



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO NORTE
CENTRO DE BIOCÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOECOLOGIA AQUÁTICA
CURSO DE MESTRADO EM BIOECOLOGIA AQUÁTICA**

Características Limnológicas e Estrutura Trófica das Comunidades de Peixes de Alguns Lagos Naturais e Artificiais do Rio Grande do Norte

Michele de Medeiros Rodrigues

NATAL-RN



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO NORTE
CENTRO DE BIOCÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOECOLOGIA AQUÁTICA
CURSO DE MESTRADO EM BIOECOLOGIA AQUÁTICA**

Características Limnológicas e Estrutura Trófica das Comunidades de Peixes de Alguns Lagos Naturais e Artificiais do Rio Grande do Norte

Dissertação apresentada ao programa de Pós-graduação em Bioecologia Aquática do Centro de Biociências, Departamento de Oceanografia e Limnologia, da Universidade Federal do Rio Grande do Norte, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Ecologia e Recursos Naturais.

Orientador: Prof. Dr. José Luiz de Attayde

NATAL-RN

Michele de Medeiros Rodrigues

Características Limnológicas e Estrutura Trófica das Comunidades de Peixes de Alguns Lagos Naturais e Artificiais do Rio Grande do Norte

Dissertação de mestrado apresentada como requisito parcial à obtenção ao Título de Mestre em Bioecologia Aquática. Programa de Pós-Graduação da Universidade Federal do Rio Grande do Norte, julgada pela seguinte banca examinadora:

Natal, 21 de março de 2007.

Prof. Dr. José Luiz de Attayde

Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN)

Prof. Dr^a. Liana de Figueiredo Mendes

Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN)

Prof. Dr. Gustavo Henrique Gonzaga da Silva

Universidade Federal Rural do Semi-Árido (UFERSA)

Dedico à minha família maravilhosa, que no início desta jornada tornou-se completa. Vocês confiaram e sabiam que eu seria capaz. Palavras não são suficientes para traduzir o sentimento de gratidão.

AGRADECIMENTOS

Agradecer é admitir que houve um momento em que se precisou de alguém; é reconhecer que o homem jamais poderá lograr para si o dom de ser auto-suficiente. Ninguém e nada cresce sozinho; sempre é preciso um olhar de apoio, uma palavra de incentivo, um gesto de compreensão, uma atitude de amor. A todos vocês que compartilharam os nossos ideais, dedico à nossa vitória, com a mais profunda gratidão e respeito.

Quero agradecer, em primeiro lugar a Deus, pela força e coragem durante toda esta longa caminhada;

Agradeço também a todos os professores que me acompanharam durante o mestrado, nas aulas, nos ensinamentos, no empréstimo de artigos para leitura;

Em especial ao Prof. Dr. José Luiz de Attayde, meu orientador, que me aceitou como orientanda e me ensinou os primeiros passos da limnologia, me forçando sempre a correr atrás do tempo perdido;

Ao Prof. Guilherme pela ajuda e empréstimo de seu laboratório para análise do conteúdo estomacal dos peixes;

Ao Prof. Ricardo Rosa pela identificação taxonômica das espécies de peixes capturadas;

Aos meus pais, José Rodrigues Filho e Maria Leni de Medeiros Rodrigues, pelo carinho, paciência e companheirismo, nos bons e difíceis momentos;

A minha pequena Letícia, que estando dentro de mim, foi quem mais de perto acompanhou todo este trabalho;

E o que dizer a você Jorge? Obrigada pela paciência, pelo incentivo, pela força e principalmente pelo carinho. Valeu a pena toda distância, todo sofrimento, todas as renúncias... valeu a pena esperar... hoje posso dizer que estamos colhendo, juntos, os frutos do nosso empenho! Esta vitória é muito mais sua do que minha!!!

Aos meus colegas de laboratório, pela ajuda nas coletas;

Em especial pra Wanessa pela ajuda, pelos conselhos, pelo carinho e amizade;

A Rosemberg pela participação, ajuda e carinho dado;

A Fabrício pelo comprometimento e ajuda na pesagem e medição dos peixes;

A equipe do SALGA, pela oportunidade e ajuda nas coletas e análises físico-químicas;

Ao CNPq e ao Programa de Pós-Graduação, pela bolsa e oportunidades concedidas, respectivamente;

A banca examinadora;

Finalmente a todos aqueles que de alguma forma contribuíram para realização deste trabalho.

Abraço a todos!

ÍNDICE

AGRADECIMENTOS.....	v
ÍNDICE.....	vi
LISTA DE TABELAS.....	vii
LISTA DE FIGURAS.....	viii
RESUMO.....	ix
ABSTRACT.....	x
1. INTRODUÇÃO:.....	11
2. MATERIAIS E MÉTODOS:.....	14
3. RESULTADOS:.....	17
4. DISCUSSÃO:.....	24
5. CONCLUSÃO:.....	28
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	28

LISTA DE TABELAS

Tabela 1-	Coordenadas geográficas dos 18 lagos estudados:.....	15
Tabela 2-	Valores médios e desvio padrão das variáveis analisadas nos 10 lagos naturais (N) e 8 açudes (A) (lagos artificiais). Valores do teste t para comparação entre as médias e respectivos níveis de significância (p)	18
Tabela 3-	Características morfométricas e distribuição em guildas das espécies capturadas durante o estudo em todos os Lagos naturais e artificiais:.....	21
Tabela 4-	Coeficientes de correlação de Pearson (r) e níveis de significância (p) das correlações entre a biomassa relativa de peixes piscívoros, planctívoros e onívoros e o logaritmo neperiano de algumas variáveis limnológicas indicadoras do estado trófico do lago e da turbidez da água:.....	22

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1- Gráficos com os valores da média, erro padrão da média e desvio padrão das seguintes variáveis limnológicas: turbidez, alcalinidade, condutividade, clorofila a, pH, coeficiente de atenuação luminosa (k), nitrogênio total, fósforo total, sólidos voláteis suspensos (SVS), sólidos totais suspensos (STS), % plantas submersas e % plantas emersas analisadas nos lagos naturais (N) e artificiais (A):..... 19
- Figura 2- Gráficos com os valores da média, erro padrão da média e desvio padrão da densidade (ind/rede) e biomassa (kg/rede) das guildas tróficas de peixes nos lagos naturais e artificiais, expressas tanto em termos absolutos quanto relativos (% em relação ao total de peixes capturados):..... 20
- Figura 3- Regressões lineares entre a porcentagem da biomassa total de peixes representada pela guilda de piscívoros (%PISCIVK) e os logaritmos das concentrações de fósforo total (P), nitrogênio total (N), clorofila a (CHLA), do coeficiente de atenuação vertical da luz (K), da turbidez da água (TURBI) e sólidos em suspensão (SVS). Os intervalos de 95% de confiança das retas de regressão estão representados pelas linhas pontilhadas:..... 23
- Figura 4- Regressões lineares entre a porcentagem da biomassa total de peixes representada pela guilda de planctívoros (%PLANCTK) e os logaritmos das concentrações de fósforo total (P), nitrogênio total (N), clorofila a (CHLA), do coeficiente de atenuação vertical da luz (K), da turbidez da água (TURBI) e sólidos em suspensão (SVS). Os intervalos de 95% de confiança das retas de regressão estão representados pelas linhas pontilhadas:..... 24

