

Relações do Índice de Qualidade de Água (IQA) com a Variação Temporal e Espacial da Comunidade Zooplancônica do Sistema Lagunar de Tramandaí (Litoral Norte do Rio Grande do Sul - RS Brasil)

Luciana de Souza Cardoso & David M.L. da Motta Marques

Instituto de Pesquisas Hidráulicas – IPH – UFRGS

luciana.cardoso@ufrgs.br, dmm@iph.ufrgs.br

Recebido: 24/06/03 – revisado: 10/08/05 – aceito: 19/04/06

RESUMO

Das dezoito lagoas/lagunas que compõem o Sistema Lagunar de Tramandaí, seis lagoas do Litoral Norte do RS e o Complexo Estuarino-Lagunar Tramandaí-Armazém foram selecionadas para este estudo. O objetivo deste trabalho foi o de fornecer subsídios para o gerenciamento deste ecossistema, através das relações entre as variações espaço-temporais da comunidade zooplancônica com aspectos de qualidade da água. As amostragens foram efetuadas em dezessete pontos ao longo deste sistema no período de outono, inverno e primavera de 1996. Além da análise do zooplâncton, amostras de água foram tomadas concomitantemente para análise das variáveis físico-químicas utilizadas no cálculo do índice de qualidade de água (IQA) preconizado pela “National Sanitation Foundation” (NSF). Os valores de IQA foram geralmente decrescentes do Norte em direção ao estuário nas três estações do ano, evidenciando a existência de um gradiente espacial. Aproximadamente 87 espécies constituíram a riqueza da comunidade zooplancônica destas lagoas. O predomínio do microzooplâncton (protistas e rotíferos) na comunidade foi característico para este sistema lagunar, com espécies indicadoras das variações ambientais. Espécies de rotíferos foram indicadoras de variações espaciais do IQA durante o outono (*Brachionus calyciflorus*) e inverno (*Keratella tropica*), enquanto que ciliados durante a primavera (*Tintinnidium* sp2.).

Palavras-chave: zooplâncton, lagoas e lagunas costeiras, IQA, Sul do Brasil.

INTRODUÇÃO

A estrutura da comunidade planctônica, em qualquer ambiente aquático, é a base para o conhecimento do funcionamento destes ecossistemas, simplesmente por constituírem os níveis tróficos iniciais. A aplicação destes organismos como bioindicadores de efeitos ambientais vem conquistando espaço no Rio Grande do Sul (Cardoso & Valer 1996; Cardoso *et al.* 1997; Ferreira *et al.* 1998; Pedrozo 2000), além do uso rotineiro em testes de toxicidade nos laboratórios. Apesar de seu enorme potencial como indicador efetivo de mudanças ambientais e sua regra fundamental na transferência de energia e ciclagem de nutrientes em ecossistemas aquáticos, o zooplâncton não tem sido amplamente usado como indicador de condição do ecossistema (Stemberger & Lazorchak 1994 *apud* Attayde & Bozelli 1998). Bozelli (comunicação pessoal) ressaltou o estudo do zooplâncton como uma das lacunas existentes no conhecimento da ecologia em lagoas costeiras no Brasil.

É bastante escasso o conhecimento em relação à comunidade zooplancônica do Sistema Lagunar de Tramandaí, destacando-se os trabalhos efetuados por Closs & Madeira (1967) sobre tectamebas e foraminíferos da região do estuário de Tramandaí e Bohrer (1985) sobre as populações de cladóceros da Lagoa Emboaba. A comunidade zooplancônica como um todo foi investigada para as seguintes lagoas: Lagoa Emboaba (Spohr-Bacchin 1994), Lagoa Caconde (Güntzel 1995), lagoas Marcelino até Passo (Pedrozo 2000) e Lagoa Itapeva (Cardoso 2001, Cardoso & Motta Marques 2004).

O Índice de Qualidade da Água (IQA) é uma tentativa de revelar a condição ambiental de um determinado recurso hídrico, no tempo e no espaço, utilizando-se uma formulação matemática agregadora. No estabelecimento dos IQAs escolhe-se um grupo de parâmetros físicos, químicos e biológicos (variáveis), que representa, da melhor forma possível, a função que se pretenda dar ao corpo d'água (suprimento de água, balneabilidade, manutenção das comunidades aquáticas, etc.). Dentre as diversas formulações propostas para os cálculos de IQA, a mais amplamente utilizada é a desenvolvida

pela “National Sanitation Foundation” (NSF/USA) que exprime a opinião de vários especialistas. Esse índice é baseado na construção de curvas de qualidade e agregação ponderada dos parâmetros críticos selecionados (Brown *et al.* 1970).

Certamente a contribuição pioneira e mais completa sobre qualidade da água em lagoas costeiras do Litoral Norte do RS foi efetuada por Leite (1994), sendo realizado apenas para a Lagoa Caconde. Somente depois é que foi efetuada uma avaliação espacial e sazonal da qualidade das águas das lagoas do Sistema Lagunar de Tramandaí, utilizando o IQA proposto pelo “NSF”, assim como o reflexo dessas condições ambientais sobre as comunidades zooplancônicas (Cardoso *et al.* 1997). Também foi aplicado um índice de qualidade de água para avaliar gradientes de poluição provocados pela entrada de despejos domésticos nas lagoas Marcelino, Peixoto e Pinguela, onde um gradiente de abatimento da carga poluidora foi verificado (Bruschi *et al.* 1998). Mais recentemente, a FEPAM (2000) apresentou uma proposta de enquadramento das lagoas costeiras do Litoral Norte, baseado na qualidade atual de suas águas.

Devido à elevada importância econômica e ambiental deste sistema de lagoas costeiras para o Litoral Norte do RS, o principal objetivo deste trabalho é o de relacionar a comunidade zooplancônica com aspectos de qualidade de água (na forma de um índice) para fornecer subsídios para o estabelecimento de uma política racional de gestão dos recursos hídricos.

MATERIAL E MÉTODOS

O Sistema Lagunar de Tramandaí (Fig. 1), situado no Litoral Norte do RS, corresponde a uma pequena faixa de aproximadamente 1800 km² da Planície Costeira. Tem como limite oriental o Oceano Atlântico e limite ocidental as encostas escarpadas da Serra Geral, que se estendem desde o interior do município de Torres até poucos quilômetros ao sul da cidade de Osório. Este sistema está formado por corpos d’água rasos, em forma de lente, com contorno cordiforme, refletindo o efeito dinâmico da ação eólica, com direção de ventos predominantemente NE-SW (Schwarzbold & Schäfer 1984, Würdig 1987). As margens destas lagoas apresentam um predomínio de *Scirpus californicus*. Este conjunto de lagoas conectadas inicia-se com a Lagoa Itapeva, situada na porção Norte

(montante) deste sistema, e termina no estuário da Lagoa de Tramandaí, situado na porção Sul.

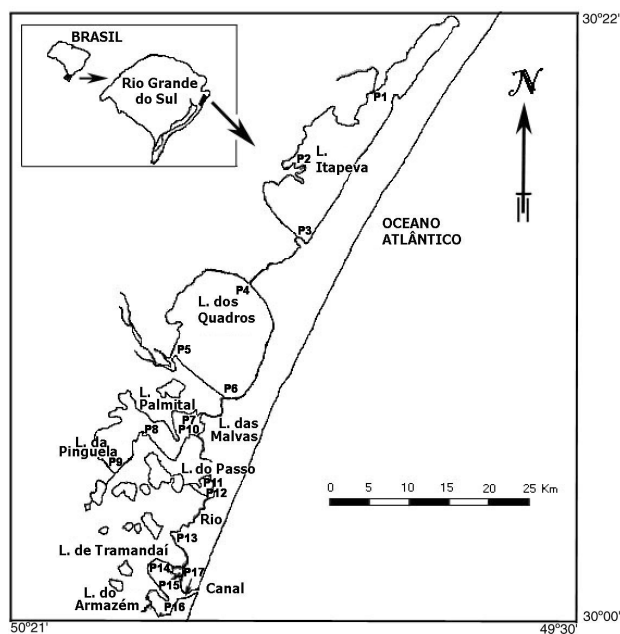


Figura 1 – Mapa da área de estudo com a localização dos 17 pontos de amostragem.

