

# A IMPORTÂNCIA DAS VÁRZEAS NA GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS: estudo de caso na bacia do Alto Iguaçu

*Celia Regina Gapski Yamamoto<sup>1</sup> & Cristovão Vicente Scapulatempo Fernandes<sup>2</sup>*

**RESUMO** --- O presente estudo tem os objetivos de apresentar wetlands como medida de despoluição hídrica, com enfoque principal em wetlands construídas de fluxo superficial, destacando sua interação com instrumentos de gestão de recursos hídricos (enquadramento e outorga), e uma avaliação dos seus impactos sobre a qualidade das águas do rio Iguaçu na Região Metropolitana de Curitiba. Esta unidade é uma área crítica nas cabeceiras da bacia, com alto índice de poluição orgânica significativa e preocupante, além de extensa várzea degradada e parcialmente ocupada com usos inadequados. A avaliação se dá para o cenário futuro, ano 2020. O parâmetro de qualidade de água escolhido é Demanda Bioquímica de Oxigênio com cenário de vazão de  $Q_{95}$ . O estudo considera a participação de oito sistemas em várzeas recuperadas com wetlands, no tratamento das águas de sete rios afluentes e residuárias de uma estação de tratamento de esgotos sanitários e seus impactos na qualidade, ao longo do rio Iguaçu, até aproximadamente 86 km a jusante, seção de controle adotada como referencial do grau potencial de tratamento que a sistematização apresenta. Melhorias da ordem de 30% no rio Iguaçu e 40% nos afluentes foram obtidas, destacando-se a disponibilidade de água com padrões adequados ao abastecimento público.

**ABSTRACT** --- The goal of this study is to present wetlands as a pollution control measure, mainly on free water system constructed wetlands, the relationship with water resources management instruments and, also, a measurement of the impact on the Iguaçu River water quality, Região Metropolitana de Curitiba, Pr. The region is located in a critical area on the Alto Iguaçu basin, with significant organic pollution and plains degraded due improper land use. The evaluation is considering a future scheme (2020). The water quality parameter is Biochemical Oxygen Demand (BOD), with  $Q_{95}$ . The study evaluates the goals of eight restoring systems, which treat seven rivers waters of the basin and one wastewater treatment effluent, and their impacts along the main river. The control sections are adopted as reference of the wetlands functions in treating river water and restoring water quality parameters standards. Bettering by 30% approximately is achieved, and the possibility of increasing water quality to attend the metropolis population is worthwhile.

**Palavras chave:** wetlands, despoluição, recuperação de várzeas

---

1) Mestre em Planejamento Ambiental, arquiteta da SUDERHSA, R. Santo Antônio 239, 80230-120 Curitiba. Paraná E-mail celiay@terra.com.br

2) Professor Adjunto da DHS/UFPR, Rua Saldanha Marinho, 1923 /1002. Curitiba, Paraná.. E-mail cris.dhs@ufpr.br

## 1 - INTRODUÇÃO

O uso da água principalmente como um meio de transporte e como um recipiente de substâncias indesejáveis inibe o múltiplo uso do recurso e não representa uma estratégia de gestão sustentável, Arheimer *et al* (2004). A situação é preocupante. Apenas em Curitiba há 56 rios considerados mortos, devido à contaminação, CEEQ (2005). Treze anos de alertas e uma série de políticas públicas lançadas para preservar os mananciais de abastecimento de água não foram suficientes para conter a degradação das bacias hidrográficas da Região Metropolitana de Curitiba, Martins (2005). A qualidade das águas dos rios da bacia, na RMC, apresenta-se degradada, em decorrência, principalmente, da falta de tratamento de efluentes urbanos, da contribuição dos lançamentos de cargas poluidoras remanescentes industriais e das cargas difusas oriundas do escoamento superficial, SUDERHSA (2000). Foram feitos estudos de simulação de qualidade das águas e os resultados obtidos levaram a questionamentos quanto à necessidade de implantação de medidas complementares às definidas pelo Plano de Despoluição Hídrica e a sua sustentabilidade pelos usuários dos recursos hídricos, SUDERHSA (2000).

Observados os elevados índices de população urbana, não se pode negligenciar o fato de que as mais importantes questões ambientais ocorrem nas cidades, pois aí estão as maiores concentrações de pessoas e de atividades econômicas, com importantes desdobramentos para a vida urbana; assim, a discussão ambiental deve priorizar essa ordem, a da cidade, Mendonça (2004). As manifestações e conseqüências afetam, praticamente, toda a cidade. Incluem-se entre os impactos, além da ampliação das enchentes, a dificuldade crescente para obtenção de água para abastecimento. A discussão sobre política de recursos hídricos precisa compatibilizar a agenda da despoluição com a agenda ambiental das cidades. Romper com os paradigmas ou pelo menos pensar em possibilidades diferentes e buscar novos olhares sobre a problemática da poluição e despoluição dos rios não só é necessária como também urgente.

Considerando que o enquadramento dos corpos d'água deve estar baseado não necessariamente no seu estado atual, mas nos níveis de qualidade que deveriam possuir para atender às necessidades da comunidade e, também; que a saúde e o bem estar humano, bem como o equilíbrio aquático, não devem ser afetados como conseqüência da deterioração da qualidade das águas, há necessidade de se investir em ações que elevem os índices para os níveis que deveriam possuir para atender os usos pretendidos para os rios da Bacia do Alto Iguaçu, CONAMA (2005).

O Rio Iguaçu e alguns de seus afluentes apresentam nas duas margens, inúmeras e extensas várzeas naturais, configurando planícies de inundação bem definidas. Suas várzeas abrigam as cavas resultantes do processo de exploração de areia e argila e representam a possibilidade de implantação de wetlands, de importância ambiental para a Região Metropolitana de Curitiba.

Poderiam as wetlands representar uma alternativa viável e interessante de uso das várzeas, sob forte pressão de ocupação urbana, e de melhoria da qualidade das águas dos rios da bacia hidrográfica do Alto Iguaçu na Região Metropolitana de Curitiba, ampliando assim as suas possibilidades de uso?

O desafio que se apresenta neste estudo é o de considerar as wetlands como alternativa tecnológica de despoluição hídrica e, ainda, como alternativa de ordenamento territorial, de uso e ocupação do solo, de áreas frágeis na bacia do Alto Iguaçu.