RESUMO

Lagos artificiais devem diferir de lagos naturais em importantes aspectos estruturais e funcionais que precisam ser compreendidos para que possamos manejar adequadamente esses ecossistemas. Este trabalho foi realizado com o objetivo de testar a hipótese de que os lagos artificiais (açudes) na região semi-árida são ambientes mais eutrofizados e túrbidos que possuem uma estrutura trófica distinta dos lagos costeiros naturais que ocorrem no litoral leste úmido do Estado do Rio Grande do Norte. Para testar esta hipótese, 10 lagos naturais e 8 lagos artificiais com cerca de 100 ha foram amostrados entre setembro e novembro de 2005 para determinação de algumas variáveis limnológicas e da abundância das principais espécies de peixes, as quais foram agrupadas em três guildas tróficas: piscívoros facultativos, planctívoros facultativos e onívoros. Os resultados mostram que os lagos artificiais apresentaram concentrações significativamente maiores de nitrogênio e fósforo total, clorofila *a* e sólidos totais e voláteis em suspensão do que os lagos naturais. Os resultados também mostram que o pH, a alcalinidade total, a condutividade elétrica, a turbidez da água e coeficiente de atenuação vertical da luz nos lagos artificiais foram significativamente maiores do que nos lagos naturais. Nos lagos artificiais, a abundância de peixes planctívoros facultativos também foi significativamente maior, enquanto que a abundância de peixes piscívoros facultativos foi significativamente menor do que nos lagos naturais. Não houve diferenças significativas na abundância de peixes onívoros entre os dois tipos de lagos estudados. Esses resultados sugerem que a maior turbidez da água aliada a outras mudanças na qualidade da água dos lagos artificiais eutrofizados afetam a estrutura trófica das comunidades de peixes reduzindo a importância dos peixes piscívoros e conseqüentemente o comprimento das cadeias alimentares.

ABSTRACT

Artificial lakes must differ from natural lakes in important structural and functional aspects that need to be understood so that these ecosystems can be properly managed. The aim of this work was to test the hypothesis that the artificial lakes (impoundments) in the semi-arid region of the Rio Grande do Norte State are more eutrophic and turbid and have different trophic structure when compared to the natural coastal lakes that occur in the humid eastern coast of the State. To test this hypothesis, 10 natural lakes and 8 artificial lakes with about 100 ha were sampled between September and November 2005 for the determination of some limnological variables and the abundance of the main fish species, which were grouped in three trophic guilds: facultative piscivores, facultative planktivores and omnivores. The results show that the artificial lakes had significantly higher concentrations of total nitrogen, total phosphorus, chlorophyll *a*, total and volatile suspended solids than the natural lakes. Results also show that the values of pH, total alkalinity, electric conductivity, turbidity as well as the coefficient of vertical attenuation of light were significantly higher in the artificial lakes than in the natural lakes. In the artificial lakes, the abundance of facultative planktivores was significantly higher, while the abundance of facultative piscivores significantly lower than in the natural lakes. There was no significant difference in the abundance of omnivorous fish between the two types of lakes. These results suggest that the increase in turbidity together with the other changes in the water quality of the artificial lakes, modifies the trophic structure of the fish communities reducing the importance of piscivores and the length of the food chains

1. Introdução

Reservatórios em regiões semi-áridas também chamados de açudes no nordeste brasileiro são lagos artificiais que apresentam longo tempo de retenção de água e possuem algumas semelhanças estruturais e funcionais com lagos naturais. No entanto, tais lagos artificiais podem diferir de lagos naturais em importantes aspectos que precisam ser compreendidos para que possamos manejar adequadamente esses ecossistemas, de modo a atender as demandas atuais e futuras da sociedade pelos bens e serviços oferecidos por esses ecossistemas.

Em regiões semi-áridas tropicais, a escassez e irregularidade da pluviometria, responsável pela instabilidade anual e interanual das chuvas, aliada a ocorrência de altas taxas de evaporação, são responsáveis pela intermitência de quase toda a rede hidrográfica dessas regiões, o que representa um severo problema para a captação e o armazenamento desse recurso (Vieira, 2002). Portanto, milhares de reservatórios são construídos nessas regiões com a finalidade principal de armazenar água para múltiplos usos durante os períodos de estiagem. Como consequência, tais reservatórios tendem a apresentar um tempo de retenção hidráulico maior que os reservatórios em regiões úmidas, além de uma elevada razão entre a área da bacia de drenagem e a área do reservatório (Thornton & Rast, 1993).

No Brasil, a grande maioria dos lagos naturais se formaram nas planícies de inundação de grandes rios, por processos geomorfológicos fluviais, ou nas regiões costeiras, por processos geomorfológicos marinhos ou eólicos (Esteves, 1998). No litoral úmido do nordeste brasileiro, centenas de lagos naturais se formaram principalmente nas depressões dos cordões de dunas e tabuleiros litorâneos e esses lagos são geralmente alimentados por uma pequena rede de drenagem e/ou por afloramento do aquífero subterrâneo (Rebouças, 1997). Dessa forma, uma característica distintiva

importante entre os lagos naturais do litoral úmido e os lagos artificiais (açudes) da região semi-árida do Nordeste Brasileiro é a relação entre a área da bacia de drenagem e a área do lago. Nos açudes essa relação é bem maior do que nos lagos naturais e esta importante diferença morfométrica deve afetar diversos processos ecológicos nesses ecossistemas, dentre os quais podemos destacar a disponibilidade de luz e nutrientes e, conseqüentemente, a produção primária e secundária (Thornton, 1990).

Os açudes tendem a receber uma maior carga de nutrientes e sedimentos em suspensão do que os lagos costeiros naturais, devido a sua maior área de drenagem e ao escoamento aflúente altamente concentrado (Vollenweider, 1975) e com alto poder de erodir o solo. Portanto, os açudes devem exibir concentrações mais elevadas de nutrientes e sólidos em suspensão na água e podem ser mais vulneráveis ao processo de eutrofização do que os lagos costeiros naturais. A carga mais elevada de sedimentos e detritos que esses lagos artificiais podem receber deve diminuir a disponibilidade de luz na coluna d'água podendo limitar a produção primária pelo fitoplâncton e pela vegetação aquática submersa (Hutchinson, 1969). Dessa forma, maiores concentrações de nutrientes nos açudes não devem significar necessariamente maiores taxas de produção primária e secundária devido ao fato de que os açudes devem ser ambientes mais turbidos do que os lagos costeiros e, portanto devem ser freqüentemente limitados pela disponibilidade de luz (Litke, 1999).

Outra diferença importante entre os açudes e os lagos costeiros naturais é que o volume de água acumulado nos açudes exibe flutuações extremas e irregulares em função do regime hidrológico e da captação de água para usos múltiplos. Esta característica hidrológica dos açudes deve dificultar o estabelecimento de macrófitas aquáticas litorâneas, contribuindo para aumentar a turbidez da água devido a ressuspensão de sedimentos que torna-se facilitada pela ação dos ventos quando as

margens de um lago não são colonizadas por plantas aquáticas (Scheffer *et al.*, 1993). Além disso, a freqüente inundação e exposição dos sedimentos causada pela variação do volume de água nos açudes deve contribuir para alterar as condições de oxi-redução do sedimento, aumentando a liberação de nutrientes para a coluna d'água e o potencial de eutrofização desses lagos artificiais (Esteves, 1998). A cobertura de macrófitas aquáticas também influencia na complexidade estrutural do habitat e na produtividade biológica das comunidades aquáticas (Jeppesen *et al.*, 1996). Portanto, diferenças no grau de cobertura vegetal entre os lagos naturais e artificiais devem ter conseqüências importantes para a estrutura e a dinâmica trófica desses ecossistemas.

Estudos realizados em lagos temperados do hemisfério norte têm demonstrado que o nível de produtividade primária de um lago exerce forte influência sobre a estrutura de sua rede alimentar, também chamada de estrutura trófica (Persson *et al.*, 1992, Jeppesen *et al.*, 2000). No entanto, lagos eutrofizados e mais produtivos não necessariamente apresentam cadeias alimentares mais longas do que lagos menos produtivos (Persson *et al.*, 1992). A eutrofização de um lago geralmente aumenta a produtividade primária do fitoplâncton, mas também afeta a qualidade e a transparência da água além da complexidade estrutural do habitat trazendo conseqüências para as interações alimentares entre as espécies e podendo afetar negativamente predadores de topo (Power *et al.*, 1985).

