

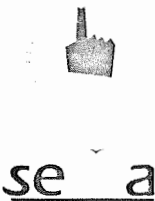
- Tema I** - Alcantarillado Sanitario (Aguas Negras o Servidas)/Tratamiento de Efluentes Domésticos e Industriales/Reuso
- Tema II** - Suministro/Tratamiento del Agua
- Tema III** - Residuos Sólidos
- Tema IV** - Materiales/Equipos/Instrumentación
- Tema V** - Calidad, Conservación y Gerenciamiento de Recursos Hídricos
- Tema VI** - Educación, Gestión, Manejo y Control Ambiental
- Tema VII** - Salud Pública/Control de Vectores
- Tema VIII** - Recursos Humanos/Enseñanza y Adiestramiento
- Tema IX** - Planificación/Legislación/Administración y Gerenciamiento del Sector
- Tema X** - Irrigación/Drenaje Urbano/Control de la Erosión
- Tema XI** - Otros

**Apoyo Institucional**



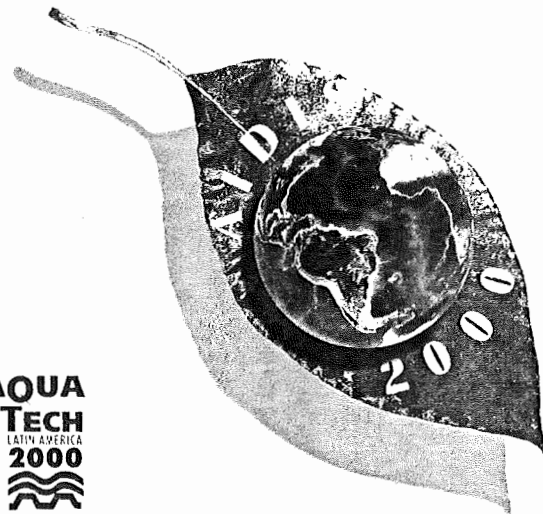
SECRETARIA DE RECURSOS HIDRICOS  
MINISTERIO DO MEIO AMBIENTE

GOVERNO FEDERAL



**XXVII CONGRESO INTERAMERICANO DE INGENIERIA SANITARIA Y AMBIENTAL**

**Las Américas y la Acción por el Medio Ambiente en el Milenio**





## II-008 - A TOXICIDADE DE DESPEJOS (LODOS) DE ESTAÇÕES DE TRATAMENTO DE ÁGUA À *Daphnia similis* (CLADOCERA, CRUSTACEA)

**Rosana Maria Barbosa<sup>(1)</sup>**

Bióloga pela FFCL-RP-USP. Doutora e Mestre em Ciências da Engenharia Ambiental pela Escola de Engenharia de São Carlos (CRHEA/EESC/USP).

**Jurandyr Povinelli**

Professor Titular do Dep<sup>o</sup>. de Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos - USP.

**Odete Rocha**

Professora Titular do Depto. de Biologia e Ecologia Evolutiva - UFSCar.

**Evaldo L.G. Espíndola**

Professor Doutor do Dep<sup>o</sup>. de Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos-USP.



**Endereço<sup>(1)</sup>:** Rua Alexandre Ranciaro, 129 - J. Bandeirantes - São Carlos - SP - CEP: 13562-290 - Brasil - Tel: (16) 9111-3002 - e-mail: [rmbarbo@sc.usp.br](mailto:rmbarbo@sc.usp.br)

### RESUMO

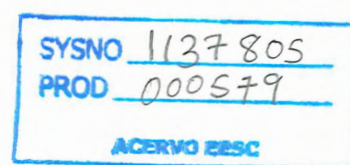
Lodos de duas Estações de Tratamento de Água (ETA), que utilizavam cloreto férrico (ETA-Paiol-ETA-1, localizada em Araraquara, SP) e sulfato de alumínio (ETA-SAAE-ETA-2, localizada em São Carlos, SP) como coagulantes primários, foram caracterizados físico-quimicamente em duas estações do ano (chuvosa e seca) e submetidos a testes de toxicidade aguda e crônica com dafnídeos (*Daphnia similis*). Os efeitos dos lodos nos testes de toxicidade aguda foram observados em relação à mortalidade, e, quanto aos testes de toxicidade crônica, observaram-se os efeitos na reprodução (número de descendentes) e na mortalidade. De um modo geral, os lodos das duas ETAs não causaram toxicidade aguda aos organismos-teste, ocorrendo apenas indícios de toxicidade. O lodo da ETA que utilizava cloreto férrico causou toxicidade crônica, observada através de baixa produção de descendentes (neonatas) e alta taxa de mortalidade, enquanto que o lodo da ETA que utilizava sulfato de alumínio causou toxicidade crônica evidenciada apenas em relação à produção de descendentes. Observou-se uma variação temporal dos lodos em relação aos parâmetros: turbidez, série de sólidos, nutrientes (N e P) e metais (Al, Mn e Fe), que juntamente com a DQO, foram identificados como os principais parâmetros que aumentam a degradação dos corpos receptores que recebem os lançamentos dos lodos e de outros despejos das ETAs. Apesar de não terem causado efeito agudo aos organismos-teste, os dois tipos de lodo causaram efeito crônico, sendo necessário, portanto, cautela no lançamento destes resíduos (*in natura*) nos corpos receptores, pois podem prejudicar a biota aquática e ainda degradar a qualidade das águas e sedimento.

