



**COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA
DO RIO DAS VELHAS**

**ESTUDO SOBRE INFLUÊNCIA NA QUALIDADE
DA ÁGUA DECORRENTE DA IMPLANTAÇÃO DA
BARRAGEM DE SANTO HIPÓLITO, RIO DAS
VELHAS-MG**

Eduardo Von Sperling

*Engenheiro Civil e Sanitarista
CREA 13.720/D
Professor Titular do Departamento de
Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG*

**Belo Horizonte
Novembro/2009**



ESTUDO SOBRE INFLUÊNCIA NA QUALIDADE DA ÁGUA DECORRENTE DA IMPLANTAÇÃO DA BARRAGEM DE SANTO HIPÓLITO, RIO DAS VELHAS-MG

Introdução

Os estudos sobre a implantação da Barragem de Santo Hipólito têm origem na proposta de construção de um sistema de reservatórios nas bacias dos rios das Velhas, Paracatu e Urucuia, tendo em vista a revitalização do rio São Francisco mediante um incremento na disponibilidade hídrica deste curso d'água. Desta forma seriam garantidos níveis adequados de navegação, ocorrendo ainda o favorecimento da vazão ecológica nos meses de estiagem, a manutenção de uma reserva hídrica, a minimização de riscos de cheia e o aumento da capacidade de autodepuração durante períodos de seca. A coordenação dos estudos para implantação das referidas barragens está a cargo da CODEVASF (Companhia de Desenvolvimento dos vales do São Francisco e do Paraíba).

A barragem de Santo Hipólito, projetada para implantação na região do baixo curso do rio das Velhas, tem sua localização prevista no município homônimo, sendo que o eixo do barramento localiza-se aproximadamente 19 km a jusante da foz do rio Paraúna.

O presente relatório tem como objetivo avaliar as influências sobre a qualidade da água decorrentes da implantação da Barragem de Santo Hipólito. São feitas considerações sobre os aspectos morfológicos e hidrodinâmicos do reservatório planejado, dando-se ênfase à sua interação com a qualidade da água. É apresentado um levantamento atualizado sobre as condições físico-químicas e hidrobiológicas no rio das Velhas, notadamente no trecho onde está projetado o eixo do reservatório. Com base nestas informações é estabelecido um prognóstico sobre a possível qualidade da água na futura barragem, incluindo-se aqui um delineamento sobre o potencial de eutrofização do reservatório.

Aspectos morfológicos

Os principais parâmetros morfométricos da barragem de Santo Hipólito são:

Área: 12.281 ha = 123 km²
Profundidade máxima: 19 m
Comprimento: 1,4 km
Volume: 1,178 bilhões de m³



COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DAS VELHAS

Trata-se, portanto de uma represa de grande área, se comparada a outros reservatórios existentes no estado de Minas Gerais: cerca de 50 vezes maior que a represa da Pampulha, 22 vezes a represa de Vargem das Flores, 14 vezes a represa de Serra Azul, 12 vezes a represa do Rio Manso. O reservatório de Três Marias, localizado na bacia do rio São Francisco tem uma superfície aproximadamente 8,5 vezes superior à da projetada barragem de Santo Hipólito. Quanto à profundidade máxima a represa pode ser considerada como sendo pouco profunda em comparação com os reservatórios acima mencionados (Vargem das Flores: 23 m, Serra Azul: 35 m, Rio Manso: 54 m), superando todavia a profundidade máxima da represa da Pampulha (16 m).

