



Programa de Pós-Graduação *Latu Sensu*
Especialização em Gestão Ambiental
Campus Nilópolis

André Luis Vilanova Ribeiro

LEITOS CULTIVADOS: uma alternativa ecológica para o tratamento de águas residuárias

Nilópolis – RJ
2014

André Luis Vilanova Ribeiro

LEITOS CULTIVADOS: uma alternativa ecológica para o tratamento de águas residuárias

Trabalho de conclusão de curso apresentado como parte dos requisitos necessários para a obtenção do título de especialista em Gestão Ambiental.

Orientador: DSc. João José Fonseca Leal

Nilópolis – RJ
2014

R484l Ribeiro, André Luis Vilanova.

Leitos cultivados : uma alternativa ecológica para o tratamento de águas residuárias / André Luis Vilanova Ribeiro ; orientador: João José Fonseca Leal -- Nilópolis, RJ: IFRJ, 2014.

49 f. : Il. ; 30 cm

Trabalho de conclusão de curso (pós-graduação) - Instituto Federal Rio de Janeiro - IFRJ, Programa de Pós-Graduação em Gestão Ambiental, 2014.

1. Águas residuárias. 2. Águas residuárias - tratamento. 3. Leitos cultivados. I. Leal, João José Fonseca, **orient.** II. IFRJ. III. Título.

CDU 628.31

André Luis Vilanova Ribeiro

LEITOS CULTIVADOS: uma alternativa ecológica para o tratamento de águas residuárias

Trabalho de conclusão de curso apresentado como parte dos requisitos necessários para a obtenção do título de especialista em Gestão Ambiental.

Data de aprovação: 10 de março de 2014.

Prof. DSc. João José Fonseca Leal (orientador)
IFRJ – *Campus Nilópolis*

Prof. MSc. Denise da Silva Martins
IFRJ – *Campus Nilópolis*

Prof. DSc. Romilda Maria Alves de Lemos
FAETERJ (FAETEC) - Paracambi

RIBEIRO, A. L. V. *Leitos cultivados: uma alternativa ecológica para o tratamento de águas residuárias*. 49 p. Trabalho de conclusão de curso. Programa de Pós-Graduação *Latu Sensu*, Curso de Especialização em Gestão Ambiental, Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio de Janeiro (IFRJ), *Campus Nilópolis*, Nilópolis, RJ, 2014.

RESUMO

O lançamento, em corpos aquáticos, de águas residuárias não tratadas tem comprometido a qualidade e disponibilidade de água doce no planeta. Uma forma de resolver este problema é investir no tratamento de águas residuárias, no entanto, os sistemas convencionais de tratamento representam elevados custos para os países em desenvolvimento, como o Brasil. Os sistemas de leitos cultivados constituem-se em uma alternativa ecológica para esses países, pois são baseados nos mecanismos de autodepuração que ocorrem em áreas alagadas e, por isso, possuem baixo custo de implantação, operação e manutenção. Este trabalho teve como objetivo principal realizar uma revisão da literatura sobre sistemas de leitos cultivados a fim de apresentar a aplicabilidade e a eficiência destes no tratamento de águas residuárias em pesquisas realizadas no Brasil, ao longo dos últimos anos. Foi possível observar uma maior tendência na utilização de leitos cultivados de fluxo subsuperficial e da macrófita aquática *Typha* sp. Além disso, estes sistemas demonstraram ter boa eficiência no tratamento de diferentes tipos de águas residuárias, podendo ser aplicados em áreas rurais, pequenas e médias cidades e empresas de diferentes setores. Estes sistemas também podem se constituir em uma alternativa para a geração de renda, através do uso da biomassa produzida e do reuso do efluente tratado.

Palavras-chave: águas residuárias, tratamento de águas residuárias, leitos cultivados.

RIBEIRO, A. L. V. *Leitos cultivados: uma alternativa ecológica para o tratamento de águas residuárias*. 49 p. Trabalho de conclusão de curso. Programa de Pós-Graduação *Latu Sensu*, Curso de Especialização em Gestão Ambiental, Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio de Janeiro (IFRJ), *Campus Nilópolis*, Nilópolis, RJ, 2014.

ABSTRACT

The discharge of untreated wastewater into water bodies is now making it hard the provision of drinkable water in the planet. Investing in the wastewater treatment is one way to solve this problem. However, such investment generates a problem for underdeveloped countries like Brazil. The constructed wetlands systems are an ecological alternative to these countries because they are based in self-purification mechanisms which occur in wetlands. Because of this, they have implementation-operation-and-maintenance low costs. This paper aimed to conduct a literature review about constructed wetlands systems in order to show their efficiency and applicability in wastewater treatment in Brazilian researches conducted over the past few years. It was possible to observe a greater tendency in the use of subsuperficial flow constructed wetlands and of the aquatic macrophyte *Typha* sp. Besides this, such systems showed a great efficiency in the treatment of different types of wastewater and they can be used in country sites, small and medium cities and also in companies of different areas of business. These systems can constitute an alternative to money raising through the biomass produced and the reuse of the treated effluent.

Keywords: wastewater, wastewater treatment, constructed wetlands.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	6
2 OBJETIVO	9
2.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	9
3 REVISÃO DA LITERATURA	10
3.1 ÁREAS ALAGADAS	10
3.1.1 Comunidades biológicas	12
3.1.2 A capacidade de autodepuração das áreas alagadas	15
3.2 LEITOS CULTIVADOS.....	21
3.2.1 Classificação dos leitos cultivados	24
3.2.2 Critérios para a construção de leitos cultivados	26
3.2.3 Eficiência dos sistemas de leitos cultivados no tratamento de águas residuárias em pesquisas realizadas no Brasil	30
CONSIDERAÇÕES FINAIS	43
REFERÊNCIAS	45

1 INTRODUÇÃO

Uma característica fundamental do planeta Terra é a sua abundância em água, que cobre 71% da superfície até uma profundidade média de 3800 m (WETZEL, 1993). De acordo com Esteves *et al.* (2011), a imponência causada pela grande proporção da superfície líquida do planeta pode provocar a ideia equivocada de que a água possa ser considerada uma substância infinita quando considerada as necessidades do planeta. No entanto, os autores ressaltam que a ONU instituiu entre 2005 e 2015 a década da água, com a preocupação central de chamar a atenção para a necessidade de considerar a água como um recurso natural finito, e demonstrar que a perda crescente de sua qualidade compromete seus usos múltiplos, diminuindo assim sua disponibilidade.

O elevado crescimento da demanda por água doce em todo o mundo para o abastecimento doméstico, industrial e produção de alimentos através da agricultura irrigada, demonstra como na atualidade as atividades humanas estão dependentes da disponibilidade deste recurso natural (ESTEVES e MENEZES, 2011). Segundo Wetzzel (1993), um fator importante a ser considerado quando se faz a análise dos recursos de água doce é que tanto o desenvolvimento das populações humanas como a utilização da água doce se fazem segundo uma curva exponencial. Conforme o autor, apesar deste absurdo, acredita-se que a reserva de recursos finitos de água na Terra pode ser constantemente aumentada para acompanhar as exigências do crescimento exponencial. O autor conclui que o efeito negativo do crescimento inevitavelmente descontrolado é que o fornecimento cada vez maior tem como resposta o aumento do consumo. Cada aumento no fornecimento é acompanhado por um aumento correspondente no consumo, porque na sociedade contemporânea não existe um controle voluntário e efetivo sobre esse consumo.

Portanto, o crescimento demográfico implica no incremento da exploração e utilização da água, resultando no aumento de todo tipo de águas residuárias, e este crescimento sem nenhum planejamento leva os recursos hídricos a um processo de deterioração (HUSSAR *et al.*, 2004). Segundo Esteves e Menezes (2011), especialmente ao longo do século XX, o homem criou um grande número de produtos químicos que tiveram e ainda tem importante papel na degradação da qualidade da água. Entre estes produtos estão aqueles que contêm metais pesados, defensivos agrícolas e adubos químicos, com elevadas concentrações de nutrientes à base de fosfato e de compostos nitrogenados. Estes compostos tornam-se a grande ameaça à água do lençol freático, dos rios, lagos e lagoas em todo o mundo.

Contudo, de acordo com Esteves e Menezes (2011), no Brasil, as principais fontes de degradação dos recursos de água doce são esgotos domésticos e industriais, que são lançados nos corpos de águas continentais na quase totalidade sem nenhuma forma de tratamento. O resultado do lançamento de esgotos não tratados é a degradação ecológica e sanitária dos corpos d'água, com grandes prejuízos ecológicos, econômicos e sociais. Silva e Pruski (2000), citados por Albinati *et al.* (2003), ressaltam que a água tem capacidade de diluir e assimilar esgotos e resíduos, mediante processos físicos, químicos e biológicos, que proporcionam sua autodepuração. No entanto, esta capacidade é limitada à quantidade e qualidade de recursos hídricos existentes e ao tipo e quantidade de carga de esgotos e de resíduos, ou carga poluidora.

Uma forma eficiente de resolver o problema da poluição e contaminação da água é investir em programas de saneamento que visem, principalmente, o tratamento da água e sua distribuição e o tratamento de resíduos gerados pelas atividades humanas – esgotos e resíduos sólidos (RIBEIRO, 2008). Conforme Ceballos (2000), citada por Costa *et al.* (2003), mais de 90% das doenças infecciosas são transmitidas por água contaminada, principalmente por esgotos domésticos. Segundo a Organização Mundial da Saúde (OMS), 1,4 bilhão de pessoas – cerca de uma em cada cinco – nos países em desenvolvimento não tem acesso à água potável. Como resultado, a cada dia, cerca de 9.300 pessoas – a maioria crianças com menos de cinco anos – morrem prematuramente de doenças infecciosas provocadas pela água contaminada ou pela falta de água para higiene adequada (MILLER JUNIOR, 2008). Rocha *et al.* (2004) afirmam que, de acordo com a OMS, para cada US\$ 1,00 investido em saneamento básico são economizados cerca de US\$ 4,00 em tratamentos de saúde.

Segundo a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico - PNSB 2008, pouco mais da metade dos municípios brasileiros (55,2%) tinham serviço de esgotamento sanitário por rede coletora, que é o sistema apropriado, marca pouco superior à observada na pesquisa anterior, realizada em 2000, que registrava 52,2%. Em 2008, a proporção de municípios com rede de coleta de esgoto foi bem inferior à de municípios com rede geral de distribuição de água (99,4%), manejo de resíduos sólidos (100%) e manejo de águas pluviais (94,5%). É importante ressaltar que a estatística de acesso à rede coletora de esgoto refere-se apenas à existência do serviço no município, sem considerar a extensão da rede, a qualidade do atendimento, o número de domicílios atendidos, ou se o esgoto, depois de recolhido, é tratado. A principal solução alternativa adotada para suprir a inexistência desse serviço foi a construção de fossas sépticas, que apresentou aumento em relação ao levantamento realizado em 2000. Esse tipo de solução, ainda que longe do desejável, implicou na redução do lançamento dos dejetos em valas a céu aberto, fossas secas e em corpos d'água, o que

ameniza os impactos ambientais decorrentes da falta de rede coletora de esgoto (IBGE, 2010).

No entanto, a PNSB - 2008 aponta que para se obter condições sanitárias adequadas, não basta que o esgoto seja adequadamente coletado por meio de uma rede geral. É necessário que também seja tratado, caso contrário, recursos hídricos ficarão poluídos e haverá proliferação de doenças, causando prejuízo à saúde da população e o aumento da mortalidade infantil. Segundo a referida pesquisa, apenas 28,5% dos municípios brasileiros fizeram tratamento de seu esgoto, o que impacta negativamente na qualidade de nossos recursos hídricos. Mesmo na Região Sudeste, onde 95,1% dos municípios possuíam coleta de esgoto, menos da metade desses (48,4%) o trataram (IBGE, 2010).

Para Borges *et al.* (2003), o grande problema enfrentado pelos países do terceiro mundo e também por aqueles em desenvolvimento quanto ao saneamento básico consiste no alto custo dos projetos e de suas implantações, acarretando maior endividamento e remanejamento de recursos de outros setores, também considerados essenciais e prioritários, como a saúde e a educação. De acordo com Valentim (1999), faz-se necessário o desenvolvimento de sistemas de tratamento de águas residuárias que sejam simples, não mecanizados, baratos e fáceis de construir e operar, utilizando materiais de construção de fácil aquisição, mão de obra não especializada, e que possam ser incorporados à paisagem local, criando uma harmonia no ambiente.

Nesse sentido, destaca-se o uso de sistemas de leitos cultivados, considerados hoje como um método de tratamento que utiliza tecnologia simples, de fácil operação e custo baixo, por serem baseados em processos naturais que ocorrem em áreas alagadas (COSTA *et al.*, 2003; VALENTIM, 2003). Segundo Mansor (1998), estes sistemas ainda são pouco difundidos no Brasil, apesar de já estarem estabelecidos em certos países da Europa, nos Estados Unidos e Austrália e dependem basicamente da habilidade natural de certas plantas aquáticas e de suas associações microbianas para a despoluição da água.

Os leitos cultivados simulam os mecanismos de autodepuração que ocorrem em áreas alagadas. Esses mecanismos envolvem transformações físicas, químicas e biológicas que são responsáveis pela remoção dos poluentes presentes nas águas residuárias. Assim, o uso destes sistemas de tratamento pode representar uma alternativa ecológica para que países em desenvolvimento possam suprir o déficit em relação ao tratamento de águas residuárias.

2 OBJETIVO

Realizar uma revisão da literatura sobre sistemas de leitos cultivados a fim de apresentar a aplicabilidade e a eficiência destes no tratamento de águas residuárias em pesquisas realizadas no Brasil, ao longo dos últimos anos.

2.1 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Compreender o mecanismo de autodepuração que ocorre em áreas alagadas;
- compreender o funcionamento dos sistemas de leitos cultivados;
- descrever os resultados obtidos em pesquisas com sistemas de leitos cultivados no Brasil.

3 REVISÃO DA LITERATURA

3.1 ÁREAS ALAGADAS

Um tipo de sistema aquático muito comum no interior dos continentes situados nos ecótonos entre sistemas aquáticos e terrestres é aquele constituído por áreas pantanosas ou alagadas. Estas incluem inúmeros tipos epicontinentais e em regiões costeiras, abrangendo cerca de 6% da superfície terrestre. Essas áreas alagadas, cujo termo em inglês é universalmente conhecido como *wetland*, são encontradas em todos os continentes, em regiões áridas e semi-áridas, em latitudes temperadas e tropicais, ocupando ainda gradientes altitudinais (TUNDISI e TUNDISI, 2008).

