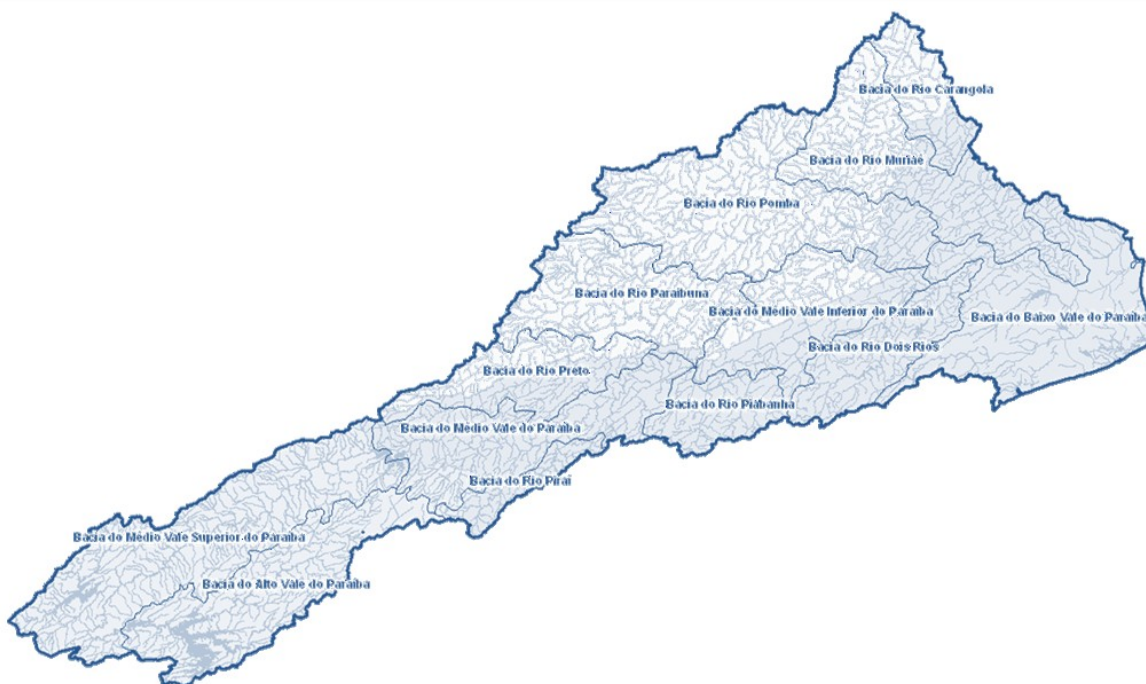




Agência da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul – AGEVAP

ESTUDOS PARA IDENTIFICAÇÃO, LOCALIZAÇÃO E QUANTIFICAÇÃO DAS CAUSAS DA PROLIFERAÇÃO DE PLANTAS AQUÁTICAS, PRINCIPALMENTE MACRÓFITAS, AO LONGO DA CALHA DO RIO PARAÍBA DO SUL, INCLUSIVE BRAÇOS MORTOS, RESERVATÓRIOS E AFLUENTES

Relatório de Prognóstico



Relatório Contratual – R4
Ato Convocatório nº 009/2011



ESTUDOS PARA IDENTIFICAÇÃO, LOCALIZAÇÃO E QUANTIFICAÇÃO DAS
CAUSAS DA PROLIFERAÇÃO DE PLANTAS AQUÁTICAS, PRINCIPALMENTE
MACRÓFITAS, AO LONGO DA CALHA DO RIO PARAÍBA DO SUL, INCLUSIVE
BRAÇOS MORTOS, RESERVATÓRIOS E AFLUENTES

Relatório de Prognóstico

Agência da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul - AGEVAP

Estrada Resende - Riachuelo, 2.535 – 3º andar

Morada da Colina

27.523-000 - Resende/RJ

Elaboração e Execução:

Tecnogeo Informática S/S Ltda.

Todos os direitos Reservados.

É permitida a reprodução de dados e de informações contidos nesta publicação, desde que citada a fonte.

São José dos Campos – SP

Julho/2012

ESTUDOS PARA IDENTIFICAÇÃO, LOCALIZAÇÃO E QUANTIFICAÇÃO DAS
CAUSAS DA PROLIFERAÇÃO DE PLANTAS AQUÁTICAS, PRINCIPALMENTE
MACRÓFITAS, AO LONGO DA CALHA DO RIO PARAÍBA DO SUL, INCLUSIVE
BRAÇOS MORTOS, RESERVATÓRIOS E AFLUENTES

Relatório de Prognóstico

Coordenação geral – Consultoria técnica e científica

Rita Cerqueira Ribeiro de Souza

Consultoria técnica e científica

Robinson Anonio Pitelli

Luciana Tessari

Alexandre Marco da Silva

Murilo Pires Fiorini

Execução Técnica

Poliana Ribeiro de Souza

Gerência executiva e financeira

Abisael Seco Peixoto

Patrícia Regina Lemes Peixoto

ÍNDICE

SUMÁRIO EXECUTIVO	5
LISTA DE FIGURAS	6
SUMÁRIO EXECUTIVO	6
1. PLANTAS AQUÁTICAS NA BACIA DO RIO PARAÍBA DO SUL	7
2. MEDIDAS DE CONTROLE DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS	18
2.1. Medidas mecânicas	18
2.2. Medidas químicas	26
2.3. Medidas físicas	29
2.4 Controle biológico	31
3. RECOMENDAÇÕES PARA OS CORPOS HÍDRICOS DA BACIA DO RIO PARAÍBA DO SUL	39
3.1. Plano de ação/manejo	39
3.1.1. Monitoramento preventivo	42
3.1.2. Controle das causas	43
3.1.3. Monitoramento das ações	46
3.2. Monitoramento de qualidade de água e sedimento e recomendações de estudos complementares	47
4. BIBLIOGRAFIA CITADA	48

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 – (A) FOTO DE RETROESCAVADEIRA ADAPTADA SOBRE Balsa e que é utilizada para deslocar as macrófitas aquáticas de áreas onde estão fixadas e deixá-las para o transporte natural pelo fluxo d'água. (B) Grua fixa adaptada para retirada das macrófitas aquáticas do ângulo agudo da barreira flutuante e depositá-las sobre base de concreto.....	19
FIGURA 2 – Retirada mecânica de colonização de <i>Urochloa subquadriflora</i> com crescimento epifítico sobre <i>Eichhornia crassipes</i> no reservatório de Salto Grande, Americana, SP, na bacia do rio Piracicaba. Foto disponibilizada pelo Eng. Agr. Robson H. Tanaka.....	21
FIGURA 3 – Efeitos das incorporações de quantidades de <i>Typha latifolia</i> (Typla), <i>Salvinia herzogii</i> (Salhe), <i>Pistia stratiotes</i> (Salhe) e <i>Echinochloa polystachya</i> (Echpo) sobre as concentrações de fósforo e potássio, saturação de bases e poder de embebição desolo degradado.....	24
FIGURA 4 – Área de empréstimo para as reformas do vertedouro de Cacaraia. À esquerda, aspecto da área no final da utilização da área e à direita aos três meses após o replantio e colocação de macrófitas em cobertura.....	25
FIGURA 5 – Efeitos da incorporação de quantidades crescentes (0, 10, 20, 30 e 40 t/ha) de <i>Urochloa subquadriflora</i> sobre o crescimento do mutambo (foto da esquerda) e de <i>Eichhornia crassipes</i> sobre o crescimento do eucalipto (foto da direita).	25
FIGURA 6 – Plantas de <i>Sagittaria montevidensis</i> mostrando sintomas de <i>Cylindrocarpum</i> sp. Estes sintomas são de plantas inoculadas em laboratório.	32
FIGURA 7 – Sintomas de ataque da mariposa <i>Samea multiplicalis</i> em plantas de <i>Pistia stratiotes</i> no reservatório de Vigário, Piraí, RJ.....	33
FIGURA 8 – Pássaros insetívoros a cata de artrópodes, moluscos e outros pequenos animais sobre plantas de <i>Pistia stratiotes</i> . Nesta ocasião a principal fonte de alimento eram larvas de <i>Samea multiplicalis</i>	34
FIGURA 9 – Ciclo de predação de <i>Samea multiplicalis</i> em <i>Pistia stratiotes</i> e de sua própria predação por pássaros insetívoros (Pitelli, 2006).	34
FIGURA 10 – Evolução dos sintomas de predação de <i>Samea multiplicalis</i> em <i>Pistia stratiotes</i> utilizando a estratégia aumentativa.	36

SUMÁRIO EXECUTIVO

Este relatório decorre do contrato celebrado em 23 de setembro de 2011 entre a AGEVAP - Agência da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul e a TecnoGeo, para a elaboração de Estudos para identificação, localização, quantificação e diagnóstico de causas de proliferação de plantas aquáticas, ao longo da calha do rio Paraíba do Sul, (inclusive braços mortos, reservatórios e alguns afluentes) com ênfase em macrófitas.

O presente “Relatório de Prognóstico - R4” tem por objetivo apresentar recomendações e opções de controle, manejo e monitoramento com base nos dados secundários levantados no relatório 2 e das 107 colonizações por plantas aquáticas (macrófitas) identificadas, mapeadas e caracterizadas no relatório 3.

No segundo item é apresentada uma síntese da situação da Bacia do Rio Paraíba do Sul quanto às colonizações, sua localização, evolução, principais fatores que as propiciam, por sub-bacia, conforme relatório 3.

Os métodos mais conhecidos de controle de plantas aquáticas são descritos no item 3 e no item 4 são apresentadas recomendações de controle e manejo para a Bacia do Paraíba do Sul, bem como propostas de monitoramento e estudos complementares.

A associação entre plantas flutuantes e plantas com crescimento epifítico é comum em reservatórios, especialmente envolvendo as flutuantes aguapé e salvinia como populações suporte e *Oxycaryum cubense*, *Paspalum repens*, *Urochloa subquadriflora*, *Polygonum lapathifolium* e *Caperonia palustris*, como plantas de crescimento epifítico.

No trecho do Rio Paraíba do Sul que não está alagado por reservatórios (calha), os grandes problemas estão relacionados às colonizações mono-específicas das áreas litorâneas com plantas exóticas invasoras, especialmente *Urochloa subquadriflora*, *Hymenachne amplexicaulis* e *Echinochloa polystachya*. Áreas alagadas e várzeas anteriormente colonizadas por algumas espécies das famílias Cyperaceae (*Cyperus* spp, *Rynchospora* spp, *Kulingia* spp, *Eleocharis* spp), Onagraceae (*Ludwigia* spp), Polygonaceae (*Polygonum* spp), Pontederiaceae (*Pontederia* spp, *Heteranthera* spp, *Eichhornia* spp.), Alistamataceae (*Sagittaria* spp) e outras, hoje estão completamente tomadas por *Urochloa subquadriflora* e *U. mutica*.

Com base nas informações secundárias disponíveis sobre as causas da proliferação de plantas aquáticas na bacia, sua identificação e localização, foram feitas recomendações de medidas preventivas, de controle e de monitoramento.

1. PLANTAS AQUÁTICAS NA BACIA DO RIO PARAÍBA DO SUL

Plantas aquáticas são componentes importantes de ecossistemas aquáticos, mas quando se desenvolvem excessivamente podem causar problemas. Na bacia do Paraíba do Sul existem regiões afetadas pelo desenvolvimento de extensas colonizações de macrófitas aquáticas e outras afetadas por florações de cianobactérias que demandam ações preventivas, de controle/manejo e monitoramento.

No relatório 3 foram mapeadas 107 colonizações de macrófitas aquáticas e identificados vários locais com registro de florações de cianobactérias na bacia.

Os principais fatores identificados como propiciadores do crescimento de plantas aquáticas foram – eutrofização (principalmente por fósforo) e mudança da hidrodinâmica (criação de reservatórios para geração de energia, “polders” para rizicultura e canais e diques), introdução de espécies exóticas (gramíneas usadas em pastagens e espécies de macrófitas originadas de aquários/pisciculturas), uso do solo em APPs.(agropecuária).

As áreas com maior número de colonizações ou colonizações mais expressivas em termos de área estimada (acima de 0,5 km²) foram registradas:

- a) Na sub-bacia do Alto Vale do Paraíba foram mapeadas 20 colonizações, em braços e ou relacionadas ao complexo de reservatórios Paraibuna/Paraitinga e Santa Branca.

A colonização com maior área estimada mapeada nesta sub-bacia ocorreu no braço do reservatório Paraibuna (rio Paraitinga), em período seco de 2004, com 0,57 km².

Nos reservatórios há registros de *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* e *Salvinia* spp enquanto em braços mortos foram observadas colonizações de *Urochloa subquadrifera* e *Brachiaria arrecta* (relacionadas com pecuária, a qual é o principal uso do solo no complexo de reservatórios Paraitinga/Paraibuna) e *Polygonum lapathifolium*. Também foi observada colonização de *Brachiaria mutica*, outra gramínea relacionada à pecuária (em afluente).

Em reservatórios as mudanças dos ciclos de cheia e vazante, com a criação de margens rasas são particularmente favoráveis ao desenvolvimento

de macrófitas originadas do ambiente terrestre com adaptações a períodos de submersão como o capim capituva.

As altas concentrações de fósforo registradas na sub-bacia estão ligadas ao uso de APPs com pecuária e ao lançamento de esgotos domésticos.

As principais captações nesta sub-bacia em 2009 eram das prefeituras de Santa Branca (1.261.440 m³/ano) e da prefeitura de Paraibuna (408.380, m³/ano) enquanto os maiores lançamentos de carga orgânica eram da prefeitura de Paraibuna (175.025 kg/ano), prefeitura de Santa Branca (59.130 kg/ano), prefeitura de São Luís do Paraitinga (36.472,00 kg/ano) e prefeitura de São José do Barreiro (36.338,10 kg/ano) (AGEVAP, 2010).

Somente dois pontos de lançamento de carga orgânica estão próximos de colonizações mapeadas (*buffer* de 5 km):- SABESP em Redenção da Serra e Prefeitura Municipal de Paraibuna.

Segundo a SABESP Redenção da Serra e São Luiz do Paraitinga já estavam tratando mais de 90% dos esgotos coletados em 2010 e até 2014 todos os municípios da região terão 100% de esgotos domésticos coletados e tratados (SABESP, 2010)

Vallenge (2011) atribui melhorias no Índice de Qualidade da Água (IQA) ocorridos entre 2006 e 2009 na estação de monitoramento da CETESB PARB2100 ao aumento do volume operacional do reservatório Santa Branca e das vazões do Rio Paraíba do Sul aumentando a capacidade de diluição de lançamentos.

- b) Na sub-bacia do Médio Vale Superior do Paraíba foram mapeadas 29 colonizações na calha do Rio Paraíba do Sul, ocupando todo o Vale do Paraíba Paulista, abrangendo os municípios de Jacareí, São José dos Campos, Caçapava, Tremembé, Pindamonhangaba, Aparecida, Guaratinguetá e Lorena, um trecho ainda no estado de São Paulo entre os municípios de Cruzeiro e Queluz e ainda o pequeno trecho da sub-bacia no estado do Rio de Janeiro próximo à sub-bacia do Médio Vale do Paraíba abrangendo os municípios de Resende e Itatiaia.

A colonização mais extensa mapeada na sub-bacia ocorreu na calha do rio Paraíba do Sul, no período seco de 2011, com área estimada de 1,06 km² mas também foram mapeadas além desta outras cinco colonizações com área estimada acima de 0,5 km².

As colonizações mais citadas da sub-bacia são de gramíneas principalmente capituva (*Echinochloa polystachya*).

Os trabalhos de campo mostraram, no entanto, que há uma grande diversidade de espécies presentes e que pode ter havido equívoco na identificação de gramíneas em estudos anteriores na bacia. *Echinochloa polystachya* é facilmente confundida com *Panicum rivulare* e *Hymenache amplexicaulis*, na ausência de inflorescência e sem exame detalhado da parte vegetativa.

