

CAPÍTULO 4

HISTÓRICO DE ESTUDOS SOBRE A COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA DO RESERVATÓRIO RIO GRANDE AO LONGO DO TEMPO E SUA HETEROGENEIDADE ESPACIAL

Patrícia do Amaral Meirinho & Marcelo Pompêo

Departamento de Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil.
E-mail: patymeiri@ib.usp.br

RESUMO

O zooplâncton do braço Rio Grande foi alvo de diversos estudos no período em que este foi isolado da represa Billings para manter a qualidade de sua água que serve até hoje ao abastecimento público. Estes estudos mostraram mudanças na comunidade zooplânctônica considerando o período anterior e após o isolamento, sendo que o zooplâncton foi um bom bioindicador, indicando melhora na qualidade da água após o isolamento. Porém, estudos realizados após muitos anos do isolamento e mais recentemente mostraram uma piora, atribuída ao contínuo recebimento de cargas poluidoras à montante. A fauna é composta principalmente por Rotifera e Cyclopoida. Calanoides apenas foram observados quando houve melhora da qualidade da água após isolamento e os cladóceros sempre estiveram em menor proporção, porém atualmente estão ainda mais raros, mostrando ser outro grupo que não se adaptou ao reservatório onde as mudanças são constantes. Além disso, no reservatório Rio Grande ocorre marcada heterogeneidade espacial e o zooplâncton responde a esta, modificando sua estrutura ao longo do gradiente de condições ambientais que ocorrem ao longo de seu eixo central, sendo novamente considerado um bom bioindicador. O que se observou mais recentemente é que a abundância de organismos no geral diminuiu em direção à barragem, sendo a maioria destes, rotíferos. Entre os Cyclopoida, ocorre principalmente a espécie *Thermocyclops decipiens*, que possui maior abundância nas porções mais próximas da barragem ou central, contrariando o padrão apresentado pelos rotíferos. Os rotíferos em geral indicaram maior índice de eutrofização que *T. decipiens*, que também preferiu ambiente eutrofizado, porém até certo limite.

1 INTRODUÇÃO

O reservatório Rio Grande é um importante braço da represa Billings que em 1982 foi isolado do restante da represa. Esse isolamento teve como objetivo principal preservar a qualidade de suas águas, não a comprometendo junto ao restante da represa, na intenção de garantir água de melhor qualidade para o abastecimento público, até o presente captado no local. As pesquisas limnológicas neste reservatório se dão a partir do final da década de 1970, por pesquisadores do Instituto de Pesca. Porém, apesar desse esforço inicial, por um bom período de tempo foi pouco estudado. No caso da comunidade zooplanctônica, objeto de estudo deste manuscrito, podem ser citados a dissertação de mestrado de Sendacz (1978), com seu respectivo artigo Sendacz (1984) e Sendacz et al. (1985), realizados antes do isolamento do braço; Sendacz et al. (1984), realizado no período de isolamento; Kubo (1989), realizado logo após o isolamento; Cetesb (1996), realizado 11 anos após o isolamento e Meirinho (2010), realizado 26 anos após o isolamento. Há também o trabalho de Sendacz; Kubo (1999), que traz importante resumo de seus estudos, compreendendo os períodos de antes e depois do isolamento do braço Rio Grande.

Este capítulo tem como objetivo a descrição do estado de conhecimento atual da comunidade zooplanctônica no reservatório Rio Grande, assim como apresentar breve histórico comparando as pesquisas resumidas em Sendacz e Kubo (1999), com a mais atual (MEIRINHO, 2010).

2 O RESERVATÓRIO RIO GRANDE E O COMPLEXO BILLINGS

A Bacia Hidrográfica da Billings possui 582,8 km², se localiza na porção sudeste da Região Metropolitana de São Paulo e faz limite com a Bacia Hidrográfica da Guarapiranga a oeste e com a Serra do Mar ao sul (CAPOBIANCO, 2002). A Represa Billings é o maior reservatório de água da Região Metropolitana de São Paulo, com 120 km² e volume máximo de 1,2 bilhões de metros cúbicos (CETESB, 2003). Devido ao relevo da região fortemente acidentado, a represa apresenta formato dendrítico, e por isso está subdividida em oito unidades ou braços (CAPOBIANCO, 2002). Segundo Cetesb (1996), o clima predominante na região é o tropical úmido, as temperaturas médias mais altas ocorrem de dezembro a março (média de 21° a 22° C), e diminuem a partir de abril, sendo menores entre junho e julho (média de 14° a 15° C). Apresenta grande queda pluviométrica, sendo janeiro o mês mais chuvoso e julho o mês mais seco, havendo assim duas estações: uma chuvosa (de outubro a março) e outra de estiagem (de abril a setembro).

A Represa Billings foi construída a partir de 1927 com finalidade energética e em 1982, o braço Rio Grande, que já estava sendo utilizado para abastecimento público da região do ABC, teve de ser interceptado totalmente com a construção da Barragem Anchieta. Desta forma, a água eutrofizada do corpo central passou a não mais ter contato com a água do braço Rio Grande, mantendo sua qualidade (CAPOBIANCO, 2002; CETESB, 2003). O braço passou a funcionar como um reservatório independente, recebendo somente influência dos lançamentos domésticos e industriais das cidades de Rio Grande da Serra, Ribeirão Pires e São Bernardo do Campo (CETESB, 2003).

Abrangendo os municípios de São Bernardo do Campo, Santo André, Ribeirão Pires e Rio Grande da Serra (SEMA, 1999), este braço possui aproximadamente 15 km² e 155 milhões de metros cúbicos de água. Entretanto, já em 1979 essa água se apresentava com altos índices de poluição, ou seja, antes de seu isolamento (Cetesb, 1996). A qualidade da água melhorou após seu isolamento (KUBO, 1989), apesar de ainda receber, cargas poluidoras de Rio Grande da Serra e Ribeirão Pires. Isso gerou problemas na qualidade da água, sendo o aumento da urbanização (inclusive irregular), e falta de saneamento básico as causas do problema (SEMA, 1999).

3 AMOSTRAGENS DOS ESTUDOS DA COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA REALIZADOS AO LONGO DO TEMPO

Relativo aos estudos da comunidade zooplanctônica, a mesma metodologia de coleta foi empregada em todos os trabalhos consultados, ou seja, arrastos verticais na coluna d'água desde 0,5

m próximo ao sedimento até a superfície. Para a análise quantitativa foi utilizada rede de 68 µm de abertura de malha e estimado o volume filtrado a partir da profundidade do arraste e da área da boca da rede. O que difere entre os trabalhos é a frequência e número de pontos amostrados, como pode ser observado na Tabela 1.