De acordo com Tundisi e Tundisi (2008), a definição e a classificação de áreas alagadas são difíceis e imprecisas. Existem inúmeros termos regionais que caracterizam tipos e subtipos. D'Ambrósio (1998), citado por Costa *et al.* (2003), define áreas alagadas como áreas inundadas constante ou sazonalmente, que desenvolvem uma vegetação adaptada à vida em solos alagados, com valor ecológico inestimável quanto à melhoria da qualidade da água. Várzeas de rios, pântanos, brejos e estuários estão entre os ecossistemas mais férteis e produtivos do mundo, apresentando enorme diversidade biológica. Neles, a água, os vegetais e o solo formam um ecossistema equilibrado, com a reciclagem de nutrientes. Essa reciclagem é obtida através de processos químicos, físicos e biológicos.

Para Barbosa (2010), as definições de áreas alagadas giram em torno de três aspectos principais: hidrológico, pedológico e vegetacional. Do ponto de vista hidrológico, observa-se que essas podem estar presentes tanto em áreas litorâneas, quanto no interior do continente, sendo possível observar um gradiente de salinidade. Quanto à saturação, as águas podem estar presentes na zona de fixação das raízes ou expostas na superfície, cobrindo parte da vegetação. Os solos apresentam condições únicas, diferentes das terras adjacentes e são denominados solos hídricos, solos que, sob condições de saturação, inundação ou retenção da água por períodos longos o suficiente durante a época de chuvas, são capazes de desenvolver condições anaeróbias na parte superior do solo. Em relação à vegetação, é marcante, em sua parte superior, a presença de macrófitas aquáticas, plantas adaptadas às condições úmidas, e a ausência de biota intolerante a inundações.

No continente americano, países como o Canadá e Estados Unidos, possuem suas próprias definições de áreas alagadas estabelecidas por comissões de especialistas, o que não ocorre para os países da América do Sul, onde se observam tentativas isoladas de

especialistas na elaboração de um conceito (BARBOSA, 2010). Segundo Junk *et al.* (1989), citados por Almeida Neto (2007), as definições de áreas alagadas usualmente mencionadas não englobam algumas características de ecossistemas tropicais. Para estes autores, áreas alagadas são áreas periodicamente inundadas por enchente lateral de rios e lagos, pela precipitação direta ou por águas subterrâneas, onde pulsos de cheias mudam as características físicas, químicas e biológicas do ambiente de tal forma que a biota responde através de adaptações morfológicas, anatômicas e fisiológicas.

De acordo com Neiff (1999), citado por Duarte (2013), as áreas alagadas são planícies com sistemas complexos que envolvem vários ecossistemas. As características desses ambientes estão baseadas nos alagamentos e/ou inundações periódicas. Este autor, ao tratar das áreas alagadas da América do Sul, as divide em duas categorias: grandes áreas úmidas, que incluem os pantanais e áreas úmidas aluviais; e áreas úmidas marginais que se dividem em fluviais, lacustres e litorais. Outro aspecto importante ressaltado pelo referido autor é que a identidade das áreas alagadas da América do Sul impede a sua caracterização como um ecótono, ou seja, transição ecológica, usado por alguns autores para definir áreas alagadas, pois, funcionalmente estas áreas não são sistemas de transição entre terra e água. Para o autor, isto implica em um erro conceitual que pode ser perigoso não só para o diagnóstico desses sistemas complexos, como também para análise de impacto de qualquer intervenção antrópica (DUARTE, 2013).

Um esforço da União Internacional para a Conservação da Natureza e Recursos Naturais (IUCN) resultou em uma definição para orientar o estabelecimento de áreas alagadas internacionalmente. Esse conceito foi estabelecido no tratado que resultou da Convenção de Terras Úmidas, que ocorreu em Ramsar, no Irã, em 1971. O conceito estabelecido nessa convenção foi elaborado com o intuito de ser mais abrangente a fim de atender a diversidade de formações encontradas no planeta. Assim, áreas alagadas são áreas de pântano, brejo, solos ricos em matéria orgânica ou águas onde natural ou artificialmente, permanente ou temporariamente, com água fluindo ou parada, doce ou salgada, incluindo áreas marinhas, com profundidade durante a maré baixa que não ultrapasse 6 m (BARBOSA, 2010). Conforme Duarte (2013), essa é a definição de áreas alagadas mais aceita mundialmente.

São muitas as definições de áreas alagadas e também as dificuldades em defini-las. Como ressaltam Cowardin *et al.* (1979), citados por Tundisi e Tundisi (2008), não há nenhuma definição completamente correta e ecologicamente fundamentada, em primeiro lugar, devido à diversidade de áreas alagadas e, depois, porque a demarcação entre áreas secas e alagadas é difícil. Independentemente da dificuldade de definir esses ecossistemas,

deve-se ressaltar que eles desempenham inúmeras funções. Salatti (2003) destaca algumas funções importantes das áreas alagadas, tais como:

- a capacidade de regularização dos fluxos de água, amortecendo os picos de enchentes;
- a capacidade de modificar e controlar a qualidade das águas;
- sua importância na função de reprodução e alimentação da fauna aquática, incluindo os peixes;
- a proteção à biodiversidade como área de refúgio da fauna terrestre e aquática;
- o controle da erosão, evitando o assoreamento dos rios.

Embora as áreas alagadas desempenhem inúmeras funções importantes, incluindo os processos de filtração, retenção e remoção de poluentes, que resultam na melhoria da qualidade da água, Duarte (2013) chama a atenção para o fato de que ao longo dos anos a sociedade ofereceu pouca atenção à conservação e preservação dessas áreas. Devido à sua grande importância na qualidade ambiental, é de grande valia um inventário das áreas alagadas do planeta, para que assim possa-se localizar, quantificar e analisar as características dessas áreas, com o objetivo de preservar e entender os sistemas que atuam sobre elas.

3.1.1 Comunidades biológicas

Estrutural e funcionalmente, a maioria das áreas alagadas é dominada por uma variedade de micro-organismos, especialmente bactérias e fungos, e espécies de plantas típicas. A diversidade de nichos físicos e químicos existentes nesses ecossistemas é responsável pela diversidade biológica aí presente (KADLEC e KNIGHT, 1996 *apud* MANSOR, 1998).

Brix (1997) resalta que a presença ou ausência de plantas típicas de áreas alagadas é uma das características mais utilizadas para definir o limite dessas áreas. As plantas aquáticas mais abundantes que se desenvolvem nesses ambientes são geralmente chamadas de macrófitas aquáticas. O termo inclui plantas aquáticas vasculares (angiospermas e pteridófitas), musgos aquáticos, e algumas algas abundantes que são facilmente visíveis. Embora pteridófitas como *Salvinia* e *Azolla* e grandes algas como

Cladophora sejam comuns em áreas alagadas, as plantas com flores (i.e. angiospermas) são as que, frequentemente, predominam. Segundo Esteves (1998a), as macrófitas aquáticas são vegetais que durante sua evolução retornaram do ambiente terrestre para o aquático. Em consequência, apresentam ainda várias características de vegetais terrestres, como a presença de cutícula, embora fina, e de estômatos, na maioria das espécies, não funcionais. As macrófitas aquáticas apresentam alta capacidade de adaptação e grande amplitude ecológica. Este fato possibilita que a mesma espécie colonize os mais diferentes tipos de ambientes. Além disso, a maioria das macrófitas aquáticas é capaz de suportar longos períodos de seca. Neste caso, transformam-se em formas terrestres, com profundas modificações anatômicas, fisiológicas e, sobretudo, fenotípicas. Este autor classifica as macrófitas aquáticas em (Figura 3.1):

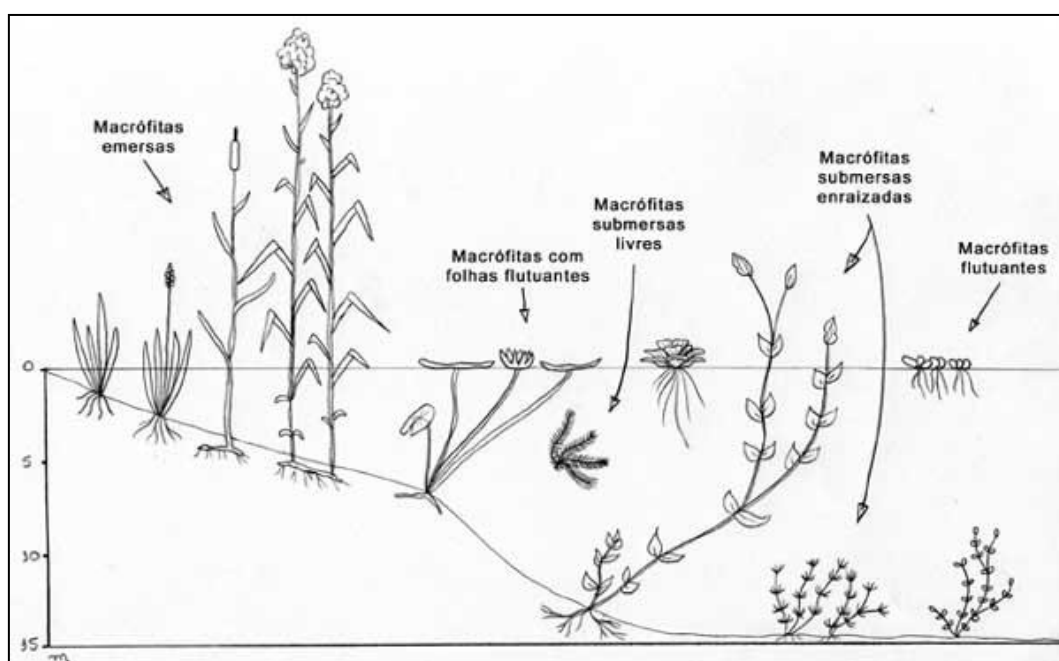


Figura 3.1. Macrófitas aquáticas encontradas em áreas alagadas. Fonte: UFSCAR.

- **Macrófitas aquáticas emersas:** plantas enraizadas no sedimento e com folhas fora d'água. Ex.: *Typha*, *Pontederia*, *Echinodorus*, *Eleocharis*, etc.
- **Macrófitas aquáticas com folhas flutuantes:** plantas enraizadas no sedimento e com folhas flutuando na superfície da água. Ex.: *Nymphaea*, *Vitoria* e *Nymphoides*.

- **Macrófitas aquáticas submersas enraizadas:** plantas enraizadas no sedimento, que crescem totalmente submersas na água. Podem crescer, via de regra, até 11 m de profundidade, dependendo da disponibilidade de luz. A maioria tem seus órgãos reprodutivos flutuando na superfície ou aéreos. Ex.: *Myriophyllum*, *Elodea*, *Egeria*, *Hydrilla*, *Vallisneria*, *Mayaca* e a maioria das espécies do gênero *Potamogeton*.
- **Macrófitas aquáticas submersas livres:** são plantas que têm rizóides pouco desenvolvidos e que permanecem flutuando submergidas na água em locais de pouca turbulência. Geralmente ficam presas aos pecíolos e talos das macrófitas aquáticas de folhas flutuantes e nos caules das macrófitas emersas. Durante o período reprodutivo emitem flores emersas (exceção de *Ceratophyllum*). Ex.: *Utricularia*, *Ceratophyllum* e *Cabomba*.
- **Macrófitas aquáticas flutuantes:** são aquelas que flutuam na superfície da água. Geralmente seu desenvolvimento máximo ocorre em locais protegidos pelo vento. Neste grupo, destacam-se: *Eichhornia crassipes*, *Salvinia*, *Pistia*, *Lemna* e *Azolla*.

Esteves (1998a) destaca o importante papel das macrófitas aquáticas, principalmente as enraizadas, na ciclagem de nutrientes, por meio do chamado efeito de “bombeamento”. As raízes absorvem os nutrientes das partes profundas do sedimento, onde não estariam disponíveis para as outras comunidades e os liberam posteriormente para a coluna d’água por excreção ou durante a decomposição da biomassa. Além disso, através da alta taxa de produtividade primária, em especial das macrófitas emersas, estes vegetais podem se constituir na principal comunidade produtora de matéria orgânica de todo o ecossistema.

Dentre os micro-organismos encontrados em áreas alagadas, estão as bactérias, sendo a maior parte delas heterotróficas; algumas são autotróficas (KADLEC e KNIGHT, 1996 *apud* MANSOR, 1998.). Conforme Trotter *et al.* (1994), citados por Mansor (1998), a maioria das bactérias está associada com as superfícies submersas das plantas, a matéria orgânica em decomposição e o meio suporte. Existe uma relação simbiótica entre plantas aquáticas e as bactérias vivendo nas suas raízes e outras partes submersas.

Os fungos são abundantes nas áreas alagadas. Todos os fungos são heterotróficos e sua nutrição é predominantemente saprofítica, isto é, baseia-se na degradação da matéria orgânica morta – eles são ecologicamente importantes nesses ecossistemas porque intermedeiam uma significativa proporção da reciclagem de carbono (C) e outros nutrientes (KADLEC e KNIGHT, 1996 *apud* MANSOR, 1998).

Ribeiro (2008) chama a atenção para o fato de que são as relações ecológicas mantidas pelas diferentes comunidades biológicas de áreas alagadas que garantem a reciclagem de nutrientes nesses ambientes, além de desempenharem outras funções responsáveis pela manutenção desses ecossistemas. Neste sentido, alterações nesses ecossistemas, resultantes de atividades antrópicas, tais como a drenagem ou aterro para a expansão das cidades e o despejo de esgotos acima da sua capacidade de autodepuração, têm contribuído para tornar as áreas alagadas cada vez mais escassas e resultado na perda de uma rica e intrínseca diversidade biológica. Junk *et al.* (2013), citados por Duarte (2013), apontam a necessidade de maior regulação dessas áreas, devido a estimativa de que 20% do território brasileiro é coberto por áreas alagadas, que encontram-se cada vez mais ameaçadas devido ao aumento da atividade humana.

3.1.2 A capacidade de autodepuração das áreas alagadas

De acordo com Mitsch e Gosselink (1993), citados por Brix (1997), as áreas alagadas podem agir como fontes, sumidouros ou transformadores de nutrientes e carbono. Como observa Mansor (1998), os organismos vivos desses ecossistemas, com sua diversidade genética e adaptação funcional, são capazes de usar os constituintes das águas poluídas para o seu crescimento e reprodução. Ao usar os constituintes, estes organismos medeiam transformações químicas, físicas e biológicas dos poluentes e modificam a qualidade da água.

Os mecanismos de remoção de poluentes que ocorrem em áreas alagadas acontecem na coluna d'água, no solo e na interface entre as colunas de água e o solo. A maioria das transformações biológicas ocorre nas superfícies as quais as bactérias estão aderidas, ou perto delas (OTTERSTETTER, 1985). A Tabela 3.1 apresenta os mecanismos de remoção de poluentes nesses ecossistemas.