As amostragens foram efetuadas no outono (abril), inverno (agosto) e primavera (novembro) de 1996. Para cada ponto de amostragem foram efetuadas análises de coliformes fecais, sólidos totais, fósforo total, nitrogênio total e DBO₅ (APHA 1992). Os valores de pH, temperatura da água, turbidez e oxigênio dissolvido foram medidos com a sonda HORIBA no campo. A avaliação espacial e sazonal da qualidade das águas das lagoas do Sistema Tramandaí-RS foi efetuada utilizando-se o IQA proposto pelo “NSF” (CETESB 1994). Detalhes sobre este índice, os pesos de cada parâmetro e a escala de classificação foram descritos em Cardoso *et al.* (1997).

As técnicas utilizadas na coleta e quantificação das amostras de zooplâncton seguiram padrões estabelecidos (APHA 1992). Foram filtrados 50L de água superficial em rede de 25µm, concentrados em 250 mL, fixados com formol 4% e quantificados em microscópio invertido (Lund *et al.* 1959). Foi quantificado um mínimo de 100 indivíduos para a espécie predominante, seguindo um mínimo de 80% de eficiência (Pappas & Stoermer 1996).

A estrutura da comunidade zooplancônica foi definida em termos de densidade absoluta e

Tabela 1 – Ocorrência sazonal das espécies do zooplâncton no Sistema Lagunar de Tramandai, para os diferentes pontos amostrais (P1 a P17= pontos amostrais, O=o=outono/96; I=i= inverno/96; P=p= primavera/96; em cinza= abundante; em negrito e maiúscula=dominante, ITA= L. Itapeva, QUA= L. dos Quadros, MPP= lagoas Malvas, Palmital e Pinguela, PAS= L. do Passo, EST= estuário).

FILO	ESPÉCIES	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	P11	P12	P13	P14	P15	P16	P17		
		ITA1	ITA2	ITA3	QUA1	QUA2	QUA3	MPP1	MPP2	MPP3	MPP4	PAS1	PAS2	RIO	EST1	EST2	EST3	EST4		
PROTISTA	<i>Codonella</i> sp.	o, i	o, i, p	o, i, p	o, i, p	o, i	o, i, p	o, i, p	o, i, p	o, i, p	o, i, p	o, i, p	o, i, p	o, i, p	o, i, p	o, i, p	o, i, p	o, i, p		
	<i>Tintinnidium</i> sp1.																			
	<i>Tintinnidium</i> sp2.						p	p	p	p	o, p	o, p	o, i, p	o, p	o, p	o, i, p	o, p	i, p	o, p	
	<i>Tintinnopsis</i> sp1.					i	o, p	o, i, p	o	o, p	o, i, p	o, i, p	o, i, p	o, i, p	o, i, p	o, i, p	o, i, p	o, i, p	o, i, p	
	<i>Tintinnopsis</i> sp2.																			
	<i>Vorticella microstoma</i>	i	i	o, i	o, i	o	o, i, p	i, p	o, i, p	i	i, p	i, p	i, p	i, p	i, p	i, p			i, p	
	<i>Arcella conica</i>													p	o, i					
	<i>Arcella cf. discoides</i>	i												p	p				p	
	<i>Arcella gibbosa</i>	i, p	i, p												i, p	o, i				
	<i>Arcella cf. hemisphaerica</i>							p	p	p				p						
	<i>Arcella cf. rotundata</i>		o	i, p	i, p	i	p	i, p	i, p	o, i, p	i	i, p	o, i, p	o, i	o, i	o, i, p	p	i, p		
	<i>cf. Bullinularia indica</i>																			
	<i>Centropyxis aculeata</i>		p		p	i		i, p	p		i, p	i, p	o, i, p	o, i, p	o, i, p	o, p	p	i		
	<i>Centropyxis aculeata</i> var. <i>ecomis</i>																		P	
	<i>Centropyxis cf. arcelloides</i>																			
	<i>Centropyxis cf. constricta</i>		p			o													p	
	<i>Centropyxis aculeata</i> var. <i>oblonga</i>		p			p					i									
	<i>cf. Curcubittella</i>								o											
	<i>Cyphodena trochus</i>											i								
	<i>Diffugia acuminata</i>							o					i, p	o	o, p	o	i, p		i	
	<i>Diffugia gramen</i> var. <i>caudata</i>													o, p			p		p	
	<i>Diffugia claviformis</i>			p										i						
	<i>Diffugia elegans</i>															o, i			i	
	<i>Diffugia cf. globulosa</i>				p															
	<i>Diffugia gramen</i>																			
	<i>Diffugia cf. manicata</i>											i								
	<i>Diffugia oblonga</i>			p										p	o	o				
	<i>Diffugia cyrtiformis</i>											i	i, p	o, i	i, p	i	i, p	p		
	<i>Diffugia cf. pyriformis</i>		p																	
	<i>Diffugia tuberculata</i> var. <i>minor</i>	p	o, p	o, p	o, i, p	o	o, p	o, p	o	o	o, i, p	o, i, p	o, i, p	o, i, p	o, i, p	o, i	p	p	i, p	
	<i>Diffugia cf. urceolata</i>		o	o																
	<i>Diffugia</i> sp1.											i								
	<i>Diffugia</i> sp2.														o	o				
	<i>Euglypha filifera</i>				i		p	i	p				o, i, p	o, i, p	i, p	i, p				
	<i>Euglypha tuberculata</i>	i, p	o, p	o, p	o, p	i	p	i, p	i, p	p	i, p	p	o, i, p	o, i, p	o, i, p	i, p	p		p	
	<i>Euglypha</i> sp2.														i					
	<i>cf. Hoogenraadia</i> sp.				p										o	i	o, i	i, p		
	<i>Lesquereusia modesta</i>														o					
	<i>Lesquereusia spiralis</i>														i					
	<i>Nebela cf. tubulata</i>				i, p				p	p			p	p	o, i	i	o			
<i>Pontigulasia cf. compressa</i>											o									
<i>Pseudodiffugia gracilis</i>																p				
<i>Trigonopyxis</i> sp.																				
<i>Trinema</i> sp.						p			i	i		p	o, p	p	i, p	i		i		
<i>tecameba</i>																				
ROTIIFERA	<i>Brachionus patulus</i>	p																	o	
	<i>Brachionus calyciflorus</i>																			
	<i>Conochilus unicornis</i>	o, p	o, i, p	o, i, p	o, i, p	o, i	i, p	o, i, p	o, i, p	o, i, p	o, i, p	o, i, p	o, i, p	o, i, p	o, p	o, i, p	o, i, p			
	<i>Euchlanis dilatata</i>	o, i			o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o			
	<i>Filinia longiseta-terminalis</i>	i	o, p	o, p	o, p	o	p				o	o, p	o, p	o, i, p	o, p	o	o	o	o, i, p	
	<i>Filinia longiseta</i> var. <i>saltator</i>	p	p																	
	<i>Hexarthra intermedia</i>	p	o, p	o, p	o, p	o, p	o, p	o, p	o, p	o, p	o, p			p	o, p					
	<i>Keratella americana</i>		o			o	p	i, p	i, p	o, i, p	o, i	i, p	o, i, p	o, p	o, p	i	p		p	
	<i>Keratella cochlearis</i>	o, i, p	o, i, p	o, i, p	o, i, p	o, i	o, i, p	o, i, p	o, i, p	o, i, p	o, i, p	o, i, p	o, i, p	o, i, p	o, i, p	o, i, p	o, i, p	o, i, p	i, p	
	<i>Keratella tropica</i>																		o, i	
	<i>Lecane leontina</i>													p	o	i				
	<i>Lecane cf. imbricata</i>		i, p	i	p		i	i				o, i				i			p	
	<i>Lepadella patella</i>												p	p	p	p				
	<i>cf. Mytilina</i>																			
	<i>Lecane bulla</i>	p	o								p				p					
	<i>Lecane lunaris</i>				i, p															
	<i>Natholca acuminata</i>						i			i	i	i	i	i					o	
	<i>Ploesoma truncatum</i>	o	o, i	o	o	o, i														
	<i>Pompholyx complanata</i>	o, p	o, i	i, p	o, p	i	i, p	i, p	o, i, p	o, i, p	o, i, p	i, p	o, i, p	o, i	o, i, p	o, i	o, i	o, i	i, p	
	<i>Polyarthra</i> sp.	o, i, p	o, i, p	o, i, p	o, i, p	o, i	o, i, p	o, i, p	o, i, p	o, i, p	o, i, p	o, i, p	o, i, p	o, i, p	o, i, p	o, i, p	o, i, p	o, i, p	o, i	
	<i>Trichocerca cylindrica</i>	o, p	o, p	o	o, i	o	o	o	o	o, i	o	o	o	o	o	o	o	o	o, p	o
	<i>Trichocerca cf. bidens</i>	p				o, i	i, p	p	o	o	o, i	o			o, p	p	o			
	<i>Trichocerca bicristata</i> var. <i>mucosa</i>	i	i	p		o	o													
	<i>Trichocerca capuccina</i>	i	o, i, p	o, i, p	i, p	o, i							i, p							
	<i>Trichocerca similis</i>	p	i, p	o, i											o					
não identificado											o, p									
não identificado II					o													o		
CLADOCERA	<i>Alona cf. rustica</i>	i																		
	<i>Bosmina hagmanni</i>					i		p					p	p						
	<i>Bosmina longirostris</i>	i	o, i, p	o, i, p	i	i	p	o, i, p	o, i	o, i, p	i	i	i	i	o, p	i, p	p	o, p		
	<i>Bosminopsis deitersi</i>		i, p	p	o					o, p	o	p			p	p			p	
	<i>Ceriodaphnia cornuta</i>	p	o	o	o, p	o	p	o, p	o, p	o, p			p	p		o	o	o, p		
	<i>Chydorus cf. sphaericus</i>																			
	<i>Daphnia laevis</i>			i, p	i					p	p								p	
	<i>Daphnia ambigua</i>																		p	
	<i>Diaphanosoma</i> spp.			i, p	i	i	o, i	p	o, p	p	o, i	i, p	i	p			o		p	
	<i>Moina</i> spp.		p	p	i						o, p	p							p	
COPEPODA	<i>Diacyclops</i> sp.	i, p	o, i, p	o, i, p	o, i, p	o, i	o, i, p	o, i, p	o, i	i, p	o, i, p	i	o, i, p	i		i	i, p	i		
	<i>Mesocyclops meridianus</i>	i, p	o, i, p	o, i, p	o, i, p	o, i	o, i, p	o, i, p	o, i, p	o, i, p	o, i, p	i	o, i, p	i		i	i, p	i		
	<i>Mesocyclops longisetus</i>																			
	<i>Notodiaptomus incompositus</i>		p	i, p	i, p	i	i, p	i, p	i, p	i, p	i, p	i, p	i, p	i, p	i, p	i, p	i, p	i, p	i, p	
	copepodito	i, p	o, i, p	o, i, p	o, i, p	o, i	o, i, p	o, i, p	o, i	i, p	o, i, p	i	o, i, p	i					i	
	HARPATICOIDA	o, i																		
	náuplio	o, i, p	o, i, p	o, i, p	o, i, p	o, i	o, i, p	o, i, p	o, i, p	o, i, p	o, i, p	o, i, p	o, i, p	o, i, p	o, i, p	o, i, p	o, i, p	o, i, p	o, i, p	
larva zoe																				
ABR/96	RIGUEZA	10	19	21	18	19	15	16	18	26	24	12	27	24	28	19	12	10		
	EQUITABILIDADE	0,44	0,54	0,70	0,86	0,63	0,68	0,57	0,71	0,55	0,46	0,63	0,59	0,63	0,63	0,61	0,65	0,56		
AGO/96	DIVERSIDADE	1,00	1,59	2,14	2,49	1,87	1,85	1,58	2,04	1,80	1,45	1,56	1,95	2,00	2,09	1,80	1,62	1,29		
	RIGUEZA	15	17	18	22	18	15	18	16	17	26	24	21	28	25	25	13	21		
NOV/96	EQUITABILIDADE	0,64	0,68	0,76	0,79	0,33	0,63	0,75	0,70	0,71	0,67	0,65	0,71	0,74	0,64	0,77	0,59	0,66		
	DIVERSIDADE	1,72	1,92	2,21	2,46	0,97	1,71	2,15	1,95	2,01	2,19	2,07	2,17	2,48	2,71	2,46	1,52	2,00		
RIGUEZA	RIGUEZA	16	26	22	26	sem	25	26	24	25	19	33	31	26	23	23	22	21		
	EQUITABILIDADE	0,52	0,84	0,67	0,81	dados	0,90	0,88	0,85	0,78	0,87	0,85	0,87	0,89	0,88	0,83	0,81	0		