Tabela 1: Estudos da comunidade zooplanctônica realizados no braço Rio Grande (Complexo Billings, SP)

Autor	Data coletas	Frequencia coletas	nº pontos	Localidade
Sendacz (1978)	09/1977 a 08/1978	quinzenais	1	próximo à barragem *
Sendacz et al. (1985)	1979	trimestrais	1	próximo à barragem *
Sendacz et al. (1984)	1981/1982	mensais	1	próximo à barragem *
Kubo (1989)	07/1982 a 06/1984	mensais	3	1 km, 8 km e 10 km da barragem
Cetesb (1996)	1992/1993	mensais	1	próximo à barragem *
Meirinho (2010)	09/2008 e 03/2009	período seco e chuvoso	12	ao longo do reservatório

* próximo ao ponto de captação da Sabesp.

Assim, o ponto localizado próximo à barragem, onde a SABESP faz a captação da água bruta empregada no abastecimento público, foi mais amostrado, permitindo comparações ao longo do tempo. Este ponto está representado em Kubo (1989) pelo ponto a 1 km da barragem e em Meirinho (2010), pelo ponto equivalente, que chega mais próximo da barragem (ponto 12, Figura 1). Outros locais no reservatório foram estudados unicamente por Kubo (1989) e Meirinho (2010).

4 HISTÓRICO DE ESTUDOS DA COMUNIDADE ZOOPLANCTÔNICA

Os anos compreendidos entre 1977 e 1984 foram os mais pesquisados e compreendem os períodos anterior, durante e posterior ao isolamento do braço Rio Grande do restante da Billings. Através destes dados levantados é possível perceber as mudanças ocorridas próximo à barragem Anchieta, com evidências de melhorias na qualidade da água após o isolamento, como observado em Kubo (1989). Porém em Cetesb (1996) e Meirinho (2010), observa-se que o braço volta a se deteriorar, o que é atribuído às cargas poluidoras que chegam através de sua bacia de drenagem, principalmente de Rio Grande e Ribeirão Pires. Beyruth; Pereira (2002) discutem que o isolamento trouxe melhora na qualidade da água, porém o local ainda exibia eutrofização suficiente para sustentar florações que interferiam com o tratamento da água empregada no abastecimento público.

Antes do isolamento, o ponto hoje próximo da barragem, tinha em média 6 m de profundidade e continha na maior parte do ano florações de cianobactérias (SENDACZ, 1978). Após o isolamento, a profundidade do local aumentou para 10 a 12 m (KUBO, 1989; CETESB, 1996; MEIRINHO, 2010) e as florações foram controladas principalmente devido à intensificação das aplicações de sulfato de cobre a partir de 1982, o que aumentou a concentração de cobre na coluna d'água (SENDACZ; KUBO, 1999) e no sedimento (MARIANI; POMPÊO, 2008).

A densidade numérica da comunidade zooplanctônica no ponto próximo à barragem, como se pode observar na Tabela 2, era maior antes e durante o isolamento do braço Rio Grande, chegando a uma média de quase 694 mil ind/m³ em 1979 devido a uma grande dominância de rotíferos. Após o isolamento, ora Rotifera, ora Cyclopoida continuavam em maior abundância relativa, mas com menores densidades numéricas em relação aos períodos anteriores.

As baixas densidades zooplanctônicas encontradas devem estar relacionadas a alteração do fitoplâncton tanto pelas baixas concentrações de nutrientes como pelo tratamento com sulfato de cobre (CETESB, 1996). Além disso, a presença e dominância de Cyclopoida no local, assim como a presença de *Bosmina* e *Brachionus*, que são considerados organismos mais resistentes, também sugeriram a ocorrência de efeitos tóxicos do cobre sobre o zooplâncton, o que também pode ser indicado pelos testes de toxicidade com *Ceriodaphnia dubia*, realizados com a água da superfície do local, com toxicidade aguda nos meses avaliados (CETESB, 1996).

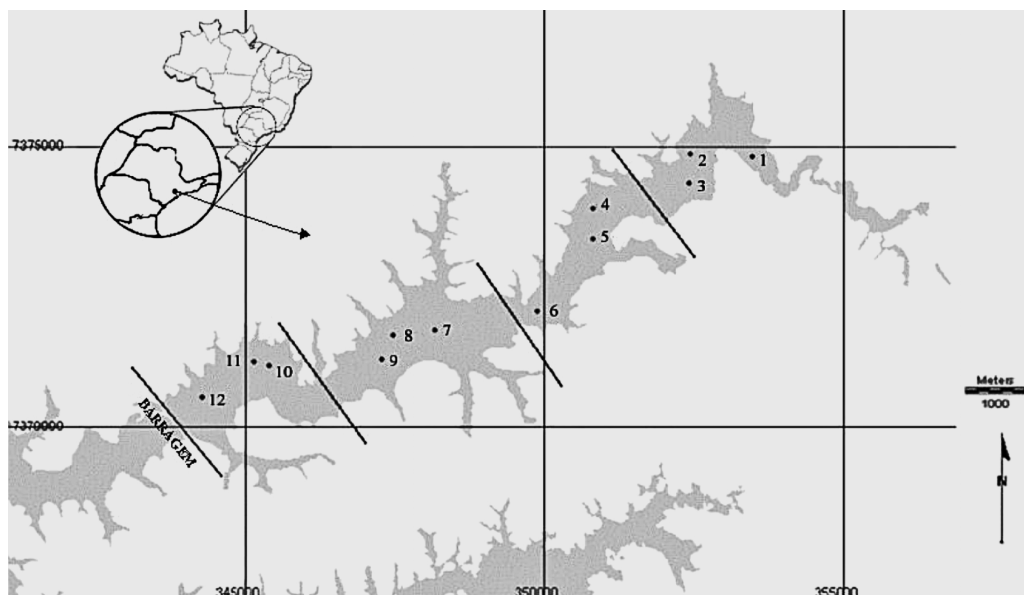


Figura 1: Pontos de coleta entre 2008 e 2009 (dados de Meirinho, 2010).

