. (2012). Disponível em: <<http://www.iirsa.org>>. Acesso em 18 Sep 2013.
- IISD, (2002). *The Dashboard of Sustainability: The measure of Progress, Measurement and Indicators Brochure*. IISD Publications Centre, Ottawa.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Base de informações do Censo Demográfico 2010: resultados do universo por setor censitário. Documentação do Arquivo. Rio de Janeiro: IBGE, 2011.
- Irion, G. Clay minerals of Amazonian soils. In Sioli, H. (ed.). (1984). *The Amazon*. Dordrecht: Junck ed., p. 201-2014.
- Jackson, D. C., Marmulla, G. (2001). The influence of dams on river fisheries. Pages 1-44 In Marmulla, G. (ed.). *Dams, fish and fisheries: opportunities, challenges and conflict resolution*. Food & Agriculture Organization, Fisheries Technical Paper 419, Rome.
- Jespersen, A. M. Christoffersen, K. (1987). Measurements of chlorophyll a from phytoplankton using ethanol as extraction solvent *Arch. Hydrobiologia*, 109: 445-454.
- Jiménez Herrero, L. M. (2006). Los procesos de sostenibilidad en España. *Ambienta*, pp.8-19.
- Junk W. J., Bailey, P. B., Sparks, R. E. (1989). The flood pulse concept in river-floodplain systems. In Dodge D. P. (ed.). *Proceedings of the International Large River Symposium*. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Science 106: 110–127.
- Junk W. J., Wantzen K. M. (2004). The flood pulse concept: new aspects, approaches, and applications – an update. In: Welcomme R. L., Petr T. (eds.). *Proceedings of the 2nd international symposium on the management of large rivers for fisheries*, vol 2. Food and Agriculture Organization & Mekong River Commission. FAO Regional Office for Asia and the Pacific, Bangkok, Cambodia, pp 117–149.
- Junk, W. J. (2000). The central Amazon River floodplain: concepts for the sustainable use of its resources. Pages 75-94. In Junk, W. J., Ohly, J. J., Piedade, M. T. F., Soares, M. G. M. (eds). *The central Amazon floodplain: actual use and options for a sustainable management*. Backhuys Publishers, Lieben.
- Junk, W. J. (2001). Sustainable use of the Amazon River floodplain: problems and possibilities. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, 4, 225-233.
- Junk, W. J., Bailey, P. B., Sparks, R. E. (1989). The flood pulse concept in river-floodplain systems. In Dodge, D. P. (ed.), *Proceedings of the International Large River Symposium*. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Science 106: 110–127.
- Junk, W. J., Piedade, M. T. F. (2005). The Amazon river basin. Pages 63-117 in L.H. Fraser, P.A. Keddy, editors. *The world's largest wetlands: ecology and conservation*. Cambridge University Press, Boston.
- Junk, W. J., Piedade, M. T. F., Schöngart, J., Cohn-Haft, M., Adeney, J. M., Wittmann, F. (2011). A Classification of Major Naturally-Occurring Amazonian Lowland Wetlands. *Wetlands*, 31(4), 623–640.

- Junk, W. J., Piedade, M. T. F., Schöngart, J., Wittmann, F. (2012). A classification of major natural *habitats* of Amazonian white-water river floodplains (várzeas). *Wetlands Ecology and Management*, 20(6), 461–475.
- Junk, W. J., Wantzen, K. M. (2004). The flood pulse concept: new aspects, approaches, and applications – an update. In: Welcomme R. L., Petr, T. (eds.). *Proceedings of the 2nd international symposium on the management of large rivers for fisheries*. vol 2. Food and Agriculture Organization & Mekong River Commission. FAO Regional Office for Asia and the Pacific, Bangkok, Cambodia, pp 117–149.
- Kaly, U. L., Pratt, C., Mitchell, J. (2005). *Building Resilience in SIDS*. The Environmental Vulnerability Index, 1–12.
