

BACTÉRIAS E BIOINDICADORES DE QUALIDADE DE ÁGUAS DE ECOSISTEMAS ORIZÍCOLAS DA REGIÃO SUL DO BRASIL

Maria Helena Lima Ribeiro Reche ^{1*}, Michele Pittol¹ & Lidia Mariana Fiuza^{1,2}

¹Universidade do Vale do Rio dos Sinos (UNISINOS), Programa de Pós-Graduação em Biologia, Laboratório de Microbiologia, Ciências da Saúde. Avenida Unisinos, 950, Cristo Rei, Caixa Postal: 275, São Leopoldo, RS, Brasil. CEP: 93.022-000.

²Estação Experimental do Arroz, Instituto Rio Grandense do Arroz (IRGA), Avenida Bonifácio Carvalho Bernardes, 1494, Cachoeirinha, RS, Brasil. CEP: 94930-030.

E-mail: hemilena@terra.com.br (*), mipittol@ibest.com.br, fiuza@unisinos.br.

RESUMO

A presença de bactérias heterotróficas em ambientes aquáticos, como os agroecossistemas de produção de arroz irrigado, é determinada por processos bióticos e abióticos, onde se destacam os fatores físico-químicos e as interações de elevada complexidade com outros organismos. Nesse trabalho são abordados aspectos relacionados a estas bactérias, tais como: diversidade bacteriana em áreas orizícolas, coliformes totais e termotolerantes como indicadores ambientais. Também são mencionados tópicos relacionados aos *wetlands* naturais e artificiais, a viabilidade de bactérias entéricas, os impactos, a reutilização e o monitoramento da água nos ecossistemas orizícolas.

Palavras-chave: Agroecossistemas; coliformes; qualidade microbiológica.

ABSTRACT

BACTERIA AND BIOINDICATORS OF THE WATER QUALITY IN IRRIGATED RICE FIELD ECOSYSTEMS IN THE SOUTHERN REGIONS OF BRAZIL. The presence of heterotrophic bacteria in aquatic environments, such as those in the agricultural systems of irrigated rice fields, is determined by biotic and abiotic processes, with the focus on physical-chemical factors and highly complex interactions with other organisms. In this study, we address aspects related to these bacteria, such as: bacterial diversity in rice growing areas, total coliforms and thermotolerant as environmental indicators. Are also mentioned topics related to natural and artificial wetlands, the viability of enteric bacteria, the environmental impacts, reuse and monitoring of water in rice fields ecosystems.

Key words: Agroecosystems; coliforms; microbiological quality.

RESUMEN

BACTERIAS Y BIO-INDICADORES DE LA CALIDAD DE AGUA DE LOS ECOSISTEMAS DE LOS CULTIVOS ARROZ IRRIGADO EN LA REGIÓN SUR DE BRASIL. La presencia de bacterias heterotróficas en ambientes acuáticos, como los agroecossistemas de producción de arroz irrigado, esta determinada por procesos bióticos y abióticos, en los que destacan factores físico-químicos e interacciones muy complejas con otros organismos. En este trabajo se discuten algunos aspectos relacionados a estas bacterias, como la diversidad bacteriana en zonas de cultivo de arroz y coliformes totales y termotolerantes considerados como indicadores ambientales. También se discuten tópicos relacionados a humedales naturales y artificiales, a la viabilidad de bacterias entéricas, a los impactos causados y a la reutilización y monitoreo del agua en los ecossistemas de cultivo de arroz.

Palabras clave: Agroecossistemas; coniformes; calidad microbiológica

INTRODUÇÃO

As bactérias são organismos abundantes, com uma estimativa total de $4-6 \times 10^{30}$ células, sendo larga proporção encontrada nos oceanos e na superfície terrestre, onde se estima haver o equivalente a $3,5 \times 10^{30}$ e $0,25-2,5 \times 10^{30}$, respectivamente (Whitman *et al.* 1998). Apesar de seu modesto tamanho como indivíduos, esse grupo microbiano contribui tanto na degradação e remineralização de material orgânico dissolvido na água (Bernhard *et al.* 2005), quanto no sustento da biomassa no universo (Horner-Devine *et al.* 2003).

A maioria das bactérias patogênicas é heterotrófica e são capazes de transformar em energia detritos orgânicos e uma variedade de substratos de carbono incluindo aminoácidos, lipídios, glicolipídios e carboidratos.

A estrutura e dinâmica das comunidades de bactérias heterotróficas são intensamente influenciadas por elementos, como disponibilidade de alimento e temperatura (Comte *et al.* 2006). Carbono orgânico dissolvido (COD) liberado por organismos aquáticos e predação podem ser fatores limitantes da abundância e produção bacteriana (Thomaz 1999). A dinâmica de comunidades bacterianas heterotróficas foi verificada por Miki & Yamamura (2005), que prognosticaram a composição funcional e sucessão nessas comunidades. No modelo de utilização de carbono como fornecedor energético proposto pelos autores existem três grupos: os especialistas de vida livre que utilizam o COD, os que utilizam o carbono orgânico particulado (COP) - associados às partículas e os generalistas. Estes últimos, hábeis na utilização da matéria orgânica dissolvida (MOD) também fazem uso do COD ou do COP quando lhes é conveniente e são abundantes em comunidades associadas às partículas e nas comunidades de vida livre, competindo com ambas. Os últimos estudos sobre a biodisponibilidade do COD são direcionados a importância da sua estrutura e não ao tamanho de suas moléculas (Suhett *et al.* 2006).

Em áreas alagadas com cultivo de arroz, bem como em outros ecossistemas aquáticos, como sedimentos orgânicos de zonas litorâneas colonizados por macrófitas aquáticas, Cunha-Santino *et al.* (2008), destacaram a participação das bactérias no ciclo do carbono e no fluxo energético, ressaltando suas

habilidades. De acordo com os mesmos autores, esses microrganismos utilizam seu aparato enzimático na degradação de substratos lignocelulósicos, pois o processo de degradação de ligninas nos ecossistemas aquáticos é essencial para a troca de matéria e energia.

Em estudos sobre bactérias heterotróficas do grupo coliformes, em córregos do sul da Califórnia, Tiefenthaler *et al.* (2008) constataram que os níveis populacionais de bactérias indicadoras de contaminação fecal (*Escherichia coli*, Enterococos e coliformes totais), em relação à sazonalidade, foram significativamente mais elevados durante o verão. Além disto os autores encontraram correlação positiva com a variável ambiental temperatura e negativa com as variáveis condutividade e oxigênio dissolvido. Os autores concluíram, devido à ausência da espécie bacteriana *Bacteroides thetaiotaomicron*, que a contaminação fecal era de origem não antrópica.