## 2 - WETLANDS

Restaurar ambientes degradados para algo semelhante às condições prévias é uma idéia relativamente recente. Durante um longo período da história da humanidade, a tendência teria sido na direção oposta, enquanto eram devastadas as florestas, drenados os banhados e limpas as terras para a agricultura. Na medida em que conhecimento foi acumulado, entende-se que alguns ambientes são úteis na sua condição original. Os ambientes de wetlands prestam “serviços ambientais” valiosos, como recarga de aquífero, contenção de cheias e ação de filtros naturais de poluentes. Restaurações de wetlands podem melhorar a qualidade da água, reduzindo concentrações de sedimento, fósforo total e nitrato presentes na água superficial, Almendinger (1999). Wetlands construídas apresentam-se como sistemas promissores para prover a melhorias na qualidade da água e ambientes de vida selvagem, Knight *et al* (2003) e desempenham, dentre outras, a função de remoção de demanda de oxigênio e nitrogênio e representam um sistema de tratamento ecotecnológico, projetado para superar as desvantagens de wetlands naturais, através de um melhor controle hidráulico e da vegetação e outros componentes importantes do sistema, apresentando os atributos de confiabilidade, efetividade de custos, versatilidade sobre métodos tradicionais da engenharia e capacidade de tratar mais que um tipo de poluente simultaneamente, Lim *et al* (2001). Wetlands são empregadas para tratamento de muitos tipos de águas, CH2MHILL (2000). As wetlands construídas tem sido usadas no tratamento de águas de abastecimento público, captadas de rios e lagos poluídos, águas residuárias domésticas, em nível primário, secundário e/ou terciário, águas de precipitação pluviométrica coletadas em rodovias em áreas urbanas ou rurais, drenagens ácidas provenientes de atividades industriais e agrícolas, águas subterrâneas com alto teor de nitrato e lodo produzido nos tratamentos biológicos convencionais, Melo Jr *et al* (2003). Tal sistema ecológico artificial tem também se mostrado útil em promover a qualidade das águas de rio, Jing e Lin (2004). Elas apresentam os atributos de confiança, efetividade de custo, versatilidade acima das alternativas convencionais de engenharia e capacidade de tratar mais de um tipo de poluente simultaneamente, Knight *et al* (2003).

Conforme a experiência internacional, as wetlands operam como instalações de depuração natural, retendo e transformando sedimentos, através de uma combinação de mecanismos de tratamento físico, químico e biológico, passivos e de baixo consumo energético, porém com elevada eficiência.

O termo wetlands significa áreas que são inundadas ou saturadas por água superficial ou subterrânea a uma frequência e duração suficientes para apoiar a prevalência de vegetação adaptada a condições de solos saturados.

As wetlands construídas de fluxo superficial procuram reproduzir o comportamento de wetlands naturais, principalmente aquelas que apresentam fluxos superficiais rasos. A Figura 1 mostra as quatro características principais de wetlands deste tipo, as quais podem apresentar configurações distintas de: a) dispositivo de entrada do afluente; b) dique; c) plantas; d) dispositivo de saída do efluente.

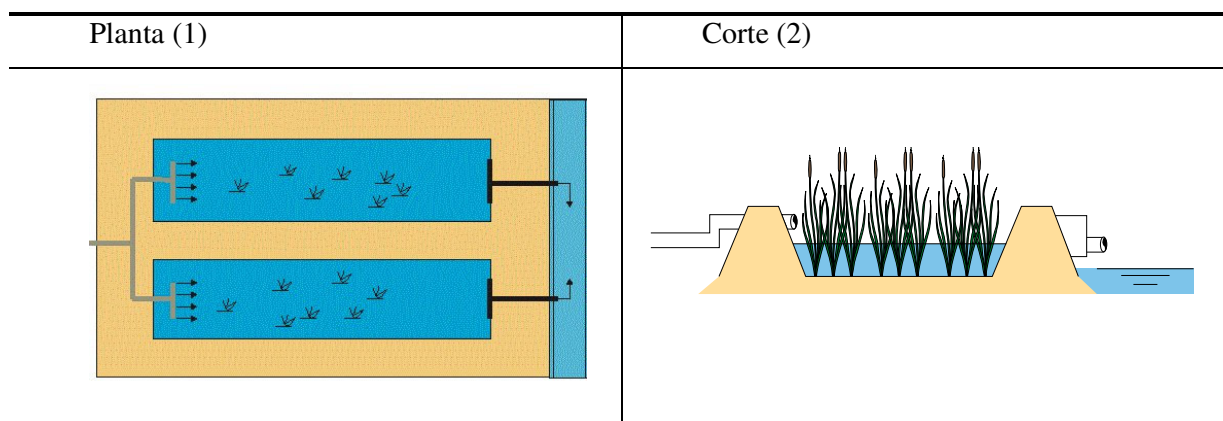


Figura 1 - Configuração típica de uma wetland construída de fluxo superficial

Fonte: (1) Lautenschlager (2001); (2) CH2MHILL (2000)

Estes sistemas consistem tipicamente em bacias ou canais, solo ou outro meio satisfatório para suporte da vegetação emergente e água a uma profundidade relativamente rasa fluindo pela unidade. Pouca profundidade, baixa velocidade de fluxo e presença da planta regulam o fluxo da água e, especialmente em canais longos e estreitos minimizam curto-circuito, EPA (1988).

Em um estudo em wetlands de fluxo superficial em Listowel Ontario, Canadá, a eficiência de remoção de coliforme fecal foi de aproximadamente 90%. Uma eficiência de remoção de coliforme total de 93 a 99%, durante o inverno, e 66 a 98%, durante o verão, foram verificadas em wetlands de fluxo superficial em Arcata, Califórnia, EPA (1988).

Os resultados de Lim *et al* (2001) indicaram nenhuma diferença significativa na remoção de DBO obtida entre as wetlands vegetadas (*Thypha augustifolia*, na densidade de 44 rizomas/m<sup>2</sup>) ou entre as wetlands vegetadas e não vegetadas. O percentual de redução de DBO manteve-se acima de 85% para cargas de DBO da ordem de 13,8 g/m<sup>2</sup>.d para os sistemas de fluxo superficial e de 10,8 g/m<sup>2</sup>.d para sistemas de fluxo subsuperficial, equivalentes ao tempo de retenção nominal de 2 dias.

Os resultados obtidos na pesquisa indicam que as wetlands vegetadas de fluxo superficial são significativamente melhores do que os sistemas vegetados de fluxo subsuperficial na remoção de NA e TKN.

A Tabela 1 informa eficiências e limites inferiores das concentrações de poluentes detectáveis em efluentes de wetlands.

Tabela 1 – Remoção de poluentes na wetland

Parâmetros	Eficiência de remoção*	Limites inferiores*
DBO	50 – 90%	2 – 10 mg/l
TSS	50 – 90%	2 – 10 mg/l
TN	40 – 90%	1 – 3 mg/l
TP	10 – 90%	< 1 mg/l
Coliformes fecais	80 – 99%	< 100 – 1,000 col/100ml
Metais	50 – 90%	Abaixo de detecção

Fonte: CH2MHILL (2000)

A Tabela 2 informa a eficiência de remoção de poluentes típicos.