relativa, riqueza, equitabilidade e diversidade específica de Shannon-Wiener (Krebs 1989), bem como dominância/abundância de espécies (Lobo & Leighton 1986).

A análise dos dados foi efetuada em termos de análise descritiva (programa STATISTICA®), análise de espécie indicadora - TWINSPAN (McCune & Mefford 1999, programa PC-ORD®), análise de correlação r -Pearson (programa STATISTICA®) e análise canônica de correspondência - ACC (McCune & Mefford 1999, programa PC-ORD®). TWINSPAN e ACC foram efetuadas conforme descrito por Ter Braak (1986).

RESULTADOS

Comunidade Zooplancônica

Protista, Rotifera, Cladocera e Copepoda constituíram os grupos da comunidade zooplancônica destas lagoas (Tabela 1). Quanto à riqueza taxonômica, pôde-se constatar que os protistas (45 espécies) foram o grupo zooplancônico melhor representado neste sistema lagunar, seguido pelos rotíferos (27) cladóceros (10) e copépodos (5). Quanto à variação temporal, a primavera foi a estação com maior riqueza taxonômica (72), principalmente para protistas e cladóceros, e o inverno com a menor (65). Quanto à variação espacial, a região do estuário de Tramandaí foi a que apresentou a maior riqueza em todas as estações (38 no outono; 39 no inverno e 48 na primavera), enquanto que a menor foi registrada para o rio Tramandaí (24, 28 e 26 respectivamente). A análise descritiva dos dados de riqueza nos pontos de amostragem (Fig. 2a, Tabela 1) indicou sazonalmente que o registro mínimo foi de 10 espécies no outono (Lagoa Itapeva e Canal do estuário) e o máximo de 33 espécies na primavera (Lagoa do Passo), variando de 18 a 24 espécies em média. A amplitude de valores exibiu uma tendência a gradiente crescente do outono para a primavera.

Com relação à densidade total da comunidade zooplancônica (Fig. 2b), o inverno foi a estação onde uma densidade pouco variou entre os pontos amostrais e uma média maior ocorreu comparada as demais estações, embora com relação à amplitude de valores uma tendência de gradiente inverso ao da riqueza foi constatada (ou seja, decrescente do outono para a primavera). Os valores máximos de densidade apontaram para a existência de picos espaciais no outono e no inverno, sendo ambos localizados na porção à montante no sistema (Fig. 3).

No outono os dois picos foram de 736 ind.L⁻¹ (P10 - Sistema Malvas-Palmital-Pinguela) e 531 ind.L⁻¹ (P3 - L. Itapeva), enquanto no inverno os picos foram de 453 ind.L⁻¹ (P5 - L. Quadros), 413 ind.L⁻¹ (P1 - L. Itapeva) e 395 ind.L⁻¹ (P9 - Sistema Malvas-Palmital-Pinguela). Na primavera não foram observados picos, a distribuição foi mais homogênea e de baixa densidade no sistema.

Os grupos e espécies responsáveis pelos picos registrados nas estações frias do ano foram Protista, destacando *Codonella* sp., e Rotifera, destacando *Polyarthra* spp. (no outono) e *Keratella cochlearis* (no inverno).