Foram registradas colonizações incluindo gramíneas como *Echinochloa polystachya*, *Urochloa subquadrifera*, *Paspalum repens* e *Brachiaria mutica* e com várias espécies de macrófitas flutuantes (*Eichornia crassipes*, *Salvinia* spp., *Pistia stratiotes*, *Oxycaryum cubense*, *Lemnobium spongiae*), dentre outras.

A ocorrência de plantas aquáticas é favorecida pelas características naturais da sub-bacia onde o rio é bastante sinuoso e meandrado, percorrendo terrenos sedimentares de grandes várzeas. A declividade média é de 0,19 m/km numa extensão de 208 km. O desnível de apenas 57 metros caracteriza um índice muito baixo de declividade nas largas planícies submersíveis neste trecho do Vale do Paraíba. Uma extensa planície aluvionar chega a alcançar 6 km de largura. Desde os anos 50 parte do curso d'água foi retificado e canalizado, além de terem sido construídos "polders" para a proteção de áreas agriculturáveis com arroz irrigado (Moura, 2006).

Além das características naturais, as modificações da hidrodinâmica com a construção dos "polders" para rizicultura e de empreendimentos hidrelétricos (reservatórios Jaguari e Funil e PCHs Queluz e Lavrinhas), contribuem para a proliferação excessiva de plantas aquáticas na sub-bacia o lançamento de esgotos domésticos, o carreamento de nutrientes das áreas de APPs ocupadas com agricultura e efluentes industriais que embora tratados ainda apresentam carga orgânica significativa.

A lavoura irrigada de arroz é grande consumidora de água. O volume aplicado na irrigação pode ultrapassar $15.000 \text{ m}^3/\text{ha}^{-1}$ por ano agrícola (Beltrame & Louzada, 1991). De acordo com Machado *et al.*, (2006) o volume de água usualmente drenado de uma área cultivada com arroz irrigado por inundação, considerando-se uma lâmina média de 10 cm de altura, atinge $1.000 \text{ m}^3/\text{ha}^{-1}$.

Juntamente com a água drenada são carreados para os corpos d'água nutrientes provenientes de fertilizantes, defensivos agrícolas (Andrade *et al.*, 2010).

Segundo CETESB (2008) a elevada carga orgânica de origem doméstica lançada no Rio Paraíba do Sul pelos municípios de Jacareí e São José dos Campos, com destaque para o trecho inicial de 70 quilômetros do curso d'água, constituía naquele ano mais da metade de toda a carga lançada na bacia, o que aliado às baixas vazões no período chuvoso, em consequência do regime de operação dos reservatórios de cabeceira, constituía-se na principal condicionante para a má qualidade da água do trecho de Caçapava, onde se registravam frequentemente níveis do oxigênio dissolvido reduzidos.

No relatório CETESB referente ao ano de 2011 (CETESB, 2012) a afirmação é repetida ressaltando-se a carência de tratamento de esgotos em Aparecida, apesar de ter ocorrido uma diminuição das concentrações de nutrientes provavelmente pelos vários projetos de construção e/ou ampliação de ETEs concluídos no período 2008-2011 como o coletor tronco Pedregulho de Guaratinguetá e o coletor tronco de recalque B. Branca em Jacareí (Fujita, 2010) e a implantação de ETEs em Guararema, Jacareí e São José dos Campos e de tronco coletor de esgotos em Jacareí e São José dos Campos (Vallenge, 2011).

Em São José dos Campos foi inaugurada no final de outubro de 2010, a estação elevatória de esgotos de Vidoca, elevando o índice de tratamento do município para 88%. Está previsto o término dos sistema do Pararangaba para o final de 2014 quando o tratamento de esgoto doméstico do município atingirá 100%.

Com o funcionamento da estação de tratamento de esgotos Taubaté - Tremembé, em 2010, estes dois municípios passaram a ter tratamento de 100% dos esgotos domésticos.

Colonizações mapeadas próximas ao Ribeirão Araraquara estão relacionadas às altas concentrações de fósforo observadas, que tem como fonte provável os lançamentos de esgotos domésticos da prefeitura de Santa Isabel (CETESB, 2004).

O governador do Estado assinou em 26 de novembro de 2011, autorização para a construção de ETE (estação de tratamento de esgotos) no município de Santa Isabel. Serão investidos R\$ 20 milhões na construção da ETE com capacidade para tratamento de 100% dos esgotos domésticos coletados na área urbana do município. Com esta obra, aproximadamente 65 toneladas/mês de carga orgânica atualmente despejadas deixarão de ser

jogadas *in natura* no ribeirão Araraquara (Governo do Estado de São Paulo, 2011).

Os municípios de Lorena e Aparecida também tem ETEs em construção (O Globo, 2012).

A alta demanda de captação de água, com redução da vazão, também contribui para a diminuição da capacidade de autodepuração nesta sub-bacia.

Vallenge (2011) atribui melhorias no Índice de Qualidade da Água (IQA) ocorridas entre 2006 e 2009 a alterações no manejo de vazões do reservatório Jaguari e transposição dos esgotos sanitários do Bairro Rodrigo Barreto em Arujá para a bacia do rio Tietê.

Com relação aos empreendimentos hidrelétricos, colonizações na calha do rio entre Lavrinhas e Queluz estão associadas às PCHS Lavrinhas e Queluz e no reservatório do Funil ocorrem florações de cianobactérias.

Ferrão-Filho *et al.* (2009) verificaram uma tendência no aumento da densidade de cianobactérias no reservatório do Funil, no período de junho de 2002 a março de 2006, sendo *Anabaena circinalis*, *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Microcystis* spp. os principais táxons encontrados, as quais são potencialmente produtoras de microcistinas (hepatotoxinas) e saxitoxinas (neurotoxinas). Novo *et al* (2009) monitoraram o reservatório no período de fevereiro/2007 a fevereiro/2008 e constataram florações com pico de maio a julho/2007.

- c) Na sub-bacia do Rio Pirai foram mapeadas apenas duas colonizações, relacionadas aos reservatórios de Santana e Vigário. A colonização com maior área estimada nesta sub-bacia (1,566 km²) ocorreu no reservatório Santana no período seco de 2011.

Nesses reservatórios ocorre o crescimento desordenado de várias espécies de macrófitas aquáticas (de 80.000 a 120.000 toneladas de plantas por ano). O problema começou na década de 50 com o aparecimento de densas colonizações de aguapé (Fiorillo, 2007). Em 1955 já se fazia remoção manual de macrófitas no reservatório de Santana (Light Energia, 2008).

Desde então, várias medidas de controle foram tomadas, porém com pouca eficácia, o que promoveu alterações expressivas na flora predominante do reservatório. Foram vários ciclos com diferentes espécies predominantes na flora do reservatório. O primeiro foi o chamado ciclo do aguapé o qual, como consequência da utilização do 2,4D, foi seguido pelos ciclos da *Salvinia* sp. e capitiva (*Echinochloa polystachya*), ambas tolerantes ao herbicida utilizado.

Em seguida, a taboa (*Typha* spp.) passou a ser o povoamento predominante no reservatório (Fiorillo, 2007).

Ao caracterizar as comunidades infestantes de plantas aquáticas nos reservatórios de Vigário, Pereira Passos e Lages, da Light, Martins *et al.* (2003) verificaram a predominância de *Brachiaria arrecta*; *E. densa*; *Eichhornia azurea*; *E. crassipes*; *Hymenachne amplexicaulis*; *Panicum rivulare*; *P. stratiotes* L., *Polygonum* spp.; *Sagittaria montevidensis* Cham. & Schlecht; *S. auriculata*; e *Typha dominguensis* L. .

Em 2007, a biodiversidade de espécies de macrófitas aquáticas no reservatório de Santana era expressiva quando comparada com a do reservatório Vigário. Em Santana, era frequente observar o leito do rio exposto favorecendo o estabelecimento de diversas espécies emersas como *Ludwigia* spp, *Pontederia lanceolata*, *Myriophyllum aquaticum*, *Polygonum lapathifolium*, *Cyperus giganteus*, e principalmente *S. montevidensis* que infesta grandes áreas assoreadas e marginais ao longo do reservatório, reduzindo consideravelmente a calha do rio. Naquela época a navegação ficou comprometida em diversos trechos onde a infestação monoespecífica da macrófita submersa *E. densa* se prendia facilmente às hélices de barcos em movimento inviabilizando o acesso às margens (Fiorillo, 2007).

Em decorrência do crescimento dessas comunidades, observou-se uma rápida redução de profundidade média do lago e a redução da sua qualidade como área de lazer, especialmente banho e esportes náuticos. Por outro lado, as macrófitas aquáticas presentes no reservatório de Santana constituem importante sistema de filtragem dos resíduos sólidos e de retirada de nutrientes inseridos pelo bombeamento do Rio Piraí, melhorando a qualidade da água que é bombeada para o reservatório de Vigário e protegendo-o contra um processo acelerado de assoreamento.

Atualmente o reservatório de Santana é extremamente assoreado e há densas colonizações de plantas de hábito emergente como *Sagittaria montevidensis*, *Alternanthera philoxeroides*; *Typha* spp.. No reservatório do Vigário, mais profundo, as maiores colonizações são de plantas flutuantes como *Salvinia molesta*, *Pistia stratiotes* e *Eichhornia crassipes*. Em ambos os reservatórios ocorrem também colonizações da macrófita submersa *Egeria densa*.

Ambos os reservatórios (Vigário e Santana) recebem diásporos ou propágulos de espécies do Paraíba do Sul que além de encarecerem tornam

as ações de controle e manejo executadas pela Light menos efetivas. Em 2007 foi registrada no reservatório de Santana, *Enidra sessilis*, espécie com potencial invasor, que pode levar ao aumento no tempo e custo de retirada mecânica.

Dentre os usuários com lançamentos de carga orgânica na sub-bacia, destacava-se, em 2009, a Pref. Municipal de Piraí (181.466 Kg/ano, segundo AGEVAP, 2010) com lançamento próximo a uma das colonizações mapeadas.

A prefeitura de Piraí iniciou em novembro de 2011 as obras para implementação de 7km de rede coletora e duas estações de tratamento de esgoto, com tratamento terciário e capacidade para tratar um milhão e trezentos mil litros de esgoto por dia. Os recursos para as obras (R\$ 7 milhões) foram obtidos do FECAM – Fundo Estadual de Conservação Ambiental (Diário do Vale, 2012).

- d) Na sub-bacia do rio Pomba o número de colonizações mapeadas foi relativamente baixo (cinco colonizações de macrófitas), porém destaca-se a extensa área estimada (2,523 km²) no reservatório Barra do Braúna, no período seco de 2011. Neste local predominam as espécies de macrófitas flutuantes *Eichhornia crassipes*, *Salvinia molesta* e suas associações com *Oxycaryum cubense*.

Todas as colonizações mapeadas na sub-bacia estão relacionadas a reservatórios.

A deficiência de sistemas de tratamento de esgotos domésticos é conspícua nesta sub-bacia. Outra condição relevante é a degradação da cobertura vegetal, implicando no carreamento de carga significativa de sedimentos para as calhas dos cursos d'água (COPPE, 2007).

Segundo Ruas (2006) o rio Paraopeba é o principal contribuinte de fontes de fósforo e nitrogênio para o Rio Pomba. O autor registrou no Rio Paraopeba além das altas concentrações de fósforo e nitrogênio, acima dos padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/2005, também valores elevados de coliformes totais, atribuídos à atividade pecuária no período chuvoso e a efluentes sanitários no período seco.

Em pontos monitorados da sub-bacia do Rio Pomba, no próprio Rio Pomba, altas concentrações de fósforo total foram atribuídas ao lançamento de esgotos sanitários e à carga difusa (pecuária); no Rio Xopotó, atribuídas ao lançamento de esgotos sanitários de Astolfo Dutra, Dona Euzébia, Ubá, Visconde do Rio Branco), efluentes industriais e à carga difusa (pecuária); no

Ribeirão Meia Pataca, foram atribuídas ao lançamento de esgotos sanitários (município de Cataguases) e efluentes industriais (IGAM, 2010).

Foram registradas na sub-bacia, em 2009, 50 usuários de captação (destacando-se a COPASA de Cataguases - 6.755.639 m³/ano; Águas de Santo Antônio, em Santo Antônio de Pádua - 5.440.836 m³/ano; CEDAE de Santo Antônio de Pádua - 2.964.384 m³/ano; COPAPA - 1.764.480 m³/ano; CEDAE de Rio Claro - 1.554.724 e Cia. Industrial Cataguases - 1.111.800 m³/ano), 14 usuários com lançamentos de carga orgânica (destacando-se Pref. Mun. de Cataguases - 1.157.250 kg/ano e COPAPA - 359.352kg/ano) (AGEVAP, 2010). Nenhum destes usuários está próximo (buffer de 5 km) das colonizações mapeadas na sub-bacia.

O Governo de Minas, por intermédio da Copasa, está concretizando quatro novas operações financeiras junto à Caixa Econômica Federal (CEF), que garantirão grandes obras de saneamento no Estado. Um dos contratos no valor de R\$ 41,8 milhões, será para a execução de obras de ampliação e melhoria do sistema de esgotamento sanitário de Cataguases, incluindo a construção de uma moderna e completa Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) (ABES, 2012)

Em trabalho realizado no rio Xopotó foram registradas cianobactérias dos gêneros *Nostoc* sp., *Synechococcus* sp., *Calothrix* sp., *Phormidium* sp., *Cylindropermum* sp. e *Gloeocapsa* sp, com densidade de células (2×10^5 cel mL⁻¹), bem acima do estabelecido pela Resolução CONAMA 357/05 o qual é 50.000 cel mL⁻¹ (Silva *et al*, 2008), o que significa que toda a bacia do rio Pomba mostra sinais de eutrofização e tem ambiente propício à ocorrência tanto de florações de cianobactérias como colonizações de macrófitas.

No Rio Xopotó as concentrações elevadas de fósforo na água são atribuídas ao lançamento de esgotos sanitários de Astolfo Dutra, Dona Euzébia, Ubá, Visconde do Rio Branco) (IGAM, 2010).

Outro fator que favorece a proliferação de plantas aquáticas é a modificação da hidrodinâmica pelos empreendimentos hidrelétricos em operação nesta sub-bacia (UHE Piau, UHE Barra do Braúna, UHE Ituerê, PCH Maurício, PCH Nova Maurício, PCH Ivan Botelho I, PCH Ivan Botelho II, e PCH Ivan Botelho III).

- e) Na sub-bacia do baixo Vale do Paraíba foram mapeadas 25 colonizações de macrófitas.

As colonizações mapeadas, que ocorrem nas lagoas e canais, além de numerosas são extensas e mistas (com presença de numerosas espécies). Em alguns trechos foi observada, no entanto, dominância das espécies emergentes *Typha dominguensis*, *Paspalum repens*, *Oxycarium cubense*, *Eichhornia crassipes*, *Eichhornia azurea* e das espécies submersas *Potamogeton natans* e *Egeria densa*. As colonizações com maiores áreas estimadas ocorreram no Rio Ururá/Lagoa Feia (2,733 km², no período chuvoso de 2011), na Lagoa do Campelo (2,612 km², no período seco de 2004) e no Rio Macabu (1,083 km² no período seco de 2011).

A sub-bacia do Baixo Vale do Paraíba está localizada na chamada “Baixada Campista”. A região é formada por cordões arenosos (de restinga) que barram uma série de lagoas, em geral paralelamente ou em direção ortogonal à linha da costa (IBAMA, 2005).

Essa planície costeira está delimitada, a norte pelos tabuleiros de Quissamã e pelos terrenos alagados da planície lagunar ou fluviolagunar do entorno da Lagoa Feia. Nos cordões arenosos, a rede de drenagem segue encaixada nas depressões intercordões, paralelamente à linha da costa, até desaguar nos corpos lagunares (IBAMA, 2005).

Esses ecossistemas abrigam rica biodiversidade, protegida em parte pelo Parque Nacional (PN) da Restinga de Jurubatiba, além de serem de grande importância na ciclagem de nutrientes para a zona costeira (IBAMA, 2005), sendo ambiente natural de plantas aquáticas.