Tabela 2 - Eficiência de remoção de poluentes típicos

Projeto	Vazão (m <sup>3</sup> /d)	DBO <sub>5</sub> (mg/l)		SS (mg/l)		%Redução		Carga hidráulica (m <sup>3</sup> ha.d)
		Afluentes	Efluentes	Afluentes	Efluentes	DBO <sub>5</sub>	SS	
Listowel	17	56	10	111	8	82	93	
Arcata	11.360	36	13	43	31	64	28	907
Gustina	3785	150	24	140	19	64	86	412

Fonte: EPA (1988)

Em pesquisa de 12 wetlands construídas de fluxo superficial em Flanders, Bélgica, foram obtidas eficiências de remoção de 61% e 75% para DQO e sólidos suspensos (SS), respectivamente, e de 31% e 26% para nitrogênio total (TN) e fósforo total (TP), respectivamente. Baixas eficiências de remoção são em muitos casos decorrentes de altas taxas de carregamento hidráulico e baixas taxas de carga orgânica, Rousseau *et al* (2004).

O mais importante nas wetlands de fluxo superficial parece ser as porções submersas das folhas e talos, que servem como o substrato para crescimento aderido microbiano. São as respostas desta biota aderida que se acredita serem as responsáveis por muito do tratamento que acontece na wetland, EPA (1988). A vegetação transfere o oxigênio através das raízes e rizomas para o fundo da wetland e provê um meio submerso para a fixação de microrganismos que desempenham a maior parte do tratamento biológico, Tchobanoglous e Burton (1991). Áreas com maiores profundidades devem ser incluídas, mas limitadas, nas wetlands. Estas áreas profundas são efetivas em melhorar o

tratamento quando perpendiculares a direção do fluxo e, também, provêm um porto seguro para uma fauna que possa se alimentar das larvas e pulpas. Em sistema de fluxo superficial, a combinação de zonas vegetadas e superfícies abertas pode prover a combinação necessária das condições ambientais para otimização da remoção de nitrogênio, Tchobanoglous e Burton (1991).

A vazão que flui através de uma wetland é uma das principais variáveis para o dimensionamento geométrico e a escolha dos parâmetros que definem a capacidade de remoção de poluentes. A vazão apresenta, em geral, variações diárias e sazonais, devendo a wetland estar preparada para lidar com estas variações. Podem ser projetadas e operadas para que exista uma quantidade adequada de água que permita o estabelecimento da vegetação. O conhecimento das concentrações dos contaminantes na água a ser tratada também é um fator de primeira importância para que se elabore um projeto e se realize um manejo adequado. Novamente, variações temporais de qualidade da água devem ser bem conhecidas para que se possa projetar wetlands com respostas adequadas.

### **3 - INTERAÇÃO COM INSTRUMENTOS DE GESTÃO**

A decisão sobre o enquadramento dos corpos de água e a recuperação de várzeas em wetlands é de caráter local, ou seja, deve ser tomada pelo Comitê da Bacia Hidrográfica. A razão para isso é que deve representar a expectativa da comunidade sobre a qualidade da água e, além disso, define o nível de investimento que será necessário ser executado para que o objetivo de qualidade da água possa ser cumprido, ANA (2005).

Um dos usos múltiplos de recursos hídricos é com a finalidade de wetland. Por se tratar de um uso de recursos hídricos que altera a quantidade e a qualidade de um corpo de água, a sua prática torna-se sujeita à outorga. A vazão de referência em vigência no Estado do Paraná é considerada a vazão Q 95%. E, a vazão ecológica é considerada como sendo 50% da vazão de referência.

Alguns fatores fazem das wetlands usuários de recursos hídricos que devem ter tratamento diferenciado das captações, derivações e lançamentos de esgotos. Em primeiro lugar, ao contrário dos usos convencionais, as wetlands construídas são sistemas que pretendem ser permanentes na bacia hidrográfica, tendo em vista seus objetivos, estreitamente vinculados ao aumento das ofertas hídricas, na medida que melhoram a qualidade hídrica. Por isso, os prazos de outorga devem ser os mais amplos possíveis. Em segundo lugar, a implantação das wetlands depende fortemente das condições físicas (topografia e geotecnia) da bacia, existindo sempre um conjunto ótimo de características que maximizam um determinado objetivo ou conjunto de objetivos. Assim, é conveniente que a implantação de wetlands seja estudada de forma integrada nos Planos de Recursos Hídricos, ficando a outorga responsável pela compatibilidade dos pleitos com as

recomendações dos Planos. Em terceiro lugar, as wetlands estão associadas a relevantes impactos ambientais sobre os ecossistemas aquáticos seja pela melhoria das condições ambientais do rio seja pela alteração da paisagem das várzeas, notadamente no que se refere às barreiras naturais que impõem a ocupação irregular, e geração de habitats para a vida animal.

É necessário, juntamente com as obras de engenharia, resgatar o prazer de ver e conviver com cursos d'água que sejam recursos paisagísticos e não fonte de problemas. É muito importante que se consiga associar a melhoria da qualidade das águas com melhoria das condições ambientais e paisagísticas.

Considerando que o enquadramento dos corpos d'água está baseado não necessariamente no seu estado atual, mas nos níveis de qualidade que deveriam possuir para atender às necessidades da comunidade, este estudo tem por objetivo avaliar o impacto na qualidade das águas, em relação aos níveis obtidos no Cenário D e estabelecidos no enquadramento, com a implantação de sistemas wetlands nas várzeas.

## **4 - METODOLOGIA**

O objetivo específico deste trabalho foi o de identificar e incorporar as disponibilidades das várzeas e o potencial para implantação de sistemas wetlands e avaliar o impacto na qualidade da água dos rios da Bacia do Alto Iguaçu. O trabalho adota como área de estudo parte da Região Metropolitana de Curitiba, RMC, compreendida pela bacia do Alto Iguaçu, desde o zero do rio Irai/Iguaçu até a confluência com o rio Verde, totalizando cerca de 86 km de extensão e englobando uma área de cerca de 2700 km<sup>2</sup>. Para propósitos deste estudo, a melhoria de qualidade da água é definida principalmente como a redução da demanda bioquímica de oxigênio (DBO).

### **4.1 - Área de estudo**

A bacia do Alto Iguaçu abriga os mananciais da parte mais densamente ocupada da Região Metropolitana de Curitiba e também a sua população, atualmente de mais de 2 milhões de habitantes, devendo a mesma chegar a ultrapassar 4 milhões de habitantes no ano 2020 SUDERHSA (2000).

Ao longo desse percurso, apresenta extensas várzeas naturais, configurando planícies de inundação bem definidas, consideradas pelo Plano Diretor de Manejo Florestal como Zonas de Unidade de Conservação, conceituando que conservação da natureza consiste em utilizar, de modo adequado os recursos disponíveis, contrapondo-se ao conceito de preservação, que consiste na manutenção das condições naturais absolutamente intactas.

A regulamentação e manejo das várzeas do Iguaçu imprescindíveis à manutenção de

características ambientais básicas da região vem de encontro aos objetivos de proteção ambiental destas áreas de vulnerabilidade ambiental, além da própria bacia do Iguaçu, em sua porção a montante, por ser responsável pelos principais recursos hídricos utilizados para o abastecimento público da região, PARANÁ (1996).