Protista e Rotifera foram os grupos responsáveis pelas maiores abundâncias relativas sazonalmente no sistema, mostrando o domínio do microzooplâncton, com a maior média no outono para ambos (56,8 e 36,5% respectivamente) e a mínima no inverno para os rotíferos (29,5%) e na primavera para os protistas (46,6%). Os copépodos foram geralmente mais abundantes que os cladóceros neste sistema em todas as estações amostradas, especialmente os estágios juvenis (náuplios e copepoditos), com apenas três exceções: P8 no outono devido à densidade de *Ceriodaphnia cornuta*, P2 na primavera devido à densidade de *Bosminopsis deitersi* e P17 também na primavera devido a diferentes espécies com densidades semelhantes. Os protistas exibiram maior abundância em relação aos rotíferos, onde as exceções foram coincidentes com os picos de densidade: de *Polyarthra* spp. (no outono) e *Keratella cochlearis* (no inverno). Cabe ressaltar que nos locais onde a densidade de rotíferos foi superior à de protistas foram em pontos situados na foz de rios destas lagoas (L. Itapeva e L. dos Quadros).

A diversidade (Shannon-Wiener) (Fig. 2c) apresentou um gradiente crescente do outono (média de 1,8 bits.ind⁻¹) em direção à primavera (média de 2,6 bits.ind⁻¹), sendo igual ao comportamento observado para a equitabilidade (Fig. 2d). A variação espacial da diversidade mostrou uma maior oscilação nas estações frias do ano em comparação com a primavera (Tabela 1). No outono o valor máximo de diversidade foi registrado na L. dos Quadros (P4 com 2,5 bits.ind⁻¹), enquanto que para riqueza foi no rio Tramandaí (P14, 28) e na L. do Passo (P12, 27). No inverno a diversidade máxima foi registrada no rio Tramandaí (P14 com 2,7 bits.ind⁻¹), sendo que em pontos de amostragem próximos a este a diversidade foi também elevada (P13 e P15 com 2,5 bits.ind⁻¹), assim como na L. dos Quadros (P4). Na primavera o registro máximo foi observado na L. do Passo (P11 e P12 com 3,0

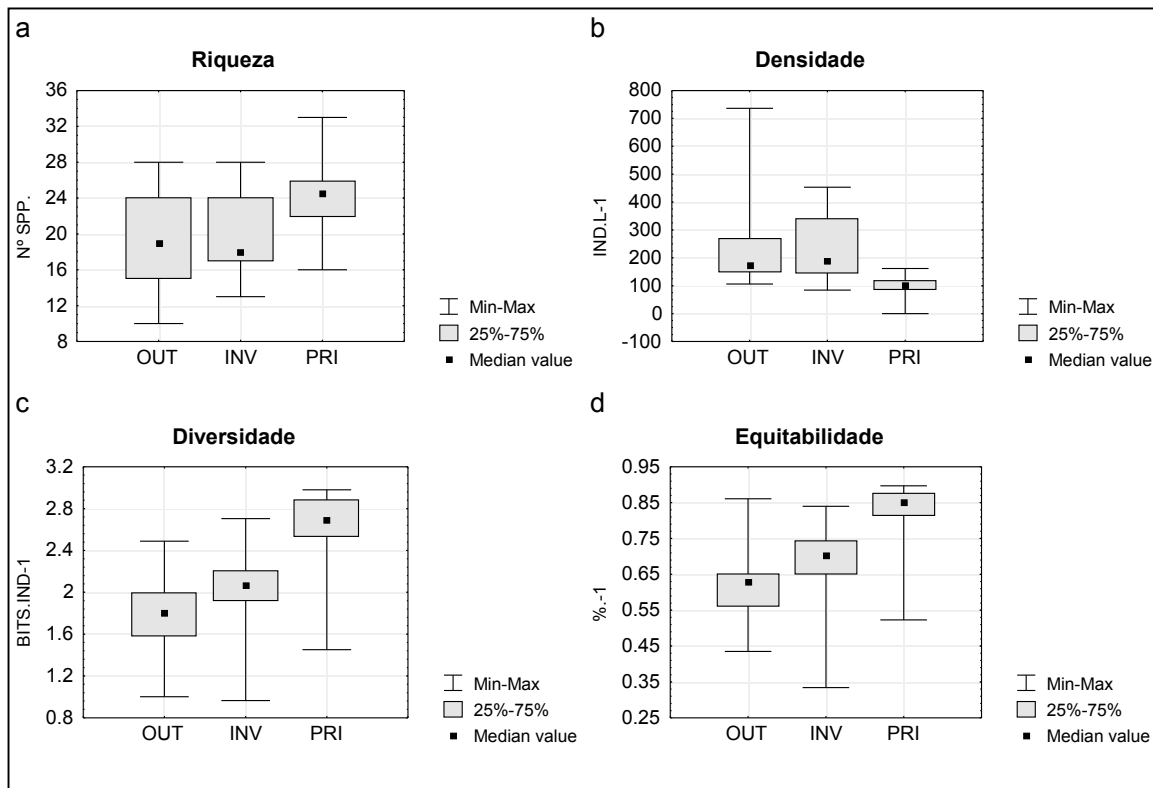


Figura 2 - Distribuição dos valores de (a) riqueza, (b) densidade total (ind.L^{-1}), (c) diversidade (bits.ind^{-1}) e (d) equitabilidade nas estações do ano de 1996 (OUT= outono, INV= inverno, PRI= primavera).

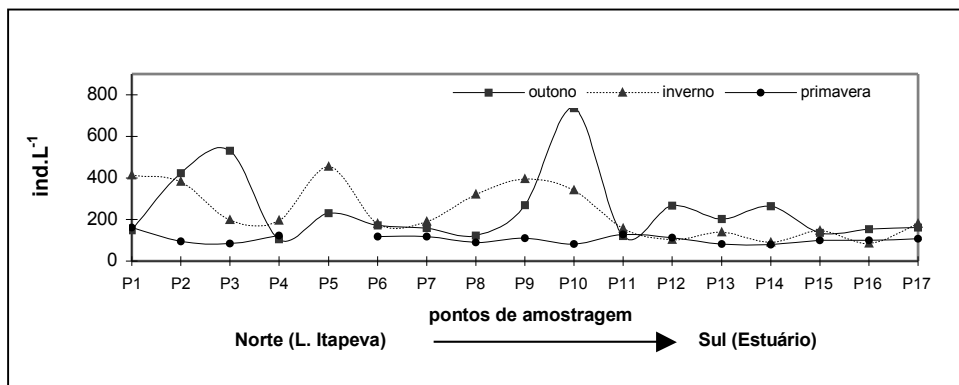


Figura 3 - Distribuição da densidade zooplancônica total (ind.L^{-1}) em escala espaço-temporal (outono= ABR96, inverno= AGO96, primavera= NOV96; localização dos pontos de amostragem descrito na Fig. 1).

bits.ind^{-1}). Estes resultados sugerem a tendência de dois gradientes espaciais: um à montante, especialmente nas estações frias do ano, e outro anterior ao complexo lagunar-estuarino, em todas as estações

amostradas. No inverno e na primavera os valores máximos de riqueza foram geralmente coincidentes com os picos de diversidade.

A análise de espécie indicadora (TWINS-PAN) apontou para aquelas espécies responsáveis por separar espacialmente a comunidade zooplancônica em cada estação do ano. Assim, os rotíferos foram responsáveis por separar a comunidade zooplancônica espacialmente no outono e inverno, enquanto que ciliados, na primavera. No outono, *Brachionus calyciflorus* foi a espécie indicadora para a região do estuário, estando ausente nos demais pontos de amostragem. Já no inverno, *Keratella tropica* foi indicadora para o estuário. *Tintinnidium* sp2. foi a espécie indicadora na primavera estando ausente somente nos primeiros quatro pontos à montante neste sistema. Esta análise mostrou a formação de um gradiente espacial, onde nas estações mais frias do ano a região do estuário exibiu uma estrutura da comunidade bastante distinta dos demais pontos no sistema.