- Kelsey, K. A., West, S. D. (1998). Riparian wildlife. In: Naiman, R. J., Bilby, R.E. (eds.). *River Ecology and Management*. Lessons from the Pacific Coastal Ecoregion. New York, USA: Springer. p. 235–258.
- Knopf, F. L., Samson, F. B. (1994) Scale perspectives on avian diversity in western riparian ecosystems. *Conservation Biology* 8: 669–676.
- Kruk, C., Mazzeo, N., Lacerot, G., Reynolds, C. S. (2002). Classification schemes for phytoplankton: a local validation of a functional approach to the analysis of species temporal replacement. *Journal of Plankton Research*, 24(9). 901-912.
- Kuroda, E. K.; dos Santos, A. C. A.; Queiroz, L. A.; Calijuri, M. C.; Bernardo, L. D. Determinação de clorofila pelo método espectrofotométrico visando o monitoramento da eficiência do tratamento de águas para abastecimento. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 23., 2005, Campo Grande. *Anais...* Campo Grande: ABES, 2005.
- La Rovere, E. L.; Mendes, F. E. (2000). *Tucuruí Hydropower Complex, Brazil, A WCD Case Study Prepared as an Input to the World Commission on Dams*. World Commission on Dams, Cape Town.
- Lamparelli, M. C. (2004). *Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento*. São Paulo : USP/ Departamento de Ecologia. 235 f. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo, 2004.
- Leff, E. (2006). *Racionalidade ambiental: a reapropriação social da natureza*. Rio de Janeiro: Civilização Brasileira, 2006.
- Leff, E. *Epistemologia Ambiental*. São Paulo: Cortez, 2001.
- Lewinsohn, T. M.; Prado, P. I. (2002). *Biodiversidade brasileira: síntese do estado atual do conhecimento*. Editora Contexto, São Paulo.
- Lima, V. (2013). *A Sociedade e a Natureza na paisagem urbana: análise de indicadores para avaliar a qualidade ambiental*. Tese (Doutorado). Programa de Pós-Graduação em Geografia. Universidade Estadual Paulista (Unesp). Faculdade de Ciências e Tecnologia. 358f.
- Lima, V., Amorim, M. C. C. T. (2009). Qualidade ambiental urbana em Oswaldo Cruz/SP. *Anais...* In: XIII Simpósio Brasileiro de Geografia Física Aplicada. Viçosa/MG Disponível em: <http://www.geo.ufv.br/simposio/simposio/trabalhos/>. Acesso em: 09 abril 2017.
- Lindenmayer, D. B., Margules, C. R., Botkin, D. B. (2000). Indicators of Biodiversity for Ecologically Sustainable Forest Management. *Conservation Biology*, 14(4), 941–950.

- Lucas, Y. (1989). *Système pédologiques en Amazonie brésilienne: Equilibres, déséquilibres et transformations*. Poitiers, France. 203 f. Thèse de Doctorat, Université de Poitiers.
- Luck, G. W., Harrington, R., Harrison, P. A., Kremen, C., Berry, P. M., Dawson, T. R., ... Bugter, R. O. B. (2009). Quantifying the Contribution of Organisms to the Provision of Ecosystem Services. *Bioscience* 59(3):223–235
- Luengo, F. (1998). Elementos para la definición y evaluación de la calidad ambiental urbana. Una propuesta teórico-metodológica. In: SEMINARIO LATINOAMERICANO DE CALIDAD DE VIDA URBANA, 4. Tandil, Argentina.
- Lund, J. W. G., Kipling, C., Le Cren, E. D. (1958). The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. *Hydrobiologia*, 11(2):143-170.
- MA (Millennium Ecosystem Assessment). (2005a). Ecosystems and human well-being: synthesis. *Island Press*, Washington, DC, pp 1–137.
- MA (Millennium Ecosystem Assessment). (2005b). Ecosystems and human well-being: biodiversity synthesis. *World Resour. Inst.*, Washington DC.