Ao longo da sua extensão o rio Iguaçu encontra problemas diversos relacionados a usos incompatíveis às características de suas várzeas com aproximadamente 200 km<sup>2</sup> nos municípios de Curitiba, Piraquara, Pinhais, São José dos Pinhais, Mandirituba, Fazenda Rio Grande, Araucária, Contenda e Balsa Nova, destacando-se as questões relativas ao uso urbano. Uma parte considerável dessas várzeas pertence ao Parque Regional do Iguaçu, abrangendo terrenos que foram desapropriados nas décadas de 70 e 80, com o intuito de garantir a preservação das áreas não edificáveis e recuperar as condições sanitárias do rio Iguaçu.

O rio Iguaçu e a maior parte de seus afluentes tiveram seus cursos modificados por retificações. O comprimento dos cursos naturais de rios foi reduzido pela canalização que removeu os meandros. Muitos municípios da bacia drenaram e ocuparam suas várzeas. A Figura 2 dá conta de exemplificar alterações que ocorreram.

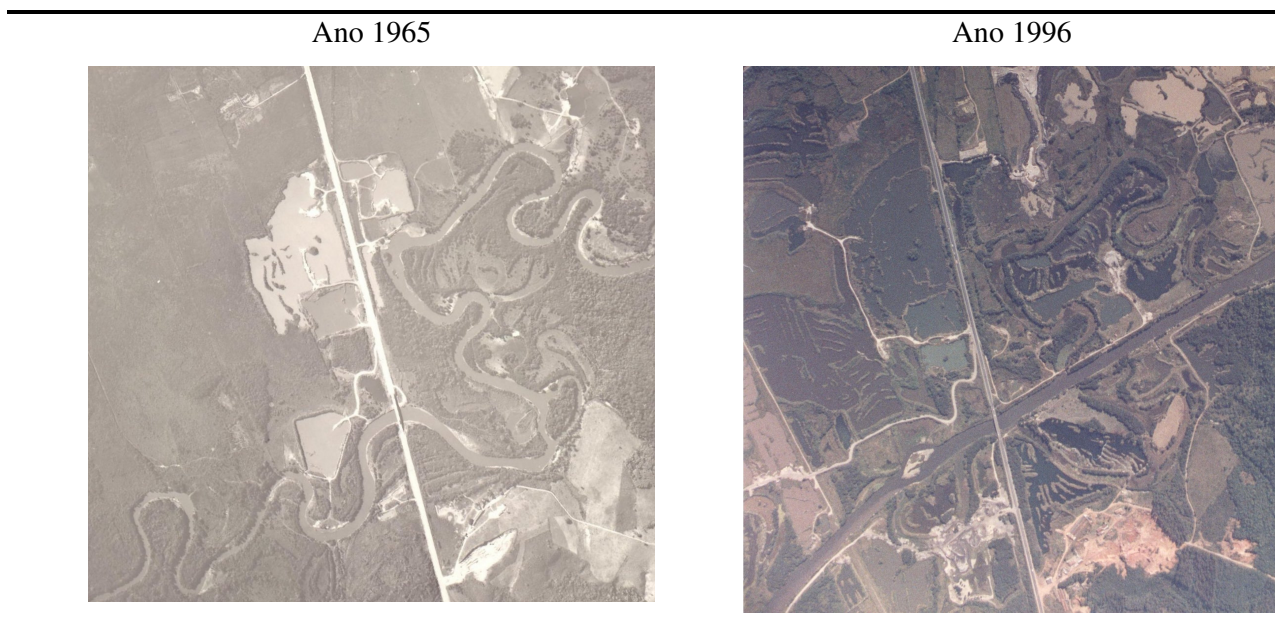


Figura 2 – Alteração das várzeas do Iguaçu no entorno com a rodovia BR-116

Fonte: DSG, EXÉRCITO BRASILEIRO

De montante para jusante, além das várzeas do Parque Regional, estão inseridas na área de estudo as várzeas à direita do rio Iguaçu, à esquerda do canal paralelo e dos principais afluentes das margens direita e esquerda do binário Iguaçu:

- a) Margem direita: Belém, Padilha, Ponta Grossa, Prensa, Barigüi, Passaúna e Verde; e
- b) Margem esquerda: Pequeno, Ressaca, Miringuava, Cotia, Divisa, Mascate, Maurício, Faxinal, Campo Redondo, Onças, Isabel Alves e Pianduva.



As cavas resultantes do processo de exploração de areia e argila que ocupam extensas áreas de várzeas do rio Iguaçu e de alguns de seus afluentes, representam a possibilidade de implantação dos projetos, de importância ambiental para a Região Metropolitana de Curitiba.

Áreas potenciais para a criação de wetlands construídas na bacia incluem 18 locais e uma área total de 1.342.000 m<sup>2</sup>, de acordo com uma análise realista da paisagem, da topografia e do uso do solo atual, no trecho compreendido entre Av. Irai e a foz dos rios Barigui e Maurício.

Esta seleção iniciou pelo mapeamento das áreas de várzea, utilizando a base de dados do sistema de informações geográficas da SUDERHSA e o programa ArcView. Foram registradas as áreas potenciais nas várzeas, derivadas do cruzamento de áreas de aluvião com uso do solo. Usos tais como áreas urbanizadas e industriais deram o recorte inicial. Lagos, exploração mineral e terra exposta, entretanto, foram considerados compatíveis com a proposta de sistemas de recuperação nas várzeas. O próximo passo foi realizar uma leitura mais detalhada destas seleções, delimitando os locais potenciais nas várzeas potenciais, que incluem faixa ao longo do rio Iguaçu e de alguns dos seus afluentes. Do cruzamento destas áreas com as informações de qualidade das águas, concentração de DBO (mg/l) no cenário D – Ano 2020, SUDERHSA (2000), os locais de intervenção foram identificados.

Para a escolha dos locais de restauração e de wetlands foram considerados os seguintes aspectos:

- a) local situado em área com problemas conhecidos de qualidade da água: A qualidade da água foi considerada problema quando o parâmetro DBO apresenta valores acima dos valores limites considerados para as classes e usos existentes e futuros.
- b) existência de várzea impactada por ação antrópica e não ocupada com os usos tradicionais urbanos no solo já parcelado;

A sistematização em *wetlands* passa pelo entendimento de algumas circunstâncias, assentadas nos seguintes aspectos:

- a) Existência de várzea impactada por ação antrópica;
- b) Retorno da água à várzea, através da sua reconfiguração pela sistematização, restituindo-se um hidroperíodo que permita um funcionamento como wetland, suas funções e valores.

## 4.2 - Modelos/Equações

Foi calculada a área mínima de wetland de tipo fluxo superficial, para atender a qualidade de água efluente do sistema ou a DBO efluente do sistema para uma dada área disponível e a seguir verificada a melhoria da qualidade da água do rio à jusante. Para atender estes objetivos foram utilizadas as equações a seguir apresentadas.