Em águas superficiais no estado do Paraná, Kolm & Andretta (2003), avaliaram a influência da maré sobre as bactérias. Concluíram que bactérias heterotróficas aeróbias, coliformes totais e *E. coli* apresentaram correlação direta com a matéria orgânica particulada e a pluviosidade. A predação por protistas influenciou moderadamente à regulação populacional desses microrganismos. Vírus são considerados agentes controladores, potencialmente importantes na composição, diversidade e sucessão de comunidades planctônicas, pois desempenham um papel importante na ciclagem de nutrientes. Isto ocorre porque ao provocarem a lise de células lançam no ambiente, diversos substratos orgânicos que podem ser utilizados por outros organismos, assim promovendo a diversidade das comunidades impedindo o domínio de uma espécie (Comte *et al.* 2006, Lang *et al.* 2009). Em lagos naturais na França, Comte *et al.* (2006) estudaram a dinâmica e estrutura de comunidades microbianas mesotróficas, determinando a sucessão sazonal de mixotróficos e flagelados heterotróficos, como os principais bacterívoros. Protozoários, ciliados e cladóceros são citados por Thomaz (1999) como consumidores de bactérias na água, além de invertebrados filtradores, larvas de simuliídeos e quironomídeos, os quais utilizam as bactérias como fonte de carbono.

Miki & Yamamura (2005) propuseram que as interações entre vírus-bactérias-protozoários são *links*

tróficos importantes na rede alimentar microbiana aquática, não somente como um mecanismo que sustenta a alta diversidade bacteriana, mas também no que se refere ao laço viral, o qual influencia a composição e dinâmica das comunidades bacterianas e os processos biogeoquímicos.

Nesse trabalho, os dados de revisão bibliográfica correspondem às bactérias heterotróficas indicadoras de contaminação proveniente de resíduos urbanos, no contexto do monitoramento da qualidade microbiológica de corpos d'água utilizados na irrigação de lavouras orizícolas.

DIVERSIDADE BACTERIANA EM ÁREAS ORIZÍCOLAS

A presença de bactérias heterotróficas Gram positivas e Gram negativas, em águas de orizicultura, foi registrada por Reche & Fiuza (2005), em 5 regiões do Rio Grande do Sul (RS), conforme mostra a Figura 1. Entre as bactérias melhor adaptadas à vida no solo ou na água estão aquelas, pertencentes ao gênero *Bacillus*, cujas espécies têm sido isoladas de ambientes mesofílicos e termofílicos (Sousa & Silva-Souza 2001). O gênero *Bacillus* tem uma ampla versatilidade metabólica, faz parte da diversidade bacteriana de áreas naturais e antropogênicas, seus endósporos se dispersam rapidamente através do ar e por isso, são presentes em vários ambientes como solo, água e outros (Nicholson 2002, Lee *et al.* 2007). Dentre as Gram positivas destacam-se também os gêneros *Corynebacterium*, *Lactobacillus*, *Micrococcus* e *Staphylococcus*.

Dentre as Gram-negativas citadas na Figura 1, estão as enterobactérias, que são microrganismos encontrados no solo e na vegetação e que possuem a capacidade de se multiplicar em ambientes aquáticos contaminados como resultado do lançamento de efluentes industriais e domésticos que alteram as condições físico-químicas e microbiológicas da água. Algumas espécies de enterobactérias têm sido isoladas em águas de orizicultura (Reche & Fiuza 2005), e caracterizadas nas pesquisas de Lourenço *et al.* (2007), em estuários no estado de São Paulo. Os pesquisadores identificaram *Escherichia coli*, *Citrobacter freundii*, *C. amalonaticus*, *Klebsiella pneumoniae*, *Morganella morganii*, *Proteus mirabilis*, *P. vulgaris*, *Enterobacter aerogenes*, *Providencia*

retgeri e grupos não-fermentativos bacilos Gram negativos (NFGNB).

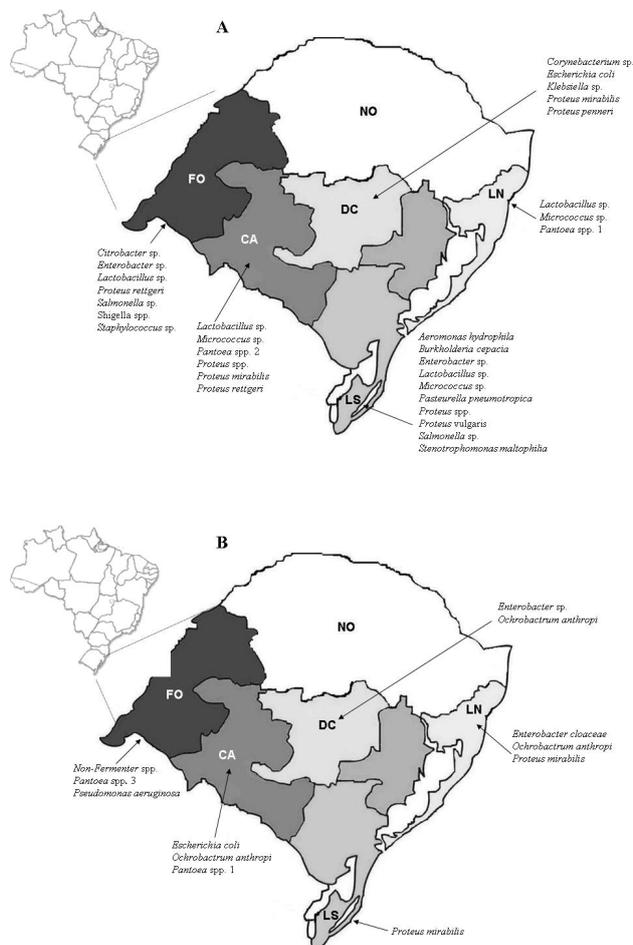


Figura 1. Isolados bacterianos identificados nas amostras de água de lavouras orizícolas do Rio Grande do Sul (RS), no ano agrícola 2001/02. Espécies bacterianas observadas em amostras de água coletadas no canal de irrigação (A) e na parcela de cultivo (B) localizadas nas regiões orizícolas: (FO) Fronteira Oeste, (DC) Depressão Central, (LS) Litoral Sul, (LN) Litoral Norte, (CA) Campanha e (NO) região não orizícola do RS.

Figure 1. Bacterial isolates identified in water samples from rice fields in RS. Bacterial species found in water samples collected in the irrigation Rice-field (A) and the channel plot (B) located in rice production regions: (WB) Western Border, (CD) Central Depression, (SC) Southern Coast, (NC) Northern Coast, and (P) The Plains. (NR) Non-rice crop area of RS.

COLIFORMES TOTAIS E TERMOTOLERANTES

O grupo dos coliformes inclui uma grande variedade em termos de gêneros e espécies da família *Enterobacteriaceae* (Oliveira & Terra 2004). O Ministério da Saúde por meio da Resolução nº 518 de 25 de março de 2004, da Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) adotou a denominação coliforme

termotolerante como sendo um subgrupo das bactérias do grupo coliforme. O Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), resolução nº 357, de 17 de março de 2005, designa coliformes termotolerantes como bactérias Gram-negativas, em forma de bacilos, oxidase negativas, caracterizadas pela atividade da enzima β -galactosidase. Esses microrganismos podem crescer em meios contendo agentes tenso-ativos e fermentar a lactose nas temperaturas de $44,5 \pm 0,2^\circ\text{C}$ em 24 horas, com produção de ácido, gás e aldeído. Além de estarem presentes em fezes humanas e de animais homeotérmicos, ocorrem em solos, plantas ou outras matrizes ambientais que não tenham sido contaminados por material fecal (ANVISA 2004, CONAMA 2005).