- Macedo, M. (2012). Seeing the forest for the streams: A multi-scale study of land-use change and stream ecosystems in the Amazon's agricultural frontier. *Ph.D. Thesis in Ecology, Evolution, and Environmental Biology*, 152, Columbia University, New York.
- Mackereth, J. F. H., Heron, J., Talling, J. F. (1978). Water analysis: some revised methods for limnologists. *Freshwater Biological Association*, n. 36, 121 p.
- Madec P. (2003). *Les indicateurs de développement durable*. INRA-Université de Montpellier II. 118 p.
- Magalhães Júnior, A. P. (2010). *Indicadores Ambientais e Recursos Hídricos: Realidade e Perspectivas para o Brasil a partir da Experiência Francesa*. 2. ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil.
- Martinez, J. M., Kosuth, P.; Cochonneau, G.; Maurice-Bourgoin, L.; Seyler, F.; Bourrel, L.; Guyot, J. L. (2003). *Application of remote sensing data for the quantification of an Amazon floodplain extension, dynamics and water storage*. EGS-AGU-EUG Joint Assembly, Nice, April, France.
- Martins, M. F.; Cândido, G. A. (2008). Índice de Desenvolvimento Sustentável para Municípios (IDSM): metodologia para análise e cálculo do IDSM e classificação dos níveis de sustentabilidade – uma aplicação no Estado da Paraíba. João Pessoa: Sebrae/PB.
- Maurice-Bourgoin, L., Bonnet, M-P., Martinez, J. M., Kosuth, P., Coconneau, G., Moreira-Turcq, P., Guyot, J-L., Vauchel, P., Filizola, N., Seyler, P. (2007). Temporal dynamics of water and sediment exchanges between the Curuaí floodplain and the Amazon River, Brazil. *Journal of Hydrology*, v. 335, p. 140-156.
- Maurice-Bourgoin, L., Martinez, J.M., Grelaud, J., Boaventura, G. R., Filizola, N. (2005). *The role of floodplain in the hydrology and sediment dynamics of the Amazon River*. Publication (Ed.), IAHS. IAHS Publication 291, Foz do Iguaçu, Brazil.
- Meadows, D. (1998). *Indicators and information systems for sustainable development: a report to the Balaton Group*. Hartland: The Sustainability Institute.

- Megonigal, J.P., Conner, W.H., Kroeger, S., Sharitz, R.R. (1997) Aboveground production in southeastern floodplain forests: a test of the subsidy-stress hypothesis. *Ecology* 78: 370–384.
- Melack J. M., Hess L. L. (2010). Remote sensing of the distribution and extent of wetlands in the Amazon basin. In: Junk WJ, Piedade MTF, Wittmann F, Schöngart J, Parolin P (eds) Ecology and management of Amazonian floodplain forests Ecological studies, vol 210. Springer, Berlin, pp 43–59.
- Melack, J. M., Forsberg, B. R. (2001). Biogeochemistry of Amazon floodplain lakes and associated wetlands. p. 235-274. In: McClain, M. E., Victoria, R. L., Richey, J. E. (eds.). *The biogeochemistry of the Amazon basin*. Oxford University Press, New York.
- Melack, J. M., Hess, L. L., Gastil, M., Forsberg, B. R., Hamilton, S. K., Lima, I. B. T., Novo, E. M. L. M. (2004). Regionalization of methane emissions in the Amazon basin with microwave remote sensing. *Global Change Biology*, v. 10, p. 530-544.
- Melack, J. M., Novo, E. M. L. M., Forsberg, B. R., Piedade, M. T. F.; Maurice, L. (2009). Floodplain ecosystem processes. p.525-541 In: Keller, M., Bustamante, M. G., Dias, P. S. (eds.). *Amazonia and global change*. American Geophysical Union, Washington, D.C.