Historicamente, essa planície arenosa consistiu numa zona de escoamento da produção canavieira através da abertura do canal Macaé-Campos, que aproveitava a Lagoa Feia e as depressões *embrejadas* entre as lagoas menores.

A partir da década de 60, o impacto antrópico sobre o ecossistema da restinga cresceu exponencialmente. A ocupação da área urbana e rural adjacente à área do PN da Restinga de Jurubatiba apresentou alta taxa de crescimento, resultado do desenvolvimento da agricultura e da atividade industrial. Este fato ocasionou um aumento na pressão antrópica do entorno sob a restinga, resultando na retirada da vegetação, o desenvolvimento de pecuária e agricultura ilegal, incêndios e a eutrofização dos ecossistemas aquáticos, comprometendo a biodiversidade e a viabilidade do Parque (IBAMA, 2005).

As principais captações nesta sub-bacia, em 2009 eram de Águas do Paraíba em Campos do Goytacazes (21.510.180 m³/ano), Cia. Bras. de Açúcar e Álcool - Unidade Campos (14.452.032 m³/ano) e Usina Sapucaia S/A (14.345.400 m³/ano) enquanto os maiores lançamentos de carga orgânica eram de Águas do Paraíba (837.713 kg/ano) e PURAC - Sínteses Indústria e Comércio Ltda (56.940 kg/ano) (AGEVAP, 2010).

Águas do Paraíba tem quatro estações de tratamento de esgoto (duas das quais com tratamento terciário), inauguradas entre 2004 e 2009.

Além das características naturais da baixada, do aporte de nutrientes tanto de agricultura como oriundo de esgotos domésticos, modificações na hidrodinâmica também propiciam a proliferação de plantas aquáticas na região.

O Departamento Nacional de Obras e Saneamento (DNOS) construiu um complexo sistema de canais na baixada campista com o objetivo de efetuar drenagem para ampliação das áreas agrícolas, através do dessecamento de brejos e lagoas. A partir do final da década de 1970 esses canais de drenagem passaram a ser utilizados mais intensivamente para a irrigação das lavouras de cana-de-açúcar. Com a extinção do DNOS, em 1990, os conflitos por água se intensificaram, em parte, pela falta de manutenção e de controle do sistema.

Além das sub-bacias citadas acima onde foram mapeadas numerosas colonizações ou ocupações ocupando áreas extensas, destaca-se, na sub-bacia do Rio Muriaé a invasão de extensa área do Rio Chato pela macrófita submersa *Limnophila sessiliflora* (ambulia-anã). Esse riacho tem profundidade baixa (20 a 60 cm), fundo arenoso e lamacento, águas transparentes e trechos onde se alternam ausência e presença de vegetação ripária (Magalhães & Carvalho, 2007).

Na microrregião de Muriaé está localizado o maior pólo de piscicultura ornamental do país. Devido ao grande número de espécies não-nativas concentradas na região e ausência de outros locais similares registrados na literatura brasileira, esta pode ser considerada como a mais invadida do Brasil. Dois principais fatores contribuem para as introduções nesta região: 1) fugas dos tanques devido à falta de cuidado no manejo e transbordamento dos mesmos no período chuvoso (novembro a fevereiro) e 2) ausência de esclarecimentos sobre a questão, pois a maioria das pessoas que trabalha no pólo de piscicultura ornamental de Muriaé não tem consciência do problema das invasões. Elas sabem das fugas, mas não percebem o perigo que este evento pode causar. De acordo com entrevistas, tais fugas ocorrem desde o início dos anos 80 (Magalhães, 2007).

A introdução de espécies invasoras pela piscicultura ornamental não é a principal causa da proliferação de macrófitas na bacia do Paraíba do Sul e não tem sido muito discutida na literatura. Por enquanto o problema é localizado, porém tem potencial para expansão e de causar grandes danos ambientais e prejuízos econômicos.

Os impactos da aquicultura na qualidade da água têm sido subestimados. Nestes sistemas, a quantidade de ração que entra no sistema é maior do que a consumida, fazendo com que a quantidade de matéria orgânica, nutrientes e sólidos em suspensão aumentem nos tanques, impactando diretamente na depleção de oxigênio, eutrofização e turbidez das águas receptoras. Parte desse material vai para o fundo dos tanques e outra, segue para o efluente, que em muitos casos é lançado diretamente nos rios com impacto semelhante ao de esgotos domésticos (Lima, 2011).

2. MEDIDAS DE CONTROLE DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS

As técnicas de controle de plantas invasoras podem ser agrupadas nas categorias controle mecânico, controle físico, controle biológico e controle químico.

Todas as técnicas de controle de plantas aquáticas têm tanto atributos positivos como negativos. Nenhuma das técnicas é livre de algum impacto ambiental, todas têm tanto pontos fortes como pontos fracos. A seleção das técnicas a serem utilizadas depende de restrições ambientais, econômicas e técnicas e deve ser planejada para cada caso/local específico (Madsen, 2000).

2.1. Medidas mecânicas

As medidas mecânicas de controle de plantas daninhas apresentam uma grande variação de formas, desde a retirada manual (utilizada em pequenas áreas como tanques de piscicultura) até a utilização de modernas colheitadeiras com percurso orientado por satélite. Nesta escala não há técnicas mais ou menos modernas ou eficientes. Apenas há adequação às condições específicas de cada corpo hídrico ou trecho deste.

As medidas mecânicas são as mais complexas técnicas para o controle de macrófitas aquáticas, pois envolvem (i) o deslocamento da planta de seu banco de colonização, (ii) transporte desde o local de coleta até as margens do reservatório, (iii) transferência da macrófitas do corpo hídrico para o ambiente terrestre e (iv) transporte e descarte desta biomassa. Estas etapas podem ser efetuadas por equipamentos diferentes ou em alguns casos apenas um equipamento pode deslocar a planta do banco, transportar e descarregar na margem do corpo hídrico.

Todas estas etapas devem ser realizadas com cuidado e critério, pois envolvem ressuspensão do sedimento (deslocamento e transporte das macrófitas dentro do corpo hídrico), destruição de locais de reprodução e abrigo da fauna e muitos organismos aquáticos podem ser removidos na própria biomassa transportada para fora do reservatório.

Vários sistemas têm sido utilizados nos reservatórios da bacia do Rio Paraíba do Sul. Por exemplo, no reservatório de Santana uma retroescavadeira embarcada desloca as comunidades de macrófitas das áreas assoreadas (Figura 1A) e as transfere para locais onde o fluxo da corrente as transporta para jusante. Em seções planejadas do reservatório há barreiras flutuantes inclinadas em relação ao fluxo, as quais acumulam estas plantas no ângulo agudo deste bisel. Uma retroescavadeira munida de grua adaptada retira estas plantas e as deposita sobre uma base de concreto para que as plantas percam água (Figura

1B). Após algumas horas, esta mesma grua coleta esta biomassa e as coloca em caminhões de transporte. O destino desta biomassa eram depósitos licenciados, mas atualmente parte está sendo utilizada como fertilizante orgânico para recuperação de áreas degradadas. Este sistema tem a vantagem de que quando a biomassa se desloca espontaneamente na corrente para jusante, os organismos aquáticos vão paulatinamente se deslocando para locais mais seguros e praticamente não há transporte destes animais com a biomassa de macrófitas.

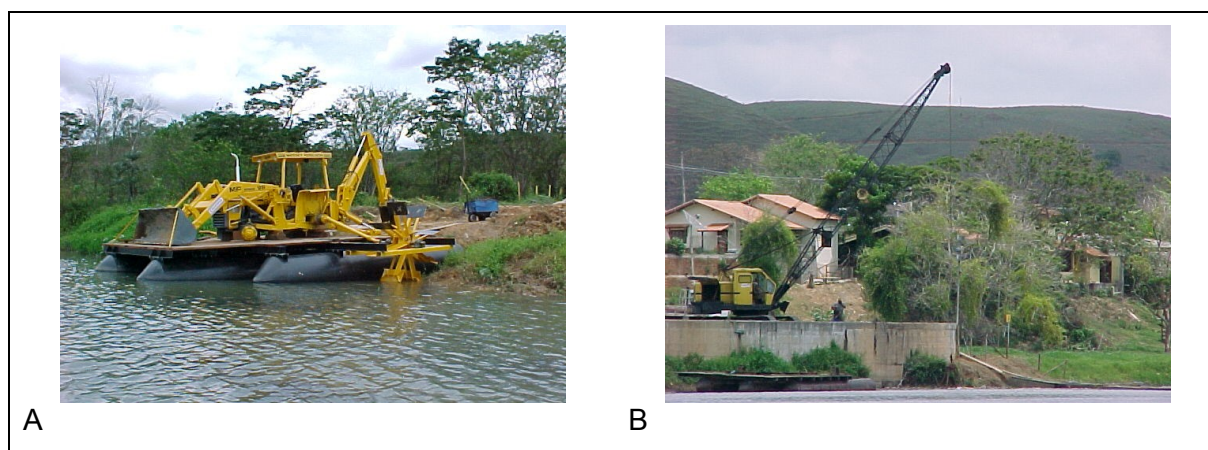


Figura 1 – (A) Foto de retroescavadeira adaptada sobre balsa e que é utilizada para deslocar as macrófitas aquáticas de áreas onde estão fixadas e deixá-las para o transporte natural pelo fluxo d'água. (B) Grua fixa adaptada para retirada das macrófitas aquáticas do ângulo agudo da barreira flutuante e depositá-las sobre base de concreto.

No reservatório da PCH Santa Fé (Três Rios) há outro processo de retirada mecânica. Uma máquina colhedeira realiza a coleta das macrófitas aquáticas flutuantes e o transporte até as margens, onde com auxílio de uma esteira móvel é depositada diretamente para os caminhões que as transportam para os depósitos de biomassa devidamente licenciados. Neste processo de esteira também há oportunidade de fuga dos organismos aquáticos. Este método é adequado para a morfologia da lâmina deste reservatório que não tem condições de acúmulo preferencial em um ponto onde as plantas podem ser retiradas. Neste reservatório também existem barcos rebocadores munido de grades frontais que arrastam as macrófitas até as margens e as pressionam para serem coletadas por retroescavadeiras. Formam montículos de biomassa nas margens e de tempos em tempos há o transporte para os depósitos citados. O custo da colheita com este tipo de equipamento varia entre R\$ 500,00 e R\$ 700,00 a hora. Este preço contempla a colheita e remoção das macrófitas depositando-as nas margens do reservatório. Preço de transporte da biomassa no ambiente terrestre e aluguel de área de descarte (se não for dada outra utilização da biomassa) não estão incluídos neste preço.

No reservatório de Barra do Braúna (Recreio, MG) há uma terceira modalidade de controle, onde o grande problema são as macrófitas flutuantes *Eichhornia crassipes*, *Salvinia molesta* e suas associações com *Oxycaryum cubense*. Estas macrófitas descem espontaneamente de áreas a montante do reservatório e vão se acumulando em reentrâncias do lago e locais com altas densidades de árvores mortas nas regiões inundadas, designadas como “paliteiros”. No início do período da chuva, com o aumento do volume e da velocidade de fluxo, estas plantas são arrastadas para jusante e se acumulam na barragem causando sérios problemas para a segurança do empreendimento. Neste reservatório foram estrategicamente localizadas barreiras flutuantes que direcionam as macrófitas para regiões alagadas laterais onde são armazenadas até a colheita, livrando o eixo do reservatório destas grandes colonizações e reduzindo o aporte nas proximidades da represa. Dentro destas áreas de armazenamento, as plantas são arrastadas até locais das margens onde estão os equipamentos de retirada. Este arraste é realizado por barcos com grades frontais. As macrófitas são retiradas por retroescavadeira dotada de caçamba adaptada para coleta de maiores volumes de plantas e para escoamento da água durante a retirada do corpo hídrico.

O custo da colheita nos reservatórios depende de vários fatores como: (i) tipo de vegetação presente – flutuante, marginal, emergente ou submersa; (ii) morfometria de fundo do reservatório; (iii) regime de fluxo da água; (iv) características das margens determinando pontos de acesso para retirada e transporte da biomassa, dentre outros. Experiências nos reservatórios brasileiros têm mostrado valores variando entre R\$ 7.000,00 a R\$ 11.000,00 por hectare colhido (informações obtidas junto a CPFL para o reservatório de Salto Grande, na bacia do rio Piracicaba e Light para os Reservatórios de Santana e Vigário). Este custo varia com a vegetação presente. Por exemplo, no reservatório Salto Grande, a colonização epifítica de *Urochloa subquadripa* sobre o aguapé encareceu expressivamente a colheita mecânica em função da grande biomassa desenvolvida por unidade de área (Figura 2).



Figura 2 – Retirada mecânica de colonização de *Urochloa subquadriflora* com crescimento epifítico sobre *Eichhornia crassipes* no reservatório de Salto Grande, Americana, SP, na bacia do rio Piracicaba. Foto disponibilizada pelo Eng. Agr. Robson H. Tanaka.

Este é um risco presente em muitos reservatórios da bacia do Rio Paraíba do Sul como Santa Branca, Barra do Braúna, Vigário, dentre outros. Esta associação entre plantas flutuantes e plantas com crescimento epifítico está cada vez mais comum, especialmente envolvendo as flutuantes aguapé e salvinha como populações suporte e *Oxycaryum cubense*, *Paspalum repens*, *Urochloa subquadriflora*, *Polygonum lapathifolium* e *Caperonia palustris*, como plantas de crescimento epifítico.

No trecho do Rio Paraíba do Sul que não está alagado por reservatórios, os grandes problemas estão relacionados às colonizações das áreas litorâneas com plantas exóticas invasoras, especialmente *Urochloa subquadriflora*, *Hymenachne amplexicaulis* e *Echinochloa polystachya*. Nas condições do Rio Paraíba do Sul esta plantas são bastante agressivas, apresentam crescimento dominante, vencem a competição com as plantas nativas e promovem situações de colonizações praticamente mono-específicas. Este tipo de colonização pode ser visto em grande parte das margens do Rio Paraíba do Sul e é o grande fator de redução da biodiversidade marginal aos rios, afetando as composições específicas das guildas tróficas superiores, especialmente insetos e pássaros.

É nítida a predominância de apenas uma espécie de gramíneas as margens do Rio Paraíba do Sul. Nas áreas alagadas e várzeas anteriormente colonizadas por algumas espécies das famílias Cyperaceae (*Cyperus* spp, *Rynchospora* spp, *Kulingia* spp, *Eleocharis* spp), Onagraceae (*Ludwigia* spp), Polygonaceae (*Polygonum* spp), Pontederiaceae (*Pontederia* spp, *Heteranthera* spp, *Eichhornia* spp,), Alistamataceae (*Sagittaria* spp) e outras, hoje estão completamente tomadas por *Urochloa subquadriflora* e *U. mutica*.

Neste tipo de ambiente a remoção mecânica já foi realizada por várias vezes na bacia do Rio Paraíba do Sul. Há alguns anos atrás, por uma iniciativa DAEE houve a remoção da vegetação marginal do trecho de rio entre Jacareí e Cruzeiro, ambas no Estado de São Paulo, retirando cerca de 101.000 m³ de biomassa, num custo global de R\$ 4.087.000,00. O custo por unidade removida foi de R\$ 37,12 por m³.

Esta providência teve resultados de curto prazo para o controle da vegetação porque a recuperação destas plantas é muito rápida além do que o método é pouco específico e pode segmentar plantas com propagação vegetativa, disseminando-as.

No entanto, o grande mérito deste processo foi a remoção de toneladas de lixo que estava abrigado entre a folhagem.

A última fase do controle mecânico das macrófitas aquáticas é a disposição final da biomassa colhida. Este é um processo que até pouco tempo atrás não era considerado e na realidade se tratava de uma transferência de passivo ambiental, com grandes desperdícios de matéria orgânica de qualidade em aterros sanitários ou áreas de descarte específicas.

No entanto, estudos realizados na última década mostraram que esta biomassa pode ser utilizada como ração animal, na melhoria das condições de fertilidade dos solos e como material de construção civil.