De posse destas informações pode ser feito o cálculo dos chamados parâmetros morfométricos secundários, que são aqueles de maior interesse no estudo da ecologia aquática. Os parâmetros secundários são obtidos a partir dos valores dos parâmetros primários, apresentados no parágrafo anterior. Assim a *profundidade média* é obtida a partir da divisão do volume pela área, obtendo-se para o presente caso o valor de 9,6 m. A *profundidade relativa* corresponde à relação entre a profundidade máxima da represa e o seu diâmetro médio, i.e., o diâmetro de um círculo que tenha a mesma área da represa. É dada, em unidades percentuais, pela fórmula: $\text{prof. relativa} = 88,6 \cdot \text{prof. máx.} / \sqrt{\text{área}}$. Na barragem de Santo Hipólito a profundidade relativa será de aproximadamente 0,15 %. Trata-se de um valor bastante baixo, indicando que o ambiente aquático não possuirá dificuldades morfológicas para a realização de circulações verticais completas da coluna d'água. No Brasil, cerca de 80 % dos lagos e represas com dados morfométricos conhecidos apresentam profundidades relativas inferiores a 1 % (von Sperling, 1999). Pode-se considerar como valores altos de profundidade relativa aqueles superiores a 5 %, de ocorrência rara em nosso país.

O *desenvolvimento do volume* (D_V) é fornecido pela razão entre o volume da represa e o volume de um cone que tenha área igual à da represa e altura equivalente à sua profundidade máxima.

$$D_V = V / V_{\text{cone}} = V / (1/3 \cdot A \cdot Z_{\text{max}}) = 3 \cdot V / A \cdot Z_{\text{max}} = 3 Z_{\text{med}} / Z_{\text{max}}$$

Verifica-se que a formulação do desenvolvimento do volume envolve também a relação entre as profundidades média e máxima do corpo d'água, conforme já apresentado no tópico *profundidade média*. Se D_V for inferior à unidade a represa tem forma convexa, isto é, ela está contida dentro do cone teórico referido acima. Quando D_V for maior que 1 o ambiente é do tipo côncavo, ou seja, sua bacia ou depressão excede os limites do cone padrão. Os reservatórios do primeiro tipo têm a forma aproximada da letra **V**, enquanto que aqueles do segundo tipo são semelhantes à letra **U**. A maior parte dos lagos e represas do planeta tem um D_V superior à unidade, ou seja, eles aproximam-se mais do formato da letra U (a média varia entre 1,2 e 1,4) (Timms, 1992). Para o caso da barragem de Santo Hipólito o valor de desenvolvimento do volume será de 1,5, indicando portanto uma conformação claramente côncava.

Ainda com relação à forma da futura represa, verifica-se que ela possuirá um marcante aspecto dendrítico, isto é, com a presença de braços ou reentrâncias que limitam a movimentação da água nestas regiões (Figura 1). Este é um aspecto que favorece a ocorrência de eutrofização, ou seja, o florescimento de algas e macrófitas nestas áreas de remanso.