**PALAVRAS-CHAVE:** Testes de Toxicidade, Lodos de ETAs, *Daphnia similis*, Toxicidade de Lodos.

### INTRODUÇÃO

Sulfato de alumínio ( $Al_2(SO_4)_3$ ) e cloreto férrico ( $FeCl_3$ ) são substâncias utilizadas como coagulantes primários nas etapas de floculação-sedimentação, nas estações de tratamento de água de abastecimento (ETAs) e de águas residuárias (HALL & HALL, 1989), sendo que os sais de alumínio são mais amplamente utilizados pela maioria das estações de tratamento de água em todo o mundo (RAMAMOORTHY, 1988; AWWA, 1991; CORDEIRO, 1993) principalmente devido ao seu baixo custo.

Durante o tratamento da água, o lodo resultante é acumulado em decantadores podendo permanecer retido por um longo período (meses) ou por um curto período (24 horas, quando o lançamento dos efluentes é diário), dependendo da forma de tratamento empregada. Apesar das ETAs empregarem diferentes processamentos, a maioria lança seus efluentes em corpos receptores adjacentes às estações, sem nenhum tratamento prévio dos resíduos. A opção de descarregar despejos resultantes do tratamento de água de abastecimento em corpos d'água superficiais é um método de disposição muito utilizado em vários países (GEORGE et al., 1995), inclusive no Brasil, embora entidades de controle ambiental tentem restringir esta prática. De acordo com SOUZA FILHO (1998), as estações de tratamento de água (ETAs) lançam seus efluentes em corpos receptores mais próximos ou na rede de águas pluviais, sem nenhuma forma de tratamento, favorecendo o aumento do grau de poluição e contribuindo para uma crescente degradação do meio ambiente.





Os lodos provenientes de ETAs contêm concentrações elevadas de metais, sobretudo de alumínio e ferro (HALL & HALL, 1989; BARBOSA, 2000), que ao serem lançados "in natura" em cursos d'água podem induzir toxicidade aos organismos aquáticos e aumentar a degradação destes ambientes, considerando que estes efluentes, além conterem metais, apresentam também elevadas concentrações de sólidos, alta turbidez e demanda química de oxigênio (DQO), fatores que podem causar condições indesejáveis, tais como, a criação de bancos de lodo, o assoreamento do curso d'água, alterações na cor e na composição química, e ainda alterações biológicas (VICORY & WEAVER, 1984; CORNWELL et al. 1987; SOUZA FILHO, 1998). Tem sido argumentado que a maior parte dos lodos dos decantadores e dos resíduos da filtração originam da água bruta e por isso, devem retornar a sua fonte. Em termos de carga total isto pode fazer sentido, contudo, geralmente as concentrações dos resíduos são muito maiores que aquelas encontradas na água bruta (LIN et al., 1984).

Em relação à toxicidade dos lodos de ETAs existem poucos trabalhos que abordam esta questão, embora já existam resultados que apontam para efeitos deletérios diretos ou indiretos do alumínio à vida aquática. De acordo com WREN & STEPHENSON (1991) as maiores fontes antropogênicas de alumínio em águas superficiais incluem o processamento industrial, as estações de tratamento de água, as estações de tratamento de esgoto e o processamento de papel e polpa. Estudos referentes à toxicidade e ao impacto causado pelo cloreto férrico não foram citados, devido a ausência de informações na literatura.

O interesse sobre a toxicidade do alumínio tem sido discreto devido à dificuldade de se estudar este elemento no meio ambiente e de se identificar a função do alumínio em certas doenças e problemas de saúde. O alumínio se apresenta na natureza principalmente como compostos na forma sólida (sais, hidróxidos), contudo, processos de acidificação (chuva ácida) têm aumentado a mobilidade do alumínio em sistemas aquáticos (AWWA, 1991). Além do alumínio, outros contaminantes associados ao alumínio comercial ou à água bruta podem ser adicionados ao sistema aquático através da descarga do lodo de ETAs (AWWA, 1991; CORDEIRO, 1993) e isto dificulta ainda mais a compreensão da química e toxicidade do alumínio no ambiente aquático.

A química do alumínio no meio aquoso é extremamente complexa. A toxicidade e a bioacumulação nos organismos aquáticos dependem da especiação do alumínio no sistema aquático, que é influenciada pelo pH, pela temperatura, pela concentração com ligantes orgânicos e pela duração da exposição. Estes fatores tornam extremamente difícil de se avaliar o risco do alumínio à integridade ecológica porque a toxicidade varia com a forma molecular e sua concentração (AWWA, 1991; WREN & STEPHENSON, 1991).