A remoção de sólidos sedimentáveis (SSed) e de sólidos coloidais ocorre por meio da sedimentação gravitacional de sólidos e alguns contaminantes e através da filtração pelo meio suporte, raízes e rizomas das macrófitas aquáticas. Os sólidos coloidais também podem ser removidos por adsorção (atração entre partículas – força de van der Waals) e pelo metabolismo bacteriano. A Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) é removida pela sedimentação gravitacional de sólidos e de alguns contaminantes e pelo metabolismo bacteriano, através da decomposição da matéria orgânica. Os principais mecanismos de remoção de metais pesados envolvem a adsorção no meio suporte ou pelas raízes das macrófitas e a decomposição, definida como a alteração de componentes menos estáveis por radiação ultravioleta, oxidação e redução (VALENTIM, 1999).

Tabela 3.1. Mecanismos de remoção de poluentes em áreas alagadas.

Mecanismos	Poluentes						
	Sólidos Sedimentáveis	Sólidos Coloidais	DBO	N	P	Metais Pesados	Bactérias e Vírus
Físico							
Sedimentação	P	S	i	i	i	i	i
Filtração	S	S					
Adsorção		S					
Químico							
Precipitação					P	P	
Adsorção					P	P	
Decomposição						P	
Biológico							
*Metabolismo de bactérias		P	P	P			
*Metabolismo de plantas							S
Adsorção por Plantas						S	
Morte					S	S	P

Fonte: STOWELL, R. *et al.* (1979) in OTTERSTETTER, 1985.

P – efeito primário

S – efeito secundário

i – efeito incidental

*O termo metabolismo inclui biossíntese e reação catabólica.

A redução do número de bactérias ocorre, entre outros processos, pela presença de bacteriófagos (vírus que parasitam bactérias), pela precipitação de partículas que arrastam as bactérias para o fundo, pela floculação e adsorção, pela falta de nutrientes para as bactérias de vida livre e, conseqüentemente, para as patogênicas, além do antagonismo entre micro-organismos patogênicos e os habitantes naturais (BRANCO, 1986 *apud* COSTA *et al.*, 2003). Conforme Lopes-Ferreira (1998a), a sedimentação também pode remover boa parcela das bactérias coliformes e este fenômeno pode ser grandemente acelerado quando o meio é rico em partículas em suspensão ou substâncias coloidais, como encontrado nas áreas grandemente colonizadas por macrófitas aquáticas. Além disso, a região das raízes das macrófitas aquáticas geralmente é densamente colonizada por outros organismos, tais como protozoários (flagelados e ciliados) e rotíferos, que são consumidores de bactérias. Os bacteriófagos são eliminados à medida que o número de bactérias diminui nestes ecossistemas. Vírus e bactérias também são eliminados por não se adaptarem ao meio.

Os processos de remoção de nitrogênio (N) são, principalmente, transformações bacteriológicas e envolvem a amonificação, a nitrificação e a desnitrificação (Figura 3.2). A amonificação é a formação de N inorgânico, especialmente amônia (NH₃), a partir de nitrogênio orgânico (N_{ORG}), resultado tanto da decomposição aeróbia quanto anaeróbia da parte nitrogenada da matéria orgânica. A nitrificação é um processo aeróbio, que envolve a

oxidação de NH_3 a nitrato (NO_3^-) por bactérias nitrificantes. Este processo ocorre em duas etapas: primeiramente bactérias do gênero *Nitrosomonas* oxidam NH_3 a nitrito (NO_2^-); em seguida, bactérias do gênero *Nitrobacter* oxidam o NO_2^- a NO_3^- . A desnitrificação é resultado de um processo de decomposição anaeróbio, no qual a matéria orgânica é decomposta por bactérias que utilizam NO_3^- como acceptor de elétrons, ao invés de O_2 . Ela ocorre em duas etapas: primeiramente o NO_3^- é reduzido a óxido nitroso (N_2O), que posteriormente é reduzido a nitrogênio atmosférico (N_2). O N_2O e o N_2 são gases que são emitidos para a atmosfera. Dessa forma, a desnitrificação tem importância na eliminação do N acumulado no sistema (ESTEVES, 1998a; VERHOEVEN e MEULEMAN, 1999).

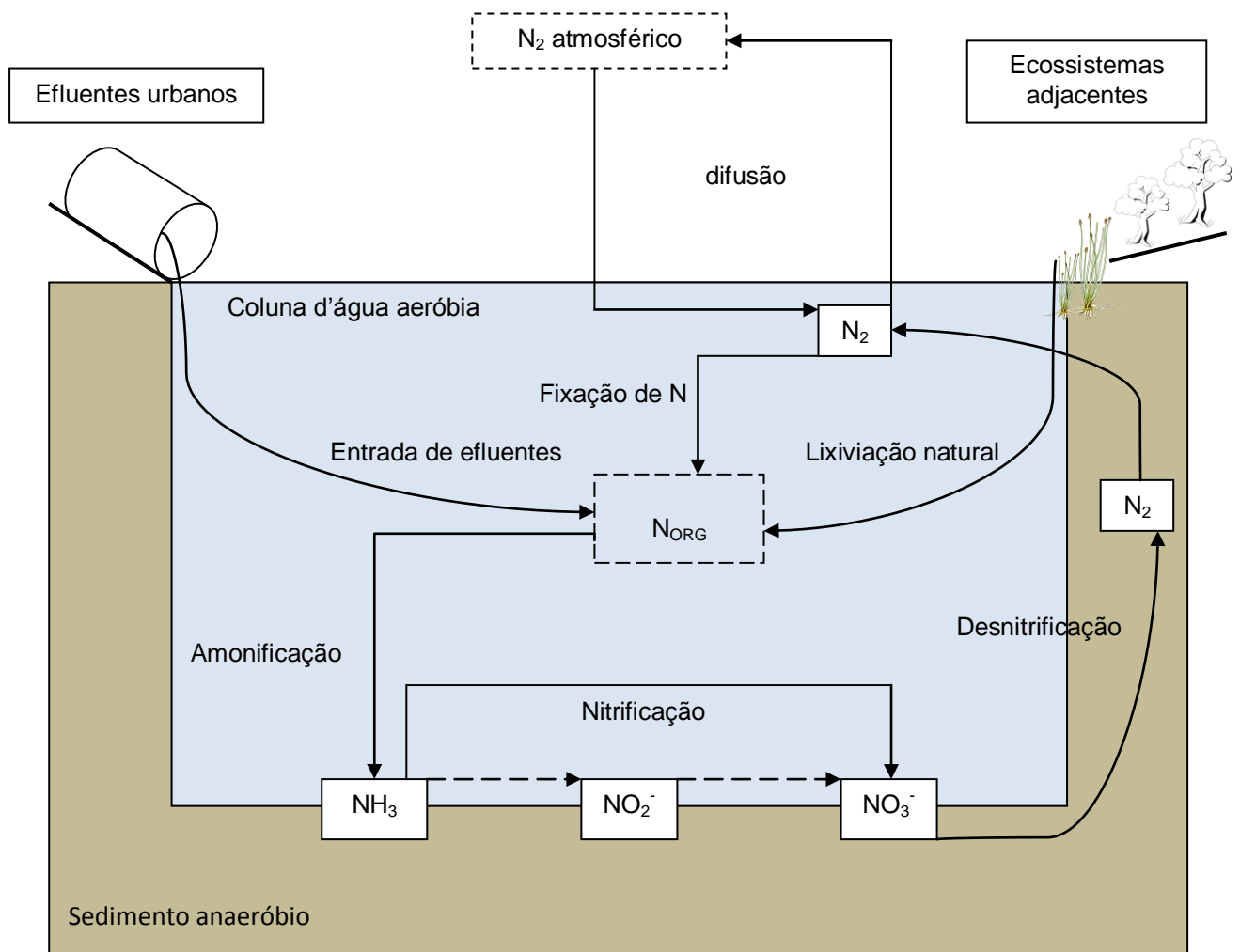


Figura 3.2. Desenho esquemático do ciclo do nitrogênio em ecossistemas aquáticos continentais. Esse processo tem papel importante na remoção de nitrogênio em áreas alagadas naturais. As setas de linha cheia representam os processos identificados na figura e as com linhas tracejadas representam os passos intermediários da nitrificação. Fonte: Modificado de ESTEVES, 2011.

Em relação à remoção de fósforo (P), Verhoeven e Meuleman (1999) apontam que a adsorção de fosfatos pelas partículas do solo é um importante processo de remoção. A capacidade de adsorção depende da presença de ferro (Fe), alumínio (Al) ou cálcio (Ca) nas argilas minerais ou da ligação com a matéria orgânica do solo. A adsorção é um processo reversível, devido à mudanças no estado redox do solo e no pH e, também, está sujeita a saturação. Cada solo tem apenas certa capacidade de adsorção e assim que todos os sítios de adsorção são ocupados, não ocorrerá mais nenhuma adsorção. Contudo, fosfatos também podem ser precipitados com Fe, Al e compostos do solo. Estes processos, os quais incluem a fixação de fosfato na matriz de argilas minerais e complexação de fosfatos com metais, tem taxas muito mais lentas, mas não estão, facilmente, sujeitos a saturação. Se o P anteriormente adsorvido estiver precipitado, os sítios de adsorção tornam-se novamente disponíveis. Lemos *et al.* (1998) realizaram experimentos sobre a decomposição de macrófitas aquáticas em condições aeróbias e sob fertilização. Observou-se a importação de fosfatos dissolvidos (entre 10 e 14% das quantidades adicionadas) para o detrito particulado ao longo do tempo, demonstrando a ação destes detritos nos processos de adsorção/precipitação de P inorgânico.

Segundo Ribeiro (2008), outra forma de remoção de N e P é através da absorção destes nutrientes e consequente estocagem na biomassa de micro-organismos e, principalmente, na biomassa das macrófitas aquáticas. Reddy e DeBusk (1985), citados por Lopes-Ferreira (1998b), observaram em um estudo que a absorção pelas plantas representava até 75% da remoção de N e até 73% da remoção de P.

O processo de remoção de poluentes que ocorre em áreas alagadas naturais levou ao uso destas e de leitos cultivados para o tratamento de águas residuárias (BRIX, 1997). De acordo com Verhoeven e Meuleman (1999), as áreas alagadas naturais têm sido utilizadas para o tratamento de águas residuárias em diferentes partes do mundo, desde a década de 1950, devido às preocupações ambientais sobre o desempenho individual e insuficiente de fossas sépticas e com os altos custos envolvidos na construção de sistemas centralizados de tratamento de águas residuárias, fatos que incentivaram pesquisas sobre a habilidade de áreas alagadas para este propósito (VERHOEVEN e MEULEMAN, 1999). O uso empírico de áreas alagadas naturais no tratamento de águas residuárias teve início anteriormente a 1912 nos EUA. Alguns pesquisadores que vieram após esta época provavelmente começaram suas pesquisas a partir das observações da aparente capacidade de tratamento destas áreas. Outros viram a água residuária como uma possibilidade de fonte de água e nutrientes para a recuperação de áreas alagadas degradadas ou para sua criação (VALENTIM, 1999).

Conforme Otterstetter (1985), quando se utilizam áreas alagadas para a disposição de águas residuárias, a sobrevivência do ecossistema natural existente vai depender muito da carga de nutrientes orgânicos e inorgânicos. Além disso, as condições hidrológicas também exercem influência decisiva nesses sistemas. Para Ribeiro (2008), embora as áreas alagadas estejam sujeitas a inundações, quando são utilizadas para tratar águas residuárias é fundamental que se respeite a capacidade de autodepuração desses ambientes para não sobrecarregá-los com o aporte excessivo de nutrientes. Dessa forma, o uso de áreas alagadas para o tratamento de esgotos requer estudos criteriosos para avaliar a sua viabilidade, sobretudo, a sua viabilidade ambiental. Em geral, elas são utilizadas para tratamento terciário e/ou para despejo adicional de efluentes.

Nos EUA, o uso de áreas alagadas para o tratamento de águas residuárias destina-se: 1) a disposição e tratamento do efluente; 2) ao tratamento de volume adicional de efluente. Além disso, efluentes tratados podem ser utilizados na formação, restauração ou ampliação de áreas alagadas naturais (REED *et al.*, 1995 *apud* VALENTIM, 2003). De acordo com Miller Junior (2008), mais de 150 municípios dos EUA usam áreas alagadas naturais e construídas para tratar o esgoto. Este autor cita, como exemplo, a cidade litorânea de Arcata, Califórnia, que criou 65 ha de áreas alagadas entre o município e a baía de Humboldt adjacente. Os pântanos e lagoas foram desenvolvidos em um terreno que havia sido um lixão e os custos do projeto representam menos da metade do preço estimado de um sistema de tratamento convencional. Além disso, o local também serve de santuário de aves da *Audubon Society* e fornece habitats para milhares de lontras, aves e animais marinhos. A cidade até comemora seu sistema natural de tratamento de esgoto com o festival anual *Flush with Pride* (Dê Descarga com Orgulho).

Em relação à potencialidade do uso de áreas alagadas naturais para o tratamento de águas residuárias, no Brasil, pode-se citar os estudos realizados por Lopes-Ferreira (1998b), na Lagoa Imboassica (Macaé – RJ), que avaliaram o papel de uma região colonizada por macrófitas aquáticas na depuração de efluentes domésticos. Estes efluentes constituem importante fator de impacto antrópico sobre este ecossistema. Como os primeiros estudos sobre o ciclo do N e do P nesta lagoa indicavam valores reduzidos para a concentração destes nutrientes e bactérias coliformes na coluna d'água, foi formulada a seguinte hipótese: a região colonizada por macrófitas aquáticas na desembocadura do principal canal de esgotos funciona como uma “barreira” para os efluentes domésticos que aportam na Lagoa Imboassica. Os resultados obtidos indicaram que esta região funciona como uma verdadeira estação de tratamento natural, reduzindo drasticamente a carga de nutrientes que aporta pelo canal. As concentrações de N-total e P-total da água apresentaram uma redução de 93,8% e 97,1%, respectivamente, após a passagem pela região das macrófitas aquáticas.

Em outro estudo, Lopes-Ferreira (1998a) avaliou o papel desta região na redução das densidades de coliformes totais e termotolerantes nos efluentes domésticos que são lançados *in natura* na Lagoa Imboassica. O número de bactérias coliformes é um dos parâmetros utilizados para avaliar a qualidade da água e, assim, definir seus diferentes usos. Estas bactérias são entéricas em animais homeotérmicos, principalmente as da espécie *Escherichia coli*, e sua presença na água é indicadora da provável existência de micro-organismos intestinais patogênicos (bactérias, vírus, protozoários e vermes), ou seja, ela é um indicador de contaminação fecal. As taxas de redução das densidades de coliformes totais e termotolerantes, após a passagem pela região das macrófitas, foram superiores a 99%. Ambos os estudos demonstraram o potencial da região colonizada por macrófitas aquáticas no tratamento de esgotos, lançados *in natura* na Lagoa Imboassica, chegando até o nível terciário.