Tabela 2: Zooplâncton ao longo do tempo no ponto próximo à barragem do reservatório Rio Grande

ano	Antes do isolamento		Durante	Após o isolamento			Meirinho (2010)
	Sendacz (1978)	Sendacz et al. (1985)	Sendacz et al. (1984)	Kubo (1989)		Cetesb (1996)	
	1977/1978	1979	1981/1982	1982/1983	1983/1984	1992/1993	2008/2009
Zooplâncton total (ind/m ³)	77172	693974	68626	68609	33133	8257	16474
% grupos	-	-	-	-	-	-	-
Rotifera	35,50%	80,70%	36,40%	39,40%	51,20%	4,60%	66%
Cyclopoida	38,50%	16,50%	36,20%	48,30%	36,40%	89,60%	34%
Calanoida	-	-	0,05%	0,10%	1,80%	-	-
Cladocera	23%	3,20%	27,20%	11,30%	10,60%	5,80%	-

Não foi constatada a presença de Calanoida antes do isolamento, estando presentes somente entre 1981 e 1984 e em baixa proporção (SENDACZ et al. 1984; KUBO, 1989). Este grupo de organismos é geralmente associado a ambientes oligotróficos/mesotróficos, sendo a proporção Calanoida/Cyclopoida útil como indicador de trofia (MATSUMURA-TUNDISI; SILVA, 1999). Assim, sua presença após o isolamento sugere melhoria da qualidade da água após a construção da barragem, como já havia sido observado por Kubo (1989). Porém, a ausência destes organismos mais recentemente indica uma piora com o decorrer dos anos devido às cargas poluentes recebidas em sua bacia de drenagem, como pode ser observado nos trabalhos de Cetesb (1996) e Meirinho (2010), onde esse grupo volta a desaparecer.

A dominância de Cyclopoida em relação aos Calanoida é relacionada principalmente com seus hábitos alimentares (PERBICHE-NEVES et al., 2007). Sendo os Cyclopoida onívoros raptorais, eles capturam partículas de alimento, podendo ingerir porções de algas filamentosas e coloniais que devem ser um alimento inadequado para os Calanoida (PANARELLI et al., 2001).

No caso do reservatório Rio Grande, a espécie dominante entre os Cyclopoida foi sempre a *Thermocyclops decipiens*, embora antes do isolamento esta dividisse a dominância com *Metacyclops mendocinus* e depois com *Tropocyclops prasinus*. Já após o isolamento, *M. mendocinus* quase desapareceu ficando apenas associada ao *T. prasinus*. Com o passar do tempo, Cetesb (1996), cita os Cyclopoida com dominância de 89,6%, sem entretanto informar de quais espécies. Já em Meirinho (2010) é mostrado que os Cyclopoida continuam a ter grande importância ao lado dos Rotifera, mas esta importância se deve apenas a *T. decipiens*, já que as outras espécies citadas parecem ter sido substituídas ao longo do tempo por espécies como *Acanthocyclops*

robustus e *Thermocyclops inversus* que existem apenas em pequena quantidade. Na tabela 3 pode ser observada uma lista das espécies que já ocorreram ao longo do tempo no ponto próximo à barragem do reservatório.

A espécie *T. decipiens* é frequentemente numerosa ou dominante em ambiente eutrófico, podendo servir como bioindicador (REID, 1988). Segundo Landa et al. (2007), é um organismo que, assim como outras espécies pequenas do zooplâncton, é favorecido pela maior quantidade de detritos orgânicos e bactérias existentes em um ambiente eutrofizado. Esta espécie possui grande dispersão, sendo extremamente adaptável a ambientes novos independentemente do grau trófico, embora tenha preferência por ambientes meso-eutróficos (LANDA et al., 2007). Desta forma, ela mostra ser uma espécie que se adapta a diferentes ambientes e que em um ambiente como o de reservatório, bastante dinâmico, poderia se adaptar mais facilmente a mudanças deste e se tornar dominante, como observado no reservatório Rio Grande (MEIRINHO, 2010).

Os rotíferos, com exceção de Cetesb (1996), sempre estiveram em elevada densidade, o que é comum em região tropical e subtropical, mas também podem ser associados ao grau de trofia do ambiente, sendo dominantes em locais mais eutrofizados (COELHO-BOTELHO, 2003).

Os gêneros *Keratella*, *Brachionus*, *Polyarthra* e *Trichocerca* eram os mais abundantes antes do isolamento do reservatório, porém segundo Kubo (1989), apenas *Keratella* e *Polyarthra* mantiveram abundâncias significativas, enquanto os outros foram praticamente substituídos por *Collotheca*, *Conochilus* e *Pompholix*. Em Meirinho (2010), pode-se notar que os gêneros mais abundantes foram *Polyarthra*, *Keratella*, *Proales* e *Collotheca*, mostrando assim que há alguns gêneros com maior importância numérica no reservatório, alguns desde antes do isolamento, outros mais recentes. Porém, estes se alternam no tempo com uns sendo mais abundantes em um momento e outros em outro momento. A Tabela 3 traz uma lista dos gêneros de rotíferos que ocorreram ao longo do tempo, observando-se que, como a maioria dos trabalhos não continha rotíferos no nível de espécie, foi mantido o nível de gênero em todos os estudos para facilitar a comparação.

Entre os cladóceros, antes e durante o isolamento ocorria domínio do gênero *Bosmina*, com médias anuais variando de 53 a 74% dos cladóceros, sendo também importantes os gêneros *Diaphanosoma* (SENDACZ, 1978; SENDACZ et al., 1984) e *Ceriodaphnia* (SENDACZ et al., 1985), o que indica ambiente eutrofizado. Após o isolamento, a situação mudou, com maior equilíbrio entre os gêneros, havendo apenas leve predomínio de *Bosmina* ou *Diaphanosoma*, o que indica melhoria na qualidade da água. Porém Cetesb (1996) já indica novamente dominância de *Bosmina*, voltando ao padrão anterior à construção da barragem e, portanto, indicando uma provável piora na qualidade da água. Meirinho (2010) corrobora piora, com a ausência de cladóceros na região próxima à barragem, havendo apenas cladóceros em outros pontos a montante.