Este estudo avaliou a toxicidade aguda e crônica de lodos de duas ETAs que utilizavam cloreto férrico e sulfato de alumínio como coagulantes primários, aos organismos-teste *Daphnia similis*, e também investigou as principais alterações nas variáveis físicas e químicas destes despejos que causam impactos nos corpos receptores, em dois períodos (chuvoso e seco).

## MATERIAIS E MÉTODOS

Lodos provenientes da ETA-Águas do Paiol-ETA-1 e da ETA-SAAE-ETA-2, localizadas, respectivamente, em Araraquara e em São Carlos, SP, foram analisados quanto às características físicas e químicas, nos períodos chuvoso e seco. Os lodos também foram utilizados em testes de toxicidade aguda e crônica com os organismos-teste, *Daphnia similis*. Os ensaios foram desenvolvidos nos laboratórios de Ecotoxicologia e Limnologia do Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada (CRHEA) e laboratório de Saneamento do Dep<sup>o</sup> de Hidráulica e Saneamento (SHS), ambos pertencentes à Escola de Engenharia de São Carlos (EESC) - USP.

## PROCEDIMENTO DE COLETA E CARACTERIZAÇÃO DOS LODOS

Coletaram-se as amostras dos lodos da ETA de Araraquara na saída do tubo de descarga junto ao corpo receptor. Na ETA de São Carlos os lodos foram coletados na própria estação, na canaleta de distribuição (que liga os floculadores aos decantadores), com o auxílio de um amostrador do tipo "Core" (de 2 metros). Coletaram-se, cerca de 40L de lodo, que foram utilizados para a caracterização química e física e para os testes de toxicidade.

As variáveis analisadas e os métodos empregados para as caracterizações dos lodos das ETAs foram: pH, condutividade, OD, dureza, turbidez, DQO, série de sólidos, metais (Al, Cr, Fe, Ni, Pb, Cd, Zn, Mn e Cu), de acordo com APHA/AWWA, (1995), e nutrientes total (N e P), segundo GOLTERMAN et al. (1978).



### TESTE DE TOXICIDADE AGUDA E CRÔNICA COM LODOS UTILIZANDO Daphnia similis

Durante os ensaios os organismos foram expostos a diferentes concentrações de lodo, correspondendo a diferentes diluições (25%, 50%, 75% e 100%). A água de diluição utilizada foi a água de manutenção dos organismos no laboratório. No dia anterior aos testes, fêmeas ovígeras de D. similis (mantidas em cultura com meio alimentar de  $10^5$  células/mL de algas) foram separadas para a obtenção de neonatas com idade inferior a 24 horas.

No teste de toxicidade aguda, foram utilizados dez organismos em cada tratamento (com duas réplicas ou mais), sendo que o número de réplicas dependia da disponibilidade de organismos. A duração do teste foi de 48 horas e os recipientes utilizados foram béqueres com capacidade para 200 mL. Não foi feita renovação da solução, ou seja, dos lodos e da água de manutenção. Durante os testes os organismos foram mantidos sem alimentação, sob temperatura de  $22 \pm 2^\circ\text{C}$  e fotoperíodo de 12 horas.

As seguintes determinações foram realizadas: pH, temperatura, condutividade, dureza da água de diluição (início), e, pH, temperatura, condutividade, OD e dureza de todas as concentrações (final) dos testes. Após o período do ensaio foi feita a contagem dos organismos sobreviventes e os resultados expressos em porcentagem de organismos mortos ou imobilizados em cada tratamento.

No teste de toxicidade crônica foram utilizadas dez neonatas de Daphnia similis com 5 dias de idade. Os procedimentos adotados foram os mesmos utilizados no teste de toxicidade aguda, diferindo apenas em relação à idade dos organismos (5 dias), à duração do teste ( $\pm 7$  a 10 dias, ou até a obtenção da terceira ninhada) e aos recipientes-teste (individualizados), sendo registrados o número de neonatas produzidas para a obtenção dos dados estatísticos. Outra diferença é que os organismos foram alimentados, durante os ensaios, com uma mistura de algas (Selenastrum capricornutum, a uma concentração de  $10^5$  células/mL), ração de truta e fermento biológico. Medidas de pH, temperatura, condutividade, OD e dureza foram realizadas a cada dois dias. Os procedimentos utilizados nos testes agudo e crônico foram os mesmos descritos em IBAMA (1990), CETESB (1991) e BURTON & MACPHERSON (1995). Os resultados do teste de toxicidade crônica foram expressos através da porcentagem de organismos mortos e o total de descendentes, e para análise estatística utilizou-se o programa computacional "TOXSTAT 3.4".

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

### CARACTERÍSTICAS FÍSICAS E QUÍMICAS DOS LODOS DA ETA-1 E ETA-2

Para quase todas as variáveis físicas e químicas utilizadas para caracterizar os lodos das ETAs foram observadas variações temporais nos períodos chuvoso e seco (Tabelas 1 e 2). As variáveis que expressaram melhor a influência das chuvas (período chuvoso) foram pH, turbidez, sólidos (totais e suspensos), DQO, N (para as 2 ETAs) e P (apenas para ETA-2). Como pode ser observado na tabela 3, as concentrações de metais (Zn, Pb, Ni, Cu e Cr) apresentaram variações pouco significativas, apenas Al, Fe e Mn tiveram suas concentrações elevadas no período chuvoso, o que se justifica pelo aumento da dosagem de coagulantes durante o processo de tratamento da água neste período, ocasião em que a água apresenta maiores concentrações de sólidos e de outros contaminantes. As alterações das demais propriedades dos lodos no período chuvoso também se justificam pela qualidade da água bruta que carrega maior quantidade de materiais de origem alóctone provenientes dos processos de lavagem dos solos.