Estes estudos fizeram parte do **Projeto Ecolagoas** e os resultados obtidos nas pesquisas desenvolvidas neste projeto, demonstraram a viabilidade de aplicação dos mesmos na mitigação dos impactos negativos resultantes do lançamento dos efluentes domésticos na Lagoa Imboassica. Foi, então, proposto que os efluentes deveriam passar por canais densamente colonizados por macrófitas aquáticas, constituindo um sistema denominado Estação de Tratamento de Efluentes Verde (ETE – Verde). No entanto, o desconhecimento da população, que pede, por exemplo, a retirada das macrófitas aquáticas por acreditarem que os mosquitos são gerados por estes vegetais, e a ausência de políticas públicas concretas voltadas para a preservação da Lagoa Imboassica, são responsáveis pela não viabilização de uma medida de simples aplicabilidade e, ao mesmo tempo, de baixíssimo custo e elevada eficiência (ESTEVES, 1998b).

Em outro estudo, realizado por Abe *et al.* (2006), citados por Tundisi e Tundisi (2008), foi demonstrado o importante papel que a várzea da região de Parelheiros tem na Região Metropolitana de São Paulo, reduzindo cargas pontuais provenientes do braço Taquacetuba da Represa Billings devido ao processo de desnitrificação e fixação do fósforo nas raízes da vegetação herbácea nessa área alagada.

Apesar da eficiência das áreas alagadas no tratamento de águas residuárias, tal prática, segundo Verhoeven e Meuleman (1999), deve ser desencorajada devido à grande importância de se conservar estes ecossistemas. Como observa Hammer (1989), citado por Salatti (2003), esforços conservacionistas inibiram o uso destas áreas para propósitos aplicados. Este e outros fatores orientaram o rápido desenvolvimento de estudos em áreas alagadas construídas (leitos cultivados).

3.2 LEITOS CULTIVADOS

Leitos cultivados (LC) são áreas alagadas construídas, conhecidos na literatura científica internacional como *constructed wetlands* (CW). Estes sistemas de tratamento de águas residuárias reproduzem os mecanismos de autodepuração que ocorrem em áreas alagadas naturais. De acordo com Verhoeven e Meuleman (1999), de um ponto de vista prático, os LC oferecem melhores oportunidades para o tratamento de águas residuárias do que áreas alagadas naturais. Eles podem ser projetados para maximizar a eficiência na remoção da DBO, da Demanda Química de Oxigênio (DQO) e nutrientes e para o máximo controle sobre o sistema hidráulico e sobre a vegetação.

Foi Dymond, em 1948, quem relatou pela primeira vez a utilização do aguapé (*Eichhornia crassipes*) para a remoção de poluentes na água. Posteriormente, em 1953, o Instituto Max Planck, na Alemanha, começou a desenvolver uma série de pesquisas envolvendo plantas aquáticas emersas e flutuantes com o objetivo de remover impurezas da água. Kathe Seidel foi uma das pioneiras no estudo do uso de LC para o tratamento de águas residuárias. Ela lidera, desde 1953, no Instituto Max Planck, um grupo que estuda o uso de plantas para este fim. Dentre os resultados dos seus trabalhos, ela criou um sistema que foi patenteado, em que areia e cascalho são colocados em um valo plantado com juncos e taboa. A partir de 1970, vários pesquisadores, nos EUA, começaram a dedicar-se ao estudo da capacidade de determinadas plantas aquáticas de absorver nutrientes de corpos hídricos. Em especial, os Laboratórios Nacionais de Tecnologia Espacial (*National Space Technology Laboratories* – NSTL) da NASA, deram o impulso necessário para o estudo sistemático do uso de macrófitas aquáticas no polimento dos efluentes gerados por lagoas de tratamento de esgoto. Ainda que Boyd e Steward tenham formado o primeiro grupo a dedicar-se ao assunto, somente a ampla divulgação dos trabalhos de Wolverton gerou um movimento internacional em torno do assunto (OTTERSTETTER, 1985).

As pesquisas com LC no Brasil são, relativamente, recentes. Conforme Salatti (2003), o primeiro projeto de LC realizado no Brasil foi feito por Salati *et al.* (1984), com a construção de um lago artificial nas proximidades de um córrego altamente poluído (Rio Piracicamirim) na ESALQ (Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz"), em Piracicaba, SP. As experiências iniciais foram satisfatórias e os trabalhos foram continuados a partir de 1985, pelo Instituto de Ecologia Aplicada (Piracicaba, SP). Foram desenvolvidas novas tecnologias, procurando-se especialmente, aumentar a eficiência do sistema, diminuindo os investimentos. A autora também ressalta que outros trabalhos, com utilização de LC, vêm sendo desenvolvidos no Brasil, dentre eles: Roquete Pinto *et al.* (1998) do Instituto Nacional de Tecnologia, Valentim e Roston (1998) da UNICAMP, Giovannini e Marques (1998) da

Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Philippi *et al.* (1998) da Universidade Federal de Santa Catarina.

De acordo com Salati (2006), várias conferências internacionais vêm sendo realizadas para a troca de informações e avaliação das eficiências dos diversos sistemas de LC utilizados. Cerca de 500 trabalhos científicos foram apresentados nestas conferências internacionais sendo que as principais foram:

- *Conference on Research and Applications of Aquatic Plants for Water Treatment and Resource Recovery*, 1986 – Orlando, Flórida;
- *International Conference on the Use of Constructed Wetlands in Water Pollution Control*, 1990 – Cambridge, Reino Unido;
- *International Specialist Conference on Wetland Systems in Water Pollution Control*, 1992 – Sydney, Austrália;
- *4th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*, 1994 – Guangzhou, People's Republic of China;
- *5th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*, 1996 – Viena, Áustria;
- *6th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*, 1998 – Águas de São Pedro, Brasil;
- *7th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*, 2000 – Flórida, EUA;
- *8th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*, 2002 – Tanzânia, África;
- *9th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*, 2004 – Avignon, França;
- *10th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*, 2006 – Lisboa, Portugal.

Os LC têm como principais componentes o meio suporte, que pode ser solo, areia, brita ou outro material, espécies vegetais características de áreas alagadas, além de micro-organismos associados a estes elementos e que são os principais responsáveis pela remoção dos contaminantes da água residuária. Por sua simplicidade conceitual e facilidade de construção, pelo seu baixo consumo de energia, pela sua incorporação à paisagem, por sua versatilidade e longevidade os LC são aplicados no tratamento de diferentes tipos de águas residuárias (VALENTIM, 2003). Algumas possibilidades de aplicação são apresentadas na Tabela 3.2.

Tabela 3.2. Possibilidades de aplicações dos leitos cultivados.

Aplicação	Conceito e Uso
Tratamento Primário e Secundário	Completo tratamento da água, incluindo remoção de nutrientes. Indicados para pequenas comunidades, hotéis, condomínios e casas isoladas e tratamento de dejetos de confinamentos (gado leiteiro e de corte, suinocultura).
Polimento Terciário	Caracterizado por Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) elevado, principalmente, para remoção de P. Tratamento de efluentes de indústrias de processamento de alimentos, papel, petroquímicas e abatedouros.
Desinfecção	Determina as condições de remoção de vários indicadores de micro-organismos e suas condições de eliminação e monitoramento. Explora o potencial dos LC em promover a remoção dos micro-organismos patogênicos da água.
Escoamento Superficial	Identificação de estratégias e locais apropriados ao manejo de escoamento superficial. Possibilidade de utilização em microbacias.
Manejo de materiais tóxicos	Conhecimento e modelagem da remoção de substâncias tóxicas. Tratamento de águas de minas de carvão e de chorume de aterro sanitário.
Manejo do Lodo	Longo tempo de disposição de resíduos que possam conter elevados níveis de metais pesados. Secagem de lodo de estações de tratamento de esgoto.
Produção de Biomassa	Identificação, desenvolvimento de usos e viabilidade econômica de produtos gerados pelos leitos cultivados.
Tratamento de águas destinadas ao reuso	Determinação de níveis de tratamento dos efluentes conforme o reuso pretendido. Uso potencial para indústrias de processamento de alimentos e confinamentos (gado leiteiro, suinocultura e gado de corte).

Fonte: Adaptado de BAVOR *et al.*, 1995; KADLEC, 1995 *in* VALENTIM, 2003.

3.2.1 Classificação dos leitos cultivados

Conforme Valentim (2003), os LC podem ser classificados de acordo com seu fluxo em:

- **Leitos Cultivados de Fluxo Superficial (LCFS):** são canais onde o meio suporte, em geral, é o próprio solo, que fornece condições de desenvolvimento para as plantas (Figura 3.3), sendo que a água flui a uma pequena profundidade (0,1 a 0,3 m). Oferecem condições para a proliferação de insetos e contato de pessoas e animais com a lâmina d'água. Requerem grandes áreas para a sua construção e são mais indicados para o tratamento terciário. Nos EUA, o sistema de fluxo superficial é muito utilizado no tratamento terciário de grandes volumes de águas residuárias.

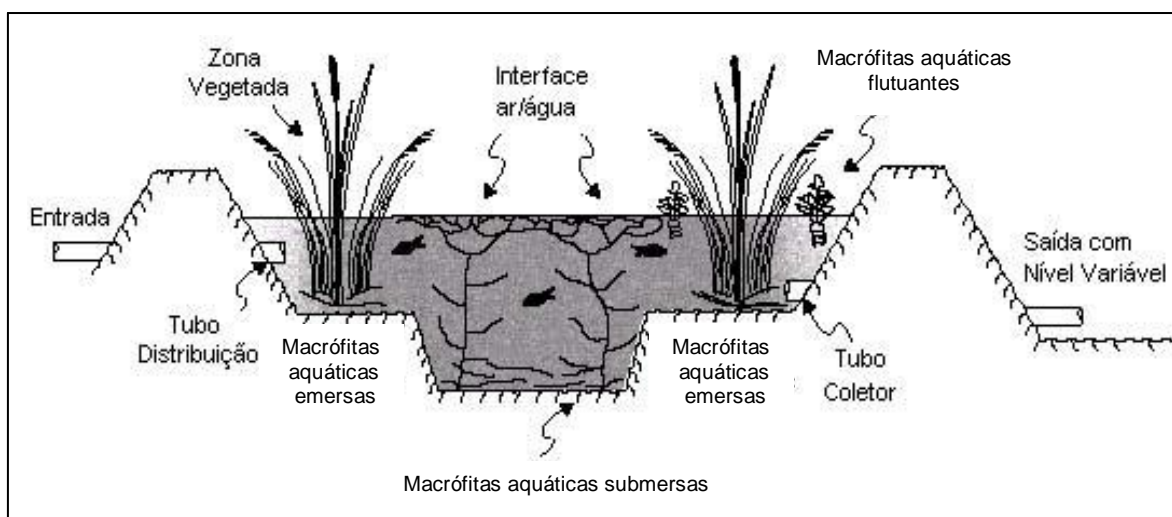


Figura 3.3. Leito cultivado de fluxo superficial. Fonte: Adaptado de US. EPA, 1999 in VALENTIM, 2003.

- **Leitos Cultivados de Fluxo Subsuperficial (LCFSS):** são essencialmente filtros lentos horizontais preenchidos com brita ou areia como meio suporte, onde as raízes das plantas se desenvolvem (Figura 3.4). Não oferecem condições para o desenvolvimento e proliferação de insetos e para o contato de pessoas e animais com a lâmina d'água. O fundo do leito é inclinado – no geral possui 1% de inclinação – a fim de evitar o escoamento do resíduo líquido acima do meio suporte (COOPER, 1993 *apud* HUSSAR, 2001). Possuem grande capacidade de remoção de sólidos suspensos totais (SST) e bactérias devido à habilidade de filtração, remoção de DBO superior à capacidade de transferência de O_2 realizada pelas plantas ou pela troca

de gases na interface ar/água, e boa capacidade de desnitrificação. No entanto, possuem limitada capacidade de transferência de O_2 , o que prejudica a realização do processo de nitrificação. É muito utilizado no tratamento secundário de efluentes de pequenas comunidades, tanto nos EUA, Austrália e África do Sul (cascalho como meio suporte) quanto na Europa (tecnologia solo-base).

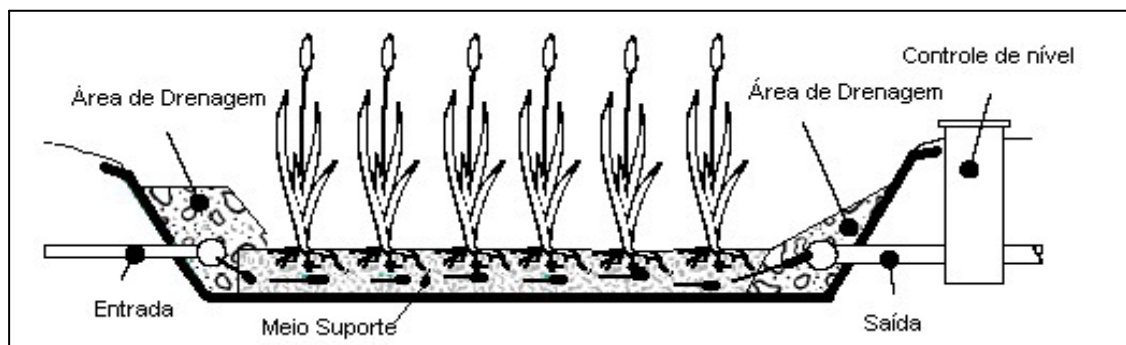


Figura 3.4. Leito cultivado de fluxo subsuperficial. Fonte: Adaptado de GUSTAFSON *et al.*, 2001 in VALENTIM, 2003.

- **Leitos Cultivados de Fluxo Vertical (LCFV):** são filtros de vazão vertical intermitente (areia como meio suporte) ou por batelada (brita como meio suporte). Nível d'água abaixo do meio suporte, impossibilitando seu contato com animais e pessoas e a proliferação de insetos. Sistema com grande potencial para nitrificação e remoção de DBO, devido à sua capacidade de fornecimento de O_2 , em decorrência da intermitência da vazão que propicia a entrada de ar atmosférico dentro do meio suporte. Contudo, não promovem boa desnitrificação e são menos eficientes na remoção de SST e P-total que os outros sistemas (Figura 3.5). Os primeiros LCFV surgiram na Europa nos anos de 1970 e eram conhecidos como “campos de infiltração” na Holanda e sistema “Seidel” na Alemanha, às vezes, conhecido como processo do Instituto Max Planck.

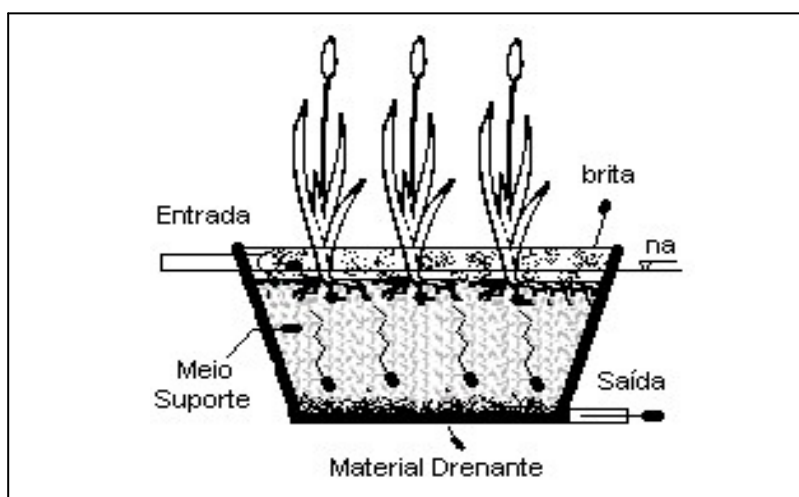


Figura 3.5. Leito cultivado de fluxo vertical. Fonte: VALENTIM, 2003.