Assim como ocorre com os cladóceros, outras espécies também não ocorrem no ponto mais próximo à barragem em Meirinho (2010), sendo que de 45 espécies, apenas 23 ocorreram neste ponto e, mais especificamente, de cinco Cyclopoida, sete Cladocera e 33 Rotifera, ocorreram três Cyclopoida e 20 Rotifera, o que mostra a importância de se coletar em maior número de pontos quando se pretende considerar o ambiente todo. Kubo (1989), embora em menor proporção, também encontrou mais espécies quando considerou outros pontos de amostragem, sendo que de 49 espécies, o autor encontrou 43 próximas da barragem.

Assim, da mesma forma que a composição de espécies muda ao longo do reservatório, as abundâncias destas também, sendo que espécies podem ser mais abundantes ou menos abundantes conforme o local do reservatório, como é possível observar na Tabela 4 (MEIRINHO, 2010).

5 HETEROGENEIDADE NA DISTRIBUIÇÃO DO ZOOPLÂNCTON

O zooplâncton no braço Rio Grande, como já dito, varia espacialmente em sua composição de espécies e abundâncias no reservatório. Assim, Kubo (1989) amostrou em mais dois pontos além do ponto próximo à barragem, com isso, observou que a densidade numérica total e também as densidades da maioria dos grupos e espécies aumentavam conforme se distanciava da barragem. Exceção feita aos Calanoida, aumentando sua abundância próxima à barragem (Tabela 5).

Tabela 3: Composição de espécies ao longo do tempo no ponto próximo à barragem do reservatório Rio Grande

Período de coletas em relação ao isolamento do braço	Sendacz (1978)/Sendacz et al. (1985)	Kubo (1989)	Meirinho (2010)
	1977/1979 antes	1982/1984 após	2008/2009 26 anos após
Copepoda			
<i>Acanthocyclops robustus</i>			X
<i>Eucyclops</i> sp.	X	X	
<i>Mesocyclops longisetus</i>	X	X	
<i>Metacyclops mendocinus</i>	X	X	
<i>Thermocyclops decipiens</i>	X	X	X
<i>Thermocyclops inversus</i>			X
<i>Tropocyclops prasinus</i>	X	X	
<i>Argyrodiaptomus furcatus</i>		X	
<i>Diaptomus corderoi</i>		X	
Cladocera			
<i>Bosmina</i> sp.	X		
<i>Bosmina longirostris</i>		X	
<i>Bosmina tubicen</i>		X	
<i>Bosminopsis deitersi</i>		X	
<i>Ceriodaphnia cornuta</i>	X	X	
<i>Ceriodaphnia reticulata</i>		X	
<i>Chydoridae</i>	X		
<i>Daphnia</i> sp.		X	
<i>Daphnia ambigua</i>		X	
<i>Daphnia gessneri</i>	X	X	
<i>Diaphanosoma</i> sp.	X		
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>		X	
<i>Diaphanosoma neotropicum</i>		X	
<i>Eubosmina cf hagmanni</i>		X	
<i>Moina minuta</i>	X		
<i>Moina</i> sp.		X	
Rotifera			
<i>Anuraeopsis</i>	X	X	X
<i>Ascomorpha</i>		X	
<i>Asplanchna</i>	X	X	
<i>Brachionus</i>	X	X	X
<i>Collotheca</i>	X	X	X
<i>Conochilus</i>	X	X	X
<i>Euchlanis</i>			X
<i>Filinia</i>	X	X	X
<i>Hexarthra</i>	X	X	X
<i>Kellicottia</i>			X
<i>Keratella</i>	X	X	X
<i>Ploesoma</i>		X	X
<i>Polyarthra</i>	X	X	X
<i>Pompholix</i>	X	X	
<i>Proales</i>			X
<i>Ptygura</i>		X	
<i>Rotaria</i>	X		
<i>Synchaeta</i>		X	
<i>Testudinella</i>		X	
<i>Trichocerca</i>	X	X	X

Em Meirinho (2010) foram realizadas apenas duas coletas em um número bem maior de pontos ao longo do reservatório, mas que permitiu observar mudança na composição da comunidade zooplanctônica e, desta forma, sugerir heterogeneidade espacial ao longo do gradiente montante/jusante. Quanto à densidade numérica total do zooplâncton, a mesma tendência de diminuição em direção à barragem apresentada por Kubo (1989) foi observada. Assim, a densidade numérica total dos organismos diminuiu grandemente ao longo do reservatório como, por exemplo, no período seco, passando de 370.406 ind/m³, próximo aos afluentes, para 21.133 ind/m³, perto da

barragem. Porém esta diminuição da densidade numérica em direção a barragem não foi observada para todos os grupos ou espécies, como por exemplo, os Cyclopoida (Figura 2, Tabela 4).

Tabela 4: Densidade numérica das espécies ao longo do reservatório Rio Grande no período seco (2008) e chuvoso (2009), segundo Meirinho (2010)