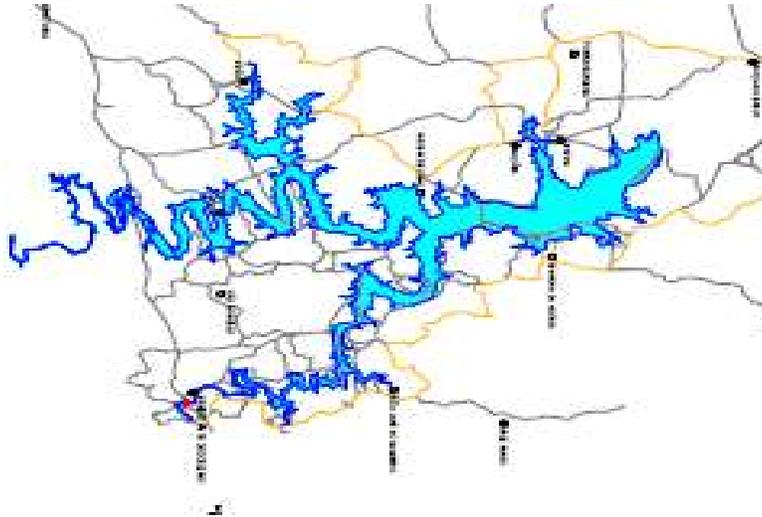


Figura 1: Planta da barragem de Santo Hipólito

Aspectos hidrodinâmicos

Os aspectos hidrodinâmicos exercem uma relevante influência sobre a qualidade da água em represas. A principal consideração refere-se ao tempo médio de residência da água, o qual é um dos fatores condicionantes ao crescimento do fitoplâncton. Sabe-se que as algas demandam um tempo mínimo para que seja possível um adequado desenvolvimento desta comunidade. Em ambientes de climatologia tropical este período é da ordem de 7 a 10 dias. Isto significa que, em represas com tempos muito reduzidos de permanência da água, como é o caso de reservatórios a fio d'água, dificilmente ocorrerá uma explosiva floração de algas. Por outro lado em reservatórios com tempos médios de residência da água da ordem de algumas semanas existirá um forte favorecimento ao crescimento do fitoplâncton, notadamente se houver uma farta disponibilidade de nutrientes na massa líquida.

O cálculo do tempo médio de residência da água é feito dividindo-se a vazão afluyente ao corpo d'água pelo volume da represa. Para o caso da barragem de Santo Hipólito tem-se:

$Q_{MÉDIA}$ do rio das Velhas no eixo projetado da barragem = 220,24 m³/s
Volume: 1,178 bilhões de m³



COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DAS VELHAS

Desta forma obtém-se um tempo médio de residência da água em torno de 62 dias ou 2 meses. Cabe destacar que, em períodos de estiagem, este valor tende a ser muito superior, indicando assim uma condição hidrodinâmica bastante favorável ao crescimento de algas. Concorre para isto o fato de que os florescimentos algais apresentam uma magnitude consideravelmente superior nas épocas de baixa pluviosidade, conforme será comentado em um tópico mais à frente.

Dinâmica de estratificação e circulação na barragem de Santo Hipólito

A água é um fluido que apresenta um comportamento absolutamente peculiar na relação entre temperatura e massa específica. A massa específica máxima não é obtida à temperatura do ponto de congelamento, como ocorre com quase todas as outras substâncias, mas sim à temperatura aproximada de 4^o C. Na faixa de temperatura acima de 4^o C a densidade (massa específica do fluido / massa específica da água a 4^o C) diminui à medida em que se aumenta a temperatura. Sempre que houver diferenças sensíveis de temperatura entre as diversas camadas do corpo d'água, isto implica obviamente em diferenças de densidade, ocasionando assim a formação de estratos com distintas densidades. Diz-se então que o ambiente aquático encontra-se estratificado. As camadas formadas no ambiente recebem os nomes de *epilímnio* (camada superior), *metalímnio* (camada intermediária, com forte gradiente de temperatura) e *hipolímnio* (camada inferior). O plano que passa na metade do metalímnio, portanto na região de inflexão do perfil térmico, é denominado *termoclina*.

No momento em que as temperaturas ao longo da coluna d'água tornam-se semelhantes, em decorrência de variações na temperatura do ar, afetando inicialmente as camadas superiores, a massa líquida passa a apresentar uma densidade aproximadamente uniforme. Nesta situação o corpo d'água pode facilmente entrar em processo de circulação, desde que haja alguma força externa (ventos por exemplo) capaz de superar a fraca estabilidade física da coluna d'água. Inicialmente constata-se um aprofundamento gradativo do metalímnio, que desce até tocar o fundo, instalando-se então o processo de circulação. Verifica-se assim que os ambientes lênticos (lagos e represas) estão permanentemente sujeitos a uma alternância de processos de *estratificação* e de *circulação*.

No caso particular de ambientes aquáticos tropicais estas variações são ainda mais marcantes, tendo em vista o fato de que as diferenças de densidade são cada vez maiores à medida em que se avança para faixas mais altas de temperatura. Desta maneira um lago tropical, como é o caso do projetado reservatório de Santo Hipólito, que apresenta por exemplo uma temperatura de 28^o C na camada superior e de 26^o C junto ao fundo, estará provavelmente estratificado devido às fortes diferenças de densidade. Já no período noturno, quando a temperatura superficial pode cair alguns poucos graus, este mesmo



COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DAS VELHAS

ambiente pode entrar em fase de circulação devido à semelhança nos valores da densidade na superfície e no fundo. Como comparação, destaca-se que a diferença de densidade entre as temperaturas de 24 e 25 °C é cerca de 25 vezes superior àquela encontrada para as temperaturas de 4 e 5 °C.