Esteves (1981), Thomas & Esteves (1985), Oliveira *et al.* (2004) e Graeff *et al.* (2007) estudaram a digestibilidade e valor nutritivo de macrófitas aquáticas e concluíram que é possível a sua utilização como complemento da ração diária.

O emprego de macrófitas aquáticas como fertilizante é feito por meio de compostagem, que reduz pela metade a massa vegetal processada e permite obter em curto espaço de tempo um produto final bioestabilizado (composto orgânico) que pode ser lançado no solo sem risco ambiental significativo, desde que não haja alto percentual de metais pesados (Guimarães, 2000).

Estudos realizados com biomassa de macrófitas aquáticas colhidas no reservatório de Santana em Pirai (Convênio ANEEL, Light Energia e UNESP) mostraram que o uso da biomassa como fertilizante:

- Recupera para o ambiente terrestre grandes quantidades de nutrientes sem fase gasosa em seu ciclo biogeoquímico como o fósforo, cálcio, magnésio. Estes elementos iriam para os oceanos com baixo retorno ao continente. É importante considerar que os solos tropicais são álicos e a produção de plantas depende muito da correção da acidez com calcário e de complementação fosfatada;
- Em condição de reservatório, as macrófitas aquáticas não acumulam teores preocupantes de metais pesados e promovem grandes melhorias na fertilidade de solos degradados (Figura 3), viabilizando a rápida recuperação de áreas

degradadas (Figura 4); As melhorias das condições do solo são suficientes para promover o crescimento de plantas nativas e cultivadas (Figura 5), permitindo o uso com adubo orgânico;

- Esta utilização da biomassa garante sustentabilidade no processo, amenizando a parte econômica, mas podendo promover expressivos ganhos ambientais e sociais.

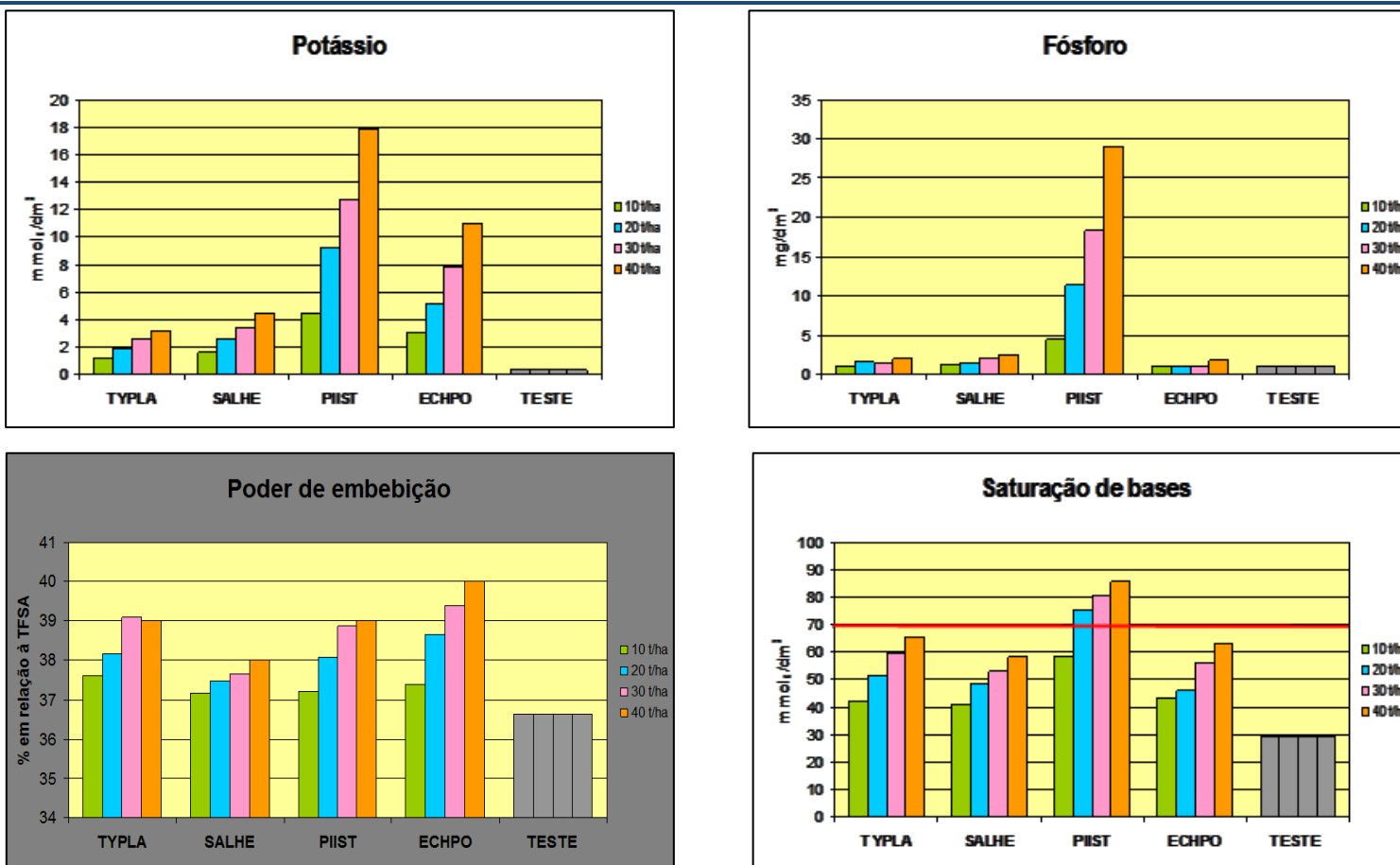


Figura 3 – Efeitos das incorporações de quantidades de *Typha latifolia* (TYPLA), *Salvinia herzogii* (SALHE), *Pistia stratiotes* (SALHE) e *Echinochloa polystachya* (ECHPO) sobre as concentrações de fósforo e potássio, saturação de bases e poder de embebição desolo degradado.

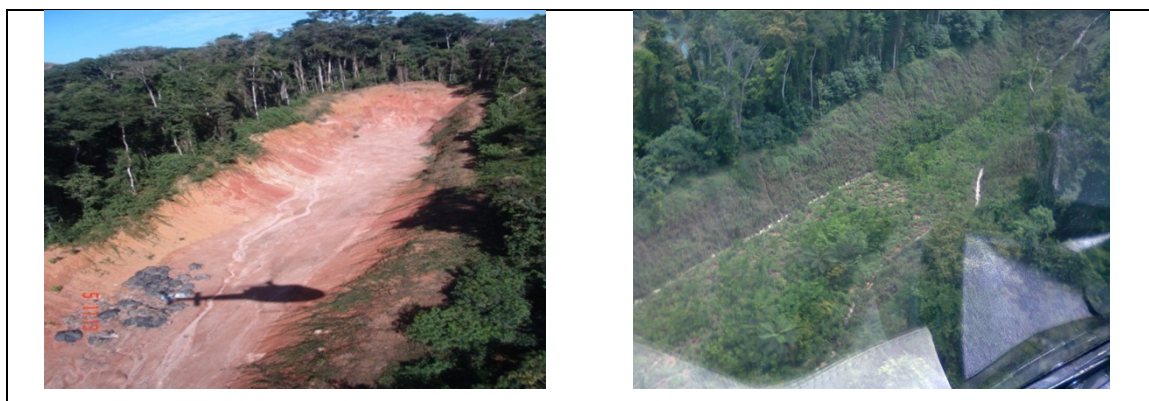


Figura 4 – Área de empréstimo para as reformas do vertedouro de Cacaria. À esquerda, aspecto da área no final da utilização da área e à direita aos três meses após o replantio e colocação de macrófitas em cobertura.



Figura 5 – Efeitos da incorporação de quantidades crescentes (0, 10, 20, 30 e 40 t/ha) de *Urochloa subquadrifera* sobre o crescimento do mutambo (foto da esquerda) e de *Eichhornia crassipes* sobre o crescimento do eucalipto (foto da direita).

Outro possível emprego da biomassa de macrófitas aquáticas é a produção de biogás em biodigestor. Segundo Da Silva *et al.* (2005) o gás gerado em biodigestores, apesar de seu menor poder calorífico, da baixa pressão de serviço dos biodigestores e da baixa velocidade de combustão do biogás, é adequado como alternativa para aquecer água para múltiplas utilidades além de poder ser empregado como energia elétrica para equipamentos rurais e aquecimento de estufas (Pompêo, 2008).

Segundo Müller (1995), a remoção de 14 mil t/dia, com base no peso fresco, dos reservatórios de Americana, Bariri, Billings e Barra Bonita permitiria produzir metano em quantidade suficiente para abastecer 10 mil veículos, com autonomia de 300 km/dia cada um, o que demonstra o potencial de uso deste material.

A biomassa seca de macrófitas aquáticas também pode ser utilizada para confecção de tijolos. A adição de *Egeria densa* coletada em reservatórios da CHESF (bacia do rio São Francisco) em tijolos de adobe aumentou em 5% sua resistência (Bezerra *et al*, 2007).

Sem dúvida, o controle mecânico tem início com o deslocamento das macrófitas de seu banco de colonização e se encerra com o uso ambientalmente correto da biomassa, com a devida avaliação das influências ambientais do processo.

2.2. Medidas químicas

O controle químico das macrófitas aquáticas consiste na aplicação de substâncias com ação herbicida para matar ou reduzir o crescimento de uma ou mais populações que são indesejáveis naquela situação. Este método é utilizado em vários países pelo baixo custo e rapidez de ação.

O uso de herbicidas para o controle de macrófitas envolve não somente aspectos relacionados às características físico-químicas do produto como também a toxicidade para humanos, para organismos aquáticos e ainda para plantas não alvo (Viana, 1998).

A eficiência do controle químico varia entre aplicações e dependerá de fatores da qualidade da água como turbidez, pH, condutividade elétrica e temperatura. Nos corpos d'água de maior profundidade, como lagoas e represas, melhores resultados são obtidos com aplicações setORIZADAS em baixas doses, o que permite um controle mais eficiente das plantas daninhas e com menor risco para espécies não-alvo e a fauna associada (Negrisoli *et al.*, 2006).

As características do produto poderão determinar sua persistência no ambiente aquático e a possibilidade de atingir locais diferentes do alvo.

No Brasil o único herbicida registrado no Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA) e na Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) para controle de macrófitas aquáticas das espécies *Egeria densa*, *Egeria najas*, *Ceratophyllum demersum* e *Hydrilla verticillata* é o fluridone (registro nº 3298/93 IBAMA). Este registro foi concedido devido ao grande risco que estas plantas oferecem à geração de energia elétrica e ao potencial pesqueiro dos reservatórios.

Quando testado experimentalmente no reservatório de Jupiá, Município de Itapura, SP, na concentração de 20 ppb, o fluridone (marca comercial Sonar AS, concentrado solúvel 480 g i.a. fluridone L⁻¹) foi eficiente no controle de *Egeria densa* e *Egeria najas*, mas ao cessar seu efeito, aconteceu a reinfestação. Este herbicida não foi eficiente para o controle

de *Ceratophyllum demersum* nem das espécies não alvo, como *Salvinia auriculata*, *Ipomoea* spp., *Merremia* sp., *Typha latifolia* e *Cyperus* spp. (Marcondes *et al.*, 2008).

Outros ingredientes ativos têm sido testados experimentalmente em sistemas fechados, porém seu uso não é permitido no país (Moura *et al.*, 2009).

O “uso emergencial” de herbicidas é permitido no Brasil para espécies invasoras. O Artigo 8º da Convenção Internacional sobre Diversidade Biológica, da qual o Brasil é signatário, determina aos países participantes a adoção de medidas preventivas, e medidas de erradicação e controle de espécies exóticas invasoras; o que implica na possibilidade de registro de agrotóxicos, seus componentes e afins para uso em emergências quarentenárias, fitossanitárias, sanitárias e ambientais, de que trata o art. 18 de Decreto nº 4.074, de 4 de janeiro de 2002, publicado no DOU de 8 de janeiro de 2002 (CPFL, 2008).

Algumas experiências com o uso de herbicidas no passado podem ser citadas:

- Sonar (fluridone) – registrado no IBAMA para controle de plantas submersas. Utilizado no controle de plantas aquáticas no reservatório (CESP) da UHE Jupia;
- DMA 806 BR (2,4-D) – registrado no Ministério da Agricultura para controle de plantas aquáticas em açudes, represas e canais de irrigação. Utilizado nos anos 80/90 na represa Billings para controle de aguapé;
- Rodeo (glyphosate) – registrado em no Ministério da Agricultura para controle de plantas aquáticas. Testado até 1995 em Convênio Eletropaulo/CETESB no controle de aguapé. Registro Especial Temporário em 1995 para controle de plantas aquáticas (CPFL, 2008). O herbicida glyphosate foi utilizado mais recentemente para controle de plantas aquáticas no reservatório da UHE de Americana em trabalhos realizados em conjunto pela Universidade Estadual Paulista – UNESP de Botucatu e a Companhia Paulista de Força e Luz (CPFL) como complementação ao controle mecânico. O método mostrou-se eficiente com a aplicação do produto pulverizado sobre as plantas na esteira ou sobre as pilhas de material no campo (CPFL, 2008; Moura *et al.*, 2009).
- Reward (diquat) – em fase de registro no IBAMA para controle de plantas aquáticas emersas e submersas.

O custo desse tipo de controle depende de pelo menos três fatores fundamentais: custo unitário do produto (US\$ L⁻¹), dose por área (L ha⁻¹) e custos operacionais da aplicação (Antuniassi *et al.*, 2002).

Nos Estados Unidos segundo Haller, 1998 o uso de herbicidas tem o seguinte custo estimado:

- Diquat - para plantas submersas com uso de 4 kg/ha – US\$500/ha e para plantas emergente, com uso de 1 kg/ha – US\$125;

- Endothall – para plantas submersas com uso de 2-3 mg/L – US\$ 1,200/ha;
- Fluridone – para plantas submersas com uso de 10-20 µg/L – US\$ 450/ha;
- Sulfato de cobre – para plantas submersas e cianobactérias com uso de 1mg/L – US\$ 200;
- Glyphosate – para plantas emergentes com uso de 4 kg/ha – US\$ 250/ha.

Os herbicidas sistêmicos (fluridone e glyphosate) são mais lentos (demoram mais tempo para matar as plantas alvo), mas usualmente tem ação de longo prazo porque afetam todas as partes (raízes, rizomas, todas as partes vegetativas) (Haller, 1998).

No Brasil Antuniassi *et al.*, 2002 registraram gastos de até US\$ 229,28/mês no controle químico realizado entre 1997/1998 no reservatório do Vigário. Velini & Karam (2008) estimaram que os custos de controle químico de plantas emergentes como taboas (*Typha*) pode chegar a R\$ 120.000/ha e o de submersas ou flutuantes a R\$ 10.000/ha.

Segundo os defensores deste método, o controle químico promove resultado rápido, com baixo investimento econômico e especificidade. Entretanto, já se observou que o glyphosate, um herbicida pós-emergente de amplo espectro e baixa persistência no ambiente (cerca de 47 dias) e uma das moléculas mais empregadas no mundo todo, pode promover mutações genéticas em tilápias (*Tilapia rendalli*) (Grisolia, 2002) e mudanças comportamentais em peixes como o mato-grosso (*Hyphessobrycon eques*) e o paulistinha (*Danio rerio*) (Moura *et al*, 2008).

Outro problema relacionado ao método químico é a possibilidade de aparecimento de biótipos de plantas resistentes aos herbicidas como aconteceu com *Sagittaria* na região de Itajaí (Santa Catarina) (Noldin & Eberhardt, 2001) ou, como citado no item 2 deste relatório, a possibilidade de privilegiar espécies não alvo resistentes como nos reservatórios de Santana e Vigário onde o uso de 2,4D para controle de aguapé (*Eichhornia*) propiciou o crescimento de populações de *Salvinia* sp. e capituva (*Echinochloa polystachya*), ambas tolerantes ao herbicida utilizado (Fiorillo, 2007).