- Mendoza, G. A.; Macoun, P. (2010). *Application de l'analyse multicritère à l'évaluation des critères et indicateurs*. Manuels de critères et indicateurs pour la gestion durable des forêts. Manuel 9. Centre de Coopération Internationale en Recherche Agronomique pour le Développement (Cirad). Département des Forêts.
- Merello. A. B., Imai. N. N., Araújo. R. R. de. (2005). *Monitoramento da qualidade da água, estudo de caso: Córrego do Cedro*. Disponível em: <http://prope.unesp.br/xxi_cic/27_35334637885.pdf>. Acesso em 27 out. 2015.
- Mergler, D., Anderson, H. A., Chan, L. H. M., Mahaffey, K. R., Murray, M., Sakamoto, M., Stern, A. H. (2007). Methylmercury exposure and health effects in humans: a worldwide concern. *AMBIO*, 36, 3-11.
- Merico, L. F. K. (1997). Proposta metodológica de avaliação do desenvolvimento econômico na região do Vale do Itajaí (SC) através de indicadores ambientais. *Revista Dynamis*, vol. 5, n. 19, p. 59-67, abr/jun, Blumenau, FURB.
- Mitsch, W. J., Zhang, L., Stefanik, K. C., Nahlik, A. M., Anderson, C. J., Bernal, B., Hernandez, M., Song, K. (2012). Creating wetlands: primary succession, water quality changes, and self-design over 15 years. *Bioscience*, 62, 237-250.
- Moldan, B. and S. Billharz. (1997). Sustainability Indicators: A Report on the Project on Indicators of Sustainable Development, SCOPE 58, John Wiley & Sons, Chichester, UK, 415 pp.
- Montanher, O. C., Novo, E. M. L. de M., Carvalho, L. A. S. de, Barbosa, C. C. F. (2015). Sobre as críticas feitas à modelagem empírica para estimativa da concentração de sedimentos suspensos via sensoriamento remoto. *Anais... XVII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*. 3245–3252.
- Montaño, C. (2002). *Terceiro setor e questão social: crítica ao padrão emergente de intervenção social*. São Paulo: Cortez.
- Moreira, L. S., Moreira-Turcq, P. F., Cordeiro, R. C., Turcq, B. J. (2009). Reconstituição paleoambiental do Lago Santa Ninha, Várzea do Lago Grande de Curuai, Pará, Brasil. *Acta Amazonica*, 39(3), 609–616.

- Moreira-Turcq, P., Bonnet, M-P., Amorim, M., Bernardes, M., Lagane, C., Maurice, L., Perez, M., Seyler, P. (2013). Seasonal variability in concentration, composition, age, and fluxes of particulate organic carbon exchanged between the floodplain and Amazon River. *Global Biogeochem. Cycles* 27, 119–130. doi:10.1002/gbc.20022
- Moreira-Turcq, P., Jouanneau, J. M., Turcq, B., Seyler, P., Weber, O., Guyot, J. L. (2004). Carbon sedimentation at Lago Grande de Curuai, a floodplain lake in the low Amazon region: Insights into sedimentation rates. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 214(1-2), 27–40.
- Naiman, R. J., Decamps, H. (1997). The ecology of interfaces: riparian zones. *Annual Review of Ecology and Systematics* 28: 621–658.
- Neill, C., Deegan, L., Thomas, S., Cerri, C. (2001). Deforestation for pasture alters nitrogen and phosphorus in small Amazonian streams. *Ecol. Appl.*, 11, 1817-1828.
- Ness, B., Urbel-Piirsalu, E., Anderberg, S., Olsson, L. (2007). Categorising tools for sustainability assessment. *Ecological Economics*, 60(3), 498–508.
- Nogueira, I. S., Nabout, J. C., Ibañez, M. S. R., Bourgoïn, L. M. (2010) Determinants of beta diversity: the relative importance of environmental and spatial processes in structuring phytoplankton communities in an Amazonian floodplain. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 22, 247-256.
- Noss, R. F. (1990). Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conserv. Biol.* 4: 355-364.