Para avaliação da estabilidade do ambiente aquático, ou seja, de sua dificuldade à circulação, pode-se lançar mão de modelos diversos, dentre eles:

- Cálculo da diferença entre os centros de gravidade da figura geométrica da represa em período de estratificação e de circulação, multiplicando-se o resultado pelo volume do corpo d'água;
- Uso de índices de estabilidade, como o proposto por Schmidt (Wetzel & Likens, 2000):

$$S = 1/A_0 \cdot \int (\rho_z - \rho_m) (z - z_g) \cdot A_z \cdot dz$$

Em que: S= estabilidade, A₀= área superficial, A_z= área na profundidade z, ρ_m= densidade média na circulação, ρ_z= densidade na profundidade z, z_g= profundidade do centro de gravidade na circulação;

- Cálculo da Resistência Térmica Relativa (RTR), obtida pela diferença de densidade entre o início e o fim do metalímnio dividida por 0,008 (diferença de densidade entre as temperaturas de 4 e 5 °C).

Alguns lagos e represas não conseguem realizar processos completos de circulação vertical devido a características morfológicas (pequena área e grande profundidade, isto é, elevada *profundidade relativa*) ou químicas (presença intensa de sais no hipolímnio). Portanto aqueles ambientes em que a profundidade alcança valores superiores a algumas centenas de metros e que possuam área de apenas algumas dezenas de km² poderão não apresentar processos de circulação completa, ou seja, aquela que se realiza até o fundo. Da mesma forma a intrusão de água salina em lagos litorâneos pode estabelecer altos valores de densidade no fundo do ambiente aquático, impedindo portanto a ocorrência de circulações integrais da massa líquida. Tais ambientes são denominados *meromíticos* (de circulação vertical parcial), ao contrário dos *holomíticos* (de circulação completa). Represas que circulam durante um único período anual, como é caso da maioria dos reservatórios tropicais (incluindo-se aqui a barragem de Santo Hipólito), são conhecidas como *monomíticas*, em contraposição aos ambientes *dimíticos* (duas circulações anuais, na primavera e no outono).

A projetada represa de Santo Hipólito deverá portanto se constituir em um ambiente aquático *monomítico* e *holomítico*. Isto significa que a represa deverá circular apenas um período no ano (época de inverno), com a possível movimentação vertical da massa de água até a camada do fundo, já que não existem aqui indicações morfológicas ou químicas para o estabelecimento da meromixia. No tópico deste relatório em que foram abordados os aspectos



COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DAS VELHAS

morfológicos, destacou-se o fato da barragem de Santo Hipólito possuir uma baixa profundidade relativa, favorecendo-se assim a ocorrência de circulações verticais completas.

Cabe destacar que a dinâmica de circulação e estratificação do corpo d'água é o principal fator que regula a distribuição de substâncias e de organismos na massa líquida, sendo portanto fundamental o estudo do comportamento deste processo físico.

Nos primeiros metros de profundidade da represa de Santo Hipólito deverão ocorrer circulações verticais de pequena magnitude, mas que poderão ser frequentes, dependendo da intensidade do vento e das diferenças de temperatura (e portanto de densidade) nas camadas superficiais. Durante o período de estratificação, que ocorrerá de 9 a 10 meses por ano, o hipolímnio da represa apresentará baixas concentrações de oxigênio dissolvido (hipoxia) ou valores até mesmo nulos (anoxia), o que aliás ocorre em condições naturais, mesmo em ambientes pouco impactados. O motivo da depressão do teor de oxigênio está associado à decomposição de material orgânico autóctone (gerado dentro do próprio reservatório, incluindo vegetação de fundo e organismos) e alóctone (vindo de fora da represa, como plantas, restos de pequenos animais ou eventuais contaminações por esgotos). Portanto com relação ao perfil de oxigênio dissolvido, este deverá apresentar normalmente concentrações altas na superfície, decorrentes da atividade fotossintética de algas e macrófitas, além da reaeração atmosférica e teores muito baixos no fundo, configurando-se a formação de um perfil tipicamente clinogrado (i.e., inclinado em direção ao fundo). Sob tais condições ocorrerá a redução de sulfato a sulfeto (com liberação de gás sulfídrico), a qual é realizada por bactérias, p.ex. do gênero *Desulfovibrio*, que utilizam a reação química como fonte de energia, com o sulfato funcionando como receptor de elétrons. Este processo metabólico é intermediado pela presença de matéria orgânica (detritos, algas, vegetação inundada), levando à remoção de acidez ou geração de alcalinidade.