Os coliformes fecais, cuja tendência atual é denominá-los coliformes termotolerantes, diferenciam-se dos totais por fermentarem a lactose. Segundo a Associação Americana de Saúde Pública (APHA), *E. coli* é empregada como o indicador de contaminação fecal (APHA 2001). Cepas de *Klebsiella*, *Enterobacter* (Health Canada 2009) e *Citrobacter* (Sperling 2006) apresentam termotolerância, porém componentes dos gêneros *Klebsiella*, *Citrobacter*, *Enterobacter* e *Aeromonas*, não são exclusivos de fezes humanas ou de animais, mas estão geralmente presentes em águas superficiais não poluídas. Portanto, a presença de coliformes a 45°C não é prova de contaminação de origem fecal (Silva *et al.* 2006, Health Canada 2009).

COLIFORMES COMO INDICADORES AMBIENTAIS

A aplicação dos coliformes, como indicador de possível presença de patógenos entéricos em sistemas aquáticos, vem sendo alvo de debates há algum tempo. Muitos autores reportam surtos de doenças ligadas à água, em casos de variação dos coliformes. Zilli *et al.* (2003) referem à presença de coliformes em amostras ambientais como indicadores da qualidade do solo e da água para aspectos de sanidade somente, e não em sentido mais extenso. Ressaltando que a vantagem de *E. coli* sobre outras bactérias causadoras de doenças é que esta se encontra universalmente distribuída, em altas densidades e é de fácil detecção (Turco & Blume 1999 citado em Zilli *et al.* 2003). Coliformes totais, coliformes fecais, *E. coli* e Enterococos são reportados por Poté *et al.* (2009) como bactérias indicadoras

de contaminação fecal. No entanto para Zilli *et al.* (2003), a definição de um indicador biológico inclui a presença ou ausência de uma determinada espécie de planta ou animal, em dada área, associada às distintas circunstâncias ambientais.

A existência de organismos patogênicos na água é definida pela presença ou ausência de um determinado grupo bioindicador. Sendo que a presença de um grupo não descarta a existência de outro. No caso de evidência deste indicador, a análise quantitativa é utilizada para descrever as condições do ambiente. Para um microrganismo ser considerado adequado como indicador ambiental deve reunir qualidades como: ser mensurável, representativo, comparável, baseado em conceitos científicos, ser utilizado internacionalmente, permitir um monitoramento regular sendo detectado por uma metodologia de fácil interpretação e de valor acessível. Assim, um bioindicador apropriado irá revelar sinteticamente, por meio de valores ou parâmetros, modificações que ocorreram ou estejam ocorrendo em um sistema específico. Salienta-se que não existe um indicador ideal de qualidade sanitária da água, e sim os que se aproximam dos requisitos exigidos (Bettega *et al.* 2006, Neto *et al.* 2009).

Anaeróbios fecais são apontados, por Bower *et al.* (2005), como alternativa ao grupo coliforme. *Bacteroides* e *Bifidobacterium* podem ser organismos indicadores de contaminação fecal. Esses grupos podem ser encontrados em altas densidades populacionais no trato gastrointestinal de humanos. Ferramentas de genômica têm facilitado a detecção destes organismos em águas contaminadas e, assim expandido os conhecimentos na área.

Em águas minerais, os microrganismos indicadores são empregados para avaliar a qualidade do produto final podendo assim mensurar a higiene aplicada durante o processo. Os microrganismos indicadores de contaminação em águas minerais são: coliformes totais, coliformes termotolerantes, clostrídios sulfito redutores a 46°C , Enterococos, *Pseudomonas aeruginosa* e a contagem de bactérias heterotróficas (Sant'Ana *et al.* 2003).

Os padrões de identidade e qualidade da água mineral e natural, no Brasil, são regulamentados pela portaria 518 de 25 de março de 2004, da Agência Nacional de Vigilância Sanitária - ANVISA. Estas definem que a água para consumo humano deve ser

livre de *E. coli* ou de coliformes fecais, com ausência em 100mL ou positividade de até 5% para coliformes totais.

Escherichia coli

De acordo com o CONAMA e a ANVISA, *E. coli* é uma bactéria do grupo coliforme pertencente à família *Enterobacteriaceae*, oxidase negativa que fermenta a lactose e o manitol, com produção de ácido e gás, a $44,5 \pm 0,2^{\circ}\text{C}$, em 24 horas, produzindo indol a partir do aminoácido triptofano. *E. coli* apresenta atividade das enzimas β -galactosidase e β -glicuronidase e não hidroliza a uréia. É a única espécie termotolerante cujo *habitat* exclusivo é o intestino humano e de animais homeotérmicos, onde ocorre em número elevado. Essa espécie é considerada, pela legislação vigente, o mais específico indicador de contaminação fecal recente e de eventual existência de organismos patogênicos (ANVISA 2004, CONAMA 2005).

Embora *E. coli* tenha sido mais intensamente estudada, que os outros microrganismos, os conhecimentos sobre o metabolismo em seu *habitat* natural, o intestino de mamíferos, foram adquiridos nos últimos anos (Munõz-Elias & Mckinney 2006).

E. coli pode possuir fatores de virulência causadores, no caso do sorotipo 0157:H7, de doenças fatais (Donnenberg 2000). De acordo com Kaper *et al.* (2004), algumas estirpes de *E. coli* podem causar uma das principais doenças infecciosas do trato urinário, acometendo principalmente mulheres e crianças. Estudos diversos têm avaliado a sobrevivência de *E. coli* em diferentes ambientes, incluindo água salgada, doce, sedimentos aquáticos, solos e locais de criação de gado, com acúmulo de resíduos fecais (Zhai *et al.* 1995, Jones 1999). Embora *E. coli* não seja considerada persistente, uma vez que a mesma é lançada do trato digestivo através das fezes dos animais, misturada ao solo, essa bactéria pode permanecer viável por vários meses (Barker *et al.* 1999, Jones 1999, Solo-Gabriele *et al.* 2000).

Nos estudos realizados, em orizicultura, pelos autores do presente trabalho tem-se observado que águas oriundas de açudes, rios, barragens ou outros corpos d'água altamente impactados por nutrientes com altas densidades de coliformes termotolerantes (*E. coli*) entram na lavoura através dos canais de irrigação, e não são detectados nas águas de drenagem

das lavouras. Já os coliformes totais, cujo *habitat* é mais diversificado, podendo ser a rizosfera das plantas, permanecem em menor densidade, nas águas drenadas das lavouras.

De acordo com a resolução 357, de 17 de março de 2005, do CONAMA, para águas doces - salinidade igual ou inferior a 0,5% - (Tabela 1), águas de classe 3 podem ser destinadas a irrigação irrestrita de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras, dentre outros usos. Segundo esse parâmetro, águas com concentração acima de 4×10^3 NMP/100mL de coliformes termotolerantes (classe 4) podem ser destinadas somente à navegação e harmonia paisagística. A Organização Mundial da Saúde (OMS) estabelece que a água que apresentar valores acima de 1000 Unidades Formadoras de Colônias (UFCs) em 100 mL de concentração de coliformes termotolerantes (*E. coli*), pode ser utilizada na irrigação de cereais (OMS 1989).