As relações entre a produtividade primária e a estrutura trófica de um ecossistema são bastante complexas. Variações na base das cadeias alimentares podem afetar predadores de topo através de mecanismos de controle ascendentes que se propagam de baixo para cima ao longo das cadeias alimentares (Power *et al.*, 1985; Scheffer, 1998). Por outro lado, a estrutura trófica dos ecossistemas também pode afetar a biomassa de produtores, as taxas de produção primária, a disponibilidade de nutrientes e a

transparência da água através de mecanismos de controle descendente que se propagam do topo à base das cadeias alimentares (Carpenter *et al.*, 1985, 2001). Portanto, a estrutura trófica de um lago não deve ser considerada apenas uma consequência, mas também uma causa dos padrões de produtividade primária e qualidade da água do ecossistema lacustre.

O presente trabalho procurou testar a hipótese de que existem diferenças nas características limnológicas e na estrutura trófica das comunidades de peixes de lagos costeiros naturais e de lagos artificiais da região semi-árida do nordeste brasileiro. Além disso, este trabalho procurou testar a hipótese de que a estrutura trófica das comunidades de peixes é uma função do estado de eutrofização dos lagos.

2. Materiais e Métodos

O presente trabalho foi realizado em 10 lagos naturais e 8 lagos artificiais (açudes) do Estado do Rio Grande do Norte, entre setembro e novembro de 2005 (Tabela 1). Os lagos amostrados foram utilizados como réplicas e para padronizar o tamanho dos lagos estudados, apenas lagos com uma área de aproximadamente 100 ha foram escolhidos. Os lagos naturais localizam-se no litoral oriental do Estado. O relevo do litoral é caracterizado por tabuleiros, dunas, planícies costeiras, vales e bacias flúvio-estuarinas. Os sedimentos predominantes pertencem ao Grupo Barreiras (Terciário) e se caracterizam por serem arenoargilosos e relativamente pobres em nutrientes. O clima é quente e úmido, com estação seca no verão (setembro a janeiro) e chuvosa no outono-inverno (fevereiro a agosto), e com pluviosidade média anual acima de 1.200 mm (Pereira *et al.*, 2003). Os lagos artificiais (açudes) localizam-se no interior do estado, em uma região com clima quente e semi-árido com pluviosidade média anual entre 400 e 600 mm anuais distribuída entre os meses de janeiro e abril (IDEMA/SERHID). As

bacias de drenagem destes lagos apresentam um embasamento cristalino e solos neutros, pouco profundos e bem providos de nutrientes (Santana & Souto, 2006).

Tabela 1. Coordenadas geográficas dos 18 lagos estudados.

Tipo de lago	Numeração	Lagos	Latitude (S)	Longitude (W)
I – Lagos Naturais	1	Boa Água	6°02'74"	35°10'92"
	2	Carcará	6°03'74"	35°09'73"
	3	Ferreira	6°03'22"	35°10'16"
	4	Urubu	6°02'91"	35°10'86"
	5	Redonda	6°02'79"	35°11'89"
	6	Baiãozinho	5°43'02"	35°32'39"
	7	Mutucas	5°39'83"	35°35'72"
	8	Cutias	5°37'71"	35°37'92"
	9	Catolé	5°39' 61"	35°44'27"
	10	Matas	5°47'54"	35°28'66"
II – Lagos Artificiais (Açudes)	11	Cajueiro	5°52'08"	35°59'39"
	12	Recreio	5°52'59"	36°30'02"
	13	Fazenda Bola	6°24'15"	35°52'22"
	14	Belo Monte	5°57'73"	37°31'33"
	15	Lajes	5°37'45"	37°13'51"
	16	Mundo Novo	6°40'32"	37°06'29"
	17	Cruzeta	6°39'58"	36°49'45"
	18	Mineiro	5°57'81"	35°48'56"

As coletas de água foram realizadas em 20 pontos aleatoriamente distribuídos em cada lago utilizando um tubo de PVC com 2 metros de comprimento e uma válvula hidráulica na extremidade inferior. As amostras de água de toda a coluna d'água dos 20 pontos de coleta de cada lago foram integradas e uma subamostra foi retirada e congelada para a determinação das concentrações de nitrogênio e fósforo total na água. Outras duas subamostras foram retiradas da amostra integrada de cada lago e posteriormente filtradas em filtros de fibra de vidro (GF/C) para determinação posterior das concentrações de clorofila *a* e sólidos em suspensão. Em cada ponto de coleta, foram feitas medições *in situ* de temperatura e turbidez da água, concentrações de oxigênio dissolvido, pH e condutividade elétrica com uma sonda multiparâmetros HORIBA. A transparência da água foi medida em cada ponto de coleta através da profundidade do disco de Secchi. A intensidade de radiação subaquática foi medida com um radiômetro Li-Cor simultaneamente na superfície da coluna d'água (I_0) e a cada

metro de profundidade (I_z) para o cálculo do coeficiente de atenuação vertical da luz (k) a partir da equação: $I_z = I_0 e^{-kz}$.

Para determinação das concentrações de clorofila a , foi utilizado o método monocromático de Lorenzen (1967), onde a absorbância de cada amostra foi medida em um espectrofotômetro a 665 nm e 750 nm de comprimento de onda antes e depois de serem acidificadas com 100 µL de HCl 0,12 N. A extração da clorofila foi realizada com etanol 95% aquecido a 75°C (Nush, 1980). As concentrações de sólidos totais e voláteis em suspensão foram determinadas de acordo com APHA (1998). A concentração de fósforo total foi determinada colorimetricamente pelo método do ácido ascórbico após oxidação da amostra com persulfato de potássio (APHA, 1998). A concentração de nitrogênio total foi determinada colorimetricamente após oxidação da amostra com persulfato de potássio e redução do nitrato para nitrito em coluna de cádmio (APHA, 1998). A alcalinidade total foi determinada por titulometria (APHA, 1998).

Os peixes foram capturados com redes de espera com 30 m de comprimento e 1,5 m de altura cujas malhas possuíam aberturas entre 5 e 55 mm entre nós opostos, onde a cada 2,5 m ao longo da rede havia um tipo de abertura de malha. Esta metodologia de coleta com redes *multimesh* é considerada a mais indicada para amostragem de peixes em lagos rasos (Jeppesen *et al.*, 1996). Foram utilizadas de 3 a 5 redes *multimesh* em cada um dos 18 ambientes estudados. As redes eram postas no final da tarde e retiradas no início da manhã do dia seguinte e geralmente se localizavam próximas às vegetações aquáticas litorâneas. Após a retirada das redes os peixes foram medidos (comprimentos padrão e total) e pesados.

Para a análise qualitativa do conteúdo estomacal, foi feita uma incisão ventral longitudinal na cavidade abdominal do peixe, a partir da abertura uro-genital em direção

à cabeça, para retirada do estômago, cortando-se a região de junção deste com o intestino. Foram analisados os conteúdos estomacais de aproximadamente 10 exemplares de cada espécie totalizando 176 peixes. O conteúdo estomacal foi analisado com o auxílio de lupa para identificação dos itens consumidos. A análise qualitativa da dieta foi realizada pelo método da frequência de ocorrência, visto que o objetivo da análise era classificar as espécies capturadas em três guildas tróficas: piscívoros facultativos, planctívoros facultativos e onívoros. Os peixes classificados como piscívoros facultativos foram aqueles predadores de topo que se alimentaram de outros peixes além de camarões e insetos aquáticos. Os peixes classificados neste estudo como planctívoros facultativos representaram as principais presas dos peixes piscívoros e se alimentaram de plâncton dentre outros itens alimentares. Os peixes classificados como onívoros, foram aqueles que apresentaram uma dieta constituída por peixes, insetos, crustáceos, moluscos, plantas, algas e detritos e que possuem ampla adaptabilidade trófica sendo, portanto, potencialmente capazes de utilizar todos os recursos alimentares que sejam adequados a sua tática alimentar, aparato alimentar e capacidade digestiva (Wootton, 1999).