Índice de Qualidade de Água (IQA)

O IQA para o sistema apresentou uma média superior no outono (50,2) e inferior no inverno (44,8) (Fig. 4a). No inverno foi observado a maior amplitude de valores do IQA, de 29,7 (P14 no estuário) a 68,2 (P1 na L. Itapeva). Observou-se a tendência de um gradiente decrescente neste sistema lagunar, onde a qualidade de água decresce de montante à jusante (Fig. 4b), sendo a maior amplitude em direção à qualidade “boa” na L. Itapeva e o oposto ocorrendo no estuário. Quanto à escala de qualidade do IQA (CETESB 1994), a categoria “ruim” ocorreu em duas localidades no estuário durante o inverno (Fig. 5), sendo que na maior parte do tempo a qualidade foi “aceitável” (58,8% no outono, 70,6% no inverno e 68,8% na primavera), apresentando qualidade de água “boa” em determinados pontos no sistema, especialmente no outono (41,2%).

Análise dos Dados

A análise de correlação (r -Pearson, $p < 0,05$), em escala sazonal, evidenciou uma relação significativa com o IQA somente na primavera, sendo inversa com sólidos totais e turbidez (-0,52) e direta com densidade de cladóceros (0,58). O gradiente decrescente de IQA e levemente inferior na primavera, em relação ao outono, foi decorrente das elevações da turbidez e da concentração dos sólidos totais. No outono, a turbidez variou de 8 a 21 NTU e os sólidos totais de 143 a 288 mg.L⁻¹, enquanto na primavera,

estes valores oscilaram de 7 a 123 NTU para turbidez, e 209 a 369 mg.L⁻¹ para os sólidos totais.

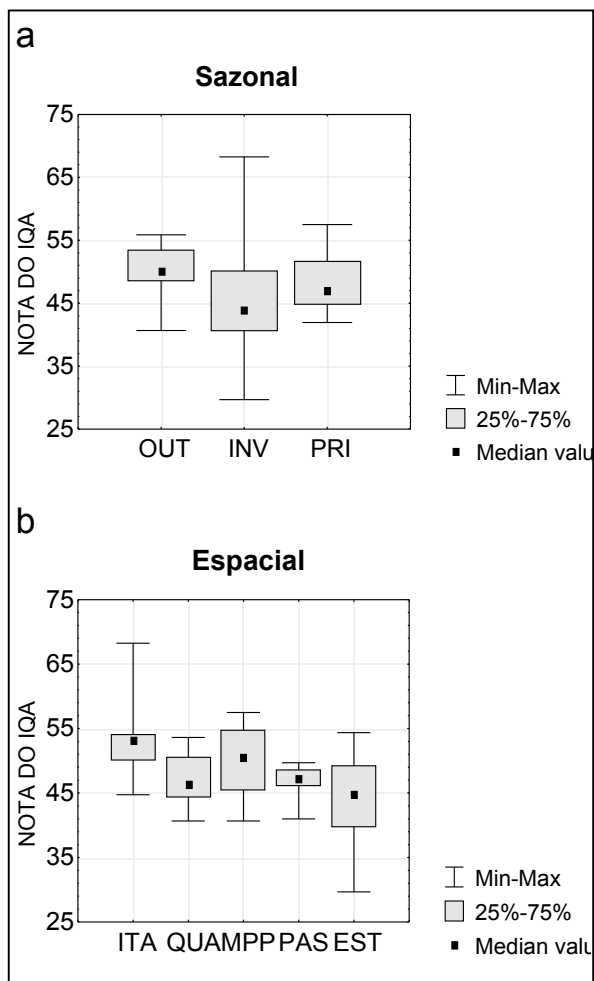


Figura 4 - Distribuição do IQA em escala (a) sazonal e (b) espacial (OUT= outono, INV= inverno, PRI= primavera, ITA= L. Itapeva, QUA= L. dos Quadros, MPP= lagoas Malvas, Palmital e Pinguela, PAS= L. do Passo, EST= estuário).

Com relação aos coliformes, os valores mais críticos ocorreram no inverno, desde valores não detectáveis até 28000 NMP.100mL⁻¹, especialmente no estuário (310 a 28000 NMP.100mL⁻¹), sendo este parâmetro responsável pelos baixos valores de IQA nesta época.

Por outro lado, em uma escala espacial, o IQA exibiu relação direta com a densidade dos rotíferos (0,79) na L. dos Quadros. As espécies *Conochilus unicornis*, *Keratella cochlearis* e *Polyarthra* spp. foram as mais abundantes na L. dos Quadros durante a primavera, exibindo o mesmo gradiente verificado entre os pontos para o IQA nesta lagoa.

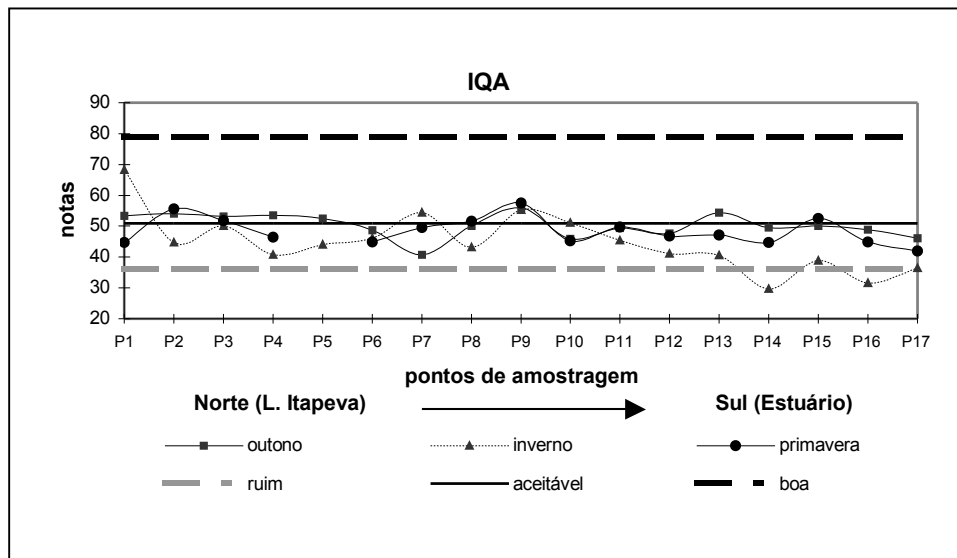


Figura 5 - Gradientes espaciais e temporais de IQA no Sistema Lagunar de Tramandaí, baseado no IQA do NSF (CETESB, 1994). (localização dos pontos de amostragem ver Fig. 1)

Sólidos totais também estiveram inversamente relacionados com a densidade dos copépodos na primavera (-0,62) e no outono (-0,59), mostrando que efeitos de ressuspensão provocados pelo vento não favoreceram a abundância destes zooplânctons. Por outro lado, relação direta entre sólidos totais e descritores zooplânctônicos foram evidenciadas espacialmente, como por exemplo com equitabilidade e diversidade no sistema Malvas-Palmital-Pinguela (0,74 e 0,64 respectivamente) e na L. do Passo (0,94 e 0,86 respectivamente), com riqueza na L. dos Quadros (0,72) e ainda com a densidade de cladóceros no estuário (0,64). Cladóceros apresentaram a maior riqueza no estuário durante a primavera, exatamente a estação onde a variável sólidos totais foi responsável pela diminuição do IQA no sistema.

Ainda na primavera, coliformes fecais estiveram diretamente relacionados com a riqueza zooplânctônica (0,71), onde os valores decrescentes espacialmente de ambos fatores obedeceram a mesma tendência, da L. do Passo (P11) em direção ao estuário (P17).

A maior correlação entre diversidade e equitabilidade (outono= 0,85; inverno= 0,94 e primavera= 0,96) do que diversidade e riqueza (outono= 0,55; inverno= 0,69 e primavera= 0,77) pôde ser melhor entendida através do padrão bastante semelhante de distribuição destes dados (Fig. 2). Riqueza e equitabilidade somente apresentaram relação significativa na primavera (0,56), mostrando que de

fato nesta estação a comunidade foi mais homogênea espacialmente (Tab. 1). Equitabilidade e riqueza somente estiveram relacionadas nos ambientes extremos deste sistema, ou seja, à montante na L. Itapeva (0,82) e à jusante no estuário (0,56), mostrando que nestes locais ambos fatores agiriam em sinergismo para a diversidade (Tab. 1).