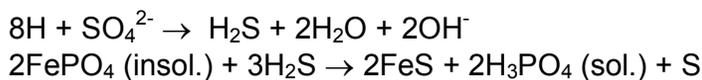
A ausência de oxigênio no fundo durante grande parte do ano influi de maneira marcante na distribuição dos compostos de fósforo, os quais geram preocupações com relação ao possível estabelecimento de condições eutrofizantes (superfertilização do ambiente aquático, com intenso florescimento de algas e macrófitas).

A dinâmica do fósforo no ambiente aquático está fortemente vinculada à presença de ferro na massa líquida. Sabe-se que o ferro tem grande afinidade em complexar-se com o fósforo, formando diversos compostos químicos. Como o íon Fe^{3+} é normalmente insolúvel (só é solúvel em pH inferior a 3), ele conseqüentemente precipita-se sob a forma de hidróxido de ferro hidratado, o qual é muito eficiente na adsorção de espécies químicas fosfatadas. A imobilização do fósforo na forma de fosfato férrico é por outro lado pouco freqüente, já que o íon puro fosfato (PO_4^{3-}) só ocorre em águas de pH elevado, superior a 10,6. Com muita probabilidade esta condição nunca será encontrada



COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DAS VELHAS

na represa de Santo Hipólito. Na faixa de pH esperada para esse corpo d'água (isto é, oscilando entre 5 e 9) deverão prevalecer outras espécies iônicas, quais sejam HPO_4^{2-} e H_2PO_4^- . Além dos processos aqui mencionados o fosfato também poderá ser imobilizado mediante a adsorção com argilas por meio de uma ligação química da carga negativa do fosfato com a carga positiva das bordas da argila ou ainda pela substituição do fosfato por silicatos de argila. Em condições de presença de oxigênio (portanto elevado potencial redox), os compostos de fosfato permanecem insolúveis, isto é, o fósforo não fica mais disponibilizado como nutriente. Desta forma ambientes aquáticos ricos em ferro apresentam menor tendência a eutrofizarem-se. Além disso o ferro pode complexar-se facilmente, mediante processo de adsorção, com vários tipos de metais pesados, o que é uma garantia suplementar para a qualidade ambiental do ecossistema aquático. Cabe ainda lembrar que, em situações de pH inferior a 5, o que poderá ocorrer eventualmente no fundo da represa, os metais alumínio e manganês comportam-se de forma semelhante ao ferro. Já em condições de pH elevado, que serão atingidas na superfície do reservatório, o elemento químico cálcio assume um papel muito importante, tendo em vista a possível precipitação do fósforo como fosfato de cálcio. A existência de uma camada de fundo anóxica durante o período de estratificação leva ao predomínio de baixos valores de E_h (potencial redox). Nestas condições poderá ocorrer a solubilização do fósforo, o qual só deverá atingir a zona fótica em períodos de intensa circulação das águas. Este fenômeno é conhecido como fertilização interna e poderá ocorrer na camada de fundo do reservatório de Santo Hipólito:



As reações químicas que se desenvolvem na interface água-sedimento constituem um dos aspectos mais complexos no campo da ecologia aquática. Muitas teorias já foram desenvolvidas sobre esse assunto, havendo todavia uma forte carência de informações no que se refere a lagos tropicais. Ademais sabe-se que a comunidade bentônica, isto é, aquela que habita o fundo dos ambientes aquáticos, formada principalmente por pequenos vermes e larvas de insetos, exerce um papel relevante na liberação de compostos químicos que estão presentes nas águas intersticiais do sedimento. Sob condições aeróbias há a formação de uma camada micrométrica aerada, imediatamente sobre a superfície do sedimento. Em condições anaeróbias ou hipóxicas, como poderá ser o caso do sedimento na represa de Santo Hipólito durante grande parte do ano, ocorre a formação de gás sulfídrico (H_2S), o qual é oxidado na superfície durante a fase de circulação vertical das águas. Esta oxidação proporciona a formação de ácido sulfúrico, o qual no entanto se dissocia imediatamente nos íons H^+ e SO_4^{2-} . Desta forma o ferro, que se encontrará ali na forma reduzida (íon Fe^{2+}) reagirá com o íon sulfeto (S^{2-}), formando um composto altamente insolúvel, o sulfeto ferroso (FeS). Como consequência haverá a eliminação do ferro presente na massa líquida, fato este que diminui as chances de precipitação do fosfato. Assim sendo, na camada superior da represa, que apresentará boas condições de aeração, haverá a precipitação de ferro e



COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DAS VELHAS

manganês sob a forma de hidróxidos, ocorrendo ainda a co-precipitação do fosfato. Dessa maneira poderão ser encontradas baixas concentrações de ferro, manganês e fósforo na coluna d'água. Este último deverá ainda ser prontamente assimilado pelas algas, reduzindo-se assim mais ainda os seus teores. Por outro lado na camada de fundo, sujeita a condições de anaerobiose, deverão ser registrados altos valores de fósforo, ferro e manganês. O manganês apresenta quimicamente um comportamento semelhante ao do ferro, sendo no entanto mais solúvel que este. Normalmente o manganês entra em solução mais cedo do que o ferro (i.e. em um potencial redox mais alto), voltando a precipitar-se mais tardiamente que o ferro. A determinação da relação Fe/Mn nas coletas de fundo poderá evidenciar esse comportamento.

No processo de circulação da massa líquida o transporte de oxigênio da superfície para o fundo ocorre fundamentalmente mediante o processo de difusão turbulenta, podendo aqui ser desprezada a parcela corresponde à difusão molecular. Como o desenvolvimento da difusão turbulenta ocorre mediante o estabelecimento de processos de mistura, torna-se assim essencial o conhecimento, ainda que aproximado, da dinâmica de circulação da represa. Parte-se aqui do princípio de que o aporte de oxigênio proveniente das camadas superiores da represa estende-se, em épocas de estratificação, até a região média do seu metalímnio, ou seja, até a termoclina. Sabe-se ainda que a profundidade da zona fótica (com presença de luz) coincide muitas vezes com a região do epilímnio/metalímnio. Este paralelismo entre penetração de luz e presença de oxigênio é válido considerando-se que a atividade fotossintética das algas, que habitam até o limite da zona fótica, é responsável pela maior parte do ingresso de oxigênio em represas. Por outro lado, em períodos de circulação, que ocorrerão durante algumas semanas na época de inverno, a represa estará provavelmente aerada até o fundo, tendo em vista sua característica holomítica. Como o reservatório ainda não está construído, o que impossibilita a realização de medições *in loco*, restam apenas duas possibilidades para estimativa da profundidade da camada aerada, equivalente à chamada profundidade de mistura:

- Comparação com ambientes aquáticos semelhantes;
- Utilização de modelos de prognóstico.