- Nucci, J. C. (2008). *Qualidade ambiental e adensamento urbano: um estudo de ecologia e planejamento da paisagem aplicado ao distrito de Santa Cecília (MSP)*. 2. ed. Curitiba: O Autor, 2008. 150 p.
- Nürnberg, G. K. (1996). Trophic state of clear and colored, soft- and hardwater lakes with special consideration of nutrients, anoxia, phytoplankton and fish. *Lake Reserv. Manag.* 12, 432–447.
- OECD. Organization for Economic Cooperation and Development. (1994). Core set of indicators for environmental performance reviews. Paris: OECD.
- OECD. Organization for Economic Co-Operation and Development. (2002a). Rumo ao desenvolvimento sustentável: indicadores ambientais (Teles, A.N.S.F., Tradução). Salvador: Centro de Recursos Ambientais.
- OECD. Organization for Economic Co-Operation and Development. (2002b). Working together towards sustainable development: the OECD experience. Paris, France: OECD Publications Service.
- Padisák, J., Crossetti, L. O., Naselli-Flores, L. (2009). Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: A critical review with updates. *Hydrobiologia*, 621: 1-19.
- Paiva, R. C. D. de, Buarque, D. C., Collischonn, W., Bonnet, M-P., Frappart, F., Calmant, S., Bulhões Mendes, C. A. (2013). Large-scale hydrologic and hydrodynamic modeling of the Amazon River basin. *Water Resour. Res.* 49, 1226–1243. doi:10.1002/wrcr.20067
- Parolin, P., Simone, O. De, Haase, K, Waldhoff, D., Hottenberger, S., Kuhn, U., Kesselmeier, J., Kleiss, B., Schmidt, W., Piedade, M. T. F., Junk, W. J. (2004). Central Amazonian floodplain forests: Botanical Review, *The New York Botanical Garden*, v. 70, n. 3, p. 357-380.

- Parr, T. B., Cronan, C. S., Danielson, T. J., Tsomides, L., Simon, K. S. (2016). Aligning indicators of community composition and biogeochemical function in stream monitoring and ecological assessments. *Ecological Indicators*, 60, 970–979.
- Patterson, M (2002). *Headline indicators for tracking progress to sustainability in New Zealand*. Wellington, New Zealand: Ministry for the Environment (Technical Report N^o 71).
- Peres, L. G. M. (2016). Análise temporal do uso e cobertura da terra na bacia hidrográfica do Lago Grande do Curuaí, Pará. Programa de Pós-Graduação em Geografia-PPGEA, Universidade de Brasília. 70fls. Dissertação (Mestrado). UnB. 2016.
- Pérez, M. A. P. (2008). *Biogeoquímica da Várzea do Lago Grande de Curuaí, Rio Amazonas, Pará, Brasil*: caracterização, origem, ciclagem e destino do material orgânico e inorgânico. Tese de Doutorado, Departamento de Geoquímica, Universidade Federal Fluminense, Niterói, Brasil. 274pp.
- Perloff, H. S. (1973). *La calidad del medio ambiente urbano*. Barcelona/Espanha: Oikos-Tau S.A.
- Pintér, L.; Hardi, P; Bartelmus, P. (2005). *Sustainable development indicators: proposals for a way forward*. New York: United Nations Division for Sustainable Development.
- Pioani, K. A. *et al.* (2000). Biodiversity conservation at multiple scales: functional sites. Landscapes and networks. *BioScience* 5: 133-146.
- Poff, N.; Hart, D. (2002). How dams vary and why it matters for the emerging science of dam removal. *Bioscience*, 8, 659-668.
- Prabhu R., Colfer C., Dudley R. (2000). *Directives pour le développement, le test et la sélection de critères et indicateurs pour une gestion durable des forêts*. Montpellier: Cirad.