WETLANDS NATURAIS E ARTIFICIAIS E A VIABILIDADE DE BACTÉRIAS ENTÉRICAS

Os *wetlands* naturais também são conhecidos como terras úmidas, brejos, várzeas, pântanos, manguezais e lagos rasos (Maltchik *et al.* 2003). No caso das lavouras orizícolas, de acordo com Maltchik *et al.* (2004), essas são classificadas como ecossistemas de áreas úmidas temporárias manejadas pelo homem. No ponto de vista da Sociedade Sul-Brasileira de Arroz Irrigado (SOSBAI), o arroz é classificado como uma gramínea anual, do grupo das plantas C-3, adaptada ao ambiente aquático. Essa adaptação é devido à presença de aerênquima no colmo e nas raízes da planta, que possibilita a passagem de oxigênio do ar através de raízes e rizomas para a camada da rizosfera (SOSBAI 2004).

Nos ecossistemas aquáticos, as macrófitas, substratos e biofilmes de bactérias em associação promovem a retirada de poluentes desses ecossistemas, atuando como filtros biológicos. Os microrganismos aeróbios e anaeróbios, que fazem parte do substrato, e em associação com a rizosfera e outras partes submersas da planta, produzem reações de purificação da água. Bactérias fixadas nas raízes das plantas recebem oxigênio e nitrogênio conduzidos pelos aerênquimas do caule até as raízes. Essas bactérias decompõem a matéria orgânica fazendo a

sua conversão em nutrientes que são disponibilizados às plantas (Naime & Garcia 2005).

O uso de efluentes de tratamento de esgotos (ETEs) como fonte de água e nutrientes na agricultura tem sido, uma prática popular e viável para a ciclagem de águas residuárias (Fonseca *et al.* 2007). O uso das águas residuárias é uma alternativa para a irrigação, pois, permite o aproveitamento potencial da água e dos nutrientes dos esgotos para o crescimento das plantas. Além disso, a aplicação de águas residuárias ao sistema solo-planta contribui para a otimização do uso dos recursos hídricos e a diminuição das descargas de nutrientes nos corpos d'água. Nessas circunstâncias o solo e as plantas funcionam como filtros naturais (Magalhães *et al.* 2002, Pollice *et al.* 2004).

No tratamento de águas de efluentes urbanos, *wetlands* são ecossistemas que podem receber águas produzidas por atividades antrópicas e águas

naturais. Os *wetlands* construídos pelo homem são sistemas planejados para promover a proliferação de populações variadas de microrganismos em substratos como areia, cascalho ou outro material inerte em associação com macrófitas (Sousa *et al.* 2001, Sousa *et al.* 2003, Sousa *et al.* 2004). Nesses sistemas, Sousa *et al.* (2004) observaram uma redução de coliformes, atribuindo tal fato a interação de fatores físicos, químicos e biológicos. Dentre os mecanismos físicos descritos estão a filtração pela raiz das plantas, a fixação do biofilme no substrato e nas macrófitas e a sedimentação propriamente dita. Como fatores químicos influentes foram citados: a oxidação, o efeito biocida resultante do material excretado por algumas macrófitas e a adsorção de matéria orgânica. Antibiose, predação, competição e morte natural, a produção e liberação de substâncias químicas no ambiente, impedindo o desenvolvimento de outros seres, foram os contribuintes biológicos reconhecidos pelos mesmos autores.

Tabela 1. Parâmetros para utilização de água doce (Adaptado da resolução nº 357/2005 do CONAMA).

Table 1. Parameters for use of fresh water (Adapted from resolution number 357/2005 of CONAMA).

Classes de água doce	Utilização	Limite de bactérias permitido CONAMA 357/2005
Classe 1	Recreação de contato primário.	CONAMA nº 274 de 2000
	Abastecimento para consumo humano, após tratamento simplificado; Proteção das comunidades aquáticas; Irrigação de hortaliças e frutas que são consumidas cruas; Proteção das comunidades aquáticas em Terras Indígenas.	Até 200 coliformes termotolerantes por por 100mL
Classe 2	Recreação de contato primário.	CONAMA nº 274 de 2000
	Abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional; Proteção das comunidades aquáticas; Irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto; Aqüicultura e atividade de pesca.	Até 1000 coliformes termotolerantes por 100mL
Classe 3	Recreação de contato secundário.	Até 2500 coliformes termotolerantes por 100mL
	Abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado; Irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; Pesca amadora; Dessedentação de animais criados confinados.	Até 4000 coliformes termotolerantes por 100mL Até 1000 coliformes termotolerantes por 100mL
Classe 4	Navegação e harmonia paisagística.	

Almeida *et al.* (2007) utilizaram as espécies (taboa) *Typha angustifolia* L., (lírio do brejo) *Hedychium coronarium* J. König, (conta-de-lágrima) *Coix lacryma-jobi* L., (capim angola) *Urochloa mutica* (Forssk) T.Q. Nguyen e *Juncus* spp., na remoção de coliformes totais e termotolerantes em tratamento de esgoto, com eficiência acima de 99,5%. O ambiente torna-se propício ao desenvolvimento de microrganismos que alteram as condições do meio, na medida em que é realizada a transferência de oxigênio por meio das raízes e rizomas, ao fundo dos leitos de tratamento (Dias *et al.* 2000). Assim, a eficiência da utilização de plantas no tratamento de esgotos é efetivada. Os mesmos autores ressaltam que nenhum componente atua isoladamente na descontaminação e sim o complexo “substrato-microbiota-planta”. Portanto, o sistema solo-microbiota-planta, presente na lavoura de arroz, pode auxiliar na remoção de poluentes presentes em águas de irrigação da lavoura, contribuindo na depuração das mesmas. Esposto *et al.* (2007) observaram um sistema de reciclagem de nutrientes no Rio de Janeiro, onde os índices de coliformes fecais foram mais baixos nos tanques nos quais havia plantas macrófitas quando comparados aos tanques com criação de peixes. Nebel *et al.* (2007) atribuem ao conjunto de eventos pluviométricos, radiação solar (raios ultravioleta) e zona de oxidação radicular formada pelos aerênquimas das plantas a eliminação de espécies do grupo coliforme.

O carbono orgânico dissolvido (COD) forma uma película na lâmina d'água superficial, protegendo os organismos dos efeitos nocivos da radiação solar (Morris *et al.* 1995, Granéli *et al.* 1998). Desta forma, outras modificações no ambiente, como a acidificação do corpo d'água, provocada por ações antrópicas, podem alterar a capacidade do COD de atenuar a radiação UV expondo os organismos aquáticos aos danos causados pela mesma (Anesio & Granéli 2003, Suhett *et al.* 2006).

A ação da luz ultravioleta pode provocar a perda de coloração da água (foto-branqueamento) (Suhett *et al.* 2006). Em ecossistemas rasos (< 1m) alagados, como é o caso da lavoura de arroz, a baixa profundidade, potencializa o foto-branqueamento da água. Neste tipo de ambiente, nem mesmo altas concentrações de COD poderiam assegurar a proteção dos microrganismos aquáticos contra a radiação ultravioleta (Waiser & Robarts 2004).

Em águas de profundidade rasa, no mar, a sobrevivência de bactérias entéricas é grandemente afetada pela luz ultravioleta. A luz é um fator abiótico, de efeito tóxico, mais importante que interfere na habilidade das bactérias em formar colônias. Danos fotobiológicos no DNA, juntamente com processos oxidativos, podem provocar injúrias na presença do oxigênio à espécie *E. coli*. Nesse mesmo ambiente aquático, a predação por protozoários foi considerado o fator biótico mais significativo nas investigações de Rozen & Belkin (2001).