Nenhuma das duas alternativas pode fornecer dados precisos sobre a profundidade da camada aerada de uma futura represa. A comparação com ambientes semelhantes é apenas indicativa, estando sujeita a fatores de difícil ponderabilidade. Partindo-se do conhecido princípio da individualidade dos ecossistemas, sabe-se que, mesmo ambientes aquáticos essencialmente parecidos, inclusive morfológicamente, podem apresentar sensíveis diferenças de comportamento. Nossa experiência com reservatórios do Estado de Minas Gerais tem mostrado espessuras de epilímnio na faixa de 5 a 20 m. Como a represa de Santo Hipólito está projetada para ter uma profundidade máxima de 19 m, entende-se que seu epilímnio dificilmente superará o limite aproximado de 5 a 8 m. Por outro lado a utilização de modelos também apresenta fortes



COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DAS VELHAS

limitações devido à variabilidade dos fatores de força que atuam sobre o processo de mistura (morfologia, ventos, radiação solar, chuvas, características da bacia de drenagem). Como não existem modelos de natureza conceitual para o referido prognóstico de profundidade de mistura, dada a complexidade dos fatores intervenientes, resta apenas a utilização de modelos empíricos. Quase todos os modelos conhecidos de previsão de profundidade de mistura são de caráter cruzado (*cross sectional models*), isto é, foram obtidos a partir de observações em um determinado número de lagos ou represas, estabelecendo-se uma equação matemática única para a curva de resultados. Desta forma, tanto as comparações quanto os modelos, devem ser considerados como sendo apenas de forma indicativa. Os resultados de prognóstico estão sujeitos a modificações na época da validação do modelo (ou seja, com a represa já cheia), devido aos problemas aqui mencionados.

Cabe destacar que as represas tropicais, além de apresentarem diferenças mais fortes de densidade entre superfície e fundo, conforme já mencionado, evidenciam ainda uma menor influência das forças de Coriolis. A atuação destas forças de cunho rotacional leva à ocorrência de um ângulo entre a direção do vento e das ondas. Nos ambientes tropicais há uma menor deflexão na direção das ondas, implicando em maior eficiência de mistura por parte do vento.

Modelos para determinação da profundidade de mistura

A seguir é apresentado o cálculo da profundidade de mistura em represas, conforme os principais modelos disponíveis na literatura técnica (Kling, 1988; Hanna, 1990; Baigun and Marinone, 1995; Kalff, 2002). São adotadas duas notações, conforme a origem do modelo:

Prof._{termoclina} = Profundidade até a metade do metalímnio, onde ocorre a mudança na curva do perfil térmico;

Prof._{metalímnio} = Profundidade do início do metalímnio.

Os resultados do cálculo de cada modelo para o projetado reservatório de Santo Hipólito são apresentados em negrito.

Cálculo dos modelos:

$$\text{Prof.}_{\text{termoclina}} = 9,94 \cdot (\text{Comprim.}_{\text{máx}})^{0,3} \quad (52 \text{ lagos em Camarões}): \quad \mathbf{11 \text{ m}}$$

$$\text{Prof.}_{\text{termoclina}} = 23,68 + 1,6(A)^{0,5} \quad (26 \text{ lagos na Argentina}): \quad \mathbf{\text{Não se aplica ao presente caso}}$$

(fornece valor superior à profundidade máxima)

$$\log(\text{Prof.}_{\text{termoclina}}) = 0,336 \cdot \log(\text{Comprim.}_{\text{máx}}) - 0,245 \quad (\text{fórmula de Hanna})$$

(avaliação com base em 17 modelos referentes a 123 lagos): **2,9 m**

$$\text{Prof.}_{\text{metalímnio}} = 6,22(A)^{0,152} \quad (36 \text{ lagos no Japão}): \quad \mathbf{13 \text{ m}}$$



COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DAS VELHAS

$\text{Prof.}_{\text{metalímnio}} = 7 \cdot (\text{Comprim.}_{\text{máx}})^{0,42}$ (33 lagos na Nova Zelândia): **8 m**

$\text{Prof.}_{\text{metalímnio}} = 4,6 [1/2(\text{Comprim.}_{\text{máx}} + \text{Larg.}_{\text{máx}})]^{0,41}$ (88 lagos na Polônia e no Canadá): **4,5 m**

Observa-se que os resultados situam-se na ampla faixa de 2,9 a 13 m, correspondente a 15 e 68 % da profundidade máxima. A variabilidade de resultados já é esperada quando são utilizados modelos cruzados de origens distintas. Considerando-se que a profundidade máxima da represa de Santo Hipólito (19 m) é inferior àquela da maioria dos lagos utilizados nas modelagens acima descritas, torna-se lógico utilizar a faixa mais baixa de resultados obtidos, ou seja, com valores entre 2,9 m e 4,5 m. Estima-se portanto que a profundidade do início do metalímnio na barragem de Santo Hipólito deverá ser da ordem de 3 a 5 m, amplitude esta compatível com a magnitude do reservatório estudado.