O teste t não pareado foi utilizado para testar a hipótese de que os lagos naturais e artificiais diferem em relação as suas características limnológicas e guildas tróficas de peixes. Análises de regressão linear foram usadas para testar a hipótese de que a abundância relativa das guildas de peixes varia com o estado trófico do lago e com o grau de turbidez da água. As análises estatísticas foram realizadas com o auxílio do *software* Statistica da StatSoft.

3. Resultados

Os resultados do teste t mostram que os lagos artificiais e naturais diferem quanto à maioria das variáveis analisadas (Tabela 2). Quando comparados aos lagos naturais, os

lagos artificiais apresentaram concentrações significativamente maiores de nutrientes, clorofila *a*, sólidos em suspensão, turbidez, atenuação vertical da luz, condutividade, pH e alcalinidade bem como menores valores de profundidade e transparência da água (Figura 1; Tabela 2). Além dessas diferenças, os açudes também apresentaram maiores abundâncias de peixes planctívoros facultativos e menores abundâncias de peixes piscívoros facultativos em comparação com os lagos naturais (Figura 2; Tabela 2).

Tabela 2: Valores médios e desvio padrão das variáveis analisadas nos 10 lagos naturais (N) e 8 lagos artificiais (A). Valores do teste t para comparação entre as médias (16 graus de liberdade) e respectivos níveis de significância (p). Destacados em negrito estão os valores de p considerados significativos ($\alpha = 0.05$).

<i>Variável</i>	<i>Unidade</i>	<i>Média N</i>	<i>Média A</i>	<i>Desvio N</i>	<i>Desvio A</i>	<i>t</i>	<i>p</i>
Profundidade	m	2,61	1,88	1,07	0,69	1,72	0,1038
Clorofila <i>a</i>	$\mu\text{g L}^{-1}$	1,95	26,12	1,82	24,66	-3,11	0,0067
k	m^{-1}	1,00	2,88	0,42	1,49	-3,83	0,0015
Turbidez	NTU	0,79	16,76	0,74	14,19	-3,58	0,0025
pH		6,56	7,92	0,43	0,67	-5,21	0,0001
Condutividade	$\mu\text{S cm}^{-1}$	84,90	722,25	31,61	676,54	-2,99	0,0085
Alcalinidade	mEq L^{-1}	8,69	128,10	7,33	98,18	-3,86	0,0014
N total	mg L^{-1}	0,16	1,04	0,10	0,39	-6,94	0,0000
P total	mg L^{-1}	0,035	0,09	0,02	0,03	-5,20	0,0001
Sólidos totais	mg L^{-1}	2,88	46,91	1,43	44,58	-3,14	0,0062
Sólidos voláteis	mg L^{-1}	0,65	12,73	0,56	7,42	-5,16	0,0001
Total de peixes	Ind/rede	413,30	1412,75	630,31	1428,71	-1,99	0,0635
Total de peixes	Kg/rede	2,70	5,82	2,97	4,34	-1,80	0,0895
Piscívoros	Ind/rede	4,30	1,37	2,94	1,41	2,57	0,0205
Piscívoros	Kg/rede	0,92	0,26	0,656	0,39	2,51	0,0239
Planctívoros	Ind/rede	366,80	1398,62	556,87	1435,04	-2,10	0,0528
Planctívoros	Kg/rede	0,71	4,65	1,25	4,39	-2,72	0,0151
Onívoros	Ind/rede	41,90	12,75	79,93	16,82	1,01	0,3285
Onívoros	Kg/rede	1,07	0,91	1,56	0,95	0,25	0,8053
% Piscívoros	Ind/rede	3,88	0,10	4,40	0,11	2,41	0,0283
% Piscívoros	Kg/rede	51,83	3,65	31,29	4,86	4,29	0,0005
% Planctívoros	Ind/rede	85,64	87,70	10,83	32,51	-0,19	0,8519
% Planctívoros	Kg/rede	14,88	71,51	13,22	30,70	-5,28	0,0001
% Onívoros	Ind/rede	10,46	12,19	7,78	32,55	-0,16	0,8725
% Onívoros	Kg/rede	33,25	24,84	24,44	31,50	0,64	0,5322