**Tabela 1 - Características físicas e químicas de amostras dos lodos das ETA-1 e ETA-2, coletadas no período chuvoso.**

Parâmetro/unidade	Lodo	
	ETA-1	ETA-2
pH	10,6	9,8
Condutividade - $\mu\text{S/cm}$	168,0	59,0
Turbidez - uT	4.500	71.300
Oxigênio dissolvido - mg/L	5,7	8,3
Temperatura - $^{\circ}\text{C}$	24,7	22,9
Sólidos totais - mg/L	5.074	52.345
Sólidos totais fixos - mg/L	3.878	39.075
Sólidos totais voláteis - mg/L	1.196	13.270
Sólidos suspensos -mg/L	4.600	50.920
Sólidos suspensos fixos - mg/L	3.960	39.910
Sólidos suspensos voláteis - mg/L	640	11.010
Sólidos sedimentáveis - mL/L	825	700
DQO - mg/L	558	20.500
Dureza - mg $\text{CaCO}_3/\text{L}^*$	81,32	68,48
Nitrogênio total - mg/L*	1,15	19,90
Fósforo total - mg/L*	33,30	75,22

(\*) Medidas feitas do sobrenadante do lodo

**Tabela 2 - Características físicas e químicas de amostras dos lodos das ETA-1 e ETA-2, coletadas no período seco.**

Parâmetro/unidade	Lodo -	
	ETA-1	ETA-2
pH	6,8	6,2
Condutividade - $\mu\text{S/cm}$	154,7	166,0
Turbidez - uT	897	49.200
Oxigênio dissolvido - mg/L	6,3	6,0
Temperatura - $^{\circ}\text{C}$	19,2	21,5
Sólidos totais - mg/L	2.132	29.595
Sólidos totais fixos - mg/L	1.510	22.207
Sólidos totais voláteis - mg/L	622	7.388
Sólidos suspensos -mg/L	2.110	14.633
Sólidos suspensos fixos - mg/L	1.790	11.033
Sólidos suspensos voláteis - mg/L	320	3.600
Sólidos sedimentáveis - mL/L	730	850
DQO - mg/L	238	11.380
Dureza - mg $\text{CaCO}_3/\text{L}^*$	54,08	93,60
Nitrogênio total - mg/L*	0,17	6,90
Fósforo total - mg/L*	51,86	54,06

(\*) Medidas feitas do sobrenadante do lodo

**Tabela 3 - Valores da concentração de metais (mg/kg) nos lodos das ETAs, nos períodos chuvoso e seco.**

lodo	Período	Metais (mg/kg)								
		Zn	Pb	Cd	Ni	Fe	Mn	Cu	Cr	Al
Eta-1	chuvoso	31,5	48,0	ND	78,0	299.500,0	910,0	34,0	42,0	95.773,0
Eta-2	chuvoso	64,0	56,0	ND	50,0	130.500,0	1485,0	70,0	34,5	171.769,0
Eta-1	seco	39,5	46,0	ND	50,0	124.000,0	1265,0	57,0	34,0	146.224,0
Eta-2	seco	29,0	75,0	ND	79,5	392.500,0	1415,0	24,0	38,5	57.730,0

OBS: ND = não detectado.



### TESTES DE TOXICIDADE AGUDA COM LODOS DAS ETAS

Os lodos das duas ETAs (ETA-1 e ETA-2) de um modo geral, não causaram efeito agudo severo aos organismos-teste. O esperado em testes de toxicidade é que a mortalidade aumente com a concentração da substância testada. Neste estudo constatou-se a ocorrência de indícios de toxicidade, porém, nem sempre a toxicidade ou seus indícios foram proporcionais ao aumento da concentração de lodo em cada tratamento. Resultados semelhantes em relação às proporções foram obtidos por GEORGE et al. (1995) em testes de toxicidade com extratos de lodos de ETAs utilizando a alga *S. capricornutum* como organismos-teste, e por MELETTI (1997) em testes de toxicidade com água da bacia do rio Piracicaba, utilizando a espécie *Prochilodus scrofa*, sendo que em ambos estudos foram observadas inibição ou mortalidade maiores em concentrações menores.

Assim como a concentração de agentes tóxicos na água não é constante, pois os lançamentos dos diversos efluentes (industriais, agrícolas, domésticos) são intermitentes, o mesmo ocorre com o lodo das ETAs, que podem conter os mais variados contaminantes presentes na água bruta ou nos insumos adicionados durante o tratamento, e que também podem surgir de forma intermitente. Assim, a toxicidade de um lodo pode variar ao longo de um mesmo dia ou variar ao longo de um período maior de tempo (variação sazonal).