Relações entre estes descritores da comunidade com os grupos zooplânctônicos mostraram que a riqueza diminuiu com o aumento da densidade de rotíferos no outono (-0,49), apontando para uma melhor estratégia adaptativa e sucesso de determinadas espécies na comunidade. Isto foi especialmente verificado na L. Itapeva (-0,75), devido ao aumento na densidade de *Polysartha* spp., e no estuário (-0,57), devido à abundância de *Brachionus calyciflorus*. Nestes ambientes as mesmas correlações entre riqueza e rotíferos foram verificadas entre diversidade e densidade de rotíferos. Por outro lado, correlações de diversidade (0,61) e equitabilidade (0,65) aumentaram com a abundância de copépodos no outono, especialmente dentro do sistema Malvas-Palmital-Pinguela (0,80 e 0,75 respectivamente) e na L. do Passo (0,88 e 0,90 respectivamente), ambos devido ao estágio náuplio. Densidade de protistas exibiram relações inversas com a densidade dos demais grupos do zooplâncton, especialmente com os rotíferos no outono (-0,95), no inverno (-0,76) e na primavera (-0,84) e com os copépodos no inverno (-0,65) e primavera (-0,74).

Somente densidade de copépodos e cladóceros apresentaram relação direta durante o outono (0,61), sendo este fato mais fortemente relacionado na L. dos Quadros (0,72). Na L. Itapeva, a abundância de cladóceros esteve relacionada diretamente com a riqueza (0,73), equitabilidade (0,75) e diversidade (0,78), estando principalmente vinculado à abundância de *Bosmina longirostris* (inverno), *Bosminopsis deitersi* e *Moina* spp. (primavera).

Os resultados das ordenações da Análise de Correspondência Canônica (ACC) dos grupos zooplancônicos (Tabela 2) mostraram que no outono foi obtido o maior percentual de variância acumulativa explicada pelos 3 eixos. Os coeficientes de correlação para as variáveis ambientais analisadas que melhor explicaram a variação espacial em cada estação foram: a) IQA com 0,55 (abr/96), 0,50 (ago/96) e -0,82 (nov/96); b) coliformes fecais com -0,53 (ago/96); c) sólidos totais com 0,47 (abr/96), 0,45 (ago/96) e -0,68 (nov/96); d) riqueza com -0,60 (abr/96) e -0,58 (ago/96); e) equitabilidade com -0,88 (abr/96); f) diversidade com -0,86 (abr/96) e -0,47 (ago/96).

O IQA foi fortemente influenciado pelos sólidos totais no outono (Fig. 6a) e na primavera (Fig. 6c) e pelos coliformes fecais no inverno (Fig. 6b), indicando a direção dos gradientes espaciais do IQA de montante (Lagoa Itapeva) para jusante (estuário) no sistema. No outono também ficou nítida a correlação existente entre cladóceros e copépodos especialmente na L. dos Quadros. No inverno, variáveis ambientais distintas foram determinantes para o arranjo espacial da abundância dos grupos zooplancônicos: coliformes fecais e protistas, sólidos totais e rotíferos, IQA e copépodos, diversidade e cladóceros. Na primavera uma estreita relação entre protistas e sólidos totais mostrou o quanto estes organismos são favorecidos por eventos de ressuspensão na coluna d'água. A relação direta entre IQA e cladóceros, já evidenciada anteriormente na análise de correlação, determinou os três picos de qualidade "boa" para o sistema nesta época do ano. Este resultado da ACC mostrou os grupos de organismos zooplancônicos indicadores de determinadas variáveis de qualidade de água, apontando seu uso como bioindicadores.

DISCUSSÃO

A análise de espécie indicadora (TWINSPAN) mostrou que durante o outono e inverno o IQA distinguiu a comunidade zooplancônica do estuário do restante deste sistema. Na primavera,

estação do ano onde a ação dos ventos atua de forma mais intensa (frequentes oscilações na direção) no litoral norte do RS, provavelmente o vento tenha sido o fator chave em separar o zooplâncton da Lagoa Itapeva do restante do sistema, exatamente por ser o ambiente com maior "fetch" (Cardoso 2001, Cardoso et al. 2003).

Tabela 2 - Comparação das ordenações da Análise de Correspondência Canônica (ACC) da comunidade zooplancônica sazonalmente no Sistema Lagunar de Tramandaí.

	eixo 1	eixo 2	eixo 3
	outono (abr/96)		
autovalor	0.107	0.039	0.006
% de variância explicada	39.4	14.3	2
% acumulado de variância	39.4	53.7	55.7
correlação Pearson*	0.773	0.731	0.525
p (Monte Carlo)	0.17	0.05	0.23
	inverno (ago/96)		
autovalor	0.055	0.011	0.002
% de variância explicada	35.1	7.2	1.6
% acumulado de variância	35.1	42.3	43.8
correlação Pearson*	0.803	0.502	0.302
p (Monte Carlo)	0.09	0.69	0.75
	primavera (nov/96)		
autovalor	0.112	0.03	0.002
% de variância explicada	41.5	11.1	0.8
% acumulado de variância	41.5	52.6	53.4
correlação Pearson*	0.824	0.79	0.2
p (Monte Carlo)	0.09	0.12	0.93

O trabalho de Cardoso *et al.* (1997) já havia estabelecido relações entre o zooplâncton e a qualidade da água nas lagoas deste sistema, porém somente na L. dos Quadros e no estuário em nível de grupos. Mais recentemente, Pedrozo (2000) concluiu que o gradiente de poluição destas lagoas atuou sobre a diversidade da comunidade zooplancônica, salientando quais espécies foram tolerantes, beneficiadas, indiferentes ou sensíveis à contaminação orgânica. Neste sentido os rotíferos destacam-se em relação aos demais grupos zooplancônicos. Isto por que são bons indicadores de saprobiose, ou seja, de poluição orgânica manifestada pelo conteúdo de oxigênio dissolvido, DBO₅ e comunidades específicas de organismos indicadores (Sládecek 1983). Além disso, a estratégia alimentar (filtradores de porte pequeno a grande) é um fator importante no sucesso deste grupo do zooplâncton em se adaptar às mais distintas ofertas (bactérias, fitoplâncton,

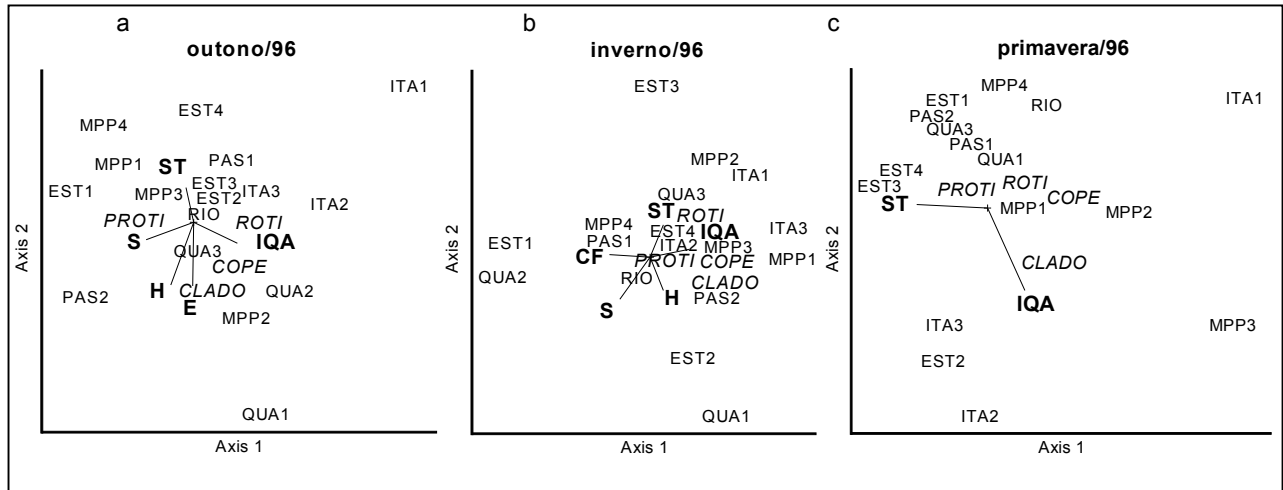


Figura 6 - Diagrama de ordenação para os grupos zooplânctônicos durante o outono (a), inverno (b) e primavera (c) no Sistema lagunar de Tramandaí. (IQA= Índice de Qualidade de água; CF= coliformes fecais; ST= sólidos totais; S= riqueza; E= equitabilidade; D= diversidade; ITA= L. Itapeva; QUA= L. dos Quadros, MPP= sistema Malvas-Palmital-Pinguela; PAS= L. do Passo; RIO= rio Tramandaí; EST= estuário; PROT1= Protista; ROT1= Rotífera; CLADO= Cladocera; COPE= Copepoda).