Além da obtenção de licença especial para aplicação de herbicidas, a qual depende de avaliação de risco, a utilização de herbicidas diretamente no ambiente aquático deve ser precedida de uma série de medidas, que incluem testes de toxicidade, envolvendo organismos nativos da região onde os herbicidas vão ser aplicados e acompanhada pelo monitoramento dos possíveis impactos no ecossistema. A análise da biota não deve se restringir aos efeitos agudos, mas efeitos crônicos também devem ser considerados (Thomaz, 2002).

Para o monitoramento dos impactos no ecossistema há necessidade de informações relativas às condições do ambiente (espécies de plantas presentes e suas biomassas, variações naturais do ambiente, características físico-químicas da água, comunidades

aquáticas) antes e após a aplicação do produto, dados do produto e seus metabólitos (limites máximos permissíveis em águas e organismos) (Lampareli & Zagatto, 1998).

2.3. Medidas físicas

Medidas físicas incluem a aplicação de barreiras/cobertura do sedimento, alterações no nível de água, uso de calor (chamas) e alterações de cor da coluna d'água.

A cobertura do sedimento pode ser feita com tela. Seu objetivo é reduzir ou bloquear a luz disponível impedindo o crescimento de macrófitas aquáticas enraizadas. A tela de fundo deve ser durável e pesada, para não flutuar e de fato reduzir a disponibilidade de luz, impedindo o desenvolvimento de plantas abaixo da tela. Além do mais, deve permitir a passagem de gases, evitando que seu acúmulo sob a manta arraste a estrutura para a superfície. As telas de fundo podem ser instaladas em volta de docas e em áreas de recreação. Como materiais podem ser empregadas telas de mosquiteiro, fáceis de encontrar e instalar. A vantagem desse método é criar uma área aberta no espelho d'água. As desvantagens são a redução da área para organismos bentônicos, a possibilidade de prejuízo a animais que revolvem o sedimento ou constroem ninhos, como algumas espécies de peixes, potencial de risco a nadadores e barqueiros. Além disso, em ambientes rasos as macrófitas podem colonizar a superfície superior da tela (Pompêo, 2008).

A alteração do nível de água é outro procedimento empregado no controle do crescimento de plantas aquáticas. Consiste em alterar a altura da lâmina, modificando o regime de luminosidade para as plantas submersas e reduzindo a área potencial para colonização do sedimento tanto para emersas como para submersas. A rápida liberação da água pelo abaixamento de todas as comportas de um reservatório também pode ser utilizada como procedimento para remoção das macrófitas do sistema (Pompêo, 2008).

Dentre os métodos físicos, a manipulação dos níveis de água pode ser considerado o único com potencial para ser utilizado em grande escala, pois a totalidade da região litorânea poderia ser atingida simultaneamente com essa manipulação. Dessa forma, sua utilização fica restrita a ecossistemas que permitem esse tipo de interferência, como os reservatórios, por exemplo (Thomaz, 2002).

A elevação dos níveis d'água pode controlar espécies emergentes por afogamento; a elevação rápida seguida por rápida volta aos níveis originais pode ser útil no controle de macrófitas flutuantes e espécies submersas podem ser controladas pela elevação dos níveis com a consequente redução da zona eufótica (Thomaz & Bini, 1998).

A despeito de terem sido utilizados com sucesso em alguns reservatórios de região temperada, poucos exemplos podem ser citados nos trópicos. No reservatório de Paulo Afonso (rio São Francisco, BA), uma combinação entre o controle dos níveis de água (aumento da vazão) e a retirada de grandes bancos de *Egeria densa* do sedimento alcançou relativo sucesso no manejo desta espécie (Itaipu Binacional, 1997).

Na bacia do Rio Paraíba do Sul quando ocorreram problemas devido ao acúmulo de capim capitiva junto aos pilares, e a consequente erosão das margens do rio, próxima aos encontros de pontes na região entre Caçapava e São José dos Campos, o Operador Nacional do Sistema Elétrico (ONS) reduziu as vazões de reservatórios a montante para facilitar processo de limpeza e remoção da vegetação aquática acumulada (ANA, 2006).

A operação dos reservatórios da bacia pôde ser adequada temporariamente, com a redução das vazões defluentes dos reservatórios Paraibuna, Santa Branca e Jaguari (a montante), mitigando os danos que se apresentavam junto às cabeceiras das pontes (ANA, 2006).

Neste caso o regime de operação dos reservatórios foi alterado apenas para permitir a remoção da vegetação mas é possível alterar este regime por mais tempo como estratégia de controle das macrófitas. Por exemplo, Vallenge (2011) atribui melhorias no Índice de Qualidade da Água (IQA) ocorridos entre 2006 e 2009 na estação de monitoramento da CETESB PARB2100 ao aumento do volume operacional do reservatório Santa Branca e das vazões do Rio Paraíba do Sul aumentando a capacidade de diluição de lançamentos.

Como ponto negativo desse método destaca-se a interferência na hidrodinâmica de todo o sistema, alterando o padrão de estratificação e de luminosidade, com reflexos em toda a biota (Pompêo, 2008) e, no caso do Paraíba do Sul, há possibilidade de redução na produção de energia elétrica e dificuldades na manutenção das vazões para o abastecimento da região metropolitana do Rio de Janeiro e para cidades como Serra Branca, Guararema, Jacareí, São José dos Campos, Caçapava, Tremembé, Pindamonhangaba, Aparecida, Guaratinguetá, Lorena e Cruzeiro, realizadas quase que totalmente no próprio rio Paraíba do Sul (ANA, 2006).

O método de controle de plantas com utilização de chamas depende de fatores como temperatura, tempo de exposição e consumo de energia. Menores tempos de exposição necessitam de maiores temperaturas e maior consumo de combustível.

Marchi *et al.* (2005) listam dois tipos de equipamentos utilizados no controle térmico de plantas daninhas: - pela emissão de uma chama de aproximadamente 1.900°C, utilizando um bico difusor, ou pela emissão de uma chama não visível de 900°C, através de difusor infravermelho. Ambos os equipamentos utilizam gás liquefeito de petróleo (GLP) ou misturas à base de propano/butano como combustível e possuem como vantagem o fato de

não provocarem distúrbios nem deixarem resíduos químicos no solo ou na água da área tratada.

Os mesmos autores conduziram estudos com aplicação de chama no controle de *Eichhornia crassipes*, *Brachiaria subquadripara*, *Pistia stratiotes* e *Salvinia auriculata* e observaram redução chegando a 90% da biomassa seca de *E. crassipes* e *B. subquadripara*.

O uso de lança-chama após colheita mecânica foi testado no reservatório de Aimorés (Pitelli, 2007).

As desvantagens do método são o alto custo relativo e o consumo de combustíveis fósseis (Marchi *et al*, 2005) e a falta de seletividade (Pitelli, 1987).

2.4 Controle biológico

Como controle biológico é considerado toda e qualquer pressão biótica que limite o crescimento de uma determinada população, com expressiva redução do crescimento, da capacidade reprodutiva ou aumento da mortalidade de indivíduos. As pressões bióticas mais comuns utilizadas no controle biológico são a competição, o amensalismo (relação em que uma espécie – inibidora - prejudica a outra espécie – amensal - sem com isso se beneficiar), o parasitismo e a predação.

A competição é uma medida bastante eficiente no controle do crescimento de espécies indesejáveis, mas esta pressão pressupõe a presença das populações desejáveis que pudessem exercer esta pressão.

Em áreas colonizadas por plantas exóticas invasoras por muito tempo, *Urochloa subquadripara* e *Echinochloa polystachya* no caso da bacia do Rio Paraíba do Sul, praticamente houve a extinção dos bancos de sementes das plantas nativas, Qualquer outro tipo de controle apenas será sustentável quando houver remoção das plantas exóticas invasoras com imediato plantio de espécies nativas para ocupação daquele habitat.

Também é importante considerar que nas condições em que as áreas alagadas ou marginais da calha estiverem ocupadas por vegetação nativa é importante não removê-la, mesmo que parcialmente, para que sua capacidade competitiva seja preservada evitando a invasão por exóticas que venham a causar problemas futuros.

Ainda para as áreas alagadas, outra alternativa seria o uso de relações amensais ou alelopatia mas estas não são conhecidas o suficiente para que se teça qualquer consideração de sua relevância no controle de macrófitas aquáticas no Brasil.

Vários grupos de organismos têm sido utilizados no controle biológico de macrófitas, desde plantas competidoras, fungos, insetos, peixes, até mamíferos como o peixe-boi (Fiorillo, 2007).

Considerando os inimigos naturais parasitas e predadores é importante considerar três tipos de estratégia de controle biológico para o manejo das macrófitas aquáticas na bacia do Rio Paraíba do Sul:

1. O controle biológico que mantém sob controle algumas populações nas condições naturais.

Um exemplo é o controle natural da *Sagittaria montevidensis* no reservatório de Santana (Figura 6). Esta macrófita é bastante comum como pioneira nas áreas assoreadas do reservatório e é uma das primeiras populações que se instala após as colheita mecânica. No entanto, na fase pré-florescimento grande parte das plantas são infectadas pelo fungo *Cylindrocarpon* sp. Algumas plantas morrem, mas a grande maioria tem sua capacidade reprodutiva reduzida, sendo uma forma de controle biológico (Pitelli,). Esta relação deve ser protegida.



Figura 6 – Plantas de *Sagittaria montevidensis* mostrando sintomas de *Cylindrocarpon* sp. Estes sintomas são de plantas inoculadas em laboratório.

Outro caso de controle biológico natural é observado no reservatório de Vigário - a predação de *Pistia stratiotes* (alface-d'água) por *Samea multiplicalis* (Figura 7). Esta pequena mariposa deposita seus ovos entre os tricomas na parte

basal do limbo foliar da alface-d'água; as larvas emergem e passam a se alimentar das folhas e empupam nas partes que sobraram. Este inseto tem ciclo de vida curto e rapidamente promove danos significativos nas plantas reduzindo o tamanho populacional desta macrófita (Pitelli, 2006).

O crescimento da população do inseto e a elevação do nível de dano nas plantas são rápidos, mas também rapidamente aparece grande quantidade de pássaros insetívoros como Jaçanã (*Jacana jacana*), saracura do brejo (*Aramides* sp) e frango d'água (*Gallinula* sp) (Figura 8). Estes pássaros caminham sobre as plantas e com seus bicos longos e finos, conseguem comer quantidades expressivas do inseto. A seguir, a população de insetos decresce, os pássaros migram em busca de nova área de forrageamento e a população de *Pistia stratiotes* volta a crescer (Pitelli, 2006).



Figura 7 – Sintomas de ataque da mariposa *Samea multiplicalis* em plantas de *Pistia stratiotes* no reservatório de Vigário, Pirai, RJ.



Figura 8 – Pássaros insetívoros a cata de artrópodes, moluscos e outros pequenos animais sobre plantas de *Pistia stratiotes*. Nesta ocasião a principal fonte de alimento eram larvas de *Samea multiplicalis*.

O ciclo recomeça com novo crescimento da planta, seguido de novo fluxo de crescimento do inseto e novamente os pássaros voltam. Este ciclo foi determinado no reservatório de Santana e esquematizado na Figura 9 (Pitelli, 2006).

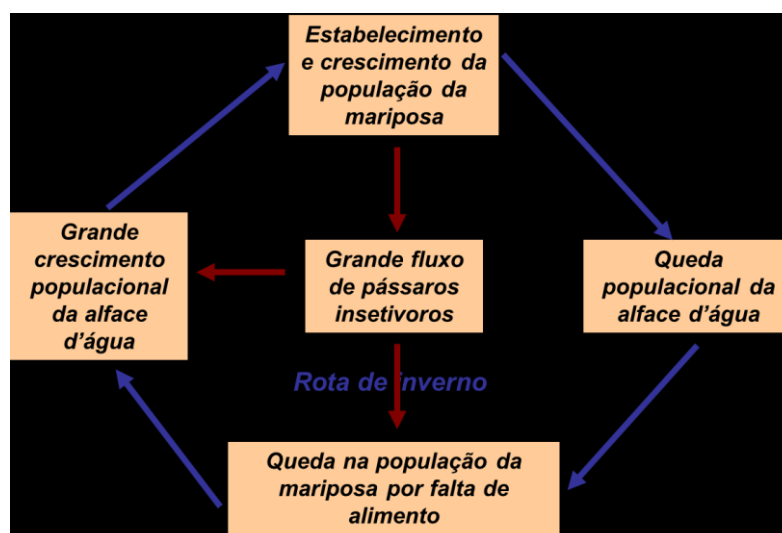


Figura 9 – Ciclo de predação de *Samea multiplicalis* em *Pistia stratiotes* e de sua própria predação por pássaros insetívoros (Pitelli, 2006).

2. Quando o inimigo natural é nativo ou de ocorrência muito antiga na área e está em equilíbrio com o ambiente, pode ser utilizado em controle biológico manipulado pelo homem numa estratégia denominada umentativa. A estratégia consiste da criação massiva do agente de controle biológico em laboratório e

liberação em grandes quantidades quando a população da macrófita já está fragilizada por um ataque natural, provocando colapso ainda maior na planta aquática. Este aumento artificial da população do inimigo natural também pode ser utilizado para iniciar um ciclo da população do inseto quando este não está ocorrendo naturalmente.

Este método é seguro porque os agentes de controle das macrófitas também têm seus inimigos naturais que devem posteriormente reduzir as populações do inseto em níveis compatíveis com o equilíbrio anterior. Este tipo de controle biológico funciona apenas como agente acelerador ou complementar do processo, dependendo do propósito da liberação: iniciar um processo de ataque ou complementar o efeito de um processo que ocorreu naturalmente.

Este tipo de estratégia foi testado experimentalmente em laboratório. Os indivíduos de *Samea multiplicalis* coletados em Pirai foram levados ao laboratório de controle biológico de plantas daninhas na Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Unesp Jaboticabal, criados em plantas de alface-d'água e suas pupas foram depositadas no centro da roseta de plantas da *Pistia stratiotes*. Foram colocadas duas pupas por planta adulta, não considerando os rebentos jovens ainda ligados à planta-mãe. As plantas da macrófita estavam sendo cultivadas em tanques de 1000 litros. Na Figura 10 estão apresentadas as fotografias das plantas que demonstram a evolução dos sintomas de predação de uma elevada população de *Samea multiplicalis* sobre a alface-d'água. Os resultados, embora bastante animadores, devem ser considerados com moderação, uma vez que foi obtido em condições experimentais. No entanto, mostram o alto poder de predação desta mariposa e a possibilidade de sua utilização em casos de grandes infestações da bacia do Rio Paraíba do Sul.

O controle biológico natural não tem custos, é necessário apenas não interferir no processo. Não há dados disponíveis sobre custos de controle biológico aumentativo no Brasil, porém estes são comparativamente mais baixos que os outros métodos de controle (mecânicos, químicos, físicos), em locais onde já existem estudos e produção das espécies-controle em larga escala. Um exemplo, nos Estados Unidos, apenas como curiosidade, é o caso da empresa Biological Control of Weeds, Inc. que trabalha especificamente com controle de plantas aquáticas invasoras e vende insetos como os besouros *Aphthona nigriscutis* por US\$ 50 (500 indivíduos) e *Larinus obtusus* por US\$ 75 (105 indivíduos) pela *internet* (<http://www.bio-control.com/pricing.php>).

Há outras relações bióticas já estudadas entre macrófitas aquáticas e seus inimigos naturais como é o caso do aguapé e os insetos *Neochetina eichhorniae*, *N. brucchi*, *Bellura densa*, *Cercospora rodmanii* e outros. As populações de *Alternanthera philoxeroides* têm sido satisfatoriamente controladas por *Agasicles higrofila*. É importante ressaltar que estas relações bióticas são muito pouco conhecidas nas condições brasileiras e que esta modalidade de controle de macrófitas aquáticas até hoje não recebeu a atenção que merece por parte dos pesquisadores e dos órgãos de incentivo à pesquisa.