Poucas informações foram obtidas na literatura a respeito da toxicidade de lodos de ETAs. Em relação à toxicidade de lodos de ETAs que utilizam cloreto férrico como coagulante, nada foi encontrado. Quanto aos lodos de ETAs que utilizam sulfato de alumínio como coagulante, alguns trabalhos têm mencionado a toxicidade do lodo ou de extratos produzidos a partir dos mesmos (HALL & HALL, 1989; AWWA, 1991; GEORGE et al., 1995).

Apesar das poucas informações sobre toxicidade de lodo de ETAs, os resultados obtidos neste trabalho corroboram aqueles citados por HALL & HALL (1989), em que os autores não constataram efeito agudo a *Ceriodaphnia dubia* causado pelo lodo de uma ETA que utilizava sulfato de alumínio como coagulante. A AWWA (1991) também não detectou toxicidade aguda de extratos de lodos de diversas ETAs (que utilizavam sulfato de alumínio) a microcrustáceos.

WREN & STEPHENSON (1991) afirmam que os cladóceros são os organismos mais sensíveis ao alumínio, entretanto, praticamente não se observou toxicidade aguda de lodo da ETA-2 (com altos teores de alumínio) a *D. similis* (Figuras 1 e 2), ocorrendo apenas indícios de toxicidade.

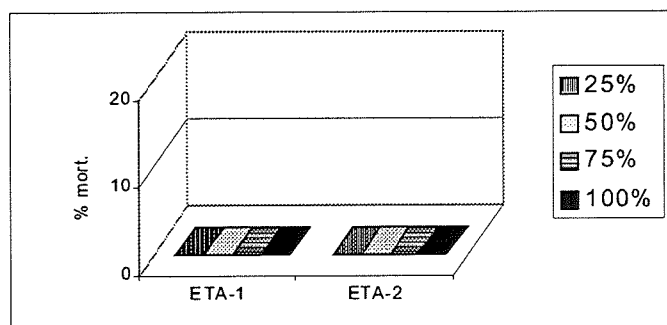


Figura 1 - Percentual de mortalidade de *D. similis* nos testes de toxicidade aguda com lodos das ETAs, relativo à estação chuvosa. A legenda indica as concentrações de lodo utilizadas.

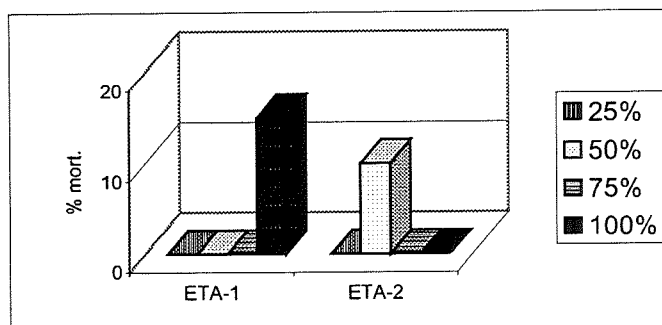


Figura 2 - Percentual de mortalidade de *D. similis* nos testes de toxicidade aguda com lodos das ETAs, relativo à estação seca. A legenda indica as concentrações de lodo utilizadas.

De acordo com os resultados obtidos neste trabalho, os valores de pH dos lodos das ETA-1 e ETA-2 geralmente permaneceram próximos da neutralidade, neutros ou levemente alcalinos, valores que tendem a reduzir o efeito tóxico do lodo contendo sulfato de alumínio (RAMAMOORTHY, 1988; AWWA, op. cit.; GEORGE et al., op. cit.). Além disso, a precipitação do alumínio devido à alta alcalinidade do efluente, a complexação com sólidos, e a competição catiônica devido à alta dureza, são fatores que provavelmente reduzem a toxicidade do alumínio contido nos lodos das ETAs que utilizam sulfato de alumínio como coagulante (HALL & HALL, 1989).

Em relação à toxicidade do lodo da ETA-1, em termos de efeito agudo, este lodo apresentou, em geral, baixa toxicidade, ocorrendo indícios de toxicidade em apenas um teste com dafnídeos. É provável que o lançamento diário deste tipo de lodo, associado a fatores como alta dureza, pH alcalino e complexação de metais com sólidos reduzam a toxicidade aguda deste tipo de lodo.

#### TOXICIDADE CRÔNICA DO LODO DAS ETA-1 E ETA-2 A *D. similis*

Os testes de toxicidade crônica com lodos das ETAs indicaram efeitos crônicos que puderam ser evidenciados por uma menor produção de neonatas (descendentes) em relação ao controle (Figuras 3 e 4) e alta taxa de mortalidade (Figuras 5 e 6), particularmente da ETA-1.

Com exceção da ETA-2 no período chuvoso (Figura 3), em que os tratamentos (25, 50 e 75%) com lodo apresentaram produções de neonatas equivalentes ou superiores ao controle, nos demais ensaios verificaram-se efeitos deletérios dos lodos, que podem ser observados pelo reduzido número de descendentes quando comparados com o controle (Figuras 3 e 4).