O modelo adotado para o estudo é o do projeto SUDERHSA (2004).

A área superficial do banhado, para atingir um determinado nível de desempenho, é aproximada pela equação:

$$A = \frac{Q(\ln C_a - \ln C_e)}{K_T y n} \quad (1)$$

onde,

A = área superficial do banhado, m<sup>2</sup>;

Q = vazão média no sistema, m<sup>3</sup>. d<sup>-1</sup>;

C<sub>a</sub> = concentração afluenta DBO<sub>5</sub>, mg/l;

C<sub>e</sub> = concentração efluente DBO<sub>5</sub>, mg/l;

K<sub>T</sub> = constante da taxa de reação, d<sup>-1</sup>;

y = profundidade de projeto da lâmina de água no sistema, m;

n = porosidade do banhado (0,65 – 0,75).

A porosidade do banhado n representa a quantidade de espaço não ocupado com biomassa, resultante do desenvolvimento de vegetação na profundidade determinada para o banhado.

Adota-se neste trabalho o valor de:

- a) n = 0,65, recomendado no projeto SUDERHSA (2004). Este valor corresponde à maturidade dos estandes de macrófitas, estimado em três anos, quando se atinge a eficiência máxima.
- b) Q, vazão afluenta, o valor de vazão no rio Q95%, deduzido o valor da vazão ecológica de 50% da Q 95%.
- c) C<sub>a</sub>, concentração de DBO<sub>5</sub> média afluenta, aquela definida para o Cenário D, Vazão 95% por SUDERHSA (2000).
- d) K<sub>T</sub> = 0,197389 obtida para a temperatura de 14°C, temperatura esta utilizada para a geração do cenário D.

O ajuste desta constante para a temperatura de projeto é calculado como segue:

$$K_T = K_{20} (1,06)^{T-20} \quad (2)$$

onde,

K<sub>20</sub> = constante da taxa de reação a 20°C, d<sup>-1</sup>;

K<sub>T</sub> = constante da taxa de reação, d<sup>-1</sup>;

T = temperatura de projeto, °C.

Considera-se que os reingressoos contínuos dos sistemas misturam-se rapidamente na seção transversal do rio. A concentração de mistura de DBO, com o enfoque unidimensional, é aproximada pela equação, Tchobanoglous e Burton (1991):

$$DBO_m = \frac{(Q_r DBO_r) + (Q_e DBO_e)}{Q_r + Q_e} \quad (3)$$

onde,

$DBO_m$  = DBO de mistura, mg/l;

$Q_r$  = vazão do rio,  $m^3 \cdot d^{-1}$ ;

$DBO_r$  = DBO do rio, mg/l;

$Q_e$  = vazão do efluente da wetland,  $m^3 \cdot d^{-1}$ ;

$DBO_e$  = DBO do efluente da wetland, mg/l.

## 5 - AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DE MELHORA DO PARÂMETRO DBO

As várzeas escolhidas como locais de restauração e de wetlands constam da Tabela 3 e da Figura 3. Representam 24% do total de várzeas no trecho considerado e 39% das várzeas potenciais para wetland. Conta-se no total com aproximadamente 528 ha de área molhada ou efetiva de wetland, representando 0,17% da área da bacia de contribuição (exutória da bacia na foz do rio Barigui no rio Iguaçu).

Tabela 3 – Área dos locais de restauração e wetlands

Nº	Local	Área (ha)	Área molhada (ha)	DBO (mg/l)
1	Palmital	269	101	10,05
2	Pequeno	171	64	28,11
3	ETE Atuba Sul	139	53	35,66(1)
4	Atuba	114	43	16,80
5	Belém	180	68	32,78
6	Padilhas	150	57	64,18
7	Mascate	220	83	26,73
8	Barigui	157	59	25,66

Nota: (1) A DBO de 35,66 mg/l é resultado da aplicação do balanço de massa entre as seções IR – 02 e IG – 01.

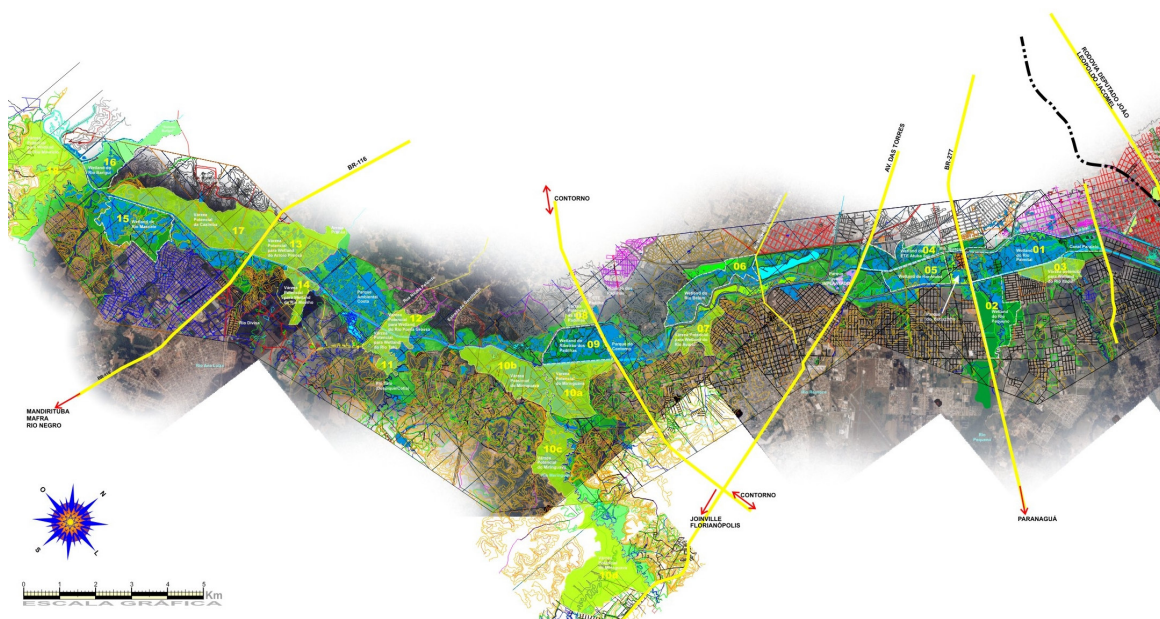


Figura 3 – Várzeas potenciais e várzeas escolhidas

Dos 8 sistemas, 7 tiveram como afluente as águas dos rios. Estes sistemas, suas áreas, e seus resultados na respectiva bacia hidrográfica são apresentados em Tabela 5.