ciliados e outros rotíferos). Por isso, não é de se estranhar quando são apontadas espécies deste grupo como indicadoras ambientais.

Mais recentemente, Cardoso (2001) ressaltou a importância de protistas como indicadores de hidrodinâmica regida pelo vento, sendo este grupo ainda pouco estudado em termos de comunidade zooplânctônica de lagoas. É conhecido que ciliados reciclam fósforo mais rápido que grandes zooplânctons, com base no peso corporal, e podem ser um elo importante na transferência de energia para altos níveis tróficos a partir de bactérias, ultraplâncton e nanoplâncton (Beaver & Crisman 1990). A resposta do microzooplâncton (rotíferos e protistas) com o aumento da eutrofização não é bem documentada em sistemas subtropicais. A importância de rotíferos geralmente aumenta com a eutrofização, mas a quantificação de variações na estrutura e composição da comunidade de ciliados com um gradiente trófico não tem sido investigada. A elevada importância dos protistas em termos de densidade demonstrou que este grupo zooplânctônico necessita ser mais bem investigado, visando o estabelecimento de espécies indicadoras da qualidade de água para este ambiente de lagoas costeiras. Os resultados da análise de correlação mostraram o quanto o grupo dominante no sistema (protistas) apresentou estratégias adaptativas distintas aos demais zooplânctons na comunidade, em função das condições ambientais. Com relação aos rotíferos, os

ambientes onde esta competição pôde melhor ser evidenciada foram na L. dos Quadros (-0,82), na L. do Passo (-0,87) e no estuário (-0,88); enquanto que, para os copépodos foram o sistema Malvas-Palmital-Pinguela (-0,91) e L. do Passo (-0,95). Esta adaptação não foi decorrente exclusivamente da oferta de alimento, mas também pela estratégia dos protistas a tolerarem ambientes rasos e turbulentos, em relação aos demais organismos do zooplâncton.

As relações de IQA com o zooplâncton em escala espacial evidenciadas neste trabalho vêm ao encontro do que havia sido publicado anteriormente para alguns pontos de amostragem neste sistema (Cardoso *et al.* 1997), mostrando que coliformes fecais, sólidos totais e turbidez foram os fatores que mais contribuíram para as variações no IQA, como também foram para outras lagoas deste sistema. Os resultados obtidos por Leite (1994) demonstraram que sólidos suspensos e turbidez foram os principais parâmetros condicionadores da diminuição dos valores de IQA na Lagoa Caconde, uma lagoa isolada no litoral norte do RS. Foi também aplicado um índice de qualidade de água para avaliar o gradiente de poluição provocado pela entrada dos despejos domésticos nas lagoas Marcelino, Peixoto e Pinguela (Bruschi *et al.* 1998). Os resultados demonstraram que a Lagoa Marcelino está seriamente comprometida quanto a sua qualidade, já que apresentou valores do índice de qualidade bastante baixos, sendo suas águas classificadas como de má qualidade e

imprópria para o banho. Um gradiente de abatimento da carga poluidora foi verificado, uma vez que os locais mais distantes da fonte poluidora apresentaram valores para o índice que refletiram melhor qualidade de água com balneabilidade satisfatória (Bruschi *et al.* 1998).

Grande parte das lagoas costeiras do RS constituem em sistemas rasos e turbulentos, que apresentam grande quantidade de sólidos em suspensão, em função da ação de ventos freqüentes (Cardoso *et al.* 1997, 2003; Cardoso 2001). De fato, as lagoas da região costeira do RS são consideradas polimíticas (Schwarzbald & Schäfer 1984), o que justifica uma mistura total das massas de água, podendo gerar altos valores de turbidez. O efeito do vento atuando na região é bastante intenso, portanto o “fetch” efetivo de cada uma destas lagoas costeiras do RS deve ser considerado como um fator físico determinante nos processos de ressuspensão de partículas. Uma situação clara da necessidade de regionalização do IQA está relacionada com a turbidez (Bruschi *et al.* 1998), provocada pelo vento. Além disso, um índice apropriado de trofia também deve ser proposto, em função das propriedades geomorfológicas da região (“background”). Uma maior atenção deve ser dada à investigação dos processos envolvidos na formação de florações de cianobactérias, especialmente devido à toxicidade inerente às mesmas (Cardoso 2001), já que este tipo de floração é comum neste sistema. Regionalização de IQAs é uma proposta bastante difundida (Ott 1978; Leite 1994).

Recentemente, a FEPAM (2000) apresentou uma proposta de enquadramento das lagoas costeiras do Litoral Norte, baseada na qualidade atual de suas águas. De acordo com a Resolução CONAMA20/86, nenhuma das lagoas foi enquadrada como classe especial. Em classe 4 ficou somente para a Lagoa Marcelino em Osório, devido ao maior impacto por efluentes domésticos. Para as lagoas (água salobra), todas foram enquadradas na classe B, apenas a região do canal e margem leste da Lagoa Tramandaí foram incluídas na classe C. Essa proposta da FEPAM vem ao encontro dos resultados obtidos nas pesquisas apresentadas anteriormente. Assim, a questão básica para melhoria da qualidade da água nestes pontos críticos ainda é o saneamento.

CONCLUSÕES

A distribuição e amplitude de variação espacial e temporal da estrutura da comunidade zoo-

plancônica estabeleceu relações com variáveis de qualidade de água e o próprio índice (IQA). Possíveis espécies indicadoras destas variações ambientais (*Brachionus calyciflorus*, *Keratella tropica*, *Tintinnidium* sp2.) foram apontadas para monitoramento. Estas espécies mostraram uma maior estratégia adaptativa à turbidez, sólidos totais e coliformes fecais neste sistema. Com estes resultados apresentados ficou nítido que o monitoramento pode muito bem ser efetuado em escala sazonal (trimestral), desde que contemple todas as entradas de água neste sistema, como foi aqui efetuado. Em um único dia é possível percorrer todos os pontos, com uso de embarcação, e efetuar a coleta de amostras de água para análises biológicas e físico-químicas. Este procedimento reduz diárias em campo e se torna mais eficaz na validade das análises de água (tempo entre coleta e análise em laboratório). Dentre os grupos do zooplâncton encontrados neste estudo, protistas e rotíferos devem receber maior atenção no monitoramento por serem organismos bioindicadores de qualidade de água mais efetivos que o uso isolado do IQA. Desta forma, seria interessante que o monitoramento nestas lagoas incluísse também estes organismos, por estes estarem mais adaptados à hidrodinâmica do local e por serem importantes na ciclagem de nutrientes, com vistas à remoção destes, evitando assim florações algais indesejáveis para os usos a que estes corpos d'água se destinam (abastecimento, lançamento de resíduos domésticos, pesca, recreação, navegação e harmonia paisagística).

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao Prof. Dr. Nelson Fontoura (PUCRS) pelo grande auxílio prestado durante as amostragens, à técnica em química Fernanda Abreu dos Santos (PUCRS) pelas análises químicas efetuadas e ao Dr. Luciano Laybauer (UFRGS/PUCRS) pelo auxílio nos cálculos de IQA.