IMPACTO, REUTILIZAÇÃO E MONITORAMENTO DA ÁGUA EM ORIZICULTURA

O volume total de água doce de cada país não é um dado informativo, pois, o que realmente interessa é sua distribuição no território, e este fator varia de acordo com a geografia de cada país. O Brasil ocupa uma posição singular perante a maioria dos países quanto ao seu volume de recursos hídricos. No entanto, apesar da situação aparentemente favorável, há uma inconstância regional na disposição dos recursos aquáticos, onde aproximadamente 73% da água doce do país encontra-se na bacia Amazônica que é habitada por menos de 5% da população. Sendo assim, os conflitos abrangendo a água já são realidade no país. Nesse contexto, foram observados problemas de qualidade, quantidade e *deficit* de oferta, bem como, desperdício de água por uso inadequado e irracional (Paz *et al.* 2000, Lima 2001).

A agricultura é considerada a maior consumidora de água doce, especialmente devido a propagação da irrigação. Novas tecnologias para aumento de produtividade em áreas agrícolas tornam-se viáveis mediante o uso de água. A atividade agrícola, atualmente, é responsável por aproximadamente dois terços do consumo total, volume que deverá decair até 2025 (Almeida *et al.* 2002). Os altos índices de produtividade de áreas irrigadas, onde apenas 18% do total de áreas agrícolas equivalem a 40% da produção agrícola mundial, revelam a importância econômica de regiões irrigadas. A água, portanto, é um recurso natural indispensável para o desenvolvimento agrícola em nível mundial (Brown *et al.* 2000 citado em Azevedo & Oliveira 2005).

Há muito tempo, as pesquisas apontam as

conseqüências da ocupação do espaço pelo homem, associando aos efeitos da urbanização à baixa qualidade das águas superficiais. Uma opção de racionalização da água é a sua reutilização para diversos usos, inclusive a irrigação agrícola, a qual representa aproximadamente 70% do consumo hídrico no mundo. Assim, a prática de reuso tende a ser um instrumento apropriado para o gerenciamento dos recursos hídricos (Bernardi 2003).

A implementação do monitoramento da qualidade da água, em paralelo com as avaliações de impactos ambientais, provocados pela presença ou proliferação de organismos indesejáveis, devem ser promovidas de acordo com as características próprias de cada local. Em bacias com ocupação predominantemente urbana, a descarga de nutrientes é uma das principais causas da deterioração da água, pois incrementa o crescimento de algas ou plantas aquáticas que poderão desequilibrar a oferta de oxigênio dissolvido, reduzindo a diversidade biológica além de prejudicar o uso para o abastecimento. Dentre os principais poluentes dos mananciais destacam-se: matéria orgânica, metais pesados, hidrocarbonetos, defensivos agrícolas, os poluentes do ar depositados sobre as superfícies urbanizadas e os microrganismos patogênicos. A importância do impacto causado por estes e outros resíduos da urbanização depende de fatores como o estado do corpo d'água anterior a alteração e sua capacidade auto depurativa, que irá variar conforme a quantidade e característica dos poluentes carregados (Bollmann & Marques 2006). O desenvolvimento urbano proporciona o aumento da produção de resíduos sólidos, de sedimentos, devido a vulnerabilidade das superfícies, e crescimento de ligações clandestinas de esgotos cloacais e pluviais. O que acarreta em alterações estéticas e depleção da concentração de oxigênio dissolvido nos corpos d'água receptores (Tucci & Collischonn 1998).

Áreas úmidas do RS, utilizadas na produção brasileira de arroz irrigado, tem sido alvo de crescente preocupação devido a contaminação de águas superficiais por agroquímicos. Este sistema agrícola localiza-se sempre próximo aos mananciais, apontando o elemento água como dominante na redução dos custos ambientais decorrentes do cultivo, cujo questionamento, vem sendo feito no meio técnico e na sociedade, se o mesmo altera ou não a qualidade das águas.

Destacam-se como principais formas de impacto ambiental, a alteração das características físico-químicas da água, o risco de transporte de agrotóxicos e embalagens vazias das lavouras para os sistemas aquáticos, o elevado consumo e conseqüente diminuição da vazão dos mananciais e a alteração do *habitat* ou interferência na cadeia alimentar das populações de organismos não-alvos (Nakagome *et al.* 2006, Araujo 2009).

No Estado do RS e na região do Litoral de Santa Catarina, a cultura do arroz irrigado apresenta grande expressão econômica (Silva *et al.* 2009). Segundo os dados da Companhia Nacional de Abastecimento (CONAB), nos estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina, as lavouras atingiram em média 7.000Kg/ha, na safra 2008/2009, o que é considerado recorde em toda a série histórica. Ocorrendo um melhoramento em relação à safra 2007/2008 nessas regiões, com destaque para o RS, onde a lavoura atingiu 7.150 quilogramas por hectare (CONAB 2009).

Na metade sul do RS, o relevo plano, a fertilidade dos solos, a disponibilidade de recursos hídricos e o clima favorecem o desenvolvimento e a expansão dessa cultura (Macedo & Chaves 2006). Devido a estes fatores, dimensionar o exato impacto da lavoura de arroz irrigado na qualidade da água de bacias onde a cultura se desenvolve, e onde há a propagação de diversas atividades, é ainda um desafio (Deschamps *et al.* 2003). Uma das formas de amenizar o impacto da orizicultura sobre o meio é o monitoramento em larga escala dos efeitos desta, sobre a qualidade da água e a conseqüente adequação das práticas de manejo nas lavouras (Macedo *et al.* 2009).

No RS, os principais mananciais para captação de água para irrigação são: rios, barragens, açudes ou lagoas (Gomes & Pauletto 1999). Considerando-se que grupos bacterianos podem ser encontrados em abundância em efluentes urbanos e rios antropizados, os quais possuem altos níveis de nutrientes na água, conclui-se que o aumento populacional de bactérias heterotróficas em um corpo de água pode ser utilizado no diagnóstico da poluição orgânica ambiental. Nesse sentido, o monitoramento da qualidade da água, utilizada na irrigação e proveniente da drenagem, deve ser efetivado constantemente, pois fornece subsídios para a reutilização da mesma, dentro das funções previstas na legislação vigente. Ressalta-se que a expressão usual "qualidade da água" não se

refere a um estágio de pureza absoluto, mas sim a um padrão próximo do original, encontrado em corpos d'água, antes da influência antrópica (Sardinha *et al.* 2008).

As pesquisas realizadas em ambientes de orizicultura revelam que águas efluentes dos ecossistemas orizícolas são de qualidade microbiológica superiores àquelas das fontes de irrigação, cuja origem corresponde aos rios que têm áreas urbanas no seu percurso natural. Em águas de drenagem de orizicultura verificam-se a diminuição e a eliminação de organismos indicadores de poluição fecal. A eliminação de patógenos pelos tratamentos fitossanitários utilizados no manejo das lavouras e os processos naturais de interação com as plantas de arroz são evidenciados nas mesmas. Fatores como a competição entre grupos por nutrientes e luz, lise celular, predação por organismos bacterívoros – flagelados e ciliados, a radiação ultravioleta intensificada pela altura da lâmina de água utilizada no cultivo e a purificação facilitada pela raiz das plantas de arroz, em conjunto, são importantes fatores de seleção de populações bacterianas em águas superficiais descritos por diversos autores (Miki & Yamamura 2005, Comte *et al.* 2006, Docherty *et al.* 2006, Nebel *et al.* 2007). Entretanto, todos os parâmetros físico-químicos relacionados às bactérias nesse ambiente, devem ser cuidadosamente avaliados como fatores abióticos importantes na sobrevivência ou na eliminação desses microrganismos nas águas de drenagem da lavoura orizícola.