- Prescott-Allen, R. (1997). Barometer of stability. In: Moldan, B.; Bilharz, S.; Matravers, R. *Sustainability indicators: a report on the project on indicators of sustainable development* (pp.133- 137). Chichester, GB: Wiley and sons.
- PROTEGER. Fundación PROTEGER, International Rivers, ECOA. (2012). *Dams in Amazonia*. Disponível em: <<http://www.dams-info.org/>>. Acesso em: 24 set 2013.
- Rabelo, L. S. *Indicadores de sustentabilidade uma sequência metodológica para a mensuração do progresso ao desenvolvimento sustentável*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Ceará. Fortaleza, 2007.
- Radambrasil. *Projeto RADAMBRASIL*. Levantamento de Recursos Naturais, 10 (Folha SA.21 -Santarém). Departamento Nacional da Produção Mineral, Rio de Janeiro, 1976, 522 p.
- Reed, J. S.; Fraser, E. D. G., Dougill, A. J. (2006). An adaptative learning process for developing and applying sustainability indicators with local communities. *Ecological Economics*, 59, 406-418.
- Renó, V. F., Novo, E. M. L. M., Suemitsu, C., Rennó, C. D., Silva, T. S. F. (2011). Assessment of deforestation in the Lower Amazon floodplain using historical landsat MSS/TM imagery. *Remote Sens. Environ.*, 115, 3446-3456.
- Reynolds, C. S., Huszar, V., Kruk, C., Naselli-Flores, L., Melo, S. (2002). Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research*, 24: 417-428.

- Ribeiro, A. L. (2000). Sistemas, indicadores e desenvolvimento sustentável. Disponível em <<http://www.geocities.com/adagenor>> Acesso em: 15 jun 2014.
- Richey, J. E.; Mertes, L. A. K., Dunne, T., Victoria, R., Forsberg, B. R., Tancredi, A. C. F. N. S.; Oliveira, E. (1989). Source and routing of the amazon river flood wave. *Global Biogeochemical Cycles*, 3(3): 191-204.
- Robertson, B.; Hardy, E. R. (1984). Zooplankton of Amazonian lakes and rivers. In: Sioli, H. *The Amazon The Amazon: limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin*. [S.l.]: The Hague, Dr. W. Junk. p. 337-352.
- Rossato, M. V. *Qualidade ambiental e qualidade de vida nos municípios do estado do Rio Grande do Sul*. 2006. 169f. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2006.
- Rosso, F. L., Bolner K. C. S., Baldisserotto, B. (2006). Ion fluxes in silver catfish (*Rhamdia quelen*) juveniles exposed to different dissolved oxygen levels. *Neotropical Ichthyology* 4:435-440.
- Rounsevell, M. D. A., Dawson T. P., Harrison, P. A. (2010) A conceptual framework to assess the effects of environmental change on ecosystem services. *Biodivers Conserv*.
- Rufino, R. C. Avaliação da qualidade ambiental do município de Tubarão (SC) através do uso de indicadores ambientais. (2002). 123f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção). Universidade Federal da Santa Catarina (UFSC).
- Sampaio, A., Northfleet, A. (1973). Estratigrafia e correlação das bacias sedimentares brasileiras. In: XXVII CONGRESSO SOCIEDADE BRASILEIRA DE GEOLOGIA. Aracaju, 1973. *Anais...* Aracaju: [s.e.]. p. 189-206.
- Sánchez Rivero, M.; Pulido Fernández, J. I. (2008). Medida de la sostenibilidad turística: propuesta de un índice sintético baseado en ponderaciones factoriales. Madrid: IX CONVOCATORIA PREMIO TRIBUNA FUTUR JORGE VILA FRADERA, FRUTUR. 203p.
- Santos, F. C. B. dos. (2010a). Desenvolvimento e análise de um índice de sustentabilidade energética utilizando lógica Fuzzy. Dissertação (Mestrado). 137f. Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares. Autarquia associada à Universidade de São Paulo.