Cooper (1998), citado por Schulz (2009), descreve mais um tipo de LC, o Combinado ou Híbrido, que consiste na utilização conjunta do LCFSS e do LCFV, porém construídos em células diferentes do mesmo sistema de tratamento. Este sistema foi idealizado para corrigir as deficiências da capacidade de transferência de oxigênio ser limitada em LCFSS e pela pequena capacidade de oxidação da matéria orgânica em LCFV. Desta forma um sistema híbrido é composto por várias células, onde, normalmente, as primeiras células são de LCFSS para receber a maior carga orgânica, as células intermediárias são de LCFV para promover a nitrificação e, as últimas, são novamente células de LCFSS para realizar a desnitrificação.

3.2.2 Critérios para a construção de leitos cultivados

Várias técnicas de LC foram desenvolvidas nestes últimos anos, as quais são utilizadas de acordo com as características do efluente a ser tratado, da eficiência final desejada na remoção de nutrientes, contaminantes e outros poluentes, do interesse da utilização da biomassa produzida e do efluente tratado, do interesse paisagístico e da área disponível. Além disso, os LC podem ser utilizados em sistemas isolados ou em combinação entre si ou com sistemas convencionais de tratamento de efluentes (SALATTI, 2003). Uma indicação de critérios de projeto para os LCFS e os LCFSS utilizados para as regiões de clima frio é apresentada na Tabela 3.3.

Em relação à área requerida para a construção de LC, estudo realizado por Knight (1992), citado por Valentim (1999), sobre a utilização destes sistemas para o tratamento de

águas residuárias sugere que as várzeas naturais requerem aproximadamente 10 vezes mais área por unidade de volume que os LCFS, e estes 10 vezes mais que os LCFSS para a mesma qualidade de água. Já os LCFV requerem uma área 5 vezes menor que os LCFSS.

Segundo Haberl *et al.* (1995), citados por Mansor (1998), a experiência tem demonstrado que o fluxo hidráulico nos LCFS e LCFSS não é uniforme, o que conseqüentemente o torna fator limitante primário na determinação da detenção hidráulica (TDH) dentro dos leitos. Nos EUA, historicamente os projetistas de LC têm utilizado taxas de aplicação variando entre valores menores que 4 até 530 L m⁻² d⁻¹. Entretanto, não há respostas genéricas porque o projeto depende das características do efluente, do padrão de lançamento e da área disponível. (USEPA, 1999 *apud* VALENTIM, 2003).

Tabela 3.3. Critérios de projeto para os LCFS e LCFSS.

Parâmetros	Fluxo Superficial	Fluxo Subsuperficial
Tempo de Detenção (dias)	5 – 14	2 – 7
Altura da coluna d'água (m)	0,1 – 0,5	0,1 – 1,0
Razão comprimento: largura do leito	2:1 a 10:1	0,25:1 a 5:1
Controle de mosquitos	Requer	Não Requer
Frequência de colheita (ano)	3 – 5	3 – 5
DBO ₅ máxima (g m ⁻² d ⁻¹)	8	7,5
DQO máxima (g m ⁻² d ⁻¹)	3,2 – 6,4	3,0 – 6,0
Carga hidráulica (L m ⁻² d ⁻¹)	7 – 60	2 – 30

Fonte: Adaptado de WOOD e McATAMNEY, 1996 *in* VALENTIM, 2003.

Cooper (1993), citado por Mansor (1998), recomenda o pré-tratamento das águas residuárias que serão despejadas nos LC, através de gradeamento e decantação. Para

sistemas de tratamento de pequeno porte (atendendo menos de 100 pessoas), um tanque séptico bem projetado é suficiente; para sistemas maiores um tanque de sedimentação primária convencional é recomendado, ou, na impossibilidade disto, deve-se usar uma peneira com perfurações menores ou iguais a 6 mm.

Fatores relacionados diretamente às condições climáticas locais e relevantes ao projeto são a temperatura ambiente e a perda de água por evaporação através da superfície dos leitos. Além disso, existe a perda de água por evapotranspiração, causada pelo metabolismo e crescimento das plantas aquáticas. Leitos operados em sistema de escoamento subsuperficial são sujeitos a perdas menores através da superfície, quando comparados àqueles operados em sistema de escoamento superficial (TROTTER *et al.*, 1994 *apud* MANSOR, 1998).

O meio suporte também é um fator a ser considerado na construção de LC. A utilização do solo local é mais comum nos LCFS, pois possibilita um perfeito enraizamento das macrófitas e por ser economicamente viável para grandes áreas superficiais que caracterizam este tipo de sistema. Dependendo da constituição, o solo pode remover diferentes poluentes presentes na água residuária por mecanismos de precipitação, troca catiônica e adsorção, como é o caso do P e de grande parte dos metais pesados. Porém, esta capacidade de remoção é temporária (menor que 1 ano) devido à saturação do meio suporte. A maioria dos LCFSS e LCFV utiliza como meio suporte a brita ou a areia, que são os itens de maior custo na implantação desses sistemas. No entanto, a utilização de brita ou areia como meio suporte é justificada pelo fato de permitirem um fluxo regular e, no caso da brita, sem entupimento por um longo período de tempo (USEPA, 1999 *apud* VALENTIM, 2003). Outros materiais têm sido pesquisados como meio suporte, como por exemplo, pneu picado, bambu, casca de arroz, conchas de moluscos e etc. Dessa forma, é possível reduzir ainda mais o custo de implantação de um LC escolhendo como meio suporte materiais encontrados na região onde ele será construído (RIBEIRO, 2008).

De acordo com Valentim (2003), os LCFSS e os LCFV requerem uma barreira impermeável para impedir a lixiviação e a percolação do efluente que está sendo tratado. Basicamente são utilizadas duas barreiras impermeáveis:

- Lona plástica: Polietileno de Alta Densidade (PEAD), Polietileno de Baixa Densidade (PEBD) ou Policloreto de Polivinila (PVC) de 0,5 a 1,0 mm de espessura, comumente utilizadas em sistemas com grandes áreas superficiais e naqueles escavados no solo;

- Produtos impermeabilizantes: aditivos incorporados à argamassa ou produtos aplicados sobre o reboco final. São utilizados em sistemas construídos em alvenaria.

O critério de escolha da barreira impermeável dependerá de onde será instalado o sistema. A lona plástica é de fácil transporte e instalação, sendo comumente utilizada em locais distanciados das cidades. Já os produtos impermeabilizantes seriam utilizados nos sistemas individuais ou coletivos construídos em alvenaria e instalados nas cidades (VALENTIM, 2003).

A escolha das espécies de macrófitas aquáticas a serem utilizadas no tratamento também deve ser considerada. De acordo com Valentim (2003), existem várias espécies vegetais com potencial para serem utilizadas nos LC e em outros tipos de sistemas naturais, sendo fundamental a integração de diversos grupos de pesquisa para que se chegue a resultados mais conclusivos e que viabilizem não só o uso destas plantas no tratamento, mas que forneçam alternativas de geração de renda (artesanato) e aumento da atividade econômica nos locais que adotarem os sistemas naturais como sistema de tratamento. As espécies mais utilizadas nos LC são apresentadas na Tabela 3.4.

Tabela 3.4. Algumas espécies de macrófitas testadas para o uso nos LC.

<i>Plantas Emergentes</i>	<i>Plantas Submergentes</i>	<i>Plantas Flutuantes</i>
<i>Scirpus</i> sp.	<i>Elodea nuttallii</i>	<i>Lemna</i> sp.
<i>Phragmites australis</i>	<i>Egeria densa</i>	<i>Spirodela</i> sp.
<i>Typha</i> sp.	<i>Ceratophyllum demersum</i>	<i>Eichhornia crassipes</i>
<i>Canna flaccida</i>		<i>Wolffia arrhiza</i>
<i>Eleocharis</i> sp.		<i>Azolla caroliniana</i>
<i>Juncus</i> sp.		

Fonte: Adaptado de GUNTENSPERGEN *et al.*, 1988 *in* VALENTIM, 2003.

* Plantas emergentes = macrófitas aquáticas emersas; plantas submergentes = macrófitas aquáticas submersas; plantas flutuantes = macrófitas aquáticas flutuantes.

Deve-se procurar utilizar plantas nativas e montar um sistema piloto antes de construir o LC em escala real. Assim, é possível avaliar qual(is) espécie(s) de macrófita(s) aquática(s) é(são) mais eficiente(s) no tratamento (HUSSAR, 2001; BARRETO, 2005).

Segundo Naime e Garcia (2005), a densidade inicial das plântulas ou cortes é de 1 rizoma/plântula/m². Densidades menores pressupõem um tempo para que as macrófitas ocupem todo o espaço disponível e criem uma massa subterrânea considerável.

De acordo com Pucci (2007), em relação à operação e manutenção dos LC, os aspectos mais importantes estão relacionados:

- ao controle do nível hídrico no interior do sistema, que consiste em manter as raízes e os rizomas das macrófitas emersas em contato com a água e impedir o desenvolvimento de espécies vegetais competidoras não desejadas que tendem a prevalecer, sobretudo, nas regiões com menos água, nos primeiros meses de vida do sistema;
- ao controle do desenvolvimento regular da vegetação e remoção a cada dois ou três anos da biomassa produzida, o que parece revigorar as plantas e estimular seu crescimento de forma mais forte e uniforme.

Os LCFS exigem menor gerenciamento e manutenção, pois são projetados para se desenvolverem da maneira mais natural possível (são mais parecidos com as áreas alagadas naturais). De qualquer forma a poda das macrófitas deve ser realizada a cada três anos (PUCCI, 2007).

Os critérios a serem considerados na construção de LC citados anteriormente referem-se a resultados obtidos em pesquisas internacionais. Segundo Valentim (2003), em relação ao Brasil, apesar de várias pesquisas sobre o assunto, não há uma indicação clara de qual seria a relação vazão, área utilizada, meio suporte e expectativa de tratamento para algum tipo de efluente usando-se LC. Ainda são poucos os sistemas avaliados continuamente e por um longo período de tempo, e nem sempre os parâmetros de análise e a metodologia de condução adotada pelos pesquisadores coincidem, gerando, às vezes, dificuldades de comparação entre os diversos trabalhos.

3.2.3 Eficiência dos sistemas de leitos cultivados no tratamento de águas residuárias em pesquisas realizadas no Brasil

Valentim (1999) projetou, construiu e avaliou o desempenho de LCFSS no tratamento do efluente líquido de tanque séptico modificado. O experimento foi realizado na Faculdade de Engenharia Agrícola da Universidade Estadual de Campinas (FEAGRI/UNICAMP). A Faculdade destina sua água residuária à rede de coleta local, não

possuindo nenhum tipo de tratamento. A água residuária da Faculdade é composta de dejetos domésticos e sanitários dos laboratórios, dos prédios das salas de aula e do prédio da administração, da cozinha e da cantina, das águas residuárias dos vários laboratórios e das águas de lavagem da oficina mecânica onde são realizadas a manutenção de máquinas e a usinagem de peças. A planta piloto construída para este experimento foi alimentada com parte da água residuária produzida na FEAGRI, sendo o efluente tratado destinado novamente para a rede coletora local.

O experimento foi composto de um tratamento primário, tanque séptico modificado de três compartimentos em série. Como tratamento secundário foram construídos 6 LCFSS, 3 retangulares e 3 quadrados, dispostos em paralelo, com o mesmo tipo de brita (nº 2 – 55 a 90 mm) utilizada como meio suporte e cultivados, em sistema de monocultivo, com duas espécies de macrófitas emersas (*Typha* sp. ou *Eleocharis* sp.), coletadas no lago do Jardim Botânico da UNICAMP. Um leito quadrado e outro retangular permaneceram sem cultivo, sendo usados como controle.

O período de experimentação foi de 4,5 meses, contados a partir de 15 de setembro de 1998, quando o primeiro plantio das macrófitas foi finalizado e os leitos inundados com água da rede de abastecimento local, e finalizado em 30/01/99. De 23/12/98 até 30/01/99 o sistema não operou com regularidade devido à redução do fornecimento de água residuária por causa das férias escolares e de entupimentos ocorridos no tanque séptico modificado e na sua tubulação de alimentação, sendo necessário o fornecimento suplementar de água da rede de abastecimento local para os LC, garantindo a sobrevivência das macrófitas. A alimentação do tanque séptico com a água residuária bruta foi iniciada em 15 de outubro de 1998. Neste intervalo de um mês a partir do plantio, a água evaporada dos leitos foi sendo repostada de 2 em 2 dias. O TDH médio nos LC foi de 4,5 dias. As primeiras amostras foram coletadas em 04/11/98 e as últimas em 21/12/98. Foram analisados os seguintes parâmetros: sólidos suspensos (SS), SSed, turbidez, potencial hidrogênionico (pH), DQO, DBO, P-total, nitrogênio total Kjeldahl (NTK), N-amoniaco, NO_3^- , coliformes totais e *E. coli*.

Em relação ao tanque séptico modificado a redução de DQO variou entre 17 e 69%, já a redução de SSed foi de 100%, o que, segundo Valentim (1999), assegura a primeira necessidade para um bom desempenho dos LC que é não receber SSed. O tanque séptico modificado também apresentou boa eficiência na remoção de SS – entre 52 e 92%, turbidez – entre 67 e 92%. A remoção de *E. coli* variou entre 0 e 75%.

Os LC com os maiores valores de remoção foram: o quadrado plantado com *Eleocharis* sp., com redução de SS entre 91 e 97%, coliformes totais de 59 a 96%, NTK de 35 a 90% e P-total de 41 a 65%; o controle retangular, com redução de turbidez de 87 a 98% e N-amoniaco de 35 a 87%; o retangular plantado com *Eleocharis* sp., com redução de

DQO entre 70 e 97% e *E. coli* entre 94 e 97%; e o quadrado plantado com *Typha* sp., com redução de NO_3^- de 71 a 83%. Quanto à adaptação das macrófitas cultivadas nos leitos, a *Eleocharis* sp. mostrou-se mais vigorosa que a *Typha* sp., com lançamento de brotos, crescimento e espalhamento nos leitos mais intenso em condições adversas, devido às características peculiares da espécie, o que, segundo Valentim (1999), talvez explique a maior eficiência de remoção dos LC com *Eleocharis* sp.