No contexto orizicultura e os recursos hídricos, estudos que tem como função avaliar a qualidade da água, que retorna dos referidos ecossistemas poderão contribuir para a quantificação da influência exercida pelo manejo agrícola nas comunidades bacterianas e consequentemente sobre a qualidade microbiológica da água.

REFERÊNCIAS

ALMEIDA, F.G.DE.; BORGES, P.; CHAGAS, D.; QUEIRÓZ, M.A.S.; SANTOS, C.E.S. & SILVA, C.M.M.R. 2002. Importância estratégica da água para o terceiro milênio. *GEOgraphia*, 4: 45-56. <<http://www.uff.br/geographia/ojs/index.php/geographia/article/view/87>>. (Acesso em: 08/11/2009).

ALMEIDA, R.A.; OLIVEIRA, L.F.C. & KLIEMANN, H.J. 2007. Eficiência de espécies vegetais na purificação de esgoto sanitário. *Pesquisa Agropecuária Tropical*, 37: 1-9.

ANESIO, A.M. & GRANÉLI, W. 2003. Increased photoreactivity of DOC by acidification: Implications for the carbon cycle in humic lakes. *Limnology and Oceanography*, 48: 735-744.

ANVISA (Agência Nacional de Vigilância Sanitária). 2004. Ministério da Saúde, Brasil. Resolução nº 518, 25 de março de 2004.

APHA (AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION). 2001. *Compendium of methods for the microbiological examination of foods* (Fourth Edition). Frances Pouch Downes Keith Ito, Washington. 676p.

ARAUJO, A.F.B.DE. 2009. Demanda de água em sistemas de produção agrícola e seus impactos: ambientais e financeiros. *Dissertação de Mestrado*. Universidade Federal do Ceará. Fortaleza, CE, Brasil. 84p. <<http://www.dena.ufc.br/cmld/dissertacaoflavio.pdf>> (Acesso em 31/12/2009).

AZEVEDO, L.P. DE. & OLIVEIRA, E.L.DE. 2005. Efeitos da aplicação de efluentes de tratamento de esgoto na fertilidade do solo e produtividade de pepino sob irrigação subsuperficial. *Engenharia Agrícola Jaboticabal*, 25: 253-263.

BARKER, J.; HUMPHREY, T.J. & BROWN, M.W.R. 1999. Survival of *Escherichia coli* O157 in soil protozoa: implications for disease. *Federation of European Microbiological Societies - FEMS - Microbiology Letters*, 173: 291-295, doi: 10.1111/j.1574-6968.1999.tb13516.x

BERNARDI, C.C. 2003. Reuso da água para irrigação. *Monografia*. MBA em Gestão Sustentável da Agricultura Irrigada do Instituto Superior de Administração e Economia da Fundação Getúlio Vargas, Brasília, DF, Brasil. 63p. <http://www.integracao.gov.br/.../download.asp?.../reuso/Reuso_de_agua_irrigacao> (Acesso em 29/08/2009).

BERNHARD, A.E.; COLBERT, D.; McMANUS, J. & FIELD, K.G. 2005. Microbial community dynamics based on 16S rRNA gene profiles in a Pacific Northwest estuary and its tributaries. *Microbial Ecology*, 52: 115-128, doi:10.1016/j.femsec.2004.10.016

BETTEGA, J.M.P.R.; MACHADO, M.R.; PRESIBELLA, M.; BANISKI, G. & BARBOSA, C.A. 2006. Métodos analíticos no controle microbiológico da água para consumo humano. *Ciência e Agrotecnologia*, 30: 950-954, doi: 10.1590/S1413-70542006000500019

- BOLLMANN, H.A. & MARQUES, D.M.L.DA.M. 2006. Influência da densidade populacional nas relações entre matéria orgânica carbonácea, nitrogênio e fósforo em rios urbanos situados em áreas com baixa cobertura sanitária. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 11: 343-352, doi: 10.1590/S1413-41522006000400007
- BOWER, P.A.; SCOPEL, C.O.; JENSEN, E.T.; DEPAS, M.M. & MCLELLAN, S.L. 2005. Detection of genetic markers of fecal indicator bacteria in Lake Michigan and determination of their relationship to *Escherichia coli* densities using standard microbiological methods. *Applied and Environmental Microbiology*, 71: 8305-8313, doi:10.1128/AEM.71.12.8305-8313.2005
- COMTE, J.; JACQUET, S.; VIBOUD, S.; FONTVIEILLE, D.; MILLERY, A.; PAOLINI, G. & DOMAIZON, I. 2006. Microbial community structure and dynamics in the largest natural french lake (Lake Bourget). *Microbial Ecology*, 52: 72-89, doi:10.1007/s00248-004-0230-4
- CONAB (Companhia Nacional de Abastecimento). 2009. Acompanhamento da safra brasileira: grãos, décimo primeiro levantamento, agosto/2009. *Relatório Técnico*. CONAB, Brasília. 39 p.
- CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente). 2005. Ministério do Meio Ambiente. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005.
- CUNHA-SANTINO, B.M.; SCIESSERE, L. & JÚNIOR, B.I. 2008. As atividades das enzimas na decomposição da matéria orgânica particulada em ambientes aquáticos continentais. *Oecologia Brasiliensis*, 12: 30-41, doi:10.4257/oeco.2008.1201.04
- DESCHAMPS, F.C.; NOLDIN, J.A.; EBERHARDT, D.S. & KNOBLAUCH, R. 2003. A qualidade da água em áreas cultivadas com arroz irrigado. Pp: 700-702. In: Anais do III Congresso Brasileiro de Arroz Irrigado, XXV Reunião da cultura do Arroz Irrigado. Balneário Camboriú, SC, Brasil. 848p.
- DIAS, V.N.; PACHECO, P.M. & SOUTINHO, E.A. 2000. Fito-ETARs: Mecanismos de depuração e papel das plantas. Pp. 1-14. In: V Congresso da água. Lisboa, Portugal. <<http://www.aprh.pt/congressoagua2000/comunic/108.pdf>>. (Acesso em 31/12/2009).
- DOCHERTY, K.M.; YOUNG, K.C.; MAURICE, P.A. & BRIDGHAM, S.D. 2006. Dissolved organic matter concentration and quality influences upon structure and function of freshwater microbial communities. *Microbial Ecology*, 52: 378-388.
- DONNENBERG, M.S. 2000. Pathogenic strategies of enteric bacteria. *Nature*, 406: 768-774, doi:10.1038/35021212
- ESPOSTO, E.M.; SILVA, W.C.P.; REIS, C.M.F.; REIS, E.M.F.; RIBEIRO, R.V.; RODRIGUES, D.P. & LÁZARO, N.S. 2007. Enteropatógenos bacterianos em peixes criados em uma estação de reciclagem de nutrientes e no ecossistema relacionado. *Pesquisa Veterinária Brasileira*, 27: 144-148.
- FONSECA, A.F.DA.; HERPIN, U.; PAULA, A.M.DE.; VICTÓRIA, R.L. & MELFI, A.J. 2007. Agricultural use of treated sewage effluents: agronomic and environmental implications and perspectives for Brazil. *Scientia Agricola*, 64: 194-209, doi: 10.1590/S0103-90162007000200014
- GOMES, A.DA.S. & PAULETTO, E.A. 1999. *Manejo do solo e da água em áreas de várzea*. Embrapa Clima Temperado, Pelotas. 201p.
- GRANÉLI, W.; LINDELL, M.; FARIA, B.M.DE. & ESTEVES, F.DE.A. 1998. Photoproduction of dissolved inorganic carbon in temperate and tropical lakes - dependence on wavelength band and dissolved organic carbon concentration. *Biogeochemistry*, 43:175-195, doi: 10.1023/A:1006042629565
- HEALTH CANADA. 2009. Guidelines for Canadian recreational water quality. Microbiological Characteristics. <http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/guide_water-1992-guide_eau/section3-eng.php>. (Acesso em 31/12/2009).
- HORNER-DEVINE, M.; CARNEY, K. & BOHANNAN, B. 2003. An ecological perspective on bacterial biodiversity. *Proceedings of the Royal Society London*, 271: 113-122, doi: 10.1098/rspb.2003.2549
- JONES, D.L. 1999. Potential health risks associated with the persistence of *Escherichia coli* O157 in agricultural environments. *Soil Use and Management*, 15: 76-83, doi: 10.1111/j.1475-2743.1999.tb00069
- KAPER, J.B.; NATARO, J.P. & MOBLEY, H.L. 2004. Pathogenic *Escherichia coli*. *Nature Reviews Microbiology*, 2: 123-140, doi: 10.1038/nrmicro818
- KOLM, H.E. & ANDRETTA, L. 2003. Bacterioplankton in different tides of the Perequê tidal creek, Pontal do Sul, Paraná, Brazil. *Brazilian Journal of Microbiology*, 34: 97-103.
- LANG, A.S.; RISE, M.L.; CULLEY, A. I. & STEWARD, G.F. 2009. RNA viruses in the sea. - *FEMS Microbiology Reviews*, 33:295-323, doi:10.1111/j.1574-6976.2008.00132.x
- LEE, L.; TIN, S. & KELLEY, S.T. 2007. Culture-independent analysis of bacterial diversity in a child-care facility. *BioMedical Central*, 7: 1-13, doi:10.1186/1471-2180-7-27
- LIMA, J.E.F.W. 2001. Recursos Hídricos no Brasil e no mundo. *Oecol. Aust.*, 14(2): 452-463, 2010

- Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa Cerrados), Planaltina. 46p. <<http://www.cpac.embrapa.br/publicacoes/doc/17>> (Acesso em 09/11/2009).
- LOURENÇO, N.G.G.S.; TAKAHASHI, C.K.; LOPES, T.F. & LOPES, C.A.M. 2007. Environmental parameters and antimicrobial susceptibility of enterobacteriaceae isolated from estuarine waters of São Vicente, São Paulo State, Brazil. *Journal of Venomous Animals and Toxins including Tropical Diseases*, 13: 472-478, doi: 10.1590/S1678-91992007000200006
- MACEDO, V.R.M. & CHAVES, A.P.L. 2006. Qualidade da água e racionalização do uso na lavoura de arroz irrigado no RS. *Lavoura Arrozeira*, 54: 27-38.
- MACEDO, V.R.M.; GENRO, S.A.Jr.; MARCOLIN, E. & SOUZA, C.H.L.DE. 2009. Qualidade da água do rio Gravataí usada na irrigação na Estação Experimental do Arroz em Cachoeirinha - RS. Pp: 175-178. *In: Anais do VI Congresso Brasileiro de Arroz Irrigado*. Porto Alegre, RS. 619 p.
- MAGALHÃES, N.F.; CEBALLOS, B.S.O.; NUNES, A.B.A.; GHEYI, H. R. & KONIG, A. 2002. Principais impactos nas margens do Baixo Rio Bodongó, PB, decorrentes da irrigação com águas poluídas com esgoto. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 6: 128-135.
- MALTCHIK, L. 2003. Three new wetlands inventories in Brazil. *Interciência*, 28: 421-423.
- MALTCHIK, L.; ROLON, A.S.; GUADAGNIN, D. & STENERT, C. 2004. Wetlands of the RS: a classification supported by aquatic plants. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 16: 137-151.
- MIKI, T. & YAMAMURA, N. 2005. Intraguild predation reduces bacterial species richness and loosens the viral loop in aquatic systems: 'kill the killer of the winner' hypothesis. *Aquatic Microbial Ecology*, 40: 1-12.
- MORRIS, D.P.; ZAGARESE, H.; WILLIAMSON, C.E.; BALSEIRO, E.G.; HARGREAVES, B.R.; MODENUTTI, B.; MOELLER, R. & QUEIMALINOS, C. 1995. The attenuation of solar UV radiation in lakes and the role of dissolved organic carbon. *Limnology and Oceanography*, 40: 1381-1391.
- MUNÕZ-ELIAS, E.J. & MCKINNEY, J.D. 2006. Carbon Metabolism of intracelular bactéria. *Cellular Microbiology*, 8: 10-22, doi:10.1111/j.1462-5822.2005.00648.x
- NAIME, R. & GARCIA, C.A. 2005. Utilização de enraizadas no tratamento de efluentes agroindustriais. *Estudos Tecnológicos*, 1: 9-20.
- NAKAGOME, F.K.; NOLDIN, J.A. & RESGALLA, Jr.C. 2006. Toxicidade aguda e análise de risco de herbicidas e inseticidas utilizados na lavoura do arroz irrigado sobre o cladóceros *Daphnia magna*. *Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente*, 16: 93-100.
- NEBEL, A.; ANTUNES, M.R.; COLLARES, L.G. & RAMIREZ, P.O. 2007. Reuso da água de efluentes urbanos em irrigação de lavoura de arroz em Pelotas - RS. Pp:382-384. *In: Anais do V Congresso Brasileiro de Arroz Irrigado, XXVII Reunião da cultura do Arroz Irrigado*. Pelotas, RS. 845p.
- NETO, J.M.; KRÜGER, C.M. & DZIEDZIC, M. 2009. Análise de indicadores ambientais no reservatório do Passaúna. *Engenharia Sanitária Ambiental*, 14: 205-214, doi:10.1590/S1413-41522009000200008
- NICHOLSON, W.L. 2002. Roles of *Bacillus* endospores in the environment. *Cellular and Molecular Life Sciences*, 59: 410-416, doi: 10.1007/s00018-002-8433-7
- OLIVEIRA, A.C.S.DE & TERRA, A.P.S. 2004. Avaliação microbiológica das águas dos bebedouros do Campus I da Faculdade de Medicina do Triângulo Mineiro, em relação à presença de coliformes totais e fecais. *Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical*, 37: 285-286.
- OMS (Organização Mundial de Saúde). 1989. *Health Guidelines for Use of Wastewater in Agriculture and Aquaculture. Technical Report Series*. OMS, Geneva. 72p.
- PAZ, V.P.S.; TEODORO, R.E.F. & MENDONÇA, F.C. 2000. Recursos hídricos, agricultura irrigada e meio ambiente. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 4: 465-473, doi: 10.1590/S1415-43662000000300025
- POLLICE, A.; LOPEZ, A.; LAERA, G.; RUBINO, P. & LONIGRO, A. 2004. Tertiary filtered municipal wastewater as alternative water source in agriculture: a field investigation in Southern Italy. *Science of the Total Environment*, 324: 201-210, doi:10.1016/j.scitotenv.2003.10.018
- POTÉ, J.; GOLDSCHIEDER, N.; HALLER, L.; ZOPFI, J.; KHAJEHNOURI, F. & WILDI, W. 2009. Origin and spatial-temporal distribution of fecal bacteria in a bay of Lake Geneva, Switzerland. *Environmental Monitoring and Assessment*, 154:337-348, doi: 10.1007/s10661-008-0401-8
- RECHE, M.H.L.R. & FIUZA, L.M. 2005. Bacterial diversity in rice-field water in Rio Grande do Sul. *Brazilian Journal of Microbiology*, 36: 253-257.
- ROZEN, Y. & BELKIN, S. 2001. Survival of enteric bacteria in seawater. *Federation of European Microbiological Societies - FEMS Microbiology Reviews*, 25: 513-529.
- SANT'ANA, A.S.; SILVA, S.C.F.L.; FARANI, I.O.Jr.; AMARAL,