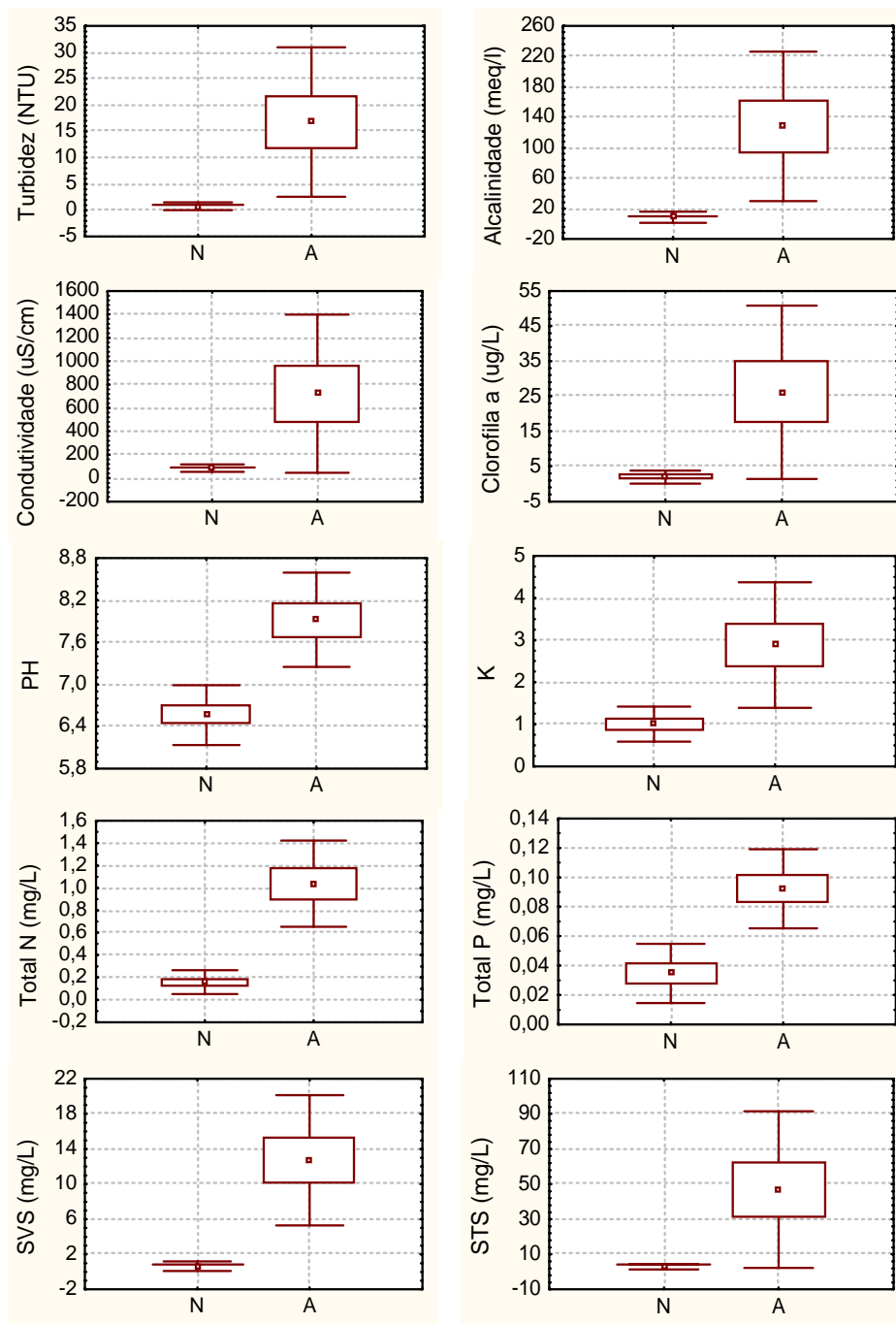
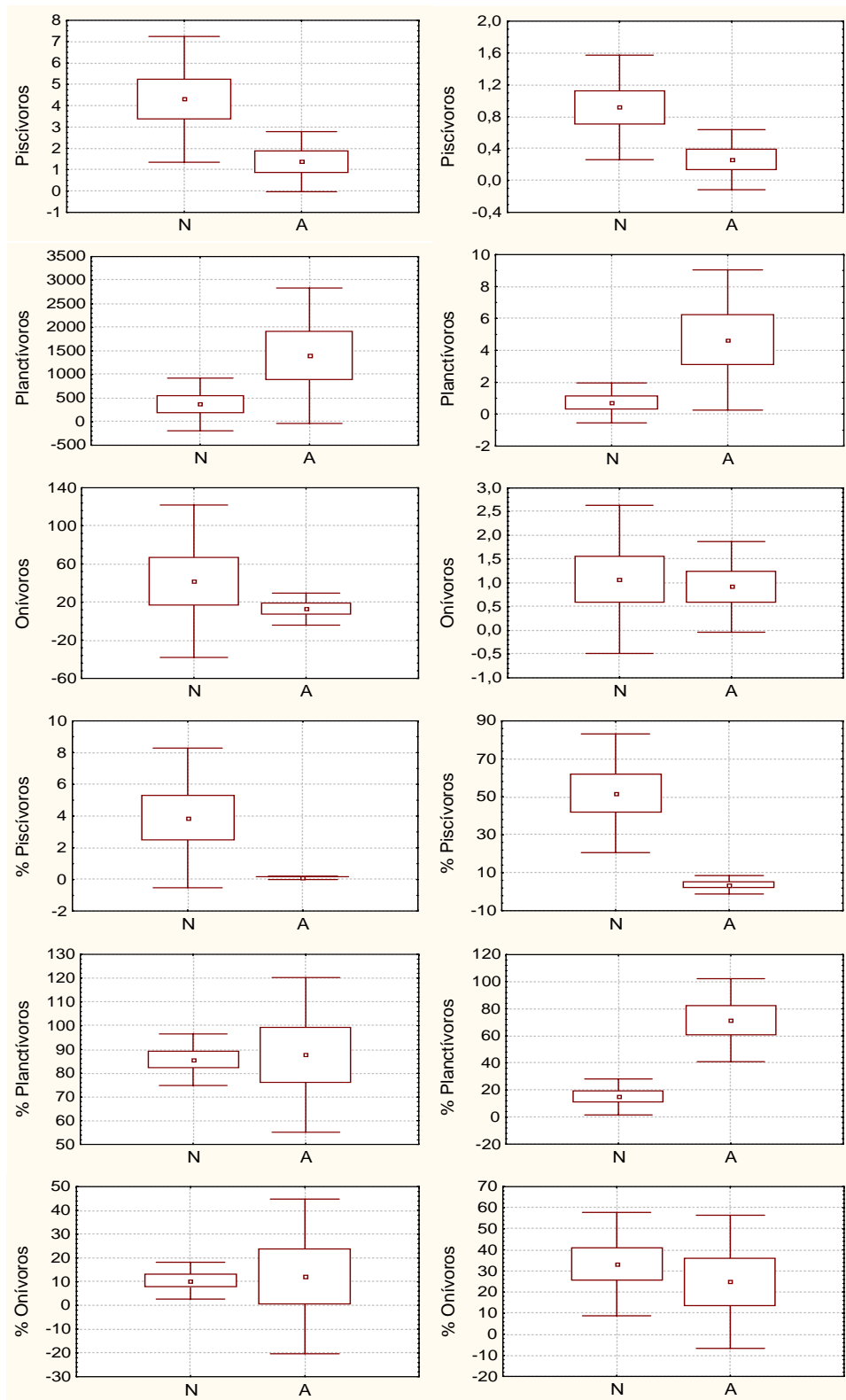


Figura 1: Gráficos com os valores da média, erro padrão da média e desvio padrão das seguintes variáveis limnológicas: turbidez, alcalinidade, condutividade, clorofila a, pH, coeficiente de atenuação luminosa (K), nitrogênio total, fósforo total, sólidos voláteis suspensos (SVS) e sólidos totais suspensos (STS) nos lagos naturais (N) e artificiais (A).



Densidade

Biomassa

Figura 2: Gráficos com os valores da média, erro padrão da média e desvio padrão da densidade (ind/rede) e biomassa (kg/rede) das guildas tróficas de peixes nos lagos

naturais (N) e artificiais (A), expressas tanto em termos absolutos quanto relativos (% em relação ao total de peixes capturados).

Um total de 15.432 peixes (73,64 Kg) distribuídos em 13 espécies pertencentes a 7 famílias foram capturados (Tabela 3). A guilda de piscívoros facultativos foi composta por três espécies e apenas 54 indivíduos (11,28 Kg) pertenceram a esta guilda. Os peixes planctívoros facultativos foram bem mais numerosos, com 14.857 indivíduos (44,30 Kg) e foram representados por 4 espécies diferentes. A guilda de onívoros foi representada por 6 espécies e um total de 521 indivíduos (18,06 kg) pertenceram a esta guilda (Tabela 3).

Tabela 3: Características morfométricas e distribuição em guildas das espécies capturadas durante o estudo em todos os lagos estudados.

	Espécie		Comprimento total (cm)			Nº (ind)	Peso (Kg)
	Nome Comum	Nome Científico	Mín.	Máx.	Méd.		
Piscívoros Facultativos	Traíra	<i>Hoplias malabaricus</i>	4,2	42,5	22,5	44	9,96599
	Apaiari	<i>Astronotus ocellatus</i>	18	20,5	19,2	2	0,37749
	Tucunaré	<i>Cichla ocellaris</i>	4,5	36,2	16,9	8	0,93655
Total Capturado						54	11,28
Planctívoros Facultativos	Piaba	<i>Tetragonopteridae</i>	2,1	8,8	4,3	3565	5,79972
	Piaba	<i>Astyanax bimaculatus</i>	2,2	12,5	6,9	11193	36,91704
	Bebeu	<i>Crenicichla menezesi</i>	3,2	17,3	9,4	89	1,11366
	Cará	<i>Cichlasoma orientale</i>	4,5	17,3	9,5	10	0,46958
Total Capturado						14857	44,3
Onívoros	Tapacá	<i>Metynnis cf. lippincottianus</i>	2,2	16,5	8,6	116	2,3004
	Cangati	<i>Trachelyopterus galeatus</i>	8	17,9	13,7	57	3,02
	Piau	<i>Leporinus cf. piau</i>	4,6	27,5	15,2	247	5,89322
	Curimatã	<i>Prochilodus brevis</i>	5,5	27,4	14,7	26	2,20613
	Cascudo	<i>Megalechis personata</i>	13	17,9	15,5	4	0,404
	Tilápia	<i>Oreochromis niloticus</i>	4,3	28,5	16,9	71	4,23625
Total Capturado						521	18,06
Total geral de capturas realizadas						15432	73,64

Os resultados das análises de correlação e regressão mostram que a biomassa relativa de peixes piscívoros facultativos esteve inversamente relacionada com as concentrações de nutrientes, clorofila *a*, sólidos em suspensão, com a turbidez da água e o coeficiente de atenuação vertical da luz (Tabela 4, Figura 4). Por outro lado, a biomassa relativa de peixes planctívoros facultativos esteve positivamente relacionada com essas variáveis (Tabela 4, Figura 5). No entanto, a biomassa relativa de onívoros não apresentou qualquer relação significativa com as variáveis analisadas.