Tabela 5 - % de área de wetland x % de redução de DBO

Bacia hidrográfica	Área de várzea disponível (ha)	Área de várzea utilizada (ha)	Área molhada utilizada (ha)	Área da bacia hidrográfica (ha)	% da bacia convertida em wetland	DBO afluente (mg/l)	DBO remanescente (mg/l)	% de redução de DBO
Palmital	269	227	86	9530	2,38%	10,05	2,00	80,10%
Pequeno	171	171	64	13700	1,25%	28,11	16,50	41,32%
Atuba	114	114	43	12940	0,88%	16,8	11,89	29,23%
Belém	180	180	68	10140	1,77%	32,78	23,57	28,11%
Padilhas	150	150	57	3560	4,21%	64,18	8,41	86,90%
Mascate	220	123	47	2790	4,42%	26,73	14,37	46,26%
Barigui	157	157	59	26730	0,59%	25,66	17,98	29,93%
ETE Atuba		199						
Alto Iguaçu		1321		250000	0,53%	13,33	8,53	36,01%

Os resultados apresentados sugerem para bacias menores a necessidade de um percentual de 4,5% da bacia hidrográfica convertida em wetland.

Foram estudados os efeitos de 7 cenários a saber:

- a) cenário 2: consideradas as wetlands com DBO efluente limitado em 5 mg/l e a regularização da vila Audi na várzea do Iguaçu
- b) cenário 3: consideradas wetlands com DBO efluente limitado em 5 mg/l, a regularização da vila Audi na várzea do Iguaçu e a implantação da alternativa a no projeto Barigui.
- c) cenário 4: consideradas wetlands com DBO efluente limitado em 5 mg/l, a regularização da vila Audi na várzea do Iguaçu e a implantação da alternativa b no projeto Barigui.
- d) cenário 5: consideradas as wetlands com DBO efluente limitado em 5 mg/l e a relocação da vila Audi
- e) cenário 6: consideradas as wetlands com DBO efluente limitado em 2 mg/l e a relocação da vila Audi
- f) cenário 7: consideradas wetlands com DBO efluente limitado em 2 mg/l, a relocação da vila Audi na várzea do Iguaçu e a implantação da alternativa a no projeto Barigui.
- g) cenário 8: consideradas wetlands com DBO efluente limitado em 2 mg/l, a relocação da vila Audi na várzea do Iguaçu e a implantação da alternativa b no projeto Barigui.

Os efeitos conseguidos nestes cenários são apresentados na Tabela 6. A Tabela 7 mostra as eficiências obtidas nos sistemas simulados.

Com a adoção de limite inferior de DBO efluente de 2 mg/l, considerado nos cenários 6, 7 e 8, obtém-se melhorias nos sistemas Pequeno, Palmital e Mascate. Estas melhorias em termos de DBO efluente resultam em redução de concentrações de DBO nas seções de controle ao longo dos rios Irai/Iguaçu e canal paralelo. Comparando-se os resultados obtidos nos cenários 5 e 6, que diferem apenas neste parâmetro, tem-se ganhos importantes nas seções IR 02 e IG 08. A DBO no rio passa a ser de 4,60 e 9,98 mg/l, contra 5,61 e 10,1 mg/l no cenário 5, no qual se considera DBO limite inferior do efluente da wetland de 5 mg/l. Com isso, obtém-se valores abaixo dos limites máximos para as classes 2 e 3 respectivamente para estes trechos. Valores abaixo de 5 mg/l na seção IR 02 são bastante interessantes do ponto de vista do sistema de produção.

Nos cenários 3, 4, 7 e 8, o índice do indicador DBO pôde ainda atingir valores mais atraentes em considerando a implantação do Sistema Barigui, conforme SUDERHSA (2004), ampliado em etapa posterior com a implantação de uma wetland construída de fluxo superficial na área de várzea potencial não ocupada pelo sistema projetado. A alternativa (a) considera que o efluente do Sistema Barigui ( $Q=1,45 \text{ m}^3/\text{s}$ ,  $\text{DBO}=10 \text{ mg/l}$ ) ingressa diretamente na wetland, situada na mesma margem esquerda do rio Barigui, com uma área de 79 hectares. Enquanto a alternativa (b) considera que o efluente do Sistema Barigui reingressa no rio Barigui, e que afluem à nova wetland construída de fluxo superficial vazão de 50% de  $Q$  95% e DBO de mistura do rio Barigui, situada à jusante na mesma margem esquerda do rio Barigui, com uma área de 79 hectares.

Tabela 6 - Comparativo nas seções de controle dos impactos das alternativas estudadas

Seção	Distância (m)	DBO															
		Cenário 1		Cenário 2		Cenário 3		Cenário 4		Cenário 5		Cenário 6		Cenário 7		Cenário 8	
		Valor (mg/l)	Valor (mg/l)	Redução (%)	Valor (mg/l)	Redução (%)	Valor (mg/l)	Redução (%)	Valor (mg/l)	Redução (%)	Valor (mg/l)	Redução (%)	Valor (mg/l)	Redução (%)	Valor (mg/l)	Redução (%)	
IP01	7000	5,39	5,39	0	5,39	0	5,39	0	5,39	0	5,39	0	5,39	0	5,39	0	
IP02	14800	6,58	4,79	27,20	4,79	27,20	4,79	27,20	4,79	27,20	4,78	27,36	4,78	27,36	4,78	27,36	
IRO1	6000	6,13	6,13	0	6,13	0	6,13	0	6,13	0	6,13	0	6,13	0	6,13	0	
IR02	7600	7,31	5,61	23,26	5,61	23,26	5,61	23,26	5,61	23,26	4,6	37,07	4,6	37,07	4,6	37,07	
IG01	12500	19,86	14,16	28,70	14,16	28,70	14,16	28,70	12,93	34,89	12,56	36,76	12,56	36,76	12,56	36,76	
IG02	16500	21,9	16,88	22,92	16,88	22,92	16,88	22,92	16,22	25,94	16,02	26,85	16,02	26,85	16,02	26,85	
IG04	40000	16,02	11,16	30,34	11,16	30,34	11,16	30,34	10,71	33,15	10,58	33,96	10,58	33,96	10,58	33,96	
IG05	45000	15,84	10,94	30,93	10,94	30,93	10,94	30,93	10,51	33,65	10,34	34,72	10,34	34,72	10,34	34,72	
IG06	46400	16,86	12,34	26,81	11,72	30,49	11,55	31,49	12,02	28,71	11,89	29,48	11,26	33,21	11,1	34,16	
IG07	57900	15,86	11,74	25,98	11,17	29,57	11,02	30,52	11,45	27,81	11,33	28,56	10,76	32,16	10,61	33,10	
IG08	77000	14,37	10,38	27,77	9,83	31,59	9,69	32,57	10,1	29,71	9,98	30,55	9,43	34,38	9,29	35,35	
IG09	86000	13,33	9,56	28,28	9,04	32,18	8,91	33,16	9,29	30,31	9,19	31,06	8,67	34,96	8,53	36,01	

**Nota: cenário 1 significa que nada foi feito, equivalente ao cenário D**

Tabela 7 - Eficiência de remoção de poluente DBO das wetlands integrantes dos cenários para temperatura de 14°C