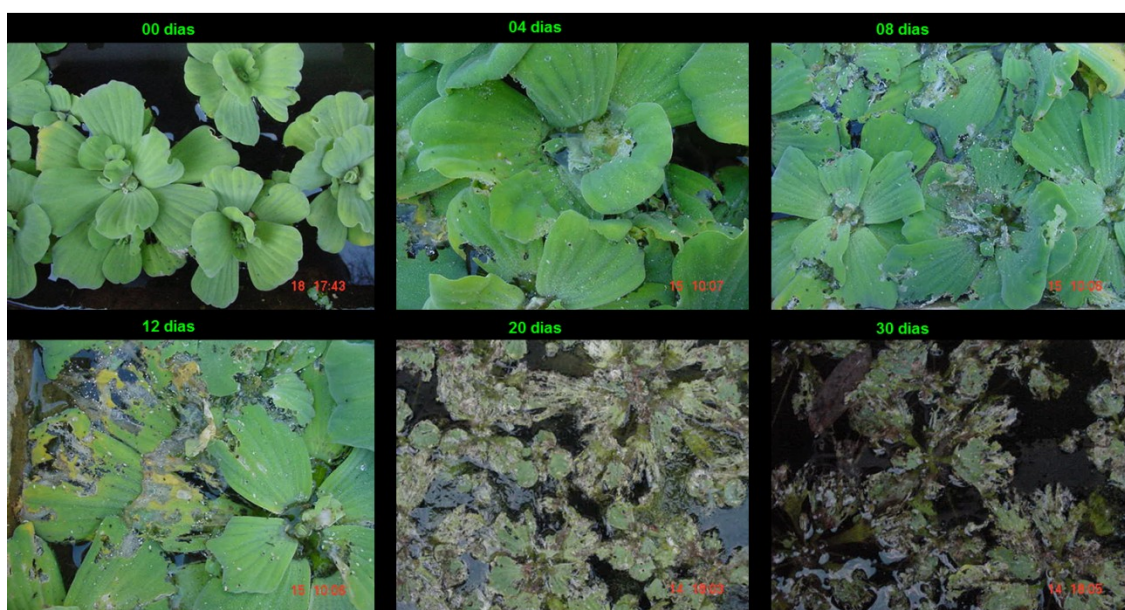


Figura 10 – Evolução dos sintomas de predação de *Samea multiplicalis* em *Pistia stratiotes* utilizando a estratégia aumentativa.

O controle biológico com estratégia aumentativa poderia ser utilizado também para *Salvinia*. As plantas do gênero *Salvinia* são pteridófitas originárias da América do Sul. Híbridos entre espécies deste gênero, especialmente das espécies pertencentes ao complexo *auriculata* constituem sérios problemas como invasoras em coleções de águas, em diversos países (Kismann & Groth, 1999). A eliminação das plantas é muito difícil, tanto por meios mecânicos como químicos, havendo em geral rápida re-infestação. No Brasil, as plantas do gênero *Salvinia* têm um inimigo natural bastante eficiente no controle de suas populações, o besouro *Cyrtobagous salvineae*, encontrado com frequência no reservatório de Santana. No entanto, neste reservatório suas populações não atingem magnitudes suficientes para manter as populações da macrófita em baixas densidades (Pitelli, 2006).

Outra possibilidade de uso de controle biológico com estratégia aumentativa na bacia do Paraíba do Sul é o uso de peixes nativos para controle de plantas submersas. Um local onde essa técnica seria indicada é a captação de água do município de Barra do Piraí, onde foram relatados problemas com macrófitas aquáticas prejudicando o processo de captação e causando gastos expressivos para a solução transitória do problema. Foram detectadas duas macrófitas aquáticas submersas que estariam causando problemas à captação de água: *Egeria densa* e *Potamogeton pectinatus* (Pitelli, 2007).

A espécie *Egeria densa* é bastante conhecida nos reservatórios de Santana e Vigário. Neste último, sua taxa de colonização já se encontra em nível de alerta. *Potamogeton pectinatus* não tem sua ocorrência citada nos reservatórios da Light (Pitelli, 2007).

Neste caso a retirada mecânica não é viável, o controle químico não é permitido e não seria eficiente devido à rápida renovação da água (praticamente instantânea) e grande quantidade de argilas minerais e orgânicas em suspensão da água (Pitelli, 2007).

A opção aparentemente viável seria a utilização do peixe taguara (*Schizodon nasutus*) um peixe vegetariano e nativo da Bacia do rio Paraíba do Sul. Este peixe existe no referido corpo hídrico, mas sua população não tem magnitude suficiente para manter estas macrófitas submersas sob controle. Outros peixes também podem ser sugeridos e testados, mas observações realizadas no Rio Paraná e Paranapanema mostram a grande preferência alimentar do taguara por plantas submersas (Pitelli, 2007).

O desenvolvimento deste peixe como agente de controle biológico passa por um programa de longo prazo o que resultaria em um custo relativamente elevado (Pitelli, 2007).

3. Uma terceira estratégia é denominada inundativa, com a utilização não de insetos ou predadores, mas de organismos causadores de doenças (patógenos). Neste caso utiliza-se microrganismos de uma forma maciça sobre uma população de planta daninha a fim de gerar um rápido e alto nível de doença, com consequente morte ou supressão de populações da planta daninha em questão (Charudattan, 1991).

Neste tipo de controle biológico, normalmente se empregam microrganismos nativos da área onde são aplicados que podem ser fungos, bactérias ou vírus. O produto formulado que contém o microrganismo é chamado de bioherbicida e normalmente necessita de reaplicação (Tebeest, 1988).

A estratégia inundativa, além de apresentar menor risco às espécies não alvo, apresenta um forte apelo comercial já que não é esperado que o organismo se perpetue no ambiente. Uma das maiores dificuldades dessa estratégia refere-se à utilização de um inimigo natural atuando sobre uma única espécie de planta daninha, já que em climas tropicais e subtropicais as comunidades infestantes são altamente diversas (Mello & Ribeiro, 1998).

Estudos promissores utilizando controle biológico inundativo foram realizados com o fitopatógeno *Fusarium graminearum* para controle de submersas (Pitelli, 1998; Borges Neto 2004; Tanaka, 2011).

O controle biológico utilizando organismos nativos é extremamente eficiente, oferece praticamente risco zero e é uma solução definitiva, porém requer estudos de médio/longo prazo.

Há outra estratégia de controle biológico conhecida como estratégia clássica que é utilizada para macrófitas aquáticas exóticas. Este método se baseia no fato de que o comportamento altamente invasor das plantas exóticas tem como um dos motivos a ausência de inimigos naturais que criem pressões bióticas limitantes às suas expansões populacionais. Estas plantas foram trazidas de seus centros de origem e seus inimigos naturais não as acompanharam. No ambiente de introdução não encontram novos predadores ou parasitas suficientemente agressivos afetar seus crescimentos e reprodução. A estratégia clássica consiste na importação de inimigos naturais de seus centros de origem.

No caso da bacia do Paraíba do Sul ocorrem extensas colonizações de plantas exóticas como *Echinochloa polystachya* (capitua), *Hymenachne amplexicaulis* (canarana) e *Urochloa subquadriflora*, no entanto a importação de inimigos naturais destas espécies não é recomendável, porque:

- A introdução de qualquer inimigo natural deve ser precedida de um extenso e caro estudo de segurança ambiental, com grande foco à especificidade do agente para a planta alvo, visando assegurar de que não coloque em risco qualquer outra planta da biodiversidade local. Pelos trabalhos realizados no mundo estimam-se gastos de um a dois milhões de dólares num estudo completo, desde a prospecção até a liberação do agente. Estes estudos têm demorado entre 10 e 15 anos. Estes dados são baseados nas recentes introduções do inseto *Heteroperreyia hubrichi* para controle biológico de *Schinus terebentifolius* (aroeira-pimenteira) na Florida (USA);
- A introdução mesmo após estudos bastante aprofundados sobre o comportamento alimentar do inseto ou etiologia da doença (no caso de fungos e

bactérias) pode não ser bem sucedida, pois o agente pode não se adaptar à nova condição e não ter o mesmo poder de controle que tinha na área original.

3. RECOMENDAÇÕES PARA OS CORPOS HÍDRICOS DA BACIA DO RIO PARAÍBA DO SUL

O manejo integrado das plantas aquáticas, com a combinação de várias estratégias de controle e monitoramento é o mais recomendado para a bacia do rio Paraíba do Sul, com geração de melhores resultados, menor custo e redução dos danos secundários ao ambiente. A premissa para o controle e manejo de plantas aquáticas é que estas são importantes componentes do ambiente natural e que sua proliferação excessiva está ligada a ações antrópicas. Deve-se considerar, portanto, a manutenção das populações de plantas nativas em densidades controladas. A presença de macrófitas nativas em populações equilibradas além de propiciar o controle biológico natural das próprias macrófitas também evita, por competição, a ocorrência de florações de cianobactérias.

O manejo destas comunidades pode significar a não interferência, ações de controle para eliminação de populações, ou ações de controle para incremento de populações. A simples presença de plantas aquáticas não significa necessidade de aplicação de controle.

3.1. Plano de ação/manejo

Diretrizes:

- O objetivo do plano é o manejo integrado das plantas aquáticas, com a combinação de várias estratégias de controle e monitoramento;
- O manejo deve envolver ações de prevenção (monitoramento preventivo), controle (controle das causas e das populações de plantas aquáticas), monitoramento (da qualidade da água e sedimento e das ações de controle) e informação/educação ambiental (como parte das estratégias para evitar introdução de espécies exóticas);
- O manejo deve ser coordenado por um grupo envolvendo especialistas e órgãos/instituições que tem atuação na bacia relacionada ao problema, incluindo AGEVAP, ANA, prefeituras, concessionárias de empreendimentos hidrelétricos, DAEE, órgãos estaduais de meio ambiente e recursos hídricos (CETESB, IGAM, INEA), IBAMA e ONS;

- Há necessidade de adoção de políticas conjuntas de controle e manejo. As macrófitas aquáticas apresentam alta capacidade reprodutiva e eficiente dispersão. Estratégias localizadas de controle ou manejo não alcançam resultados satisfatórios a médio prazo;
- A execução das ações de controle e monitoramento devem sempre contar com a participação de especialistas;
- Devem ser parte do plano as ações visando a eliminação/controle das causas (no caso da bacia do rio Paraíba do Sul, principalmente eutrofização, mudanças na hidrodinâmica e introdução de espécies exóticas);
- Para facilitar o acesso às informações evitando duplicidade de ação é adequada a criação de um banco de dados com referências bibliográficas e relatórios de todos os projetos realizados na bacia sobre o assunto incluindo aqueles de ações de controle realizadas por prefeituras ou outros órgãos e de controle e monitoramento de reservatórios realizados por concessionárias e
- Os dados e questões referentes às plantas aquáticas devem ser considerados em outros planos/programas/projetos desenvolvidos na bacia, em particular aqueles propostos no Plano de Recursos Hídricos (COPPE, 2007): redução de cargas poluidoras - coleta e tratamento de esgotos domésticos, tratamento de efluentes industriais; planejamento local para recuperação ambiental - área de influência da transposição das vazões do Rio Paraíba do Sul para o sistema Light; planejamento local para recuperação ambiental - sistema de canais e complexo lagunar da baixada dos Goytacazes; planejamento local para recuperação ambiental - áreas de conflito nos rios Piagui e Pirapitinga e nos ribeirões Serragem e Guaratinguetá; ampliação da base de dados e informação – desenvolvimento do sistema de monitoramento de quantidade e qualidade dos recursos hídricos; ampliação da base de dados e informação – desenvolvimento de um sistema de monitoramento da poluição difusa; plano de proteção de mananciais e sustentabilidade no uso do solo – recuperação e proteção de áreas de preservação permanente; plano de comunicação social e tratamento da informação qualificada – criação de um banco de dados inteligente.

Estratégias

Atenção imediata deve ser dada aos locais críticos onde as colonizações são numerosas, ocupam maiores áreas e/ou colonizações com espécies exóticas particularmente invasoras ou áreas sensíveis, descritas no item 2. Nestas áreas, para

controle inicial, podem ser utilizados métodos mecânicos complementados por métodos químicos (herbicidas) ou físicos (chama).

No caso da sub-bacia do Baixo Paraíba deve ser evitado o método de controle químico por tratar-se de unidade de conservação e ambiente sensível. Neste caso recomenda-se que as ações de controle sejam incorporadas/associadas ao plano de manejo da unidade e ao projeto de “Planejamento local para recuperação ambiental – sistema de canais e complexo lagunar da baixada dos Goytacazes” proposto no Plano de Recursos Hídricos da bacia (COPPE, 2007).

O controle mecânico de plantas exóticas invasoras que estão reduzindo a biodiversidade marginal nos corpos hídricos da bacia do Rio Paraíba do Sul deverá vir acompanhado do pronto início da recuperação da vegetação nativa.

O controle biológico deve ser parte de plano de ação com atividades de curto e longo prazo. É importante : (i) preservar e tentar recuperar os agentes de controle biológico que já estão atuando nas condições atuais, preservando áreas de refúgio e aumentando a biodiversidade vegetal nativa nas margens dos corpos hídricos (curto prazo). e (ii) estabelecer um grupo de estudo para prospecção, avaliação do potencial de controle biológico e criação de agentes já presentes do meio e que podem ter sua atuação amplificada pela estratégia aumentativa (médio/longo prazo).

Nos reservatórios o controle mecânico com a utilização da biomassa de forma ambientalmente compatível pode continuar a ser a principal estratégia de controle porém deve ser complementado tanto com estratégias que otimizem os resultados como métodos químicos como com controle biológico e manutenção de áreas sem intervenção.

O controle mecânico apenas será eficiente, no entanto, quando houver remoção química das plantas exóticas invasoras (com morte da parte aérea e sistema radicular) com imediato plantio de espécies nativas para ocupação daquele habitat. Mesmo assim, a manutenção deste controle deverá se prolongar até que a vegetação nativa esteja completamente estabelecida.

Sugere-se um contato com os órgãos oficiais de meio ambiente para que a possibilidade de controle químico seja avaliada em termos de recuperação da biodiversidade nas áreas alagadas, com os devidos estudos de segurança ambiental.

Quando usado o controle mecânico nas margens das regiões lóticicas o aproveitamento da biomassa também é indicado.

As várzeas e lagoas marginais devem ser protegidas ao máximo das águas antrópicas, mas nas condições em que a plantas exóticas invasoras (especialmente as do gênero *Urochloa*, *Echinochloa polystachya* e *Hymenachne amplexicaulis*) tiverem ocupado grande parte deste ambientes, o controle mecânico deverá ser aplicado.

Deve ser avaliada a possibilidade de controle físico com alteração do nível d'água por meio do controle da vazão dos reservatórios em períodos e/ ou trechos críticos. Um caso particular é a operação do reservatório Santana. A defluência da barragem de Santana no período normal, é de 32 m³/s durante 15 minutos, em dias alternados. Esse volume extremamente reduzido não cumpre o papel de vazão ecológica ou sanitária, sendo, portanto, incapaz de garantir a autolimpeza da calha no trecho de 11 km. Os esgotos domésticos ficam represados e refluem para as residências de Barra do Pirai na ocorrência de vazões mais elevadas (COPPE, 2007).

3.1.1. Monitoramento preventivo

O meio mais eficiente e efetivo para minimizar os prejuízos causados pela proliferação exagerada de plantas aquáticas é o de prevenir a infestação em novas áreas, impedindo que as plantas se estabeleçam se espalhem e se tornem um problema.

O monitoramento e o registro das informações são essenciais para detectar, identificar e planejar as estratégias para combater as novas espécies de plantas, ou novas áreas infestadas com plantas potencialmente prejudiciais.

Para toda a bacia do rio Paraíba do Sul recomenda-se monitoramento das populações de macrófitas aquáticas presentes nos reservatórios e nas margens das áreas não inundadas. Este monitoramento deverá ser realizado por especialistas com periodicidade sazonal (duas vezes ao ano, uma no segundo terço da estação das chuvas e outra no segundo terço da estiagem de inverno).

São fatores relevantes para determinar as ações de controle: o conhecimento das espécies de plantas envolvidas, sua biologia e ecologia, a sazonalidade (dinâmica de crescimento das plantas relacionada aos períodos seco e chuvoso) e o local onde ocorrem as colonizações/florações de cianobactérias (reservatórios, calhas inundadas, braços ou lagos marginais).