- Santos, M. J. dos. (2010b). Programa um milhão de cisternas rurais: proposição de um sistema de indicadores de avaliação de sustentabilidade SIAVS-P1MC. Tese (Doutorado). 2010, 242f. Universidade Federal de Campina Grande. Centro de Tecnologia e Recursos Naturais. Pós-Graduação e Recursos Naturais. Campina Grande.
- Santos, P. A. Spinacé, M. A. S., Fermoselli, K. K. G., De Paoli, M.-A. (2009). Processamento e tratamento da fibra de curauá nas propriedades de compósitos com poliamida-6. *Polímeros: Ciência e Tecnologia*, vol. 19, n. 1, p. 31-39.
- Santos, R. F. dos. (2004). *Planejamento Ambiental: teoria e prática*. São Paulo; Oficina de Textos; 2004. 184 p.
- Schöngart J. (2008). Growth-Oriented Logging (GOL): a new concept towards sustainable forest management in Central Amazonian várzea floodplains. *For Ecol Manage* 256: 46–58.
- Scipioni, A., Mazzi, A., Mason, M., & Manzardo, A. (2009). The Dashboard of Sustainability to measure the local urban sustainable development: The case study of Padua Municipality, *Ecological Indicators*. 9, 364–380.

- Sebastián, S. M., Hurtig, A. K. (2004). Oil exploitation in the Amazon basin of Ecuador: a public health emergency. *Pan Am. J. Public Health*, 3, 205-211
- Seyler, P.; Boaventura, G. R. (2003). Distribution and partition of trace Metals in the Amazon Basin. *Hydrological Processes*, England, v. 17, p. 1345-1361.
- Shannon, E. E., Brezonik, P. L. (1972). Limnological characteristics of north and central florida lakes a group. *Limnology and Oceanography*.17(1), 97-110.
- Silva, A. M. da; Correia, A. M. M.; Cândido, G. A. (2010). Avaliação da Sustentabilidade no Município de João Pessoa, PB. In: Cândido, G. A. (Org.). *Desenvolvimento Sustentável e Sistemas de Indicadores de Sustentabilidade: Formas de aplicações em contextos geográficos diversos e contingências específicas*. Campina Grande, PB: Ed. UFCG.
- Singh, R. K., Murty, H. R., Gupta, S. K., Dikshit, a. K. (2009). An overview of sustainability assessment methodologies. *Ecological Indicators*, 9(2), 189–212.
- Singh, R. K., Murty, H. R., Gupta, S. K., Dikshit, a. K. (2012). An overview of sustainability assessment methodologies. *Ecological Indicators*, 15(1), 281–299.
- Sioli, H. (1950). Das Wasser im Amazonasgebiet. *Forsch Fortschr.* 26:274–280.
- Stotz, D. F., Fitzpatrick, J. W., Parker, T. A. Moskovits, D. K. (1996). *Neotropical birds: ecology and conservation*. Chicago: University of Chicago Press.
- Swart, R., *et al.* (2002) Critical challenges for sustainability science. *Science*, 297, p.1994-1995.
- Ten Brink, B. (1991) The AMOEBA approach as a useful tool for establishing sustainable development? In Kuik,O. and Verbruggen, H. (eds) In *Search of Indicators of Sustainable Development*, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp71–87
- Teza, C. T. V. (2016). *Proposta de modelagem de qualidade ambiental em áreas metropolitanas, por meio de dados de sensoriamento remoto*. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Geociências Aplicadas. Universidade de Brasília.
- Tiker, G. M., Evans, M. I. (1997). Habitats for birds in Europe: a conservation strategy for the wider environment. Birdlife Conservation Series 6. Cambridge, UK: Birdlife International.
- Tockner, K., Stanford, J. A. (2002). Riverine flood plains: present state and future trends. *Environmental Conservation*, 29(03), 308–330.
- Tockner, K.; Malard, F.; Ward, J. V. (2000). An extension of the flood pulse concept, 2883(July 1999), 2861–2883.