Localização	Medida de Controle	Cenários	Profundidade (cm)	DBO afluente (mg/l)	Vazão afluente (m³/s)	Vazão afluente (m³/d)	Área necessária (ha)	Carga Hidráulica (m³/ha.d)	DBO efluente (mg/l)	Eficiência (%)	Carga de DBO/ Área (kg/ha.d)	Afluente aplicado (m²/m³.d)
Barigui	b	4 e 8	0,75	19,57	1,87	161136	29,67	5431	16,39	16,24%	106,30	1,84
Barigui	a	3 e 7	0,75	10,00	1,45	125280	29,67	4223	7,96	20,38%	42,23	2,37
Atuba	MCP02	todos	0,75	16,80	1,39	120096	43,10	2787	11,89	29,20%	46,82	3,59
ETE Atuba	MCE1	2, 3 e 4	0,75	35,65	1,66	143424	52,55	2729	25,06	29,71%	97,31	3,66
Barigui	MCAD02	2, 5 e 6	0,75	25,66	1,87	161136	59,34	2716	18,00	29,84%	69,68	3,68
ETE Atuba	MCE1	5, 6, 7 e 8	0,75	35,65	1,66	143424	75,26	1906	21,52	39,65%	67,94	5,25
Palmital	MCP01	2, 3, 4 e 5	0,75	10,05	0,59	50976	36,98	1378	5,00	50,25%	13,85	7,26
Belém	MCAD01	todos	0,75	32,78	0,92	79056	67,84	1165	14,35	56,21%	38,20	8,58
Palmital	MCP01	6, 7 e 8	0,75	10,05	0,59	50976	85,52	596	2,00	80,10%	5,99	16,78
Mascate	MCAE02	2, 3, 4 e 5	0,75	26,73	0,20	17280	30,10	574	5,00	81,29%	15,34	17,42
Pequeno	MCAE01	2, 3, 4 e 5	0,75	28,11	0,41	35424	63,56	557	5,00	82,21%	15,67	17,94
Pequeno	MCAE01	6, 7 e 8	0,75	28,11	0,41	35424	64,48	549	4,88	82,65%	15,44	18,20
Padilhas	MCP03	todos	0,75	64,18	0,31	26784	56,57	473	8,41	86,90%	30,39	21,12
Mascate	MCAE02	6, 7 e 8	0,75	26,73	0,20	17280	46,56	371	2,00	92,52%	9,92	26,94

Nas wetlands dimensionadas e consideradas na recuperação das águas e várzeas do rio Iguaçu, o percentual de redução de DBO variou de 16,24% a 92,52% para temperatura de 14°C.

Segundo Rousseau *et al* (2004), baixas eficiências de remoção são em muitos casos decorrentes de altas taxas de carregamento hidráulico e baixas taxas de carga orgânica, confirmado parcialmente neste estudo, onde as wetlands definidas para os rios Mascate e Padilhas apresentaram as melhores eficiências para 14°C (92,52% e 86,9%, respectivamente). A taxa de eficiência foi maior para menores taxas de carregamento hidráulico e carga de DBO.

O percentual de redução de DBO variou entre 16,24% e 92,52% mesmo com baixas cargas de DBO, enquanto Lim *et al* (2001) relataram que o percentual de redução manteve-se acima de 85% para cargas de DBO da ordem de 138 kg/ha.d para os sistemas de fluxo superficiais. Todas as cargas se mantiveram abaixo do máximo limite de 11,2 g/m<sup>2</sup>.d (112 kg/ha.d), recomendado para sistemas de fluxo superficial, e considerada taxa de carga superior típica, conforme EPA (1988).

As reduções se mostraram maiores para cargas hidráulicas inferiores a 596 m<sup>3</sup>/ha.d. Padilhas (14°C) apresenta uma eficiência de 86,9% para carga de DBO e carga hidráulica de 30,39 kg/ha.d, e 473,47 m<sup>3</sup>/ha.d.

As áreas para as wetlands que se mostraram mais eficientes, Mascate, Padilhas e Pequeno, variaram de 18,2 a 26,94 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup> de afluente aplicado por dia, enquanto EPA (1988), coloca que a área para wetlands construídas pode variar de 24,6 a 39,6 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup>.

Quando o objetivo é de melhorar a qualidade do rio, ou seja, de reduzir as concentrações de DBO de mistura no corpo receptor, a melhor alternativa não necessariamente é a que apresenta melhor eficiência e DBO efluente. As alternativas para o Palmital, escolhidas para compor os cenários, que apresentam os menores índices de DBO de mistura e DBO efluente, para os limites máximos inferiores de 5 mg/l e 2 mg/l, representam as melhores eficiências. Entretanto, a alternativa Atuba escolhida para compor os diferentes cenários apresenta a melhor eficiência e a menor DBO de mistura, mas não o menor DBO efluente.

Em geral, os sistemas de wetlands provaram ser efetivos para todas as taxas de carregamento, produzindo um efluente que satisfaria as exigências de lançamento com exceção de Atuba, ETE Atuba, Barigui e Belém. Todos esses sistemas demandariam mais área do que a disponível.

Ao se considerar a localização na bacia, os seus efeitos sobre a qualidade das águas e ainda a possibilidade de implantação de planos de monitoramento, os sistemas prioritários são Palmital e Pequeno. Ambos trazem efeitos imediatos sobre águas para o abastecimento, concorrendo para a estação de captação da BR-277. Os demais sistemas estão empatados, cada um dando a sua contribuição para a melhoria do ambiente como um todo e das águas do Iguaçu. Parece interessante adotar como critério a posição relativa do efluente de cada um dos sistemas na bacia, isto é, de



montante para jusante. E, assim, nesta ordem reincorporar o rio e suas várzeas reabilitadas à paisagem urbana da metrópole.

## **6 - CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES**

Conclui-se a partir da revisão e da análise das possibilidades de implantação, apresentada no item anterior, que é viável considerar a implantação de sistemas wetlands de fluxo superficial para recuperação dos ambientes degradados e tratamento tanto de efluentes estações de tratamento de esgotos domésticos quanto das águas dos rios afluentes do Irai/Iguaçu, objetivando a melhoria da qualidade ambiental da Região Metropolitana de Curitiba.

Destaca-se que a tecnologia das wetlands merece ser considerada nos planos de bacia e programas de despoluição hídrica. Obteve-se, como resultado da incorporação às várzeas de oito sistemas, a redução da concentração de DBO em, pelo menos:

- a) 23%, possibilitando a reintegração das águas do rio Palmital ao sistema de abastecimento público, com valores de concentração de DBO compatíveis com o uso pretendido;
- b) 28%, permitindo que as águas do Iguaçu sejam exportadas pela metrópole com valores compatíveis com os requeridos para rios de classe 3.