De maneira geral o grau de desenvolvimento das macrófitas aquáticas em um dado reservatório pode ser associado a fatores morfométricos (como a profundidade, o índice de desenvolvimento de margem, o grau de exposição ao vento e declividade das margens), além do aporte de nutrientes e dos padrões de flutuação dos níveis d'água. Essas características permitem prever, dentro de certos limites, quais reservatórios e, nestes, quais locais estarão mais propícios ao desenvolvimento de macrófitas. Espera-se um maior desenvolvimento dessa comunidade em reservatórios com menor profundidade, com níveis

de água relativamente constantes, com maior aporte de nutrientes e maiores valores do índice de desenvolvimento das margens (Thomaz & Bini, 1998).

Estas campanhas de monitoramento deverão gerar relatório com identificação correta das espécies, indicação da ocorrência de novas espécies, estimativa de área ocupada/biomassa, níveis de colonização de plantas exóticas invasoras e avaliações de risco de problemas com macrófitas nos vários trechos de rio, correlacionando-os com dados de qualidade da água e sedimento e hidrológicos.

Este monitoramento é fundamental como subsídio à elaboração de modelos preditivos e para que se programe qualquer atitude.

É importante ressaltar que em vários reservatórios as concessionárias já realizam este monitoramento mas não há repasse das informações e as ações realizadas têm consequências de curto prazo já que ocorrem reinfestações originadas dos afluentes.

Os dados de monitoramento obtidos por diferentes instituições devem ser disponibilizados a todos os atores envolvidos em ações de controle/manejo e em particular ao grupo coordenador.

3.1.2. Controle das causas

As principais causas da proliferação excessiva de plantas aquáticas identificadas na bacia do Rio Paraíba do Sul, conforme descrição no item 2, são a eutrofização dos corpos d'água, modificações na hidrodinâmica e o desequilíbrio da comunidade de macrófitas com eliminação de espécies nativas e seus inimigos naturais e introdução de espécies exóticas.

a) A eutrofização é um processo de enriquecimento do ambiente com nutrientes, principalmente fósforo, originado em sua maior parte pelo lançamento de esgotos sanitários sem tratamento adequado e de fertilizantes utilizados em agropecuária realizada em APPs.

Tem sido feito um grande esforço por parte da AGEVAP, da ANA e dos municípios na construção e implementação de tratamento de esgotos, entretanto em 2012 a bacia ainda trata apenas cerca de 25% dos esgotos domésticos. Considerando que a maior parte dos municípios com tratamento de esgoto tem apenas tratamento convencional, a situação é ainda mais crítica já que somente o tratamento terciário consegue remover nutrientes. Mesmo nos municípios onde foram implantadas recentemente ETEs com tratamento terciário estas não respondem pelo tratamento de todo o município e as estações mais antigas continuam apenas com tratamento convencional.

Embora no presente estudo tenha se tentado relacionar as colonizações de macrófitas mapeadas e as ocorrências de florações de cianobactérias aos pontos de

lançamentos de esgoto doméstico conhecidos mais próximos este não é o único critério a ser considerado na priorização da construção de ETEs com tratamento terciário. Há interferência de outros fatores que devem ser avaliados caso a caso. Em áreas de várzea, locais onde a vazão e/ou a velocidade da água é menor, por exemplo, uma concentração de nutrientes mais baixa pode ter o mesmo efeito nas comunidades de plantas aquáticas que concentrações muito mais altas de nutrientes lançadas em locais com maior vazão e velocidade da água, com corpo d'água com maior capacidade de diluição.

A indicação de priorizar a construção de ETEs com tratamento terciário nos municípios onde foram constadas as colonizações de macrófitas mais extensas é válida mas nestes locais já existe uma elevada concentração de nutrientes no sistema, seja na água, no sedimento ou nos organismos (como as próprias macrófitas).

Uma alternativa bastante apropriada para esses locais, para pequenas comunidades pequenas e para complementar o tratamento de esgoto de municípios onde já existem ETEs mas nem todas tem tratamento terciário é o emprego das próprias macrófitas na remoção de nutrientes e no controle da eutrofização.

O tratamento terciário convencional é considerado um processo muito dispendioso. Várias técnicas utilizando macrófitas têm sido consideradas como alternativa, por seu baixo custo de implantação e manutenção, alta eficiência na remoção de nutrientes e contaminantes como metais pesados, gastos reduzidos de energia e reduzida necessidade de utilização de produtos químicos. Além disso como o processo exige a remoção das plantas periodicamente, há geração de biomassa que pode ser utilizada para geração de energia e biofertilizantes (Salati, 2006; Antunes, 2009).

A hidroponia, cultivo em água sem solo de vegetais superiores, é feita de forma que as raízes da planta fiquem submersas, absorvendo nutrientes, mantendo as partes aéreas acima do nível da água.

A utilização de plantas aquáticas como “agente purificador” em hidroponia, lagoas ou sistemas construídos justifica-se pela sua intensa absorção de nutrientes e pelo seu rápido crescimento, como também por oferecer facilidades de sua retirada das lagoas e ainda pelas amplas possibilidades de aproveitamento. Plantas como *Lemna*, *Eichhornia*, *phragmites*, *Typha*, *Juncus* e *Bambus* tem grande capacidade de redução de concentração de nutrientes (nitrogênio e fósforo) e metais (Pompêo, 1996).

Outra sistema de utilização de plantas aquáticas como tratamento é o de “wetlands” construídas. O termo “wetland” é utilizado para caracterizar vários ecossistemas naturais que ficam parcial ou totalmente inundados durante o ano e tem sido traduzido com “áreas alagadas” ou “banhados”. Estes sistemas tem importantes funções como a regularização dos fluxo de água e a modificação e o controle da qualidade da água (Salati, 2006).

Existem numerosas experiências internacionais com uso de “wetlands” contruídas para remoção de nutrientes e contaminantes da água. Segundo Verhoeven & Meuleman (1999), *wetlands* construídas tem sido utilizadas para a purificação de água desde 1950, em diferentes partes do mundo.

No Brasil as primeiras experiências foram feitas em um lago artificial em Piracicaba, em 1982 (Salati, 2006) e o sistema tem sido usado não apenas para tratamento de esgotos domésticos mas também para tratamentos de efluentes de suinocultura e industriais (Curia, 2010). Como exemplo da utilização de alagados construídos para tratamentos e esgoto doméstico pode-se citar as experiências: da ETE do SEMAE Engenho Central I e II em Piracicaba e da Comunidade de Serviços de Emaús em Ubatuba e o sistema de alagados construídos no Parque Ecológico do Tietê, em São Paulo, pela parceria SABESP/DAEE e PET (Parque Ecológico do Tietê) (Antunes, 2009).

Com relação à a carga difusa proveniente de agropecuária em APPs. Neste estudo foram relacionadas as sub-bacias onde há maior uso de APPs com agropecuária e essas áreas devem ser priorizadas em projetos de desocupação e revegetação de APPs.

Além de estudos mais detalhados focados em contribuição da carga difusa para a eutrofização dos corpos d’água da bacia do rio Paraíba do Sul, é importante a recuperação de APPs e programas de educação ambiental voltados ao setor agropecuário.

Uma terceira técnica de tratamento da água especialmente interessante para controle da poluição difusa baseia-se na otimização das propriedades de sistemas alagados naturais na remoção de nutrientes (Cunha, 2006).

Uma proposta de manejo para a área natural do ro Atibaia, visando a melhoria da qualidade do reservatório Salto Grande foi elaborada por Lopes-Ferreira (2000). Um outro estudo foi realizado por Andrade (2005) visando analisar a atuação da várzea do Ribeirão Parelheiros que recebe água de transposição da Represa Billings para a Represa Guarapiranga (Cunha,2006).

Essa seria uma alternativa para as áreas do Vale Paulista e da baixada de Campos do Goytacazes porém devem ser realizados estudos antes de realizar qualquer interferência, especialmente em Campos, por tratar-se de unidade de conservação.

Embora nesta bacia, tenham contribuição pequena comparativamente ao lançamento de esgotos domésticos, é recomendável que as indústrias sejam incentivadas a implantar tratamentos de efluentes com remoção de nutrientes, principalmente fósforo.

b) Modificações na hidrodinâmica (por exemplo com a criação de reservatórios) alteram habitats e criam condições propícias ao desenvolvimento de plantas aquáticas.

Em corpos d'água eutróficos com alta velocidade de corrente onde as populações de macrófitas e cianobactérias são mantidas em baixas densidades, modificações na hidrodinâmica podem propiciar explosões populacionais destas comunidades.

Dadas as condições eutróficas da bacia do Rio Paraíba do Sul e dos problemas já existentes de proliferação excessiva de macrófitas e de cianobactérias (especialmente no reservatório do Funil), inclusive com grandes perdas econômicas, é recomendável que este tipo de interferência seja evitado em toda a bacia e especialmente em áreas onde já foram registradas colonizações extensas de macrófitas e/ou florações de cianobactérias.

Em caso imprescindível da implantação de PCHs, UHEs, construção de canais, diques e obras do gênero, é recomendável que seja feito o monitoramento preventivo e implementado plano de controle/manejo.

c) A introdução de espécies exóticas é apontada como uma das principais causas de perda da biodiversidade, juntamente com a destruição de habitats e a exploração dos recursos naturais.

Na bacia do Rio Paraíba do Sul espécies introduzidas como *Urochloa subquadriflora*, *Hymenachne amplexicaulis* e *Echinochloa polystachya* têm causado muitos problemas.

A introdução de espécies exóticas na bacia está relacionada principalmente à pecuária (em vários trechos) e à piscicultura ornamental (no caso específico de *Limnophila sessiliflora* - ambulia-anã, em Muriaé).

A educação ambiental e informação sobre o risco de introdução de espécies é uma das formas de minimizar o problema.

Após a introdução o monitoramento preventivo é o que torna possível que medidas de controle sejam adotadas antes que as espécies invasoras se estabeleçam.

3.1.3. Monitoramento das ações

Recomenda-se que os locais sujeitos a qualquer técnica de controle ou manejo sejam monitorados antes, durante e depois da aplicação do controle ou manejo, para que seja avaliada a eficácia da técnica aplicada e os impactos dela derivados.

Da mesma forma que no monitoramento preventivo é importante que sejam incluídos dentre os parâmetros avaliados a concentração de nutrientes (fósforo e nitrogênio), características do corpo d'água (profundidade, transparência, largura e declividade das margens).

3.2. Monitoramento de qualidade de água e sedimento e recomendações de estudos complementares

O presente estudo representa um avanço no conhecimento da situação das plantas aquáticas na bacia do Paraíba do Sul, no entanto vários estudos complementares são indicados.

Há carência de alguns dados básicos como concentração de nutrientes no sedimento. Mesmo para a água é recomendável a inserção de algumas estações de monitoramento em Minas Gerais (sub-bacia do rio Carangola) e no Rio de Janeiro (sub-bacias do rio Piraí e Baixo Vale do Paraíba).

O programa de monitoramento de qualidade da água realizado no estado do Rio de Janeiro é especialmente precário. Os dados disponibilizados, segundo o próprio INEA são brutos e não tem garantia de consistência.

Um parâmetro que poderia ser inserido nos programas de monitoramento dos três estados é a contagem de cianobactérias.

O uso de modelos depende desses dados básicos. O enfoque preditivo, por exemplo, fornece modelos quantitativos que podem ser aplicados com sucesso no manejo de ecossistemas aquáticos (Hakanson & Peters, 1995; Rigler & Peters, 1995). Esse enfoque tem sido utilizado para a predição de diferentes parâmetros (por exemplo, concentrações de fósforo ou clorofila-a), processos (por exemplo, produção primária e taxas de respiração) ou biomassa e potencial de colonização de diferentes espécies aquáticas e terrestres.

Em regiões em que as variações temporais do foto período, da intensidade luminosa e da temperatura ocorrem normalmente em condições acima dos níveis limitantes (como na bacia do Rio Paraíba do Sul onde não ocorrem temperaturas extremamente baixas ou períodos de baixíssima intensidade luminosa), as velocidades de crescimento das macrófitas dependem, basicamente: da hidrodinâmica do sistema aquático; do estado trófico do ambiente e/ou da disponibilidade de nutrientes do sedimento; do número inicial de organismos e da ação de herbívoros. Modelos matemáticos que tratam do crescimento de macrófitas devem incorporar termos (funções, variáveis e/ou parâmetros) sensíveis às variações temporais destes fatores. As estimativas de densidade das macrófitas e da área total afetada são imprescindíveis para a aplicação adequada de modelos de crescimento, visando à administração de recursos hídricos. A capacidade suporte das populações de macrófitas varia, basicamente, em função da estratégia de sobrevivência da espécie (submersa, emersa, flutuante, enraizada, livre-flutuante) (Bianchini Jr.,2003).

Outras opções são:

- Modelos determinísticos são boas ferramentas de avaliação e predição da dinâmica do crescimento da vegetação. Estes modelos também podem ser usados para geração de hipóteses a serem testadas em campo ou em laboratório. Cada grupo funcional de macrófita pode ser modelado por compartimento: peso seco, carbono, nitrogênio e fósforo. (Fragoso Jr. *et al*, 2009) e
- Modelos hidrodinâmicos 3D – ELCOm/CAEDYM são utilizados para predição da ocorrência de macrófitas, considerando morfometria do sistema (batimetria, variabilidade do sedimento), regime hidrológico e hidráulico (flutuações de níveis e fluxo), condições meteorológicas (temperatura, radiação, ventos), condições geoquímicas (pH, penetração de luz, disponibilidade de nutrientes), dentre outros parâmetros. Esses modelos com simulação e medição podem ser utilizados para estudar a melhor forma de operação dos reservatórios com vistas ao controle de macrófitas e cianobactérias (Saggio, 2002).

O uso de qualquer um desses modelos depende, portanto, de dados básicos. A aquisição desses dados pode ser feita pelos programas estaduais de monitoramento da qualidade da água e também podem ser parte do monitoramento preditivo.

4. BIBLIOGRAFIA CITADA

ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária (2012). Companhia de Saneamento de Minas Gerais firma parceria para obras de saneamento no Estado. Disponível em: <http://www.abes-mg.org.br/visualizacao-de-clippings/pt-br/ler/3020/companhia-de-saneamento-de-minas-gerais-firma-parceria-para-obras-de-saneamento-no-estado>. Acesso em agosto/2012.

ANA – Agência Nacional de Águas (2006). Nota Informativa nº 007-AG-2006, de 16/07/2006, sobre infestação de macrófitas na calha do rio Paraíba do Sul.

Andrade, A.A.S. (2005). Análise da eficiência da várzea do Ribeirão Parelheiros na melhoria da qualidade das águas que afluem à represa do Guarapiranga. Dissertação de mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos. USP. 75p.

Andrade, M.H.; Souza, C.F.; Varallo, A.C.T. & Peres, J.G. (2010). Impactos da produção de arroz inundado na qualidade da água do rio Paraíba do Sul – trecho Taubaté, SP – Brasil. *Revista Ambiente & Água*, 5(1):114-133.

Antunes, R.P. (2009) *Análise do potencial de uso das macrófitas aquáticas do sistema de áreas alagadas da ETE da Comunidade de Serviços Emaús (Ubatuba, SP) como adubo orgânico*. Dissertação de mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos. USP. 87p.

Antuniassi, U.R.; Velini, E.D. & Martins, D. (2002). Remoção mecânica de plantas aquáticas: análise econômica e operacional. *Planta Daninha*, 20: 35-43.

Beltrame, L.S.; Louzada, J.A. (1991). *Water use rationalization in rice irrigation by flooding. International Seminar on Efficient Water Use. Cidade do México*. Anais, IWRA: 337-345.

Bezerra, T.P.; da Silva, C.P. & Lopes, J.P. (2007). Utilização da macrófitas aquáticas *Egeria densa* Planchon, 1849 (Hydrocharitaceae) na produção de tijolos para construção civil. *Rev. Bras. Eng. Pesca.*, 2(1): 114-127.