Valentim (1999) concluiu que os LCFSS completam o tratamento realizado pelo tanque séptico modificado, removendo compostos carbonáceos e diminuindo o número de bactérias do grupo coliformes totais e *E. coli*, porém sendo pouco eficientes na remoção de N e P.

Hussar (2001) avaliou o desempenho de um sistema de LCFSS no tratamento de água residuária de granja de produção de suínos. O experimento foi realizado no Campus I, do Curso de Engenharia Agrônômica, do Centro Regional Universitário de Espírito Santo do Pinhal – SP, mais especificamente nas proximidades da granja de suinocultura. A água era proveniente da limpeza das baias e passava por um tratamento inicial em um reator anaeróbio compartimentado antes de ser enviada aos LC. Os leitos utilizavam como meio suporte brita n° 3 e foram cultivados com *Typha* spp.

Obtiveram-se reduções de DQO entre 31,87% e 51,33%; SS_{sed} de 100%; de SS entre 10,55% e 67,87%; de NTK entre 9,09% e 71,43%; de N-amoniaco entre 14,29% e 70,59%. As remoções das diversas formas de P não foram significativas, ou seja, entre 13,94% a 34,75% de P, entre 4,76% e 33,60% de pentóxido de fósforo (P_2O_5) e entre 4,73% e 33,60% de fosfato (PO_4^{3-}). Segundo Hussar (2001), de um modo geral, o sistema teve eficiência abaixo daquela encontrada na literatura, apresentando ainda, fitotoxidez das macrófitas, provavelmente devido às altas concentrações de sais nitrogenados presentes na água residuária.

Borges *et al.* (2003) construíram um sistema de LCFS, em escala de laboratório, em série de quatro reatores, cultivados com *E. crassipes*. O experimento foi realizado em fluxo contínuo, durante 20 dias em quatro TDH (5, 10, 15 e 20 dias), com os efluentes contaminados pelos micro-organismos *Bacillus subtilis* ($5 \times 10^3/\text{mL}$) e *Saccharomyces cerevisiae* ($5 \times 10^8/\text{mL}$), além de água do Rio Corumbataí (Classe 4). Este rio, localizado no município de Rio Claro, SP, é contaminado por esgotos domésticos e resíduos industriais. A eficiência do sistema de LCFS na redução dos micro-organismos *S. cerevisiae*, *B. subtilis*, coliformes totais e *E. coli* nos diferentes TDH foi (Tabela 3.5): para *S. cerevisiae* sempre positiva, sendo que a mínima, 67,6%, ocorreu no TDH 15 dias e a máxima, 96,8%, após TDH 20 dias; para *B. subtilis*, 99,4%, após TDH 20 dias; para os coliformes totais a eficiência máxima, 90,2%, ocorreu no TDH 10 dias; e para *E. coli* a eficiência máxima, 95%,

ocorreu no TDH 10 dias. Houve aumento de biomassa de *E. crassipes*, indicando absorção de nutrientes existentes nos efluentes.

Tabela 3.5. Eficiência de remoção do sistema de LCFS avaliado por Borges *et al.* (2003).

Contaminante	TDH (dias)	Remoção (%)
<i>Saccharomyces cerevisiae</i>	20	96,8
<i>Bacillus subtilis</i>	20	99,4
Coliformes totais	10	90,2
<i>Escherichia coli</i>	10	95

Borges *et al.* (2003) concluíram que o sistema testado mostrou ser eficiente no tratamento de efluentes simulados contendo *S. cerevisiae* e *B. subtilis* e para a água do Rio Corumbataí. Além disso, os efluentes tratados puderam ser considerados despoluídos, uma vez que os seus parâmetros após o tratamento enquadraram-se nas exigências estabelecidas pela Resolução CONAMA nº 20/86. A variação na eficiência do sistema de LC foi atribuída ao fato de este sistema ser um processo dinâmico. Segundo Borges *et al.* (2003), o conhecimento da composição de cada tipo de efluente a ser tratado é importante para o estabelecimento dos parâmetros hídricos para projetos de LC, incluindo o TDH que é fundamental para o funcionamento e a eficiência do sistema de tratamento.

Para avaliar o desempenho de LC na remoção de colifagos somáticos e bacteriófagos F-específicos¹, Costa *et al.* (2003) construíram um sistema de LCFSS. O experimento foi realizado no Campus II da Universidade Federal da Paraíba (UFPB), em Campina Grande. O sistema foi alimentado diariamente com água procedente de um córrego poluído por esgoto doméstico (vindo de bairros próximos) que deságua no açude de Bodocongó, após atravessar o Campus II da UFPB. O TDH estabelecido foi de 10 dias,

¹ Os colifagos somáticos e os bacteriófagos F-específicos são considerados prováveis indicadores da presença de vírus patogênicos no ambiente aquático. Sua detecção é importante na avaliação sanitária de águas superficiais e de efluentes de Estações de Tratamento de Esgotos ou de águas tratadas, por serem mais resistentes que os coliformes aos diferentes tipos de tratamento e aos desinfetantes como cloro, luz ultravioleta e ozônio. Os colifagos são bacteriófagos específicos de *E. coli* e foram considerados indicadores microbiológicos potenciais de qualidade da água e da eficiência de estações de tratamento de esgoto e por estarem presentes em águas que contém *E. coli*. Apresentam-se no esgoto em número maior que nas fezes humanas e desenvolvem maior resistência ambiental que as bactérias. Atualmente, são quantificados os colifagos somáticos, que se aderem à receptores da parede celular bacteriana e os bacteriófagos F-específicos, que se adsorvem ao pili F bacteriano, ou pili sexual, encontrado nas cepas (F⁺) de *E. coli* (COSTA *et al.*, 2003).

sendo a alimentação dos tanques de 16 L/dia. A espécie de macrófita aquática escolhida para o sistema foi a *Typha* spp.

O período de amostragem foi de janeiro a julho de 2001. As coletas das amostras eram feitas mensalmente. Os resultados obtidos estão sintetizados na Tabela 3.6. Os valores de oxigênio dissolvido (OD) do afluente do sistema estiveram em torno de zero ao longo dos sete meses analisados. Já nos efluentes, tanto do tanque controle quanto dos LC, o OD sofreu um pequeno aumento: no tanque controle de 0 para 0,28 mg/L. A média do OD no efluente dos LC foi de 0 para 0,32 mg/L. Esses pequenos aumentos de OD foram atribuídos à rizosfera das macrófitas que libera O₂ para a massa líquida. A concentração de DBO teve redução média significativa de 76% (19 – 4 mgO₂/L) para o tanque controle e de 88% (19 – 2 mgO₂/L) para os LC, fazendo-se notar a função da rizosfera, juntamente com o leito e o biofilme microbiano, na redução de matéria orgânica e degradação da mesma pelo biofilme.

Tabela 3.6. Desempenho de um sistema de LCFSS avaliado por Costa *et al.* (2003).

Parâmetros	Leito Controle	LCFSS
OD	0 – 0,28 mg/L	0 – 0,32 mg/L
DBO	76%	88%
Colifagos somáticos	93,93%	99,75%
Bacteriófagos F-específicos	89,56%	99,86%
Coliformes termotolerantes	99,08%	99,96%

Os LC removeram 99,75% ($3,35 \times 10^4$ – 31,1 UFP/100 mL) de colifagos somáticos, enquanto que no tanque controle a redução foi de 93,93% ($3,35 \times 10^4$ – $4,71 \times 10^2$ UFP/100 mL). Os autores atribuíram esta redução à relação entre a redução de DBO e o decaimento do número de vírus nos efluentes dos LC e tanque controle. A redução de bacteriófagos F-específicos no tanque controle foi de 89,56% ($1,76 \times 10^4$ – $1,93 \times 10^2$ UFP/100 mL), menor que a taxa de redução nos LC, que foi de 99,86% ($1,76 \times 10^4$ – $2,78 \times 10^1$ UFP/100 mL). Embora o pH influencie no decaimento de vírus, as variações de pH foram muito pequenas no sistema, entre 6,8 e 7,6, não sendo este o principal fator do decaimento. De acordo com Costa *et al.* (2003), o principal fator foi a queda de DBO associada com o crescimento e maturação do biofilme microbiano nas raízes das macrófitas que deve ter retido não apenas a matéria orgânica, mas também os vírus. O número de coliformes termotolerantes também

diminuiu acentuadamente, o que pode ter ocasionado queda na concentração dos vírus estudados. No tanque controle, o valor médio de remoção de coliformes termotolerantes foi de 99,08% ($1,28 \times 10^6 - 1,18 \times 10^4$ UFC/100 mL) nos LC, porém, a remoção chegou a 99,96% ($1,28 \times 10^6 - 5,23 \times 10^2$ UFC/100 mL), este último valor, segundo Costa *et al.* (2003), está em conformidade com o que recomenda a legislação nacional vigente², classificando estas águas como de Classe 2 e satisfaz também as recomendações da OMS para irrigação irrestrita. Costa *et al.* (2003) concluíram que o sistema de LCFSS utilizado no experimento mostrou-se eficiente na remoção de bactérias e vírus de águas fortemente poluídas.

Hussar *et al.* (2004) construíram um sistema de LCFSS em série para avaliar o seu desempenho na remoção de macronutrientes de efluentes de tanques de piscicultura. A espécie de macrófita cultivada foi a *Typha* spp. A vazão testada foi de 0,3 L/min, o que resultou em um TDH do sistema de 34 h, 43 min e 20 s. O experimento foi realizado entre os meses de maio a julho de 2002, por um período de 90 dias, no Setor de Aquacultura do Centro Regional Universitário de Espírito Santo do Pinhal (CREUPI) na cidade de Espírito Santo do Pinhal, SP. Durante o período de experimento foram mensuradas as remoções de N, P, enxofre (S), cálcio (Ca), potássio (K) e magnésio (Mg), obtendo-se os seguintes valores médios: N-total – 36,15%, P-total – 43,30%, S-total – 28,20%, Ca – 26,30%, K – 31,61% e Mg – 16,20%.

Em relação à remoção de N-total, Hussar *et al.* (2004) concluíram que o desempenho do sistema foi inferior ao obtido por outros autores que trataram efluentes de esgoto doméstico e de suinocultura, por outro lado, a remoção de P-total foi considerada satisfatória. Em relação à remoção de S, Ca, K e Mg o desempenho foi baixo, influenciado por outros elementos presentes no efluente, ou até mesmo em função da exigência nutricional da macrófita cultivada. Os autores observaram que houve uma redução na taxa de OD na água. Embora o K seja depois do N o elemento mais exigido pelas plantas, a falta de O₂ diminui sua absorção. A baixa absorção de Mg, segundo os autores, pode ser atribuída à presença do K, pois quando a relação K/Mg é muito alta pode ocorrer decréscimo na absorção de Mg. Hussar *et al.* (2004) sugeriram o aumento do TDH como meio de melhorar o desempenho do sistema na remoção dos referidos nutrientes.

Mazzola *et al.* (2005) avaliaram o desempenho de um sistema piloto de LCFV por batelada para diferentes TDH (24, 48, 72 e 96 h) com três tratamentos diferentes (vegetado com *Typha* sp., *Eleocharis* sp. e não-vegetado), analisando-se os seguintes parâmetros: SST, DQO, N-total, N-amoniaco, NO₃⁻ e P-total. O sistema piloto foi instalado na Faculdade

² Na época em que o trabalho foi realizado, estava em vigência a Resolução CONAMA nº 20/86. Esta Resolução foi revogada pela nº 357/05, que, por sua vez, foi complementada e alterada pela nº 430/11.

de Engenharia Agrícola – FEAGRI/UNICAMP, Campinas, SP, e projetado para uma escala comum no meio rural, considerando-se a geração de efluente equivalente a uma comunidade de aproximadamente 30 pessoas (6 famílias). Para o tratamento preliminar foi projetada uma caixa de areia com dois canais em paralelo e para o tratamento primário foi projetado um Reator Anaeróbio Compartimentado (RAC).

De acordo com Mazzola *et al.* (2005), no LCFV com *Typha* sp. observaram-se remoções de SST de 30% para os tempos de 24 e 72 h e de 60% para os tempos de 48 e 96 h. Para o LCFV com *Eleocharis* sp., a remoção aumentou com o aumento dos TDH, variando entre 30 e 60%, respectivamente, para os tempos de 24 e 96 h. O leito controle apresentou o melhor desempenho para os TDH de 48, 72 e 96 h: remoção de 60 – 84%. A remoção de SST no leito controle foi maior do que nos cultivados, o que, segundo os autores, pode ser atribuído à maior formação de biofilme aderido aos leitos cultivados e à eventual liberação de fragmentos pelas raízes das plantas. Em relação à DQO, os comportamentos dos leitos mostraram-se semelhantes. Com os TDH de 96 e 72 h, as respectivas remoções médias de DQO (73,50 e 70,47%) mostraram-se estatisticamente superiores às relativas aos tempos de 24 e 48 h (26,04 e 29,15%) para os três tipos de leito. As remoções elevadas para os tempos de 72 e 96 h, ocasionaram efluentes com baixa DQO (média de 42,80 mg L⁻¹).

No LCFV com *Typha* sp. registraram-se as remoções mais elevadas de fósforo para os tempos de 48, 72 e 96 h (respectivamente, 20, 30 e 25%). Este fato, para Mazzola *et al.* (2005), pode ser atribuído à absorção pela planta do fósforo livre, pois a *Typha* sp. apresentou alta taxa de crescimento e produção de biomassa (folhas e raízes) durante o período das análises. No LCFV com *Eleocharis* sp., foi registrada remoção média de 11,42%, o que poderia ser um indicativo de baixa remoção por absorção das raízes das plantas, quando comparado com o leito controle, que indicou média de remoção menor (8,55%). Os resultados indicaram que os maiores TDH proporcionaram maior remoção para os leitos vegetados, devido ao tempo requerido pelas plantas para absorção do fósforo. Em relação ao N-amoniaco, observaram-se concentrações médias relativamente altas no afluente dos leitos (24,5 – 50,75 mg L⁻¹), como resultado da amonificação de compostos nitrogenados no RAC. Os valores no afluente e efluente mantiveram-se muito próximos, como pode ser observado pela pequena remoção (1,48 – 14,17%). No LCFV com *Typha* sp. foram registradas remoções de N-amoniaco entre 10 e 15% para todos os TDH, enquanto no LCFV com *Eleocharis* sp. a remoção foi de aproximadamente 10% para os tempos de 24, 48 e 96 h e 1,48% para o TDH de 72 h. No leito controle, a maior remoção média (14,17%) foi registrada para o TDH de 72 h, para os demais TDH a remoção média situou-se entre 5,23 e 10,2%.