Além da melhoria de qualidade das águas da bacia, as wetlands são embutidas de características que levam a ganhos adicionais de redução de conflitos, mostrando-se como excelentes instrumentos de planejamento do ordenamento e uso do solo para as unidades das planícies aluvionares.

Este trabalho partiu de um estudo de cenário futuro, que faz parte do campo do desconhecido. Desta forma os potenciais das wetlands são também estudos de cenários apresentados como forma de provocar e embasar tecnicamente decisões políticas da mais alta relevância. Para tanto, faz-se necessário encaminhar enquanto continuidade do tema abordado:

- a) Implantação de um sistema e de seu plano de monitoramento, de forma a aferir a real capacidade de redução do índice do parâmetro DBO<sub>5</sub>, bem como de outros parâmetros de interesse e não considerados na avaliação deste estudo, OD, N, P, SST;
- b) Identificação de custos envolvidos e discussão junto ao comitê da bacia hidrográfica;

A bacia do Alto Iguaçu passa por situação de estresse hídrico, precisando de intensas atividades de planejamento e gestão de seus recursos hídricos. A alteração da estrutura atual exige a definição de ações concretas de harmonização das ações interinstitucionais, especialmente com as áreas de gestão ambiental, territorial e de áreas setoriais. As informações são estratégicas para esse planejamento e gestão e para o desenvolvimento de projetos em meio ambiente. Neste sentido, é

fundamental que o Sistema de Informações seja fortalecido com a ampliação da rede de monitoramento, principalmente em locais em que há limitações de informações.

Pode-se concluir que a habilidade de wetlands construídas em produzir um efluente consistente a partir de com poucas exigências em termos de energia e trabalho é um benefício digno de ser considerado. Assim, é estratégico considerar as várzeas existentes ao longo dos rios e o uso de wetlands como instrumentos de manutenção e melhoria da qualidade da bacia. Este aproveitamento e seus impactos integrariam o conjunto de metas (etapas) intermediárias do enquadramento progressivo, tanto onde a qualidade é adequada ao uso como, e principalmente, onde não se tem o atendimento dos padrões desejados.

Essas wetlands poderão, ainda, integrar-se aos corredores de biodiversidade, sendo aproveitadas como centro de divulgação de idéias, visando à conservação do meio ambiente e preservação do habitat natural da RMC.

Recomenda-se, adicionalmente, o estudo deste tipo de tecnologia de despoluição hídrica e ordenamento de uso do solo através de modelos reduzidos como estratégia inicial de avaliar seu real potencial.

## BIBLIOGRAFIA

ALMENDINGER, J. E. (1999). “*A method to prioritize and monitor wetland restoration for water-quality improvement*”. Wetlands Ecology and Management, v.6, p.241-251.

ANA - Agência Nacional de Águas (2005). Panorama do enquadramento dos corpos d’água. Brasília, 2005. Disponível em: <[http://www.ana.gov.br/pnrh\\_novo/documentos](http://www.ana.gov.br/pnrh_novo/documentos)> Acesso em 08 jun. 2005.

ARHEIMER, B.; TORSTENSSON, G.; WITTGREN, H. B. (2004). “*Landscape planning to reduce coastal eutrophication: agricultural practices and constructed wetlands*”. Landscape and Urban Planning, v.67, p.205-215.

BACHAND, P. A. M.; HORNE, A. J. (2000). “*Denitrification in constructed free-water surface wetlands: Very high nitrate removal rates in a macrocosm study*”. Ecological Engineering, v.14, p.9-15.

CEEQ. (2005). “*Câmara de química alerta para tratamento de efluentes*”. Linha Direta. Curitiba, ano 3, n. 04, p.07, jun. 2005.

CH2MHILL. (2000). Water management: wetland treatment system, river basin planning, total water management. Glen Daigger. Curitiba, 14 dez. 2000. 1 CD-ROM.

CONAMA – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. (2005) Resolução n. 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o

seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Publicada em DOU em 18 mar. 2005.

CURITIBA. Lei n. 9.805, de 03 de janeiro de 2000. Cria o setor especial do anel de conservação sanitário ambiental. Uso do Solo: Legislação lei n. 9.800 de 3 de janeiro de 2000 e leis complementares. Curitiba: Prefeitura Municipal de Curitiba, p.82.

JING, S. R.; LIN, Y. F. (2004). “*Seasonal effect on ammonia nitrogen removal by constructed wetlands treating polluted river water in southern Taiwan*”. Environmental Pollution, v.127, p.291-301.

KNIGHT, R. L.; WALTON, W. E.; O’MEARA, G. F.; REISEN, W.K.; WASS, R. (2003). “*Strategies for effective mosquito control in constructed treatment wetlands*”. Ecological Engineering, v.21, p.211-232.

LAUTENSCHLAGER, S. R. (2001). Modelagem do desempenho de “wetlands” construídas. 90 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica) – Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária, Escola politécnica, Universidade de São Paulo.

LIM, P. E.; WONG, T. F.; LIM, T. F. (2001). “*Oxygen demand, nitrogen and copper removal by free-water-surface and subsurface-flow constructed wetlands under tropical conditions*”. Environment International, v.26, p.425-431.

MARTINS, F. (2005). “*Esgoto e ocupação ameaçam água*”. Gazeta do Povo, Curitiba, 27 mar. 2005.

MELO JR, A. S.; VERTURAN, C.A ; CASTILHO, C. P. G. de; TEIXEIRA FILHO, J.; GODOY, H. T.; ROSTO, D. M. (2003). “*Dinâmica de nutrientes em sistemas de alagados para tratamento de efluentes*”. In: XV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Curitiba. Anais Desafios à gestão da água no limiar do século XXI. 1 CR-ROM.

MENDONÇA, F. (2004). Impactos socioambientais urbanos. Curitiba: Ed. UFPR.

PARANÁ. (1996). Decreto n. 5.911, de 6 de novembro de 1989. Aprova o plano diretor de manejo florestal da região metropolitana de Curitiba. Coletânea de Legislação Ambiental. Curitiba: IAP/GTZ.

ROUSSEAU, D. P. L.; VANROLLEGHEM, P. A.; PAUW, N. de. (2004). “*Constructed wetlands in Flanders: a performance analysis*”. Ecological Engineering, v.23, p.151-163.

SUDERHSA, SUPERINTENDÊNCIA DE DESENVOLVIMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS E SANEAMENTO AMBIENTAL. (2000). Plano de despoluição hídrica da bacia do Alto Iguaçu. Curitiba.

\_\_\_\_\_. (2004). Projeto executivo de recuperação ambiental da várzea do rio Barigüi. Curitiba.

TCHOBANOGLIOUS, G.; BURTON, F. L. (1991). "*Natural Treatment Systems*". In: METCALF; EDDY (Ed.). Wastewater engineering: treatment disposal reuse. 3 ed. Singapore: McGraw – Hill, p. 927-1002.

EPA, U S ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. (1988). Design manual: constructed wetlands and aquatic plant systems for municipal wastewater treatment.