Tabela 4. Coeficientes de correlação de Pearson (*r*) e respectivos níveis de significância (*p*) das correlações entre biomassa relativa de peixes piscívoros facultativos, planctívoros facultativos e onívoros e o logaritmo neperiano das concentrações de clorofila *a*, fósforo total, nitrogênio total, sólidos suspensos totais (STS) e voláteis (SVS), do coeficiente de atenuação vertical da luz (*k*) e da turbidez da água.

Variáveis	% Piscívoros (Kg/Kg)		% Planctívoros (Kg/Kg)		% Omnívoros (Kg/Kg)	
	<i>r</i>	<i>p</i>	<i>r</i>	<i>p</i>	<i>r</i>	<i>p</i>
Limnológicas						
Clorofila <i>a</i>	-0,65	0,003	0,54	0,020	0,09	0,729
P total	-0,65	0,003	0,60	0,009	0,01	0,970
N total	-0,65	0,003	0,61	0,007	-0,01	0,984
STS	-0,63	0,005	0,57	0,013	0,02	0,925
SVS	-0,71	0,001	0,66	0,003	-0,01	0,984
K	-0,49	0,039	0,55	0,017	-0,13	0,607
Turbidez	-0,67	0,002	0,70	0,001	-0,10	0,686

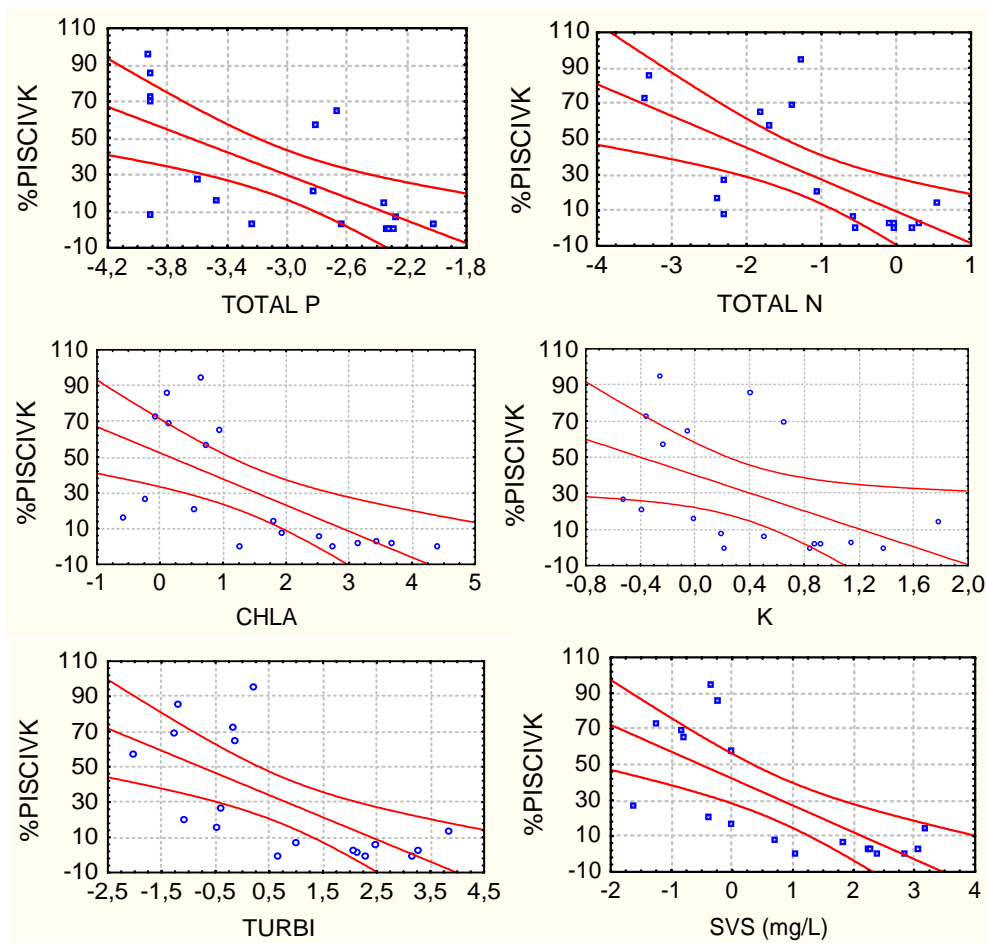


Figura 3: Regressões lineares entre a porcentagem da biomassa total de peixes representada pela guilda de piscívoros (%PISCIVK) e os logaritmos das concentrações de fósforo total (P), nitrogênio total (N), clorofila *a* (CHLA) e sólidos voláteis em suspensão (SVS), do coeficiente de atenuação vertical da luz (K) e da turbidez da água (TURBI). Os intervalos de 95% de confiança das retas de regressão estão representados pelas linhas pontilhadas.

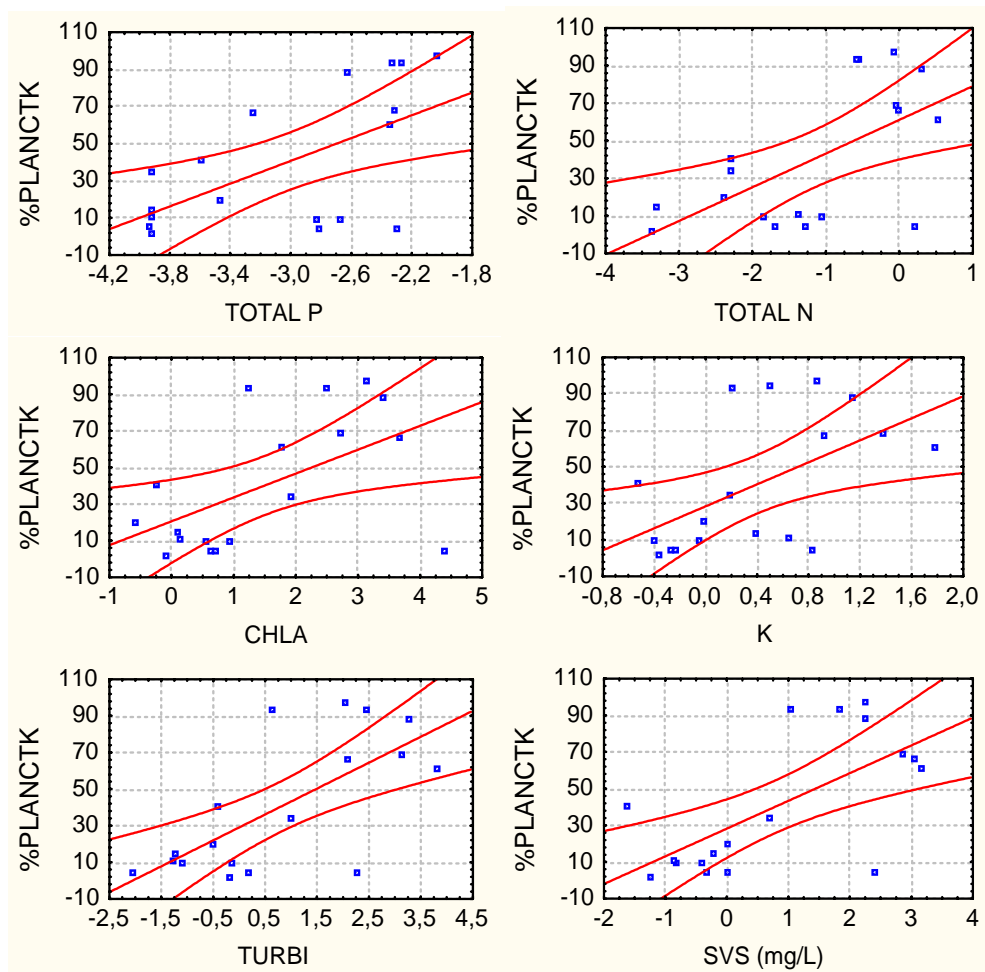


Figura 4: Regressões lineares entre a porcentagem da biomassa total de peixes representada pela guilda de planctívoros (%PLANCKT) e os logaritmos das concentrações de fósforo total (P), nitrogênio total (N), clorofila *a* (CHLA) e sólidos voláteis em suspensão (SVS), do coeficiente de atenuação vertical da luz (K) e da turbidez da água (TURBI). Os intervalos de 95% de confiança das retas de regressão estão representados pelas linhas pontilhadas.