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Estação seca (set/2008)												
	afluentes <-----> barragem											
Copepoda												
nauplio	4437	4323	10327	2870	4106	4998	9697	8847	7477	8437	10748	5540
copepodito	812	752	971	8200	3764	11846	2953	2392	7921	7918	8100	3233
<i>Acanthocyclops robustus</i>				16	100	5	20	15	77	63	149	44
<i>Mesocyclops meridianus</i>					56		2		4			
<i>Mycrocyclops anceps</i>					16							
<i>Thermocyclops decipiens</i>				437	94	3228	1024	397	2561	2234	2898	436
<i>Thermocyclops inversus</i>					6	5	9	21	24	49	39	25
Cladocera												
<i>Alona glabra</i>		*			47							
<i>Bosminopsis deitersi</i>	56	6	56	9	6		4					
<i>Chydorus pubescens</i>	14	11			3							
<i>Diaphanosoma birgei</i>	7	6	51	3	13	3	7	4				
<i>Leydigia striata</i>					3							
<i>Macrothrix flabelligera</i>					47			2				
<i>Simocephalus serrulatus</i>					9							
Rotifera												
<i>Anuraeopsis navicula</i>	1268	1729	794	820	513	1000	846	349	234	166	121	232
<i>Asplanchna intermedia</i>	16479	8645	19859	820	4620	1333	846	116	117			
<i>Brachionus angularis</i>	6972	11239	10327	410	4106	1000	564	349	117	208	60	39
<i>Brachionus calyciflorus</i>	3803	4323	6355	2050	513	333	282					
<i>Brachionus caudatus</i>	*	3458	3177	820	513	333	282	233	234	125	*	*
<i>Cephalodella</i> sp.	2535	5187	2383	1230	2567							
<i>Collotheca</i> sp1.	*	*	794	820	513	1000	3103	1164	1285	291	845	310
<i>Collotheca</i> sp2.					513	333	1128	815	467	125	121	77
<i>Conochilus coenobasis</i>	1901	2594	794	820		1666	282	116	234			
<i>Euchlanis</i> sp.					*							
<i>Filinia opoliensis</i>	3803	8645	7944	1230	1027	666	282	116	x	x	60	39
<i>Gastropus hyptopus</i>	0	11239	4766	820					117			
<i>Hexarthra intermedia</i>	15845	30259	33364	6150	9753	10328	5641	931	818	125	483	
<i>Kellicottia bostoniensis</i>	1268		3177	19681	21559	1999	5641	1513	5958	1579	3382	155
<i>Keratella americana</i>	8873	8645	10327	820	2567	4998	564	698	350	166	121	77
<i>Keratella cochlearis</i>	59579	105475	96913	16811	22585	20324	16642	9661	9463	3450	4227	3177
<i>Keratella lensi</i>	19648	26801	22242	2460	7700	5997	8462	5355	5140	956	1268	814
<i>Keratella tropica</i>	45635	124495	82615	28291	45171	25321	9873	9196	4089	1455	2898	1046
<i>Lecane bulla</i>		*	*		*							
<i>Lecane cornuta</i>					*							
<i>Lecane curvicornis</i>	*	*										
<i>Lecane</i> sp.					513							
<i>Phompholyx complanata</i>		865					*					
<i>Platyias quadricornis</i>									*			
<i>Ploesoma truncatum</i>				*			*	*	*	*	60	
<i>Polyarthra aff. vulgaris</i>	139440	209220	201770	59042	79562	94622	51902	27355	16823	4239	6280	4106
<i>Proales</i> sp.	29156	39769	29392	7790	15912	10995	1692	582	818	42	362	*
<i>Sinantherina</i> sp.	1901	3458	2383	410	513	666	564		*			
<i>Synchaeta jollyi</i>	*	8645		820	2567	1000	564	349	234	*	60	
<i>Trichocerca dixon-nuttalli</i>	3803	3458	*	*	1540	1666	1692	582	1519	499	906	1472
<i>Trichocerca similis</i>	3169	10375	9532	6970	4106	1999	1128	582	350	166	60	232
<i>Trichocerca</i> sp.			794	410		1333		116	234		302	77
Estação chuvosa (mar/2009)												
Copepoda												
nauplio	5172	13245	17445	2863	7284	3653	3272	1719	2660	598	203	361
copepodito	618	6566	35012	6095	2592	3170	2704	3560	2381	1865	1045	1670

(continua)

(continuação)

<i>Acanthocyclops robustus</i>		4										
<i>Mesocyclops meridianus</i>		20	8	10	5							
<i>Thermocyclops decipiens</i>	6	1166	123	4203	1085	1415	65	614	57	29	14	26
<i>Thermocyclops inversus</i>			8									
Cladocera												
<i>Chydorus pubescens</i>									*			
<i>Macrothrix flabelligera</i>											3	
Rotifera												
<i>Anuraeopsis navicula</i>	2821	2717	1720	420	440	263	230	164	655	222	68	225
<i>Brachionus angularis</i>				*	31	66	*	*	41	34	51	45
<i>Brachionus calyciflorus</i>	*	85										
<i>Brachionus caudatus</i>		*										
<i>Brachionus falcatus</i>	470	170					46					
<i>Collotheca</i> sp1.					31	33	92	123	205	120	101	113
<i>Collotheca</i> sp2.	940	1104	1966	1708	3171	3587	9264	5237	5647	1726	1521	811
<i>Conochilus coenobasis</i>		425						1023	*	120	17	23
<i>Euchlanis</i> sp.				*	31							23
<i>Filinia opoliensis</i>	1411	340	123									
<i>Gastropus hyptopus</i>								41	82			
<i>Hexarthra intermedia</i>				26			*	*		34	34	90
<i>Kellicottia bostoniensis</i>		2972	860	420	691	329	46	327	41	103	169	45
<i>Keratella americana</i>	1411	170	491	26	31	33	92	*	82	*	*	23
<i>Keratella cochlearis</i>	*	85	123	79	63	33	46	*	41	68	51	23
<i>Keratella lensi</i>							*		82	x		
<i>Keratella tropica</i>	470	509	369		63	33	415	655	737	564	676	1127
<i>Lecane cornuta</i>	*											
<i>Lecane curvicornis</i>		85		*								
<i>Ploesoma truncatum</i>							92	82	41	17	34	23
<i>Polyarthra aff. vulgaris</i>	7993	1528	1966	1865	1978	2172	7375	3478	3683	1282	1555	2096
<i>Proales</i> sp.	51248	9339	14251	2758	2417	559	2397	3151	4092	1128	2333	3020
<i>Sinantherina</i> sp.					31							
<i>Synchaeta jollyi</i>							46					
<i>Trichocerca dixon-muttali</i>	1881	5094	2948	131	628	230	461	450	82	154	118	135
<i>Trichocerca similis</i>				*	31	66	46	164	246	222	203	225
<i>Trichocerca</i> sp.		85		26						120	203	113

Tabela 5: Densidades numéricas: médias anuais de 1982/1983 e 1983/1984 (dados de KUBO, 1989)

	1982/1983			1983/1984		
	afluentes <-----> barragem			afluentes <-----> barragem		
	3	2	1	3	2	1
Cyclopoida	75321	49803	33121	54819	25971	12051
Calanoida	218	276	664	241	345	598
Cladocera	30238	15435	7777	27770	7810	3515
Rotifera	92097	54240	27047	96554	36030	16969
Total	197874	119754	68609	179384	70156	33133

Segundo Marzolf (1990), o padrão da abundância do zooplâncton em reservatórios é determinado por dois fatores: velocidade da correnteza (tempo de retenção da água) e exportação de material como nutrientes e matéria orgânica dissolvida vinda dos afluentes. Assim, com os dois processos atuando simultaneamente, a maior abundância deveria ocorrer na região de transição. Porém, se um ou outro fator é dominante, o padrão da abundância muda, sendo maior em direção à barragem ou à região de rio. No caso do braço Rio Grande, parece que os materiais vindos do rio, garantem um ambiente mais rico, com maior disponibilidade de alimento à montante, ou seja, próximo da entrada dos afluentes, fazendo com que a abundância do zooplâncton seja maior nesta região (MEIRINHO, 2010).