- C.H.R. & MACEDO, V.F. 2003. Qualidade microbiológica de águas minerais. *Ciência Tecnologia de Alimentos*, 23:190-194, doi: 10.1590/S0101-20612003000400035
- SARDINHA, D.DE.S.; CONCEIÇÃO, F.T.DA.; SOUZA, A.D.G.DE.; SILVEIRA, A.; JULIO, M.DE. & GONÇALVES, J.C.DE.S.I. 2008. Avaliação da qualidade da água e autodepuração do ribeirão do Meio, Leme (SP). *Engenharia Sanitária Ambiental*, 13: 329-338.
- SILVA, M.P.; CAVALLI, D. R. & OLIVEIRA, T. C. R. M. 2006. Avaliação do padrão coliformes a 45°C e comparação da eficiência das técnicas dos tubos múltiplos e petrifilm EC na detecção de coliformes totais e *Escherichia coli* em alimentos. *Ciência e Tecnologia de Alimentos*, 26: 352-359.
- SILVA, D.R.O.DA.; AVILA, L.A.DE.; AGOSTINETTO, D.; PRIMEL, E.G. & BUNDT, A.DA.C. 2009. Ocorrência de agrotóxicos usados na lavoura de arroz irrigado em mananciais hídricos subterrâneos do sul do Brasil. Pp: 167- 170. In: Anais VI Congresso Brasileiro de Arroz Irrigado. Porto Alegre, RS, Brasil. 619p.
- SOLO-GABRIELE, H.M.; WOLFERT, M.A.; DESMARAIS, T.R. & PALMER, C.J. 2000. Sources of *Escherichia coli* in a coastal subtropical environment. *Applied and Environmental Microbiology*, 66: 230-237.
- SOSBAI (SOCIEDADE SUL-BRASILEIRA DE ARROZ IRRIGADO). 2004. *Sugestões para a produção de arroz irrigado com baixo impacto ambiental*. SOSBAI, Cachoeirinha, RS.16p.
- SOUSA, J.A.DE. & SILVA-SOUZA, A.T. 2001. Bacterial community associated with fish and water from Congonhas River, Sertaneja, Paraná, Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 44:373-381.
- SOUSA, J.T.DE.; VAN HAANDEL, A.C. & GUIMARÃES, A.V.A. 2001. Acumulação de fósforo em sistemas wetlands. Pp. 1-5. In: XXI Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. João Pessoa, PB, Brasil. <<http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/aresidua/brasil/ii-057.pdf>> (Acesso em 30/12/2009).
- SOUSA, J.T.DE.; VAN HAANDEL, A.C.; LIMA, E.P.C. & GUIMARÃES, A.V.A. 2003. Performance of constructed wetland systems treating anaerobic effluents. *Water Science and Technology*, 48:295-299.
- SOUSA, J.T.DE.; VAN HAANDEL, A.C.; LIMA, E.P.DA.C. & HENRIQUE, I.N. 2004. Utilização de wetland construído no pós-tratamento de esgotos domésticos pré-tratados em reator UASB. *Engenharia Sanitária Ambiental*, 4: 285-290, doi: 10.1590/S1413 41522004000400004
- SPERLING, M.V. 2006. *Introdução a qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. Terceira Edição. UFMG, Belo Horizonte, MG. 452p.
- SUHETT, A.L.; AMADO, A.M.; BOZELLI, R.L.; ESTEVES, F.DE.A. & FARJALLA, V.F. 2006. O papel da foto-degradação do carbono orgânico dissolvido (cod) nos ecossistemas aquáticos. *Oecologia Brasiliensis*, 10: 186-204, doi:10.4257/oeco.2006.1002.06
- THOMAZ, S.M. 1999. O papel ecológico das bactérias e teias alimentares microbianas em ecossistemas aquáticos. Pp. 147-167. In: M.L.M. Pompêo (ed.). *Perspectivas da Limnologia no Brasil*. São Luís, MA. 198p.
- TIEFENTHALER, L.L.; STEIN, D.E. & LYON, S.G. 2008. Fecal indicator bacteria (FIB) levels during dry weather from Southern California reference streams. *Environmental Monitoring and Assessment*, 155: 477-492, doi: 10.1007/s10661-008-0450-z
- TUCCI, C.E.M. & COLLISCHONN, W. 1998. Drenagem urbana e Controle de Erosão. Pp.1-16. In: Anais do VI Simpósio Nacional de controle da erosão, Presidente Prudente, SP. <<http://www.rhama.net/download/artigos/artigo5.pdf>>. (Acesso em 31/12/2009).
- WAISER, M.J. & ROBERTS, R.D. 2004. Photodegradation of DOC in a shallow prairie wetland: evidence from seasonal changes in DOC optical properties and chemical characteristics. *Biogeochemistry*, 69: 263-284, doi: 10.1023/B: BIOG.0000031048.20050.4e
- WHITMAN, W.B.; COLEMAN, D.C. & WIEBE, W. J. 1998. Prokaryotes: The unseen majority. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 95: 6578-6583, doi: 0027-8424y98y956578-6\$2.00y0
- ZHAI, Q.; COYNE, M.S. & BARNHISEL, R.I. 1995. Mortality rates of fecal bacteria in subsoil amended with poultry manure. *Bioresource technology*, 54, 165-169, doi:10.1016/0960-8524(95)00126-3
- ZILLI, J.E.; RUMJANEK, N.G.; XAVIER, G.R.; COUTINHO, H.L.C. & NEVES, M.C.P. 2003. Diversidade microbiana como indicador da qualidade do solo. *Cadernos de Ciência & Tecnologia*, 2: 391- 411.

Submetido em 13/01/ 2010

Aceito 12/03/2010