Em relação ao ensaio realizado no período chuvoso, nos tratamentos da ETA-2 observou-se que o total de neonatas foi equivalente ou superior ao controle (Figura 3), devido à qualidade da cultura de dafnídeos, que na ocasião apresentava um certo declínio no crescimento, resultante da qualidade e quantidade de alimento (algas) que era oferecido aos organismos, durante a manutenção dos organismos e durante os testes, ou seja, ocorreram problemas técnicos no cultivo das algas que serviam como alimento para as culturas. Provavelmente o lodo da ETA-2 tenha contribuído com algum tipo de nutriente (matéria orgânica ou microrganismos) para os organismos-teste. Parece que a matéria orgânica e microrganismos contidos no lodo da ETA-2 favoreceram, de certa forma, o desenvolvimento e reprodução dos organismos, particularmente no tratamento ETA-2 (25%). Estes nutrientes se concentravam no lodo devido ao longo período em que o mesmo permanecia armazenado na canaleta, onde eram realizadas as coletas.

STEWART & KONETSKY (1998) realizaram experimentos visando determinar a importância da qualidade da água e do alimento como fatores que influenciavam a longevidade e a reprodução de *Ceriodaphnia dubia*. De acordo com os resultados, *C. dubia* parece ser insensível a fatores gerais da qualidade da água mas bastante sensível à qualidade e quantidade de alimento disponíveis.



Ainda segundo os autores citados anteriormente, os dafinídeos podem obter energia da matéria orgânica sob várias formas. *Ceriodaphnia dubia* pode sobreviver e se reproduzir em águas de brejos que são relativamente ricas em bactérias e pobres em fitoplâncton. ANDERSON & BENKE (1994) afirmam que estes organismos podem utilizar matéria orgânica dissolvida como fonte de alimento, obtidas das partículas de argila de sedimentos. Segundo KIRK & GILBERT (1990) vários estudos também indicam que tanto a qualidade como a quantidade de algas disponíveis como alimento podem influenciar o crescimento e a reprodução de dafinídeos.

De acordo com BURTON & MACPHERSON (1995), dafinídeos são organismos muito sensíveis e sua "saúde" é facilmente afetada pela dieta e meio de cultura utilizados. Portanto, as culturas são propensas a "crises" periódicas. Talvez esta seja a causa das diferenças observadas neste trabalho, quanto à produção de neonatas, principalmente nos bioensaios realizados no período chuvoso.

Uma outra hipótese para a redução da toxicidade do lodo da ETA-2 no período chuvoso, relaciona-se com o fato do lodo permanecer por longo período na canaleta de distribuição (tempo de estocagem de até 1 ano), pois a lavagem da mesma requer a paralisação de toda a estação de tratamento. Portanto, ao permanecer retido na canaleta (local de coleta do lodo na ETA-2) por um longo período, e dependendo das condições físicas e químicas do meio, o alumínio contido no lodo poderia tornar-se solúvel na própria água de abastecimento, reduzindo desta forma a toxicidade do lodo

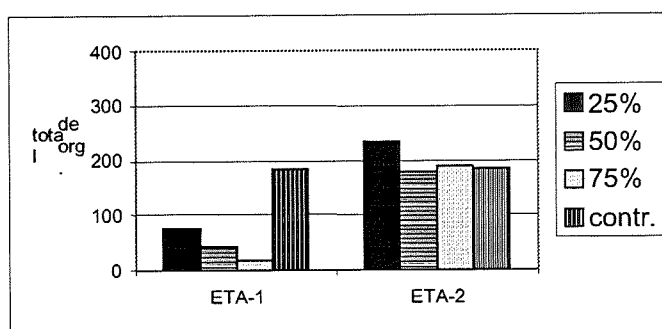


Figura 3 - Variação da fecundidade total (produção de neonatas) de *D. similis* expostas ao lodo da ETA-1 e ETA-2 (toxicidade crônica), no período chuvoso. A legenda indica as concentrações de lodo utilizadas.

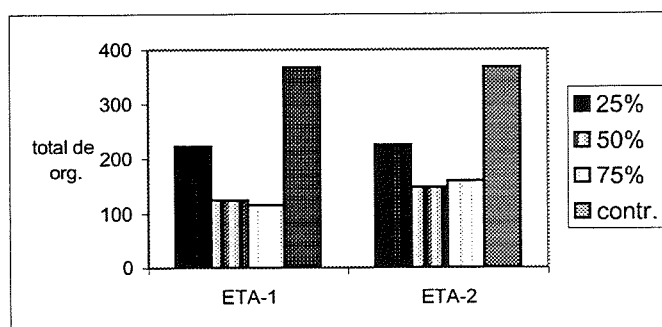


Figura 4 - Variação da fecundidade total (produção de neonatas) de *D. similis* expostas ao lodo da ETA-1 e ETA-2 (toxicidade crônica), no período seco. A legenda indica as concentrações de lodo utilizadas.