Além disso, a região próxima aos afluentes está mais propensa ao recebimento de poluentes, enquanto que a região da barragem possui mais influência do manejo, com aplicações de algicidas.

Isto torna mais intensificado o padrão colocado por Thornton (1990), onde nutrientes, materiais em suspensão entre outros fatores diminuem em direção à barragem e outros fatores como a profundidade e a transparência aumentam. Desta forma, há uma grande variação na disponibilidade de alimento para os organismos.

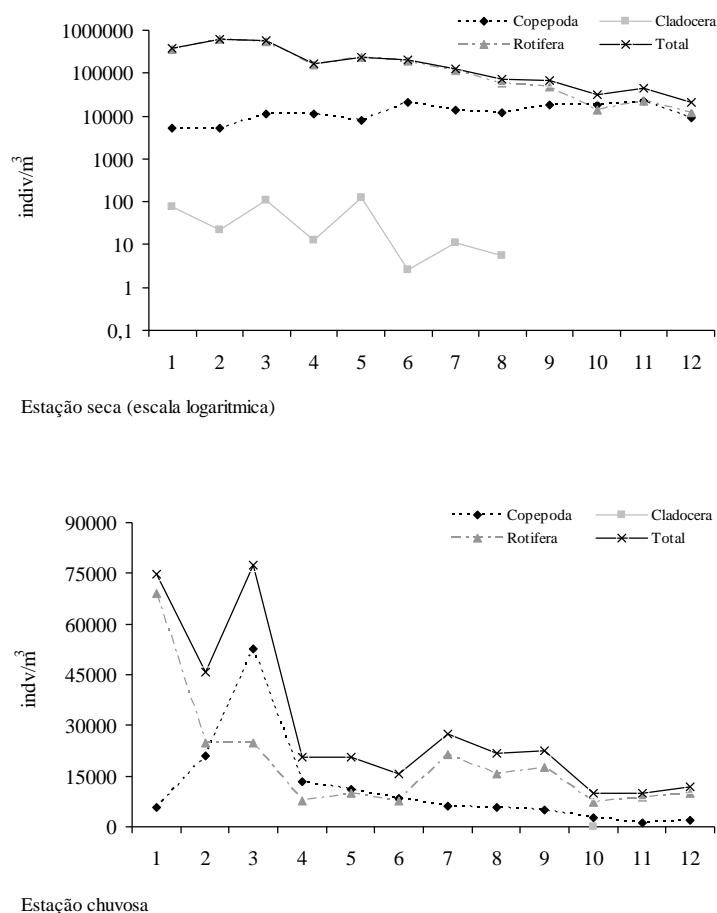


Figura 2: Abundância total e por grupos (Copepoda, Cladocera e Rotífera) ao longo do reservatório Rio Grande no período seco (2008) e chuvoso (2009). (dados de Meirinho, 2010).

Assim, em geral, em Meirinho (2010), Rotifera manteve o padrão de diminuição em direção à barragem e, como já apresentado, estes organismos são colocados como indicadores de eutrofização, aumentando suas densidades conforme a produtividade aumenta, o que deve ser devido à capacidade destes organismos se alimentarem de pequenas partículas como detritos orgânicos e bactérias (ESTEVES; SENDACZ, 2003). Isto é o que parece ocorrer no reservatório, visto que os rotíferos tendem a aumentar suas densidades no local onde há mais alimento, ou seja, onde há maior eutrofização. Este padrão tem uma variação na coleta da estação chuvosa, onde a abundância cai entre os pontos 4 e 6 e volta a aumentar no ponto 7. Tal fato pode ser devido a maior abundância de Cyclopoida no local, que podem ter servido como predadores.

Em setembro de 2008 (estação seca), a espécie mais abundante de Rotifera foi *Polyarthra aff. vulgaris*, sendo também importantes quantitativamente as espécies *Keratella tropica* e *K. cochlearis*. Já em 2009 (estação chuvosa), as espécies mais abundantes foram *Collotheca* sp2. e *Proales* sp., seguidos de *Polyarthra aff. vulgaris*. A espécie *Proales* sp. foi mais abundante nas extremidades do reservatório e *Collotheca* sp2. na região mais central (do ponto 3 ao 10). Isto retoma a idéia de que algumas espécies de rotíferos costumam ser mais abundantes no reservatório e revezam-se na dominância ao longo do tempo e, como pode se observar aqui, ao longo do espaço também.

Um fator que pode, em 2009, ter afetado a abundância de espécies e a distribuição dos rotíferos foi a presença de *Oplidium gregarium*, um fungo parasita de rotíferos. Este fungo afetou bastante algumas espécies como *Polyarthra* aff. *vulgaris* e *Proales* sp. e não afetou em nada outras como *Collotheca* sp2.. Além disso, mostrou uma tendência de aumento em sua densidade numérica em direção a barragem, ou seja, os rotíferos da região próxima à barragem, onde o ambiente é mais lacustre e menos eutrófico, foram mais afetados (MEIRINHO et al., 2013).

Os copépodos ciclopoídeos em Meirinho (2010) seguiram padrão diferente do encontrado por Kubo (1989), aumentando ao invés de diminuir em direção à barragem na coleta da estação seca. Este padrão já foi observado em outros reservatórios do estado de São Paulo, como nos estudos de Nogueira (2001), Zanata; Espindola (2002) e Sartori (2008). O padrão encontrado pode ter ocorrido devido ao maior tempo de residência da água na região próxima à barragem. Além disso, segundo Ceirans (2007), crustáceos, mesmo os que são indicadores de ambientes eutrofizados, devem ser afetados por florações de algas. Tal fato pode mostrar também que os Rotifera, por terem sido mais abundantes nos locais mais eutrofizados, são mais resistentes às condições eutróficas que os Cyclopoida, também frequentemente relacionados a este tipo de ambiente.

Já na coleta chuvosa, os copépodos aumentaram em número até o ponto 3 (onde houve um pico de densidade) e a partir do ponto 4 foram diminuindo. Segundo Meirinho (2010), isto pode ser devido ao ambiente, ainda que eutrófico, estar menos eutrofizado que no período seco. Assim, comparativamente, as condições tróficas são semelhantes nos locais onde os Cyclopoida foram mais abundantes em ambas as coletas, havendo uma preferência por ambientes eutróficos, mas até certo limite. Outro fator que pode ter influenciado na distribuição do grupo, é a concentração de oxigênio dissolvido que estava bastante baixa, sendo que, a partir do ponto 6, não passou de 4 mg/L em toda a coluna d'água.