As concentrações de NO_3^- mantiveram-se relativamente baixas no afluente (0,4 – 1,3 mg L^{-1}) e efluente (0,1 – 0,9 mg L^{-1}). Destaca-se, para o tempo de 24 h nos LC com *Typha* sp. e *Eleocharis* sp., um aumento nas concentrações de NO_3^- do efluente, respectivamente de 8,06 e 11,11%. Segundo Mazzola *et al.* (2005), este aumento das concentrações de NO_3^- poderia estar relacionado à ocorrência do processo de nitrificação, estimulado pela quantidade de oxigênio fornecida ao sistema durante o processo de drenagem dos leitos, e às melhores condições de desenvolvimento das bactérias nitrificantes na rizosfera das macrófitas e a liberação pelas raízes de uma quantidade adicional de O_2 para o meio. O leito controle apresentou relação direta entre o aumento do TDH (24, 48, 72 e 96 h) e a remoção de NO_3^- (13, 38, 46 e 58%). Para os leitos vegetados depois do aumento de NO_3^- identificado no tempo de 24 h, foi registrada uma remoção em torno de 60% para os tempos de 48 e 72 h. Com tempo de 96 h nos LC não se registrou remoção adicional de NO_3^- . Para os tempos de 48, 72 e 96 h todos os leitos mostraram comportamento semelhante, com elevada remoção de NO_3^- . Mazzola *et al.* (2005) atribuíram este comportamento ao processo de desnitrificação: todo O_2 fornecido inicialmente pela drenagem do sistema teria sido utilizado pelas bactérias facultativas nas primeiras horas, estabelecendo-se uma condição anóxica; nessas condições, as bactérias facultativas, na ausência de O_2 , utilizam o NO_3^- como principal aceptor de elétron, liberando para o meio e, conseqüentemente, para a atmosfera, nitrogênio na forma de gás (N_2). Outra hipótese levantada pelos autores foi o consumo de NO_3^- pelas plantas, o que contribuiria para a maior remoção observada nos leitos vegetados em comparação com o controle.

Um fato importante destacado pelos referidos autores foi a grande diferença de produção de biomassa entre as duas macrófitas cultivadas: 50,38 t ha^{-1} para a *Typha* sp. e 5,02 t ha^{-1} para a *Eleocharis* sp. Relacionando esses valores com as remoções de N e P, nota-se que, com a *Typha* sp. obteve-se, simultaneamente, maior produção de biomassa e maior remoção desses dois elementos químicos.

Ribas (2007) desenvolveu um projeto piloto de estação compacta de tratamento de efluentes por LC nas dependências do Viveiro de Plantas Municipal de Jacareí (SP), município localizado as margens do Rio Paraíba do Sul. Foram avaliados o desempenho e a eficiência da estação no tratamento do esgoto gerado por 40 pessoas, proveniente de instalações sanitárias, chuveiros e pias utilizados pelos funcionários e visitantes. A espécie de macrófita aquática utilizada no sistema foi a *Zantedeschia aethiopica* L., conhecida popularmente como copo-de-leite. O sistema entrou em atividade em junho de 2004 e entre os dias 21/07/04 a 21/02/06 foram coletadas amostras do efluente bruto e tratado. A eficiência do sistema foi constatada através de 10 análises laboratoriais por um período de 20 meses e apresentou resultados positivos quanto à redução de carga orgânica, nutrientes

e micro-organismos patogênicos entre o efluente bruto e o tratado. A Tabela 3.7 apresenta a eficiência do sistema para alguns parâmetros analisados.

Tabela 3.7. Eficiência no tratamento de esgoto da estação compacta desenvolvida por Ribas (2007), a partir das reduções médias entre o efluente bruto e o tratado.

<i>PARÂMETROS</i>	<i>REMOÇÃO (%)</i>
DBO	86,60
DQO	87,0
N-amoniacal	46,0
NTK	40,0
P-total	38,0
Coliformes totais e termotolerantes	99,0

De acordo com Ribas (2007), em relação à DBO, verificou-se a partir do 5º mês de operação da ETE, em novembro de 2004, a ocorrência de valores relativamente baixos, chegando mesmo na coleta do dia 07/07/05 a atingir o índice 3 mg/L. Sendo o limite máximo estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/05, art. 15, o valor de 5 mg/L ou podendo este valor ser ultrapassado, desde que o tratamento reduza no mínimo 80% da carga, em termos de DBO. Os resultados da DQO, pela média obtida durante as 10 avaliações do esgoto tratado na ETE, demonstraram que o sistema apresentou significativa eficiência, apesar de a legislação não mencionar valores para este parâmetro.

Segundo Ribas (2007), os valores de remoção obtidos para o N-amoniacal e NTK estão de acordo com o citado pela EPA³ (1992) e por Metcalf e Eddy⁴ (1991), em que a eficiência na remoção de N em filtros biológicos de baixa carga, no qual se enquadra o LC, deve estar entre 30% a 40%. A remoção de P-total também está de acordo com o citado pela EPA (1992) e por Metcalf e Eddy (1991), em que a eficiência na remoção de P em filtros biológicos de baixa carga deve estar entre 30% a 40%.

Para Ribas (2007) o sistema atendeu as perspectivas, superando-as até em alguns resultados, como por exemplo, na redução de DBO e coliformes termotolerantes, vindo a alcançar em algumas amostras limites estabelecidos pela legislação ou muito próximos deles. Com relação à eficiência da espécie vegetal utilizada, a mesma apresentou adaptação às condições do leito cultivado, supondo-se possuir potencial para redução de

³ EPA, Environmental Protection Agency, Cincinatti, Manual. **Wastewater treatment/disposal for small communities**. Technology Transfer, 1992, 110p.

⁴ METCALF & EDDY. **Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse**. Metcalf & Eddy, Inc. 3ed, 1991,1334p.

nutrientes e inativação de micro-organismos patogênicos. Além disso, o sistema projetado apresentou como vantagens: baixo custo de construção, com um custo total de implantação de R\$ 4.000,00, o que corresponde a R\$ 100,00 *per capita*; simples operacionalidade e manutenção; boa eficiência; ausência de odores e vetores e no caso da espécie vegetal utilizada, por tratar-se de uma planta ornamental, contribuição paisagística ao local.

Schulz (2009) avaliou o desempenho de macrófitas aquáticas emersas (*Typha dominguensis*, *Zizaniopsis bonariensis* e *Scirpus californicus*) em um sistema de tratamento de efluente da indústria de parboilização do arroz. O autor ressalta que a parboilização do arroz resulta em efluentes industriais que necessitam de tratamento para alcançarem os padrões de emissões de efluentes estabelecidos pela Resolução CONSEMA nº 128/2006⁵, antes do seu lançamento no meio ambiente. A área de estudo foi uma indústria de parboilização de arroz localizada no município de Santo Antônio da Patrulha/RS. O sistema de tratamento de efluentes do processo de parboilização de arroz existente, na área de estudo, era muito simples e não atendia aos padrões de emissão estabelecidos pela legislação ambiental brasileira. Assim, o sistema teve que ser modificado para realizar o tratamento primário adequado dos efluentes, antes que esses pudessem passar pelo sistema com plantas emersas (LCFSS). O LCFSS foi dimensionado para receber o efluente filtrado constituindo-se em um sistema secundário para adequação dos parâmetros em estudo.

O sistema começou a funcionar em 10/10/2008 e sua eficiência foi monitorada por 8 meses. Quanto ao efluente tratado, verificou-se que, em direção ao fluxo de tratamento, o efluente se mostrou cada vez mais límpido e sem sólidos. O efluente final, de saída do sistema, apresentou-se sem odor e bastante límpido e sem alteração de cor no corpo receptor. A Tabela 3.8 apresenta os valores médios do efluente bruto, os valores do efluente tratado de outubro de 2008 a junho de 2009 e os valores, padrão de emissão da ETE, estabelecidos na Resolução CONSEMA nº 128/2006 e na Licença de Operação (LO) da empresa responsável pela atividade agroindustrial de parboilização de arroz.

De acordo com Schulz (2009), os percentuais de remoção dos parâmetros analisados ficaram acima de 58%, apresentando uma média de 83% no sistema de LCFSS. Os parâmetros DBO, DQO e SS, respectivamente, apresentaram-se dentro dos padrões estabelecidos pela Resolução CONSEMA nº 128/2006 em todas as amostragens. Na análise realizada em março de 2009, o P-total (8,7 mg/L) ultrapassou o padrão estabelecido pela legislação ambiental (4 mg/L). Segundo o autor, este fato pode estar relacionado ao período de safra de arroz, isto é, devido à mudança de matéria-prima e/ou aumento da

⁵ Resolução do Conselho Estadual de Meio Ambiente do Rio Grande do Sul, que exige, de fontes poluidoras, o tratamento de efluentes domésticos e industriais em padrões bastante rígidos, principalmente para DQO, N e P (SCHULZ, 2009).

vazão do efluente bruto resultando numa baixa da eficiência do sistema em relação à remoção de P, mas no mês seguinte o padrão de emissão foi restabelecido. Os resultados de N-amoniaco estiveram dentro dos padrões estabelecidos pela Resolução CONSEMA nº 128/2006, enquanto que o N-total, nas análises realizadas em abril e em junho de 2009, ultrapassou o padrão de 20 mg/L. Para o autor este fato pode estar relacionado com os mesmos fatores que levaram o P-total a ter ultrapassado o limite estabelecido pela legislação ambiental.

Tabela 3.8. Valores dos parâmetros utilizados no monitoramento do efluente.

Análises (mg/L)	Efluente Bruto	Efluente Tratado									Padrão (LO)
		2008			2009						
		10	11	12	01	02	03	04	05	06	
DBO	997,5	130	115	30	50	55	24	44	4,8	56	150
DQO	1.234,2	330	280	226,4	246,4	272,6	110	151,2	70	249,6	360
Ca	47,6	ND	ND	ND	ND	ND	22,2	25,4	13,5	20,8	–
P-total	48,8	0,7	0,9	0,6	0,8	0,9	8,7	1,8	3,4	3,5	4
N-amoniaco	37,5	2,3	6,5	2,8	4,9	8,7	12,7	13,7	12,2	15,6	20
N-total	124,1	9,9	15,9	7,2	12,4	17,5	17,9	25,9	16,9	25,4	20
pH	4,4	7,0	7,2	7,0	7,5	7,4	7,3	7,5	7,4	7,0	6 a 9
SS	288	32	45	80	75	62	10	8	6	54	155

Fonte: SCHULZ, 2009.

Schulz (2009) concluiu que o LCFSS proposto foi eficiente na remoção de poluentes mesmo com variações nas condições de alimentação podendo ser utilizado para o tratamento de efluente do arroz parboilizado.

Assumpção *et al.* (2011) avaliaram a eficiência de um sistema de LCFSS, em uma instituição de ensino, logo após período de recesso, verificando, por um período de 45 dias, se este apresentava sinais de recuperação natural, sem qualquer intervenção; em seguida foi efetuado o plantio de 15 mudas de *Thypha* sp., mantendo-se as análises por mais 45 dias, após plantio de novas mudas. De acordo com os autores, as instituições de ensino, por serem locais de concentração de pessoas, podem vir a lançar diariamente, nos sistemas públicos de coleta, volumes elevados de esgoto doméstico. Os LC são altamente adequados para tratamento dos efluentes domésticos, típicos das instituições de ensino, no

entanto, sofrem danos com interrupções de longos períodos no fluxo dos esgotos, com isso os períodos de férias e recessos escolares são, por muitas vezes, os principais causadores da mortalidade das macrófitas do leito.

O estudo, realizado por Assumpção *et al.* (2011), foi desenvolvido nas instalações da Fazenda Piloto do Departamento de Ciências Agrárias – Universidade de Taubaté. A estação de tratamento de esgoto é composta por fossa séptica, filtros anaeróbios e leito cultivado com *Typha* sp.; atende, aproximadamente, de 150 a 400 pessoas por dia e recebe esgoto sanitário e água residuárias de laboratórios, cozinhas, cantina e da Fábrica Piloto de Alimentos. A eficiência do LCFSS foi medida em termos da capacidade do sistema em remover os poluentes do esgoto. Para isso, as amostras foram coletadas antes e depois do plantio das macrófitas no leito. A determinação dos poluentes foi realizada em amostras de efluentes coletados semanalmente durante dois meses nos pontos antes da fossa séptica e na saída do LCFSS. Os seguintes parâmetros foram analisados: turbidez, pH, DBO, DQO, N, P, e coliformes termotolerantes.

Assumpção *et al.* (2011) subdividiram os resultados amostrados em todos os parâmetros analisados em dois períodos, o primeiro compreende as coletas feitas entre 17/03/2010 e 14/04/2010 e o segundo, abrange coletas entre 16/04/2010 e 27/05/2010. Essa segregação foi feita em virtude de um processo de intervenção que foi executado no leito em 15/04/2010, nesse processo foi removido todo material vegetal em decomposição que estava sobre o leito e foi feito um plantio de 15 mudas de *Typha* sp. A Tabela 3.9 mostra as diferentes taxas de eficiência alcançada pelo leito em cada um dos períodos.

Tabela 3.9. Eficiência do tratamento do efluente no leito cultivado antes e após o plantio das mudas de *Typha* sp.

Parâmetro	Eficiência pré-plantio (%)	Eficiência pós-plantio (%)	Eficiência global (%)
Turbidez	47,8	78,2	63,0
pH	2,5	5,8	4,3
NH ₃	2,2	38,0	21,7
NO ₃ ⁻	12,6	53,2	31,1
P-total	13,9	25,6	20,3
DBO	15,8	66,2	46,0
DQO	21,6	36,5	29,7
Col. Termo	29,7	60,7	44,0

Fonte: Modificado de ASSUMPÇÃO *et al.*, 2011.

De acordo com Assumpção *et al.* (2011), o aumento nos valores da eficiência nos parâmetros analisados indica uma influência positiva da vegetação. Os autores concluíram

que após um período de inatividade, o sistema de LCFSS sofreu danos prejudicando as macrófitas e os micro-organismos contidos em seu interior. Porém, ao retornar o fluxo efluente, o sistema iniciou um processo de recuperação natural que resultou na melhora gradativa da eficiência de remoção dos poluentes, de forma lenta. A remoção da matéria orgânica morta e o plantio de novas mudas da espécie vegetal impactaram de forma significativa e positiva, resultando em um aumento imediato na qualidade do efluente.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O crescimento exponencial da população humana tem gerado uma enorme pressão sobre os recursos hídricos, que se reflete no aumento do consumo de água para atender às diferentes necessidades humanas e na geração de todo o tipo de águas residuárias. Tal fato compromete a qualidade e disponibilidade da água, que precisa, para um melhor gerenciamento, ser compreendida como um recurso finito. Para evitar a deterioração dos recursos hídricos é fundamental que se invista no tratamento de águas residuárias, de modo a evitar que estas sejam lançadas *in natura* nos corpos receptores. No entanto, para os países em desenvolvimento, como o Brasil, o tratamento de águas residuárias por meio de sistemas convencionais apresenta custos elevados. Dessa forma, os sistemas de LC se lançam como uma alternativa ecológica e de baixo custo para esses países suprirem o déficit em relação ao tratamento de águas residuárias, podendo ser utilizados de forma isolada ou combinados com os sistemas convencionais. Como se pôde observar ao longo deste trabalho, os LC possuem diversas vantagens que possibilitam a sua implantação em áreas rurais, pequenas e médias cidades, instituições de ensino etc. Além disso, por tratarem diferentes tipos de águas residuárias, tais sistemas também podem ser utilizados em empresas de diversos setores, reduzindo os seus custos com operação e manutenção de estações de tratamento e agregando valor sustentável aos seus negócios.