Em relação a ETA-1, constatou-se que, de um modo geral, as maiores produções de neonatas ocorreram nas concentrações mais baixas de lodo (Figuras 3 e 4). Já a ETA-2 não apresentou um comportamento claramente definido.



Os tratamentos com o lodo da ETA-1 sempre apresentaram um total de neonatas inferiores ao controle, e as causas prováveis da baixa produção são a presença de alguma substância no lodo que tenha um efeito inibitório na reprodução, ou ainda, ausência de nutrientes (microrganismos) que complementarizam o alimento adicionado durante o teste, tal como o lodo da ETA-2. Essa ausência de nutrientes se deve ao curto período de armazenamento do lodo, em função do lançamento da ETA-1 ser diário.

Quanto à taxa de mortalidade, o lodo da ETA-1 apresentou ao final dos ensaios, uma taxa de mortalidade que variou de 10 a 60% (Figuras 5 e 6), sendo que os maiores percentuais de mortalidade nos dois períodos ocorreram sempre no tratamento ETA-75%. Os resultados dos testes de toxicidade crônica indicaram que o lodo da ETA-1 apresentou efeito crônico a *D. similis*, o qual pode ser observado pela taxa de mortalidade e menor produção de neonatas em relação ao controle (Figuras 3 a 6). O efeito crônico do lodo da ETA-2 foi melhor evidenciado pela menor produção de neonatas em relação ao controle (com exceção feita ao ensaio realizado no período chuvoso).

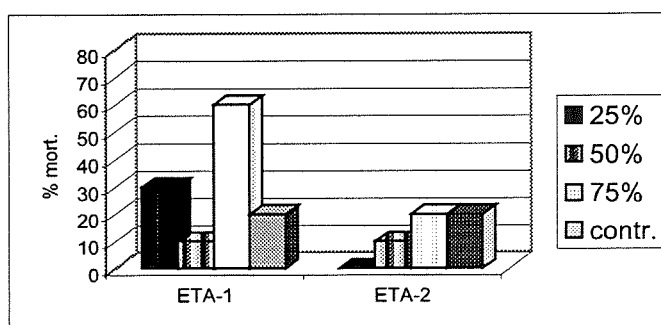


Figura 5 - Variação da mortalidade total de *D. similis* expostas ao lodo da ETA-1 e ETA-2 (toxicidade crônica), no período chuvoso. A legenda indica as concentrações de lodo utilizadas.

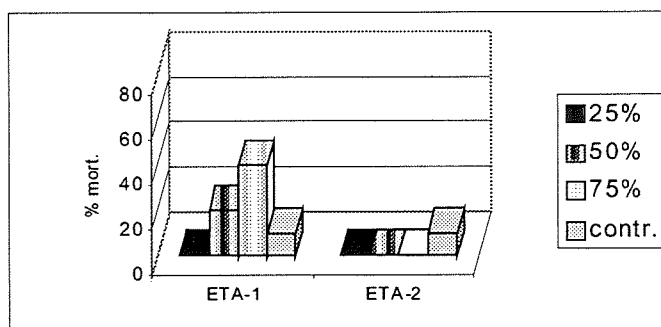


Figura 6 - Variação da mortalidade total de *D. similis* expostas ao lodo da ETA-1 e ETA-2 (toxicidade crônica), no período seco. A legenda indica as concentrações de lodo utilizadas.

Os resultados obtidos no teste de toxicidade crônica com *D. similis* neste estudo, corroboram aqueles citados por HALL & HALL (1989) que estudaram a toxicidade crônica de lodo de ETA (contendo sulfato de alumínio) a *C. dubia*, toxicidade evidenciada pelo atraso na produção de neonatas.

Em síntese, apesar dos lodos das duas ETAs, em geral, não terem causado efeito agudo em *Daphnia similis*, ambos causaram efeitos crônicos a esta espécie, efeitos que se evidenciaram através de uma menor produção de neonatas para ETA-2, e de uma menor produção de neonatas e alta taxa de mortalidade para a ETA-1. Portanto, nem sempre a toxicidade aguda reflete o potencial deletério de um efluente complexo, sendo então imprescindível a realização de testes de toxicidade crônica, os quais complementam a avaliação ou monitoramento ambiental, do ponto de vista biológico.