Os cladóceros, que embora fossem quantitativamente menos significativos que rotíferos e ciclopoídeos, tinham uma clara tendência de diminuição em direção à barragem em Kubo (1989). Porém em Meirinho (2010), ou foram praticamente ausentes em todo o reservatório, ou estiveram em pequeníssimo número quando presentes na região mais próxima do ambiente de rio, onde uma maior quantidade de espécies não planctônicas foi observada. Por exemplo, no ponto 5 (estação seca) ocorreu maior número de espécies devido a um banco de macrófitas flutuantes no local. Fora isso, as espécies mais comuns foram *Bosminopsis deitersi* e *Diaphanosoma birgei*, mostrando que as famílias Bosminidae e Sididae ainda são as mais frequentes, porém em um número bastante reduzido tanto de espécies quanto de indivíduos.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A partir dos dados das pesquisas realizadas no reservatório Rio Grande ao longo do tempo é possível perceber que este respondeu a alterações no ambiente do braço com alterações na abundância e estrutura de suas populações, sendo um bom indicador das mudanças ambientais ocorridas, indicando, por exemplo, uma melhora da qualidade da água após o isolamento do braço e uma piora observada com o tempo devido ao lançamento de poluentes à montante. Também pode ser observada uma heterogeneidade espacial, onde o zooplâncton acompanhou o gradiente de mudanças nas condições do ambiente ocorridas ao longo do eixo central do reservatório, mostrando novamente ser um bom bioindicador.

Este gradiente de condições encontradas ao longo do eixo central de reservatórios ocorre naturalmente devido ao fato de um reservatório ser na verdade um rio onde seu curso foi interrompido pela construção de uma barragem e com isso se torna um ambiente semelhante a um lago, assim é um ambiente de transição onde se assemelha a um rio em sua montante e a um lago próximo da barragem (THORNTON, 1990). Porém, no caso do braço Rio Grande a sua parte à montante costuma receber muita carga poluente vindas das cidades vizinhas e na parte à jusante ocorre aplicações de algicidas para controle de algas tóxicas que ocorrem devido a eutrofização, o que é necessário devido a água ser utilizada no abastecimento público. Estes fatos acabam por acentuar ainda mais um gradiente de condições no reservatório.

Desta forma, o zooplâncton do reservatório Rio Grande mais atualmente (MEIRINHO 2010) é composto principalmente de Rotifera e Cyclopoida, que são organismos indicativos de ambiente bastante eutrofizado. No geral os rotíferos diminuem sua abundância em direção à barragem, enquanto os ciclopoídes preferem as regiões ou centrais ou mais próximas à barragem. Isto indica um gradiente de diminuição da eutrofização em direção à barragem, com os Rotifera sendo os organismos mais resistentes, seguido dos Cyclopoida.

Tais organismos não são apenas mais resistentes a locais eutrofizados que outros, mas também a ambientes instáveis que estão sempre sofrendo mudanças devido ao manejo realizado no reservatório. O grupo dos Cyclopoida, por exemplo, é dominado pela espécie *T. decipiens*, que sempre foi abundante no reservatório desde antes do isolamento do braço, mostrando ser uma espécie extremamente adaptável a novas condições.

Enquanto alguns organismos se adaptaram e tornaram-se predominantes, outros desapareceram ou se tornaram muito raros. Os Calanoida, por exemplo, são organismos mais sensíveis que necessitam de condições estáveis e menos tróficas, por isso apenas estiveram presentes após o isolamento do braço, quando as condições eram mais propícias. Os Cladocera também nunca foram muito abundantes no reservatório, porém como observado recentemente estão presentes em quantidades baixíssimas, quase desaparecendo, mostrando ser outro grupo que não se adaptou, provavelmente devido ao manejo com aplicações de algicidas que pode afetar tanto por empobrecer o fitoplâncton quanto pela própria toxicidade gerada ao meio.

Quanto aos Rotifera, estes sempre foram importantes numericamente e tendem a continuar assim ou aumentar ainda mais sua abundância, sendo os organismos mais abundantes do reservatório. Dentre os Rotifera, algumas espécies se destacam mais que outras e estas podem variar sua dominância com o tempo. Porém, o fato do grupo estar sendo parasitado pelo *Olpidium gregarium* pode trazer modificações na comunidade, fazendo com que algumas espécies possam ser mais favorecidas em detrimento de outras que estejam sendo mais afetadas pelo parasita. Apesar de que independentemente de quais espécies sejam mais abundantes dentro do grupo, os Rotifera provavelmente continuarão a dominar o reservatório.

Desta forma, futuramente, se nada mudar no reservatório relativo à chegada de poluentes, a Sabesp terá que continuar a se utilizar de algicidas para o controle das algas formadas pela eutrofização, o que continuará a afetar os seres vivos dentro do ecossistema. Com isso, a comunidade zooplânctônica continuará respondendo com uma dominância de Rotifera, um aumento da abundância de Cyclopoida onde houver menor eutrofização e, assim, cada vez mais espécies resistentes serão selecionadas, enquanto outras ficarão cada vez mais raras, continuando a indicar um ambiente instável e impactado. Sendo assim, apenas se for dada a devida importância para a entrada de poluentes no reservatório é que a qualidade da água poderá mudar, inclusive evitando os constantes tratamentos com algicidas que deveriam ser apenas paliativos e que, no caso, acabam por ajudar na deterioração do ecossistema.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos à FAPESP pelo financiamento (Processos nº 02/13376-4 e 2006/51705-0).

REFERÊNCIAS

BEYRUTH, Z.; PEREIRA, H. A. S. L. The isolation of Rio Grande from Billings reservoir, São Paulo, Brazil: effects on the phytoplankton. **B. Inst. Pesca**, v. 28, n. 2, p. 111-123, 2002.

CAPOBIANCO, J. P. R. **Billings 2000: ameaças e perspectivas para o maior reservatório de água da Região Metropolitana de São Paulo**. São Paulo: Instituto Socioambiental, 2002. 59 p. (Relatório do Diagnóstico Socioambiental Participativo da Bacia Hidrográfica da Billings no período 1989-99).