As pesquisas com sistemas de LC, no Brasil, embora sejam recentes, têm demonstrado a eficiência destes sistemas no tratamento de águas residuárias e apontam para uma melhor compreensão da interação entre o meio suporte, as macrófitas aquáticas e os micro-organismos, pois é essa interação que vai influenciar no tratamento. No entanto, por meio do levantamento realizado verificou-se que, no Brasil, ainda não há o estabelecimento de critérios claros para a construção de LC, bem como do manejo das macrófitas aquáticas. Tal fato pode ser resultado de não haver uma avaliação contínua dos sistemas de LC testados e, além disso, há uma dificuldade em comparar os diferentes trabalhos devido às diferentes metodologias adotadas pelos pesquisadores. Foi possível observar também uma maior tendência na utilização dos LCFSS e da *Typha* sp. nas pesquisas apresentadas, apesar de o Brasil apresentar uma grande diversidade de macrófitas aquáticas que poderiam ter sua capacidade de remoção de poluentes investigada nos trabalhos com LC. O conhecimento da composição do efluente a ser tratado, o TDH, a espécie de macrófita aquática selecionada e o seu manejo, e o tipo de meio suporte utilizado são fatores que devem ser considerados em um projeto de implantação de sistemas de LC, para se garantir uma melhor eficiência no tratamento de águas residuárias.

É importante ressaltar que a adoção dos sistemas de LC em um determinado local pode contribuir para a geração de renda, por meio do uso da biomassa das macrófitas aquáticas no artesanato, na compostagem e etc., e pela possibilidade de reuso do efluente após o tratamento para diferentes finalidades, tais como a irrigação e a piscicultura, o que vai ao encontro das ideias promovidas pela Economia Verde, um dos principais temas discutidos na Rio+20⁶, em 2012, que visa promover o desenvolvimento econômico, a inclusão social e a preservação do meio ambiente.

⁶ A Conferência das Nações Unidas sobre Desenvolvimento Sustentável (Rio+20) foi realizada de 13 a 22 de junho de 2012, na cidade do Rio de Janeiro. A Rio+20 foi assim conhecida porque marcou os vinte anos de realização da Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (Rio-92) e contribuiu para definir a agenda do desenvolvimento sustentável para as próximas décadas. O objetivo da Conferência foi a renovação do compromisso político com o desenvolvimento sustentável, por meio da avaliação do progresso e das lacunas na implementação das decisões adotadas pelas principais cúpulas sobre o assunto e do tratamento de temas novos e emergentes (RIO+20, 2013).

REFERÊNCIAS

ALBINATI, R. C. B.; ALBINATI, A. C. L.; MEDEIROS, Y. D. *Utilização de águas desprezadas para a produção de alimentos no semiárido*. XV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2003. Disponível em:

<<http://www.grh.ufba.br/Publicacoes/Artigos/Artigos%202003/utiliza%C3%A7%C3%A3o%20de%20%C3%81guas%20xv%20simp%C3%B3sio%20brasileiro%20de%20rec%20hid%20-%20desafio%20%C3%A0%20gest%C3%A3o%20da%20%C3%A1gua%20no%20limiar%20do%20s%C3%A9culo%20XXI.pdf>>. Acesso em: 03. dez. 2012.

ALMEIDA NETO, P. *Hidrogramas experimentais de áreas alagadas da microbacia do Rio Jacupiranguinha, Baixo Ribeiro do Iguape, SP*. 2007. 152 f. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) – Programa de Pós-Graduação em Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, SP, 2007.

Disponível em:

<<http://posugf.com.br/biblioteca/?word=Mauro+Bianchini&publisher=Biblioteca+Digitais+de+Teses+e+Disserta%C3%A7%C3%B5es+da+USP>>. Acesso em: 15 dez. 2013.

ASSUMPCÃO, J. G.; UENO, M.; NETO, P. F.; ROSA, L. C. L. de. Desempenho do leito cultivado de uma estação de tratamento de efluentes gerado em uma instituição de ensino após período de inatividade. *Ambi-Agua*, Taubaté, v.6, n.3., p. 165-178, 2011.

BARBOSA, I. S. *Classificação e caracterização dos ambientes de terras úmidas do Refúgio de Vida Silvestre do Rio Pandeiros, a partir do uso de imagens Ikonos*. 2010. 67 f. Dissertação (Mestrado em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais) - Programa de Pós-Graduação do Departamento de Cartografia em Análise e Modelagem de Sistemas Ambientais, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG, 2010. Disponível em: <http://www.csr.ufmg.br/modelagem/dissertacoes/ivan_barbosa.pdf>. Acesso em: 10 dez. 2013.

BARRETO, C. de O. *Eficiência de leito de macrófitas como unidade de polimento de efluente de indústria de aditivos para ração*. 2005. 53 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola na área de concentração em Água e Solo) – Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP, 2005. Disponível em: <<http://www.bibliotecadigital.unicamp.br/document/?code=vtls000385412>>. Acesso em: 10 ago. 2013.

BORGES, K. P.; TAUKE-TORNISIELO, S. M.; DOMINGOS, R. N.; ANGELIS, D. F. Tratamento de águas contaminadas com microorganismos por leitos cultivados. *Revista Arquivos do Instituto Biológico*, v.70, n.3, p. 799-802, 2003. Disponível em: <<http://www.midiaambiente.org.br/site/default.asp?link=artigos&acao=detalhes&id=9>>. Acesso em: 09 dez. 2012.

BRIX, H. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands?. *Wat. Sci. Tech.*, Great Britain, v.35, n.5., p. 011-017, 1997.

COSTA, L. de L.; CEBALLOS, B. S. O. de.; MEIRA, C. M. B. S.; CAVALCANTI, M. L. F. Eficiência de wetlands construídos com dez dias de retenção hidráulica na remoção de colifagos e bacteriófagos. *Revista de Biologia e Ciências da Terra*, UEPB, v.3, n.1., 2003. Disponível em: <<http://www.uepb.edu.br/eduep/rbct/sumarios/pdf/wetlands.pdf>>. Acesso em: 03 dez. 2012.

DUARTE, R. F. *Monitoramento das áreas úmidas e inundadas adjacentes ao Canal São Gonçalo com uma série de imagens ERS-1/2 SAR e Envisat ASAR adquiridas entre 1992 e 2007*. 2013. 93 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Programa de Pós-Graduação em Geografia, Universidade Federal do Rio Grande – FURG, Rio Grande, RS, 2013. Disponível em: <<http://www.posgeografia.furg.br/index.php/documentos/dissertacoes?start=40>>. Acesso em: 21 dez. 2013.

ESTEVES, F. A.(a) *Fundamentos de Limnologia*. 2.ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602p.

_____.(b) *Lagoa Imboassica: impactos antrópicos, propostas mitigadoras e sua importância para a pesquisa ecológica*. In: ESTEVES, F. A. (Org.) *Ecologia das Lagoas Costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ)*. Rio de Janeiro: UFRJ, 1998. 464p.

_____.; SILVA, C. P.; ALBERTONI, E. F. *Ciclo da água na biosfera*. In: ESTEVES, F. A. (Coord.). *Fundamentos de Limnologia*. 3.ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. 826p.

ESTEVES, F. A. (Coord.). *Fundamentos de Limnologia*. 3.ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. 826p.

_____.; MENEZES, C. F. S. *Papel da água e da limnologia na sociedade moderna*. In: ESTEVES, F. A. (Coord.). *Fundamentos de Limnologia*. 3.ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. 826p.

HUSSAR, G. J. *Avaliação do desempenho de leitos cultivados no tratamento de águas residuárias de suinocultura*. 2001. 118 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola na área de concentração em Água e Solo) – Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP, 2001. Disponível em: <<http://www.bibliotecadigital.unicamp.br/document/?code=vtls000232435>>. Acesso em: 12 jul. 2013.

_____.; CONCEIÇÃO, da C. H. Z.; PARADELA, A. L.; BARIN, D. J.; JONAS, T. C.; SERRA, W.; GOMES, J. P. R. Uso de leitos cultivados de vazão subsuperficial na remoção de macronutrientes de efluentes de tanques de piscicultura. *Eng. Ambient.*, Espírito Santo do Pinhal, v.1, n.1., p. 025-034, 2004. Disponível em: <<http://www.unipinhal.edu.br/ojs/engenhariaambiental/include/getdoc.php?id=27&article=9&mode=pdf>>. Acesso em: 23 abr. 2013.

IBGE. *Pesquisa Nacional de Saneamento Básico – 2008*. Rio de Janeiro, 2010. Disponível em:

<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pnsb2008/PNSB_2008.pdf>. Acesso em: 04 ago. 2013.

LEMOS, R. M. A. de.; BIANCHINI JUNIOR, I.; MAURO, J. B. N. Decomposition kinetics of aquatic macrophyte *Scirpus cubensis* under the influence of dissolved phosphate levels. *Revista Escola de Minas*, Ouro Preto, v.51, n.3, p. 028 -031, 1998.

LOPES-FERREIRA, C.(a) *A importância da região colonizada por macrófitas aquáticas na mitigação da degradação sanitária da Lagoa Imboassica*. In: ESTEVES, F. de A. (Org.) *Ecologia das Lagoas Costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ)*. 1 ed. Rio de Janeiro: UFRJ, 1998. 464p.

_____.(b) *Redução das concentrações de nitrogênio e fósforo dos efluentes domésticos lançados na Lagoa Imboassica, através de uma região colonizada por macrófitas aquáticas*. In: ESTEVES, F. de A. (Org.) *Ecologia das Lagoas Costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Município de Macaé (RJ)*. 1 ed. Rio de Janeiro: UFRJ, 1998. 464p.

MANSOR, M. T. C. *Uso de leito de macrófitas no tratamento de águas residuárias*. 1998. 106 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola na área de concentração em Água e Solo) – Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP, 1998. Disponível em:

<<http://www.bibliotecadigital.unicamp.br/document/?code=vtls000133319>>. Acesso em: 12 jun. 2013.

MAZZOLA, M.; ROSTON, D. M.; VALENTIM, M. A. A. Uso de leitos cultivados de fluxo vertical por batelada no pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio compartimentado. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v. 9, n. 2., p.276-283, 2005. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rbeaa/v9n2/v9n2a20.pdf>>. Acesso em: 14 dez. 2013.

MILLER JUNIOR, G. T. *Ciência Ambiental*. Tradução de: All Tasks. 11.ed. São Paulo: Thomson Learning, 2008. 568p.

NAIME, R.; GARCIA, A. C. Utilização de enraizadas no tratamento de efluentes agroindustriais. *Estudos Tecnológicos*, Rio Grande do Sul, v.1, n.2., p. 009-020, 2005.

OTTERSTETTER, H. 1985. 107 f. *Contribuição ao conhecimento da utilização de plantas aquáticas na remoção de nutrientes minerais e metais pesados de corpos hídricos*. Dissertação (Mestrado) – Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo, SP, 1985.

PUCCI, B. *Constructed wetlands: depuración natural de las aguas*. IDEASS - Innovaciones para el desarrollo y la cooperación sur-sur. Disponível em: <<http://www.undp.org/cu/pdhl/ideass/ConstructedWetlandsestsp.pdf>>. Acesso em: 14 dez. 2012.

RIBAS, T. B. C. *Estação compacta de tratamento de efluentes domésticos por leito cultivado: uma proposta de saneamento básico para pequenas comunidades*. Prefeitura Municipal de Jacareí/Secretaria de Meio Ambiente, Jacareí, 2007. 29p. (Projeto)

RIBEIRO, A. L. V. *Tratamento de esgotos com o uso de sistemas de leitões cultivados*. 2008. 75 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Gestão Ambiental) – Instituto Superior de Tecnologia de Paracambi, Paracambi, RJ, 2008.

RIO+20. *Sobre a Rio+20*. Disponível em: <http://www.rio20.gov.br/sobre_a_rio_mais_20.html>. Acesso em: 10 dez. 2013.

ROCHA, J. C.; ROSA, A. H.; CARDOSO, A. A. *Introdução à Química Ambiental*. Porto Alegre: Bookman, 2004. 154p.

SALATI, E. *Controle de qualidade de água através de sistemas de wetlands construídos*. FBDS – Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável: Rio de Janeiro, 2006. Disponível em: <http://www.fbds.org.br/Apresentacoes/Controle_Qualid_Agua_Wetlands_ES_out06.pdf>. Acesso em: 03 dez. 2012.

SALATTI, E. Utilização de sistemas de wetlands construídas para tratamento de águas. *Biológico*, São Paulo, v.65, n.1/2, p. 113-116, 2003. Disponível em: <http://www.biologico.sp.gov.br/docs/bio/v65_1_2/salatti.pdf>. Acesso em: 14 dez. 2012.

SCHULZ, G. *Sistema de tratamento de efluentes com plantas aquáticas emergentes (PAE) para o processo de parboilização de arroz*. ULBRA – Universidade Luterana do Brasil, Canoas, 2009. 63p. (Dissertação de Mestrado)

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. *Limnologia*. São Paulo: Oficina de Textos, 2008. 631p.

UFSCAR. *Macrófitas aquáticas: tipos de macrófitas*. Disponível em: <http://www.ufscar.br/~probio/perfil_m.jpg>. Acesso em: 15 dez. 2013.

VALENTIM, M. A. A. *Uso de leitões cultivados no tratamento de efluente de tanque séptico modificado*. 1999. 120 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola na área de concentração em Água e Solo) – Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP, 1999. Disponível em: <<http://www.bibliotecadigital.unicamp.br/document/?code=vtls000175923>>. Acesso em: 10 set. 2013.

VALENTIM, M. A. A. *Desempenho de leitos cultivados (constructed wetland) para tratamento de esgoto: contribuições para concepção e operação*. 2003. 210 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola na área de concentração em Água e Solo – Desenvolvimento Tecnológico e Impacto sobre os Recursos Naturais) – Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP, 2003. Disponível em: <<http://www.bibliotecadigital.unicamp.br/document/?code=vtls000318356>>. Acesso em: 10 set. 2013.

VERHOEVEN, J. T. A.; MEULEMAN, A. F. M. Wetlands for wastewater treatment: opportunities and limitations. *Ecological Engineering*, Arizona, v.12, 1999. Disponível em: <http://eebweb.arizona.edu/courses/Ecol206/Verhoeven_Mueleman_wetlands.pdf>. Acesso em: 11 dez. 2012.

WETZEL, R. G. *Limnologia*. Tradução de: Maria José Boavida. 2.ed. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 1993. 915p.