## CONCLUSÕES

Em geral, os lodos das duas ETAs não causaram toxicidade aguda aos organismos-teste, verificando-se apenas indícios de toxicidade. O lodo da ETA que utiliza cloreto férrico causou toxicidade crônica, evidenciada através de baixa produção de neonatas e alta taxa de mortalidade, enquanto que o lodo da ETA que utiliza sulfato de alumínio causou toxicidade crônica evidenciada apenas em relação à produção de neonatas. Constatou-se variação temporal nas características dos lodos apenas em relação aos parâmetros turbidez, série de sólidos, nutrientes (N e P) e metais (Al, Mn e Fe), sendo que estes juntamente com a DQO, foram identificados como os principais parâmetros indicadores da degradação dos corpos receptores que recebem os lançamentos dos efluentes das ETAs. Conclui-se, portanto, que a disposição "in natura" dos efluentes das ETAs estudadas prejudica a biota aquática, comprometendo a qualidade da água e do sedimento dos corpos receptores, o que é preocupante tendo em vista o número de estações de tratamento e o fato da disposição dos efluentes ser, via de regra, por lançamento nos corpos d'água adjacentes.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; WATER ENVIRONMENTAL FEDERATION (1995), *Standard methods for the examination of water and wastewater*. APHA/AWWA/WEF, 19ª edition.
2. AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION, (1991). *Alum sludge in the aquatic environment*. AWWA Research Foundation and American Water Works Association, 224 p.
3. ANDERSON, D.H. & BENKE, A.C. (1994). Growth and reproduction of the cladoceran *Ceriodaphnia dubia* from a forested floodplain swamp. *Limnology & Oceanography*, v.39, p.1517-1527.
4. BARBOSA, R.M. (2000). *Avaliação do impacto de lodos de estações de tratamento de água à biota aquática através de estudos ecotoxicológicos*. São Carlos, 200 p. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
5. BURTON, G.A., Jr; MacPHERSON, C. (1995). Sediment toxicity testing issues and methods. In: HOFFMAN, D.; RATTNER, B.A.; BURTON JR, G.A.; CAIRNS, J. Jr eds. *Handbook of Ecotoxicology*. Boca Raton, Lewis Publishers, p.70-103.
6. CETESB (1991). Água - teste de toxicidade aguda com *Daphnia similis* Claus, 1876 (Cladocera, Crustacea). São Paulo. CETESB, 33 p. Norma Técnica L5 018.
7. CORDEIRO, J.S. (1993). *O problema dos lodos gerados em estações de tratamento de água*. São Carlos. 342 p. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
8. CORNWELL, D.A.; BURMASTER, J.W.; FRANCIS, J.L.; FRIENDLINE, J.C., Jr; HOUCK, C.; KING, P.H.; KNOCKE, W.R.; NOVAK, J.T.; ROLAN, A.T.; SAN GIACOMO, R. (1987). Committee report: research needs for alum sludge discharge. *Journal AWWA - Research and Technology*, v.79, n.6, p.99-104.
9. GEORGE, D.B.; BERK, S.G.; ADAMS, V.D.; TING, R.S.; ROBERTS, R.O.; PARKS, L.H.; LOTT, R.C. (1995). Toxicity of alum sludge extracts to a freshwater alga, protozoan, fish, and marine bacterium. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, v.29, p.149-158.
10. GOLTERMAN, H.L.; CLYMO, R.S.; OHNSTAD, R. (1978). *Methods for physical and chemical analysis of freshwater*. 2ª Ed. IBP. HANDBOOK, 8, Blackwell Sci. Publ., Oxford.
11. HALL, W.S. & HALL, L.W., Jr (1989). Toxicity of alum sludge to *Ceriodaphnia dubia* and *Pimephales promelas*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, v.42, p.791-798.
12. HAMILTON, M.A; RUSSO, R.C.; THURFTON, R.B. (1977). Trimmed Spearman-Kärber methods for estimating median lethal concentration in toxicity bioassay. *Environmental Science and Technology*. 714, 11 (7), correction, 417, 12 (4), 1978.
13. INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. (1990). *Manual de testes para avaliação da ecotoxicidade de agentes químicos*. Brasília, 2ª edição, IBAMA.
14. KIRK, K.L. & GILBERT, J.J. (1990). Suspended clay and the population dynamics of planktonic rotifers and cladocerans. *Ecology*, v.71, p.1741-1755.
15. LIN, S.; EVANS, R.L.; SCHNEPPER, D.; HILL, T. (1984). *Evaluation of wastes from the East St. Louis water treatment plant and their impact on the Mississippi river*. Illinois State Water Survey Div., Champaign - National Technical Information Service-NTIS, ISWS/CIR-160/84, 90 p.
16. MELETTI, P.C. (1997). *Avaliação da qualidade da água e do sedimento na Bacia do Rio Piracicaba, SP, através de parâmetros ecotoxicológicos*. São Carlos. 220 p. Dissertação (mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.



17. RAMAMOORTHY, S. (1988). Effect of pH on speciation and toxicity of aluminum to rainbow trout (*Salmo gairdneri*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science, v.45, n.4, p.634-642.
18. SOUZA FILHO, A.G. (1998). *Caracterização e clarificação por sedimentação da água de lavagem de filtros rápidos de uma estação de tratamento de água que utiliza cloreto férrico como coagulante primário*. São Carlos. 245 p. Dissertação (mestrado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
19. STEWART, A.J. & KONETSKY, B.K. (1998). Longevity and reproduction of *Ceriodaphnia dubia* in receiving waters. Environmental Toxicology and Chemistry, v.17, n.6, p.1165-1171.
20. VICORY, A.H. & WEAVER, L. (1984). Controlling discharges of water plant wastes to the Ohio River. Journal of American Water Works Association, v.76, n.4, p.122-125.
21. WREN, C.D. & STEPHENSON, G.L. (1991). The effect of acidification on the accumulation and toxicity of metals to freshwater invertebrates. Environmental Pollution, v.71, p. 205-241.