4. Discussão

Os resultados do presente trabalho corroboram a hipótese inicial de que lagos naturais e artificiais apresentam características limnológicas distintas podendo afetar a estrutura trófica da comunidade de peixes. Segundo Thornton & Rast (1993) os lagos artificiais de regiões semi-áridas apresentam uma elevada razão entre a área da bacia de

drenagem e a área do lago, este fato implica que tais lagos tendem a receber uma maior carga de nutrientes e sedimentos em suspensão, podendo afetar a disponibilidade de luz e nutrientes que, conseqüentemente, interfere na produção primária aumentando a vulnerabilidade desses ambientes ao processo de eutrofização.

Comparando os solos das duas regiões estudadas se verificou que, o solo da região semi-árida no interior do Estado é bem provido de nutrientes, ao contrário do solo da região costeira, onde estão localizados os lagos naturais, que apresentam solos pobres em nutrientes (Santana & Souto, 2006). Os solos de cada região podem refletir na qualidade da água de seus lagos, devido ao escoamento afluente, que transportam nutrientes e contaminam as águas superficiais. Tucci (1993) frisa que a qualidade da água dos reservatórios que compõem uma bacia hidrográfica está relacionada com o uso do solo na bacia e com o grau de controle sobre as fontes poluidoras. Assim, podemos ressaltar que as concentrações de nutrientes nas águas dos ambientes estudados podem estar relacionadas com a natureza dos solos característicos das duas regiões estudadas. Segundo Smith e colaboradores (1999), tem sido notória a elevação dos níveis de nitrogênio e fósforo no meio ambiente. Estes elementos são os principais nutrientes envolvidos na eutrofização dos ecossistemas aquáticos, provocando um crescimento exagerado de algas e cianobactérias e uma redução na transparência da água.

A baixa transparência da água nos lagos artificiais (açudes) pode estar relacionada com a maior biomassa fitoplanctônica, mas também com a maior quantidade de sedimentos em suspensão. Existem algumas evidências que relatam a diminuição da transparência da água com a redução ou o desaparecimento de macrófitas aquáticas submersas em lagos rasos (Blindow *et al.*, 1993; Scheffer *et al.*, 1992; Scheffer *et al.*, 1993). A escassez deste tipo de vegetação nos açudes pode contribuir com o aumento da turbidez da água, devido a ressuspensão do sedimento que na ausência de macrófitas

aquáticas, torna-se facilitada pela ação dos ventos (Scheffer *et al.* 1993). A presença de macrófitas na região litorânea dos lagos pode produzir uma maior estabilidade no sedimento, que tende a permanecer no fundo, atenuando a ressuspensão e aumentando a transparência da água e, conseqüentemente, a sobrevivência de peixes piscívoros que se orientam visualmente para localizar suas presas (Brönmark *et al.*, 1995, Persson *et al.*, 1996, Nilsson & Brönmark, 2000).

Os resultados obtidos no presente trabalho demonstraram que a quantidade de piscívoros facultativos foi mais abundante nos lagos naturais, onde verificamos uma maior transparência da água, em comparação aos lagos artificiais. Dos dados coletados observamos uma relação negativa entre a biomassa de piscívoros e algumas variáveis que podem ter afetado a transparência da água, e conseqüentemente a visibilidade de peixes predadores que se utilizam da visão na captura de suas presas. Alguns destes resultados foram confirmados no trabalho de Lazzaro *et al.* (2003) que pesquisou 13 reservatórios do nordeste brasileiro, examinando as relações existentes na estrutura trófica da comunidade de peixes e a qualidade da água. Nos seus estudos ele verificou que a biomassa relativa de piscívoros esteve relacionada positivamente com a profundidade eufótica e negativamente com a concentração de clorofila *a*.

Dos peixes capturados a maior porcentagem em número de indivíduos e biomassa foi classificada como pertencente a guilda de planctívoros facultativos, seguida da guilda de onívoros e piscívoros facultativos. Os planctívoros estiveram relacionados positivamente com a maioria das variáveis limnológicas analisadas. Verificamos também que a maior transparência da água pode ter afetado negativamente os planctívoros nos lagos naturais, por facilitar a sua predação. Além dos planctívoros facultativos, os onívoros também apresentaram maior biomassa em lagos artificiais. Estes peixes podem aumentar a turbidez da água através da ressuspensão de sedimentos

na procura por alimento. Eles também estimulam florações de algas através do transporte de nutrientes do fundo para a coluna d'água e pelo consumo de zooplâncton. Contudo, pouco se sabe ainda sobre o papel dos peixes onívoros na estrutura trófica dos ecossistemas aquáticos. Modelos ecológicos têm demonstrado que esta categoria pode atuar como regularizador das interações tróficas do ecossistema, e é uma das comunidades aquáticas com menor efeito sobre a estrutura trófica, uma vez que a mesma não tem uma preferência seletiva por suas presas (Bruno & O'Connor, 2005; Vadeboncoeur *et al.*, 2005).

A biomassa elevada de planctívoros em lagos artificiais pode estar relacionada também com o comportamento das espécies de formar cardumes. Um dos motivos deste comportamento está relacionado à proteção, pois além de conseguirem identificar a presença do predador com mais facilidade, a grande quantidade de peixes pode confundir-lo na hora do ataque. De acordo com Partridge (1982) este fato além de ter a função de proteção contra predadores, tem também a função de aumentar as chances de acasalamento e tornar mais eficiente à busca por alimentos.

O comprimento das cadeias alimentares de um ecossistema tende a ser relacionado com a sua produtividade, mas esta relação não é linear. Nos lagos artificiais onde se encontrou maior turbidez e níveis elevados de eutrofização, foi observada cadeias alimentares mais curtas, devido à escassez de piscívoros. As cadeias alimentares mais curtas, em lagos artificiais, podem ter relação com os estágios de desenvolvimento dos indivíduos em seus níveis tróficos. Algumas espécies de predadores de topo (piscívoros) podem não conseguir recrutar indivíduos jovens à fase adulta, pois os jovens dessas espécies também são planctívoros e competem com outros planctívoros por recursos alimentares além de serem vulneráveis a predação por outros piscívoros. Tal fato foi considerado, por Cowan e colaboradores (1997), a maior causa provável de mortalidade

de indivíduos jovens. Estas ocorrências supracitadas, aliados a elevada turbidez da água, podem ter dificultado o crescimento e a sobrevivência dos piscívoros nos lagos artificiais.

A menor pressão de predação por peixes piscívoros aliada a maior abundância de recursos alimentares planctônicos, favorecem o crescimento populacional de pequenos peixes pelágicos com hábito alimentar planctívoro que formam grandes cardumes. Através de interações tróficas em cascata, esses peixes planctívoros devem contribuir ainda mais para manter elevada a abundância de algas planctônicas nos lagos artificiais e manter estável o estado de águas túrbidas que caracteriza os açudes do semi-árido brasileiro.

5. Conclusão

Os resultados desta pesquisa nos permite concluir que os lagos costeiros naturais e os lagos artificiais da região semi-árida, diferem em suas características limnológicas e guildas tróficas de peixes. A abundância relativa de peixes piscívoros diminui com o estado trófico do lago e com o grau de turbidez da água, enquanto que a abundância relativa de peixes planctívoros facultativos aumenta com o aumento das variáveis indicadoras de trofia e turbidez.