- Toledo Júnior, A. P. (1990). *Informe preliminar sobre os estudos para a obtenção de um índice para a avaliação do estado trófico de reservatórios de regiões quentes tropicais*. São Paulo: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. 12 p.
- Toledo, A. P., Agudo, E. G., Tolarico, M., Chinez, S. J. A. (1983). Aplicação de Modelos Simplificados para a Avaliação do Processo de Eutrofização em Lagos e Reservatórios Tropicais. In: XIX Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, Santiago do Chile. Chile.
- UNEP/CBD/COP 7. (2003). *Implementation of the strategical plan: evaluation of progress towards the 2010 biodiversity target: development of specific targets, indicators and a reporting framework*. 7th Meet. Subsidiary Body on Scientific, Technical and Technological Advice to the Convention on Biological Diversity, Kuala Lumpur.

- Utermöhl, H. (1958). Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitt. Int. Verein. Limnol.*, 9: 1-38.
- Uttomark, P., Wall, P. (1975). Lake classification for water quality management. University of Wisconsin, Water Resources Center.
- Van Bellen, H. M. (2006). *Indicadores de Sustentabilidade: uma análise comparativa*. 2. ed. Rio de Janeiro: Editora FGV.
- Van Den Hoek C., Mann D. G., Johns H. M. (1997). *Algae: An Introduction to Phycology*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Vannote, R. L., G. W. Minshall, K. W. Cummins, J.R. Sedell, C. E. Cushing. (1980). The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 130-137.
- Vieira, P. M. S.; Studart, T. M. C. Proposta Metodológica para o Desenvolvimento de um Índice de Sustentabilidade Hidroambiental de Áreas Serranas no Semiárido Brasileiro - Estudo de Caso: Maciço de Baturité, Ceará. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*. Volume 14 n. 4 Out/Dez, 2009, 125-136.
- Vollenweider, R. A., Giovanardi, F., Montanari, G., Rinaldi, A. (1998). Characterization of the Trophic Conditions of Marine Coastal Waters With Special Reference To the Nw Adriatic Sea: Proposal for a Trophic Scale, Turbidity and Generalized Water Quality Index, *Environmetrics*, 9, 329-357.
- Wackernagel, M.; Rees, W. (1996). *Our Ecological Footprint: reducing human impact on the Earth*. Gabriola Island, BC: New Society.
- Wetzel, R. G. (1990). Land-Water Interfaces: Metabolic and limnological regulators. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, v.24, p.6-24.
- Wetzel, R. G. (2001). *Limnology: Lake and River Ecosystems*: Academic Press. 1006p.
- Wetzel, R. G., Likens, G. E. (2000). *Limnological analyses*. 3ed. Springer-Verlag, New York. 429p.
- Williams, M. R., Fisher, T.R., Melack, J. M. (1997). Solute dynamics in soil water and groundwater in a central Amazon catchment undergoing deforestation. *Biogeochemistry*, 3, 303-335.
- Wilson, M., Bates, P., Alsdorf, D., Forsberg, B., Horritt, M., Melack, J., Frappart, F.; Famiglietti, J. (2007). Modeling large-scale inundation of Amazonian seasonally flooded wetlands. *Geophysical Research Letters* 34 (15).
- Wittmann F., Oliveira Wittmann, A. (2010). Use of Amazonian floodplain trees. In: Junk W. J., Piedade, M. T. F., Wittmann, F., Schöngart, J., Parolin, P. (eds.). Amazonian floodplain forests: ecophysiology, biodiversity and sustainable management. *Ecological studies*, vol 210. Springer, Berlin, pp 389-418.
- Xu, Fu-Liu. (2006). A triangle model for evaluating the sustainability status and trends of economic development. *Ecological Modeling*. 195, 327-337.
- Zocattelli, R., *et al.* (2013). Sedimentary evidence of soil organic matter input to the Curuai amazonian floodplain. *Organic Geochemistry*, 63, 40-47.