Bianchini Jr.(2003) Cap. 4. *Modelos de crescimento e decomposição de macrófitas aquáticas*. In: Thomaz, S.M. & Bini, M. (Eds.). *Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas*. EDUEM. Pp. 85-126.

Borges Neto, C.R.; Gorgati, C.Q. & Pitelli, R.A. (2004). Influência da concentração de inóculo e da idade da planta na intensidade de doença causada por *Fusarium graminearum* em *Egeria densa* e *E. najas*. *Fitopatologia Brasileira*, 29: 282-288.

CETESB (2011). *Relatório de Qualidade das Águas Interiores no Estado de São Paulo: 2010*. São Paulo. (Série Relatórios).

CETESB (2012). *Relatório de Qualidade das Águas Interiores no Estado de São Paulo: 2011*. São Paulo. (Série Relatórios).

Charudattan, R. (1991). *The mycoherbicide approach with plant pathogens*. In: TEEBEST (Ed.). *Microbial control of weeds*. New York: Chapman and Hall, 1991. p. 24-57.

COPPE (Fundação COPPETEC) - Laboratório de Hidrologia e Estudos de Meio Ambiente. (2007a). *Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Paraíba do Sul– Resumo Tema C: Infestação de Macrófitas - Primeiro Termo Aditivo - Contrato AGEVAP-COPPETEC PSR-018-R0 (2007)*.

COPPE (Fundação COPPETEC) – Laboratório de Hidrologia e Estudos do Meio Ambiente. (2007c). PEC2939. Diagnóstico e Prognóstico do Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Paraíba do Sul. *RE009*. 487p.

COPPE (Fundação COPPETEC) - Laboratório de Hidrologia e Estudos do Meio Ambiente. (2007d). Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Paraíba do Sul – Resumo. Caderno de Ações. Área de Atuação da AMPAS. Anexo 2 do relatório contratual R-10. 123p.

COPPE (Fundação COPPETEC) - Laboratório de Hidrologia e Estudos do Meio Ambiente. (2007e). *Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Paraíba do Sul* – Resumo. Caderno de Ações Bacia do Rio Pomba. Relatório Contratual R-10. 113p.

COPPE (Fundação COPPETEC) - Laboratório de Hidrologia e Estudos do Meio Ambiente. (2007f). *Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Paraíba do Sul* – Resumo. Caderno de Ações Bacia do Rio Muriaé.

COPPE (Fundação COPPETEC) - Laboratório de Hidrologia e Estudos do Meio Ambiente. (2007). *Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Paraíba do Sul* – Resumo. Caderno de Ações Bacia do Rio Pomba. Relatório Contratual R-10. 113p.

CPFL – Companhia Paulista de Força e Luz (2008). *Controle de plantas aquáticas no reservatório de Americana*. Disponível em: http://www.comitepcj.sp.gov.br/download/CT-SAM_Plantas-Aquaticas-UHE-Americana.pdf , acesso em agosto/2012.

Cunha, C.A.G. (2006). *Análise da eficiência de um sistema combinado de alagados construídos na melhoria da qualidade das águas*. Dissertação de mestrado. Escola de engenharia de São Carlos. USP. 174p.

Curia, A.C. (2010). *Banhados construídos como sistema terciário para reuso da água industrial em uma empresa metal-mecânica*. Tese de Doutorado. Programa de pós-graduação em engenharia de minas, metalúrgica e materiais. Universidade Federal do rio Grande do Sul. 195p.

Da Silva, F.M.; Lucas Júnior, J.; Benincasa, M. & Oliveira, E. (2005) desempenho de um aquecedor de água a biogás. *Engenharia Agrícola*, 25(3): 608-614.

Diário do Vale (2012). Pezão pode assumir governo em 2013. Disponível em: http://diariodovale.uol.com.br/noticias/2,62063,Pezao_pode_assumir_governo_em_2013.htm/#axzz24xbJZTAO. Acesso em agosto/2012.

Esteves, F.A. (1981). Valor nutritivo de algumas espécies de macrófitas aquáticas tropicais. *Anais da Reunião sobre Ecologia e Proteção de Águas Continentais*: 229-244.

Ferrão Filho, A. S.; Soares, M. C.; Rocha, M. I. A.; Magalhães, V. F.; Azevedo & S. M. F. O. (2009). Florações de cianobactérias tóxicas no reservatório do Funil: dinâmica sazonal e consequências para o zooplâncton. *Oecologia Brasiliensis*, 13 (2): 346 – 365.

Fiorillo, C.M.T. (2007). Controle biológico de *Sagittaria montevidensis* com *Cylindrocarpon* sp. Tese de doutorado. Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias. Universidade Estadual Paulista – UNESP. Campus de Jaboticabal.88p.

Fragoso Jr., C.R.; Marques, D. da M. & Ferreira, T.F. (Eds.) *Modelagem ecológica em ecossistemas aquáticos*. São Paulo, Oficina de textos.

Graeff, A.; Vianna, A.G.; Tonetta, D. & Pruner, E.N. (2007). Avaliação do potencial nutritivo da macrófita aquática *Lemna minor* por meio da análise da composição química e por sua utilização em ração para carpa comum (*Cyprinus carpio L.*) na fase de recria. *Evidência*, Joaçaba,7 (1):37-50.

Grisolia, C.K. (2002). A comparison between mouse and fish micronucleus test using cyclophosphamide, mitomycin C and various pesticides *Mutation Research/ Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*, 518 (2): 145-150.

GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO. Secretaria de Saneamento e Recursos Hídricos e Secretaria do Desenvolvimento Metropolitano.(2011). *SP construirá estação de tratamento de esgotos em Santa Isabel*. Disponível em: <http://www.saopaulo.sp.gov.br/spnoticias/lenoticia.php?id=216909&c=5322>. Acesso em agosto/2012.

Guimarães, L.T. (2000) *Utilização do sistema de informação geográfica (SIG) para identificação de áreas potenciais para disposição de resíduos na bacia do Paquequer*,

município de Teresópolis – RJ. Coordenação dos Programas de Pós-graduação de Engenharia da Universidade Federal do Rio de Janeiro (COPPE), Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 172p.

Haller, W.T. (1998). *Options for mechanical and chemical aquatic weed control*. In: Workshop Controle de Plantas Aquáticas. IBAMA, p. 46-53.

Håkanson, L. & Boulion, V.V.(2002). Empirical and dynamical models to predict the cover, biomass and production of macrophytes in lakes. *Ecological modeling*, 151: 213-243.

IGAM – Instituto Mineiro de Gestão das Águas. (2010). *Mapa da Qualidade das Águas de Minas Gerais. Bacia do rio Paraíba do Sul*. Disponível em: <http://www.igam.mg.gov.br/banco-de-noticias/733?task=view> , acesso em novembro/2011.

ITAIPU BINACIONAL.(1997). *Ocorrência de plantas aquáticas em reservatórios de usinas hidrelétricas*. Foz do Iguaçu: Itaipu Binacional. 9 p. (Relatório).

Lampareli, M.C. & Zagatto, P.A. (1998). *Monitoramento de ambiente aquático, quando da aplicação de um determinado herbicida*. In: Workshop Controle de Plantas Aquáticas. IBAMA, p. 42-43.

Lima, F.T. (2011). Capacidade de retenção e dinâmica de um “wetland” construído no tratamento de águas residuárias. Dissertação de Mestrado. Programa de pós-graduação em aquicultura. UNESP, Jaboticabal. 135p.

Lopes-Ferreira, C.M. (2000). *Estudo de uma área alagada do rio Atibaia visando a elaboração de um plano de manejo para melhoria da qualidade da água no reservatório de Salto Grande (Americana, SP)*. Tese de Doutorado. Escola de Engenharia de São Carlos. USP. 145p.

Machado, S.L.O.; Marchezan, E.; Righes, A.A.; Carlesso, R.; Villa, S.C. & Camargo, E.R. (2006). Consumo de água e perda de nutrientes e de sedimentos na água de drenagem inicial do arroz irrigado. *Ciência Rural*, 36(1): 65-71.

Madsen, J.D. (2000). Advantages and disadvantages of aquatic plant management techniques. *LakeLine*, 20(1):22-34.

Magalhães, A.L.B. de. (2007) Pólo de Piscicultura Ornamental de Muriaé, Estado de Minas Gerais: maior fonte dispersora de espécies exóticas do Brasil. *Boletim Sociedade Brasileira de Ictiologia*, 86: 5-6.

Magalhães, A.L.B de; Carvalho, P.A. de (2007). Ocorrência de peixes ornamentais exóticos em riachos nos Estados de Minas Gerais e Rio de Janeiro, Brasil. *Natureza & Conservação*, 5 (2), pp. 54-59. Notas Técnicas.

Marchi, S.R.; Velini, E.D.; Negrisoli, E. & Corrêa, M.R.(2005). Utilização de chama para controle de plantas daninhas emersas em ambiente aquático. *Planta Daninha*, 23(2):311-319.

Marcondes, D.A.S., Velini, E.D., Martins, D. Tanaka, R.H.; Carvalho, F.T.; Cavenaghi, A.L.; Bronhara, A.A. (2003). Eficiência de fluridone no controle de plantas aquáticas submersas no reservatório de Jupia. *Planta daninha* .21(número especial): 69-77. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/pd/ v21nspe/a10v21ns.pdf>. Acesso em: agosto/2012.

Marengo, J.A. & Alves, L.M (2005). Tendências hidrológicas da bacia do rio Paraíba do Sul. *Revista Brasileira de Meteorologia*, v.20, n.2, 215-226.

Mello, S. C. M.; Ribeiro, Z. M. A. (1998). Fitopatógenos como agentes de controle biológico de plantas daninhas. *In*: Mello, I. S., Azevedo, J. L. (eds.). *Controle biológico*. Jaguariúna: EMBRAPA, p. 97-128.

Moura, C.A. 2006. *Zoneamento Geoambiental como subsídio à análise dos indicadores ambientais nas área dos dutos: caracterização do clima como fator determinante da instabilidade das áreas de implantação de dutos*. Trabalho de conclusão de curso – TCC. PRH05 Unesp. Instituto de Geociências e Ciências Exatas do campus de Rio Claro.

Moura, M.A.M. de; Franco, D.A. de S. & Matallo, M.B. (2008). Impacto de herbicidas sobre os recursos hídricos. *Revta. Tecnologia & Inovação Agropecuária (APTA)*:142-151.

Moura, M.A.M.; Franco, D.A.S. & Matallo, M.B. (2009). Manejo Integrado de Macrófitas Aquáticas. *Instituto Biológico*, São Paulo, 71 (1):77-82. Divulgação Técnica.

Müller, A.C. (1995). *Hidrelétricas, meio ambiente e desenvolvimento*. São Paulo: Makron Books, 421p.

Negrisoli, E.; Corrêa, M.R.; Velini, E.D.; Bravin, L.F.; Marchi, S.R.; Cavenaghi, A.L.; Rossi, C.V.S. (2006). Estudo da degradação da biomassa de três espécies de plantas aquáticas no reservatório da UHE de Americana- SP. *Planta Daninha*, 24 (2): 221-227. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-83582006000200003. Acesso em agosto/2012.

Noldin, J.A. & Eberhardt, D.S. (2001). Alternativas de controle químico de sagitaria resistente aos herbicidas inibidores da ALS. *In: Congresso Brasileiro de Arroz Irrigado, 2. Reunião Técnica da Cultura do Arroz Irrigado, 24. Porto Alegre. Anais IRGA:754-757.*

Novo, E. M. L. M.; Stech, J. L.; Londe, L. R.; Assireu, A.; Barbosa, C. C.; Alcântara, E. H.; Souza, A. F. (2009). *Integração de dados do sistema automático de monitoramento de variáveis ambientais (SIMA) e de imagens orbitais na avaliação do estado trófico do Reservatório da UHE Funil*. Anais XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Natal, Brasil. INPE. p. 4797 – 4804. 25 – 30 abril 2009.

O Globo (2012). *Os rios do Rio. Só 21% do esgoto na Bacia do Rio Paraíba do Sul são tratados*. Disponível em: <http://oglobo.globo.com/rio/so-21-do-esgoto-na-bacia-do-rio-paraiba-do-sul-sao-tratados-5316209#ixzz24rAKZ8xH>. Acesso em agosto/2012.

Oliveira, R.J.F.; Carvalho, F.F.R.; Batista, A.M.V.; Andrade, M.F.; Silva Filha, O.L. & Medeiros, S.J.S, (2004). Efeito da adição de *Egeria densa* sobre a digestibilidade e balanço de nitrogênio em caprinos. *Archivos de Zootecnia*, 53: 175-184.

Pitelli, R.A. (1987). *Competição e controle das plantas daninhas em áreas agrícolas*. Série Técnica IPEF, Piracicaba,

Pitelli, R.L. de C. M. (2006). *Abordagens multivariadas no estudo da dinâmica de comunidades de macrófitas aquáticas*. Tese de Doutorado. UNESP Botucatu. Faculdade de Ciências Agrônômicas.67p.

Pitelli, R.A. (2007). *Relatório de visita à Secretaria do Meio Ambiente da cidade de Barra do Piraí*. Documento não publicado.

Pitelli, R.L.C.M., Toffaneli, C.M., Vieira, E.A., Pitelli, R.A. e Velini, E.D. (2008). Dinâmica da comunidade de macrófitas aquáticas no reservatório de Santana, RJ. *Planta Daninha*, 26 (3):473-480.

Pompêo, M.L.M. (1996). Culturas hidropônicas, uma alternativa não uma solução. *Anais Sem. Reg. Ecol.*, São Carlos, SP, 8: 73-80.

Pompêo, M.L.M. (2008). Monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas. *Oecol. Bras.*, 12(3):406-424.

Ruas, A.L.. (2006) Avaliação das alterações da qualidade de águas tropicais decorrentes da instalação de barramentos para fins de geração de energia elétrica – Estudo de caso do rio Pomba. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Universidade Federal de Minas Gerais. 287 p.

SABESP – Companhia de Saneamento de São Paulo.(2010). *Rio Paraíba – consciência e esperança*. Pinto, O.E. Portal do Voluntário. Disponível em: <http://portaldovoluntario.v2v.net/posts/9046>. Acesso em agosto/2012.

Salati, E. (2006). *Controle de qualidade da água através de sistemas de wetlands construídos*. Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável. 19p.

Silva, R. de A.; Franco, M. W. & Aguiar, R. (2008). *Ocorrência de cianobactérias no Rio Pomba – MG, decorrentes de ações antrópicas na zona da mata mineira*. Resumos. XII Congresso Brasileiro de Ficologia, p. 127.

Tanaka, R.H. (2011). *Manejo de plantas aquáticas*. CPFL. Disponível em http://www.lpv.esalq.usp.br/lpv672/Aula_Plantas_aquaticas_2014-09-2011.pdf. Acesso em agosto/2012.

TE BEEST, D. O. (1988). Additions to host range of *Colletotrichum gloeosporioides* f. sp. *aeschynomene*. *Plant Disease*, St. Paul, 72 (1): 16-18.

Thomaz, S. M. (2002). Fatores ecológicos associados à colonização e ao desenvolvimento de macrófitas aquáticas e desafios de manejo. *Planta Daninha*, 20: 21-33. Edição especial.

Thomaz, S.M. & Bini, L.M. (1998). Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas em reservatórios. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 10 (1):103-116.

Thomas, S.M. & Esteves, F.A. (1985). Estudo da biomassa de algumas espécies de macrófitas aquáticas tropicais quanto ao seu valor nutritivo. *IV Seminário Regional de Ecologia*, Anais: 439-467. São Carlos, UFSCAR.

Velini, E.D. & Karam, D. (2008). *Importância do ensino da disciplina de plantas daninhas na formação dos profissionais da área agrícola*. XXVI CBCPD Congresso Brasileiro da Ciência das Plantas Daninhas. ALAM, p. 27-44.

Verhoeven, J.T. & Meuleman, A.F.M. (1999). Wetlands for wastewater treatment: opportunities and limitations. *Ecological engineering*, 12:5-12.

Viana, A.C. (1998). *Avaliação de risco do uso de herbicidas em ambientes aquáticos*. In: Workshop de Plantas Aquáticas. IBAMA, p. 39.