6. Referências Bibliográficas

- APHA, 1989. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. American Public Health Association, Washington DC .
- Blindow, I. Anderson, G. Hargeby, A. & Hansson, S. 1993. Long term pattern for alternative satble sataes in two shallow eutrophic lakes. *Freshwater Biol.*, 30, 159-167.
- Brönmark, C., Paszkowski, C. A., Tonn, W. M. and Hargeby, A. 1995. Predation as a determinant of size structure in populations of crucian carp (*Carassius carassius*) and tench (*Tinca tinca*). – *Ecol. Freshw. Fish* 4: 85–92.
- Bruno, J.F. & O'Connor, M.I. 2005. Cascading effects of predator diversity and omnivory in a marine food web. *Ecology Letters*, 8 (10), 1048-1056.

- Carpenter, S. R.; Kitchell, J. F.; Hodgson, J.R. 1985. Cascading Trophic Interactions and Lake Productivity. *BioScience*, Vol. 35, No. 10. p. 634-639.
- Carpenter, S. R.; Cole, J. J.; Hodgson, J. R.; Kitchell, J. F.; Pace, M. L.; Bade, D.; Cottingham, K. L.; Essington, T. E.; Houser, J. N. & Schindler, D. E. 2001. Trophic cascades, nutrients, and lake productivity: whole-lake experiments. *Ecological Monographs* 71(2):163-186.
- Cowan, J.H., Rose, K.A. e Houde, E.D. 1997. Size-based foraging success and vulnerability to predation: selection of survivors in individual-based models of larval fish populations. *In*: Chambers, C.; Trippel, E.A. (Ed.). Early life history and recruitment in fish populations. London: *Chapman & Hall*, p. 357-389.
- Esteves, F. de A. 1988. Fundamentos de Limnologia. Rio de Janeiro: Interciência – FINEP, p.575.
- Hutchinson, G.E., 1969, Eutrophication, past and present, *in* Eutrophication—Causes, consequences, correctives: Washington, D.C., National Academy of Sciences, p. 17-25.
- in* Litke D. W. 1999. Review of Phosphorus Control Measures in the United States and Their Effects on Water Quality . Denver, Colorado. p 38.
- IDEMA - Instituto de Desenvolvimento Econômico e Meio Ambiente. Av. Nascimento de Castro, 2127 - Lagoa Nova - CEP: 59056-450 Fone: (84) 232-2110 | (84) 232-2111.
- Jeppesen, E.; Jensen, J.; Sondergaard, M.; Lauridsen, T.; Junge Pedersen, L. and Jensen, L. 1996. Top-down control in freshwater lakes: the role of fish, submerged macrophytes and water depth. *Hydrobiologia* 342/343: 151-164.
- Jeppesen, E.; Jensen, J.P.; Søndergaard, M., Lauridsen, T.L. & Landkildehus, F. 2000. Trophic structure, species richness and biodiversity in Danish lakes: changes along a phosphorus gradient. *Freshwater Biology*. 45, 201–13.
- Lazzaro, X., Bouvy, M., Filho, R. A. R., Oliveira, V. S., Sales, L.T., Vascelos, A. R. M. Mata, M. R. 2003. Do fish regulate phytoplankton in shallow eutrophic Northeast Brazilian reservoirs? *Freshwater Biology*. V. 48, p. 649-668.
- Litke D. W. 1999. Review of Phosphorus Control Measures in the United States and Their Effects on Water Quality . Denver, Colorado. p 38.
- Lorenzen, C. F. 1967. Determinação of chlorophyll in pheopigments: spectrophometric equations. *Limnol. Oceanogr.*, 16: 990-992.
- Nilsson, P. A., and Brönmark, C. 2000, Prey vulnerability to a gape-size limited predator: behavioural and morphological impacts on northern pike piscivory. *Oikos* 88: 539–546. Copenhagen.
- Nush, E. A. 1980. Comparison of Different Methods for Chlorophyll and Phaeopigment Determination. *Arch. Hydrobiol. Boih. Erfenb. Limnol.*, Stuttgart, n.14, p.37-45.

Partridge, B. 1982 The structure and function of fish schools. *Scientific American*, 286(6): 90-99.

Pereira, R., Guimarães JR, J.A & Silva JR, G.C. 2003. Estado da Arte da Bacia Hidrogeológica do Sistema Lacustre Bonfim-RN, Nordeste do Brasil. Ver. *Águas Subterrâneas*, nº17.

Persson, L. ; Diehl, S.; Johansson, L.; Andersson, G. and Hamrin, S.F. 1992. Trophic interactions in temperate lake ecosystems: a test of food chain theory. *American Naturalist* 140 (1): 59-84

Persson, L., Andersson, J., Wahlström, E. and Ekloöv, P. 1996. Size-specific interactions in lake systems: predator gape limitation and prey growth rate and mortality. – *Ecology* 77: 900–911.

Power, M. E., W. J. Mathews, and A. J. Stewart. 1985. Grazing minnows, piscivorous bass, and stream algae: dynamics of a strong interaction. *Ecology* 66:1448–1456.

Rebouças A. C. 1997. Água na região Nordeste: desperdício e escassez. *Estudos Avançados* 11 (29): 127-154. In: Rebouças, A. C.; Braga, B.; Tundisi, J. G. (Orgs). *Águas doces do Brasil: capital ecológico, uso e conservação*. 2.ed. São Paulo: Escrituras. p.507-530.

Santana, J.A.S. ; Souto, J. S. 2006. Diversidade e estrutura fitossociológica da Caatinga na Estação Ecológica do Seridó-RN. *Revista de Biologia e Ciências da Terra*, v. 6, p. 232-242.

Scheffer, M.; De Redelijkheid, M.R. & Noppert, F. 1992. Distribution and dynamics of submerged in a chain of shallow eutrophic lakes. *Aquatic Botany*. 42, 199-216.

Scheffer, M., S. H. Hosper, M.-L. Meijer, B. Moss, and E. Jeppesen. 1993. Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends in Ecology and Evolution* 8:275–279.

Scheffer, M. 1998. *Ecology of shallow lakes*. Chapman and Hall, London.

Smith, V. H.; Tilman, G. D.; Nekola, J. C. 1999. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environ. Poll.*, v. 100, p. 176-196.

Thornton, K.W., Kimmel, B.L., and Payne, F.E., 1990, Reservoir limnology—Ecological perspectives: New York, Wiley-Interscience, 246 p. in: Lee R. W. and Rast, W. 1997. Light Attenuation in a Shallow, Turbid Reservoir, Lake Houston, Texas. p. 33.

Thornton, J.A., and Rast, Walter, 1993, A test of hypotheses relating to the comparative limnology and assessment of eutrophication in semi-arid man-made lakes, in Straskraba, M., Tundisi, J.G., and Duncan, A., Comparative reservoir limnology and water quality management, developments in *hydrobiology* 77: Dordrecht, The Netherlands, Kluwer Academic Publishers, p. 1–24.

Tucci, C. E. M., 1993. Hidrologia: Ciência e aplicação. Porto Alegre: Editora da Universidade; UFRGS; Edups; ABRH. p.943.

Vadeboncoeur, Y.; McCann, K.S.; VanderZanden, M.J. & Rasmussen, J.B. 2005. Effects of multi-chain omnivory on the strength of trophic control in lakes. *Ecosystems*, 8 (6), 682-693.

Vieira, V.P.P.B. 2002. Água doce no semi-árido. In: Rebouças, A. C.; Braga, B.; Tundisi, J. G. (Orgs). Águas doces do Brasil: capital ecológico, uso e conservação. 2.ed. São Paulo: Escrituras. p.507-530.

Vollenweider, R.A., 1975, Input-out models with special reference to the phosphorus loading concept in limnology: *Swiss Journal of Hydrology*, v. 37, no. 1, p. 53-84. *in* Litke D. W. 1999. Review of Phosphorus Control Measures in the United States and Their Effects on Water Quality . Denver, Colorado. p 38.

Wootton, R. J. 1999. Ecology of teleost fish. The Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 386 p.