CEIRANS, A. Zooplankton indicators of trophy in Latvian lakes. **Acta Universitatis Latviensis**, v. 723, p. 61-69, 2007.

- COELHO-BOTELHO, M. J. **Dinâmica da Comunidade Zooplancônica e sua Relação com o Grau de Trofia em Reservatórios**. São Paulo: CETESB. 2003.
- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO - CETESB. **Comunidade planctônica e clorofila-a do complexo Billings (out. 92 a out. 93)**. São Paulo: CETESB, 1996.
- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO - CETESB. **Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 2002**. São Paulo: CETESB, 2003.
- ESTEVES, K. E.; SENDACZ, S. Relações entre a biomassa do zooplâncton e o estado trófico de reservatórios do estado de São Paulo. *Acta Limnol. Bras.*, v. 2, p. 587-604, 1988.
- KUBO, E. **Autodepuração da Represa do Rio Grande (Complexo Billings – SP): Zooplâncton**. 1989. 100 p. Dissertação (Mestrado). Universidade de São Paulo, São Paulo, 1989.
- LANDA, G. G.; BARBOSA, F. A. R.; RIETZLER, A. C.; MAIA-BARBOSA, P. M. *Thermocyclops decipiens* (Kiefer, 1929) (Copepoda Cyclopoida) as indicator of water quality in the state of Minas Gerais, Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 50, n. 4, p. 695-705, 2007.
- MARIANI, C. F.; POMPÊO, M. Potentially bioavailable metals in sediment from a tropical polymictic environment - Rio Grande Reservoir, Brazil. **J. Soils Sediments**, v. 8, p. 284-288, 2008.
- MARZOLF, G. R. Reservoirs as environments for zooplankton. In: THORNTON, K. W.; KIMMEL, B. L.; PAYNE, F. E. **Reservoir limnology: ecological perspectives**. New York: Wiley Interscience Publication, 1990. p. 195-208.
- MATSUMURA-TUNDISI, T.; SILVA, W. M. Crustáceos copépodos planctônicos. In: ISMAEL, D.; VALENTI, W.C.; MATSUMURA-TUNDISI, T. et al. (Eds.). **Biodiversidade do Estado de São Paulo 4: invertebrados de água doce**. São Paulo: Fundação de Amparo a Pesquisa do Estado de São Paulo, 1999. p. 91-100.
- MEIRINHO, A. M. **Compartimentalização da comunidade zooplancônica em um reservatório tropical urbano eutrofizado (braço Rio Grande, Complexo Billings, SP)**. Dissertação (mestrado). USP, São Paulo, 2010. 89p.
- MEIRINHO, P. A.; NISHIMURA, P. Y.; PIRES-ZOTTARELLI, C. L. A.; MOCHINI-CARLOS, V.; POMPÊO, M. L. M. *Olpidium gregarium*, a chytrid fungus affecting rotifers populations in Rio Grande Reservoir, São Paulo State, Brazil. **Biota Neotrop.**, v. 13, n. 1, 2013.
- NOGUEIRA, M. G. Zooplankton composition, dominance and abundance as indicators of environmental compartmentalization in Jurumirim Reservoir (Paranapanema River), São Paulo, Brazil. **Hydrobiologia**, v. 455, p. 1-18, 2001.
- PANARELLI, E. A.; NOGUEIRA, M. G.; HENRY, R. Short-term variability of copepod abundance in Jurumirim reservoir, São Paulo, Brazil. **Braz. J. Biol.**, v. 61, n. 4, p. 577-598, 2001.
- PERBICHE-NEVES, G.; SERAFIM JR., M.; GHIDINI, A. R.; BRITO, L. Spatial and temporal distribution of Copepoda (Cyclopoida and Calanoida) of an eutrophic reservoir in the basin of upper Iguçu River, Paraná, Brazil. **Acta Limnol. Bras.**, v. 19, n. 4, p. 393-406, 2007.
- REID, J. W. *Thermocyclops decipiens* (Copepoda Cyclopoida): exemplo de confusão taxonômica. **Acta Limnol. Brasil.**, v. 11, p. 479-499, 1988.
- SARTORI, L. P. **Compartimentalização longitudinal do reservatório de Rosana (Rio Paranapanema, SP/PR) – variáveis limnológicas e assembléias zooplancônicas**. 2008. Tese (Doutorado), Universidade Estadual de São Paulo, Botucatu, 2008.
- SEMA - SECRETARIA DO ESTADO DO MEIO AMBIENTE. **Termo de referencia para o programa de recuperação ambiental da Bacia Billings**. São Paulo: Coordenadoria de Planejamento Ambiental, 1999. 828 p.
- SENDACZ, S. **Alguns aspectos do zooplâncton da Represa Billings**. 1978. 84 p. Dissertação (Mestrado em Zoologia), Universidade de São Paulo, São Paulo, 1978.
- SENDACZ, S. A study of the zooplankton community of the Billings Reservoir – São Paulo. **Hydrobiologia**, v. 113, p. 121-127, 1984.

- SENDACZ, S.; KUBO, E.; FUJIARA, L. P. Further studies on the zooplankton community of a eutrophic reservoir in Southern Brazil. **Verh. Internat. Verein. Limnol.**, v. 22, p. 1625-1630, 1984.
- SENDACZ, S.; KUBO, E.; CESTAROLLI, M. A. Limnologia de reservatórios do Sudeste do Estado de São Paulo. Viii. Zooplankton.. Boletim do Instituto de Pesca, v. 12, n. 1, p. 187-207, 1985.
- SENDACZ, S.; KUBO, E. Zooplâncton de reservatórios do Alto Tietê, Estado de São Paulo. In: HENRY, R. (Org.). **Ecologia de Reservatórios: Estrutura, Função e Aspectos Sociais**. Botucatu: Fundibio; Fapesp, 1999. p. 511-529.
- THORNTON, K. W. Perspectives on reservoir limnology. In: THORNTON, K. W.; KIMMEL, B. L.; PAYNE, F. E. **Reservoir limnology: ecological perspectives**. New York: Wiley Interscience Publication, 1990. p. 1-13.
- ZANATA, L. H.; ESPÍNDOLA, E. L. G. Longitudinal processes in Salto Grande reservoir (Americana, SP, Brazil) and its influence in the formation of compartment system. **Braz. J. Biol.**, v. 62, n. 2, p. 347-361, 2002.