REFERÊNCIAS

- APHA (American Public Health Association). (1992). *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*. 18. ed. Washington. p. 1268.
- ATTAYDE, J.L. & BOZELLI, R.L. (1998). Assessing the indicator properties of zooplankton assemblages to disturbance gradients by canonical corre-

- spondence analysis. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, v. 55, p. 1789-1797.
- BEAVER, J.R. & CRISMAN, T.L.. (1990). Use of microzooplankton as an early indicator of advancing cultural eutrophication. *Verh. Internat. Verein. Limnol*, v. 24, p. 532-537.
- BOHRER, M.B.C. (1985). *Estudo das populações de Cladocera na Lagoa Emboaba, Tramandaí, RS (Crustacea, Branchiopoda)*. Porto Alegre - RS. 186p (Dissertação de Mestrado) – Curso de Pós-graduação em Ecologia,. Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- BROWN, R.M.; Mc CLEALLAND, N.; DEININGER, R.A.; TOZER, R.G.. (1970). A water quality index do we dare? *Water & Sewage Works*, v. 117, p. 339-343.
- BRUSCHI, W., Jr.; SALOMONI, S.E.; FERMINO, F.S.; PEDROZO, C. da S.; SCHWARZBOLD, A. & PERET, A.C. (1998). Aplicação de um índice de qualidade de águas para lagoas costeiras, RS, afetadas por despejos urbanos. *Biociências*, v. 6, n. 1, p. 55-66.
- CARDOSO, L. de S. (2001). *Variações da estrutura planctônica da Lagoa Itapeva (Sistema Lagunar Costeiro do Rio Grande do Sul) em função da hidrodinâmica*. Porto Alegre - RS. p. 466. (Tese de doutorado) – Programa de Pós-graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- CARDOSO, L de S.; LAYBAUER, L. & MOTTA MARQUES, D.M.L. da.. 1997 Gradientes espaciais e sazonais de IQA e suas relações com o zooplâncton em sistema lagunar costeiro (Tramandaí-RS). In: *XII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*, Vitória-ES, v. 3, p. 37-44.
- CARDOSO, L. de S. & MOTTA MARQUES, D. M.L. da. 2004. Structure of the zooplankton community in a subtropical shallow lake (Itapeva Lake - South of Brazil) and its relationship to hydrodynamic aspects. *Hydrobiologia*, v. 528, n. 1-3, p. 123-134.
- CARDOSO, L. de S.; SILVEIRA, A.L.L. da; MOTTA MARQUES, D.M.L. da. (2003). A ação do vento como gestor da hidrodinâmica na Lagoa Itapeva (Litoral Norte do Rio Grande do Sul-Brasil). *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, Brasil, v. 8, n. 3, p. 5-15.
- CARDOSO, L de S & VALER, R.M. (1996). Crescimento populacional de *Daphnia similis* (cladocera) em relação a dieta alimentar como instrumento básico para o monitoramento ambiental. In: *Simpósio Internacional de Qualidade Ambiental*, Porto Alegre, p. 172-175.
- CETESB (Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental). (1994). *Relatório de Qualidade das Águas Interiores do Estado de São Paulo de 1993*. 150 p.
- CLOSS, D. & MADEIRA, M. (1967). Foraminíferos e tecamebas aglutinantes da Lagoa Tramandaí no Rio Grande do Sul. *Iheringia*, n. 35, p. 7-31.
- FEPAM (Fundação Estadual de Proteção Ambiental). (2000). *Diretrizes ambientais para o desenvolvimento dos municípios do Litoral Norte*. Porto Alegre: FEPAM/Programa de Gerenciamento Costeiro. 96p. (cadernos de planejamento e gestão ambiental; v. 1).
- FERREIRA, D.L.; VALER, R.M. & CARDOSO, L. de S. (1998). Efeito do herbicida roundup em culturas de microalgas: uma ferramenta para avaliação da toxicidade em ambientes aquáticos. In: *II Simpósio Internacional de Qualidade Ambiental*, Porto Alegre-RS, p. 505-509.
- GÜNTZEL, A.M. (1995). *Estrutura e variação espaço-temporais da comunidade zooplanctônica na Lagoa Caconde, Osório, RS*. Porto Alegre - RS. 128p (Dissertação de Mestrado) – Curso de Pós-graduação em Ecologia,. Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- KREBS, C.J. (1989). *Ecological methodology*. New York, Harper Collins. p. 654.
- LEITE, F.P. das N. (1994). *Parâmetros ambientais e índices de qualidade como formas de avaliação ecológica da lagoa Caconde, Osório, RS*. Porto Alegre - RS. 102p (Dissertação de Mestrado) – Curso de Pós-graduação em Ecologia,. Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- LOBO, E.A. & LEIGHTON, G. (1986). Estructuras comunitarias de las fitocenosis planctónicas de los sistemas de desembocaduras de rios Y esteros de la zona central de Chile. *Rev. Biol. Mar.*, v. 22, n. 1, p. 1-29.
- LUND, J.W.G.; KILPLING, C.; LE CREN, E.D. (1959). The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. *Hydrobiologia*, v. 11, n. 2, p. 143-170.
- McCUNE, B. & MEFFORD, M.J. (1999). *PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data – Version 4*. MJM Software Design, Gleneden Beach, p. 273.
- OTT, W.R. (1978). *Environmental Indices: theory and practice*. Michigam, Ann Arbor Science.

- PAPPAS, J.L. & STOERMER, E.F. 1996. Quantitative method for determining a representative algal sample count. *J. Phycol.*, v. 32, p. 693-696.
- PEDROZO, C. da S. (2000). *Avaliação da qualidade ambiental das lagoas da planície costeira do Rio Grande do Sul com ênfase na comunidade zooplânctônica*. São Carlos - SP. 241p (Tese de doutorado) – Programa de Pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais. Universidade Federal de São Carlos.
- SCHWARZBOLD, A. & SCHÄFER, A. (1984). Gênese e morfologia das lagoas costeiras do Rio Grande do Sul - Brasil. *Amazoniana*, v. 9, n.1, p.: 87-104.
- SLÁDECEK, V. (1983). Rotifers as indicators of water quality. *Hydrobiologia*, v. 100, p. 169-201.
- SPOHR-BACCHIN, M. (1994). *A comunidade zooplânctônica da lagoa Emboaba, Tramandaí, RS: estrutura e variação sazonal*. Porto Alegre - RS. 112p (Dissertação de Mestrado) – Curso de Pós-graduação em Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.
- TER BRAAK, C.J.F. (1986). Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*, v. 67, n. 5, p. 1167-1179.
- WÜRDIG, N.L. (1987). Alguns dados físicos e químicos do sistema lagunar de Tramandaí, RGS. *Pesquisas*, v. 20, p. 49-74.

spatial gradient. Approximately 87 species constituted the zooplankton community richness. Dominance of the micro-zooplankton (protists and rotifers) in the community was characteristic for this system, with indicator species of the environmental variations. Rotifer species were indicative of WQI spatial variations during the autumn (Brachionus calyciflorus) and winter (Keratella tropical), while ciliate species were indicative during the spring (Tintinnidium sp2.).

Key-words: zooplankton, coastal lakes and lagoons, WQI, South of Brazil.

Relationships Between the Water Quality Index (WQI) and Spatial - Temporal Variability of the Zooplankton Community in the Tramandai Lagoon System (North Coast of Rio Grande do Sul State, Brazil)

ABSTRACT

Six lakes/lagoons of the North Coast of Rio Grande do Sul state and the Tramandaí-Armazém estuary-lagoon complex were selected in this study. The objective was to provide basic information for ecosystem management, through the relationships between spatial-temporal variations of the zooplankton community and water quality. Samplings were performed at seventeen points along this system during autumn, winter and spring of 1996. Besides the zooplankton analysis, water samples were taken to analyze the physiochemical variables used in the water quality index (WQI) set up by the National Sanitation Foundation (NSF). The WQI values usually decreased seasonally from N→S, towards the estuary, showing a