A estabilidade da estratificação também pode ser avaliada comparando-se a profundidade máxima ($\text{Prof.}_{\text{máx}}$) e a profundidade do epilímnio ($\text{Prof.}_{\text{epilímnio}}$), conforme referenciado em Patalas, 1984 e em Davies-Colley, 1988:

$\text{Prof.}_{\text{epilímnio}} / \text{Prof.}_{\text{máx}} < 0,5$: estratificação estável, com formação de 3 camadas (epilímnio, metalímnio, hipolímnio);

$0,5 > \text{Prof.}_{\text{epilímnio}} / \text{Prof.}_{\text{máx}} < 1$: formação de 2 camadas (epilímnio e metalímnio), podendo haver a circulação em situações de ventos fortes;

Para o caso de Santo Hipólito são obtidos resultados entre 0,16 (para epilímnio de 3 m), 0,21 (epilímnio de 4 m) e 0,26 (epilímnio de 5 m). De qualquer maneira os valores são consideravelmente inferiores a 0,5, indicando a clara tendência à obtenção de estratificações estáveis.

Esta característica é também confirmada utilizando-se o modelo de Markofsky-Harleman (1971) [em Straškraba, Tundisi & Duncan (1993)], que apresenta como condição para estratificação:

$$320 \cdot Q \text{ (m}^3\text{/s)} \cdot L \text{ (m)} / V \text{ (m}^3\text{)} \cdot \text{Prof.}_{\text{média}} \text{ (m)} < 1/\pi \text{ (ou } 0,32)$$

A equação acima, que retrata o número de Froude densimétrico (F_R), recebe a seguinte interpretação:

Se $F_R > 1$: reservatório deve se apresentar totalmente misturado

Se F_R aproximadamente = 1, fraca estratificação

Se F_R aproximadamente = 0, forte estratificação

O resultado de 0,009 obtido para o caso de Santo Hipólito confirma mais uma vez a facilidade do desenvolvimento de fortes estratificações no corpo d'água. Destaca-se que a estratificação ocorrerá durante a maior parte do ano, sendo portanto a condição física prevalente na represa. Conforme já mencionado, durante algumas semanas, no período de inverno, a represa assumirá a



COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DAS VELHAS

condição de circulação vertical completa (ambiente monomítico e holomítico), não havendo portanto a formação de estratos.

Aspectos de qualidade da água

As informações disponíveis sobre a qualidade da água no rio das Velhas são preponderantemente originárias do *Programa Águas de Minas*. Este programa, coordenado pelo IGAM (Instituto Mineiro de Gestão das Águas) consiste em uma ampla rede de monitoramento distribuída pelos principais cursos de água no Estado de Minas Gerais. As coletas são realizadas com frequência trimestral (janeiro/fevereiro, abril/maio, agosto, outubro/novembro), proporcionando a análise dos parâmetros mais significativos para avaliação da qualidade da água. Observa-se que os monitoramentos são balanceados entre as estações seca (abril, agosto) e chuvosa (janeiro, outubro). No âmbito da rede de amostragem do IGAM o ponto mais próximo do barramento projetado de Santo Hipólito é aquele de nomenclatura BV-152, o qual situa-se a jusante da barragem projetada. Para o objetivo deste estudo, que está focado em um prognóstico da futura qualidade de água na represa de Santo Hipólito, considera-se relevante a obtenção de um panorama longitudinal da variação da qualidade da água ao longo do rio das Velhas, permitindo inferir a magnitude das mudanças de qualidade que ocorrem no curso deste rio. Tendo em vista a implementação de estações de tratamento de esgotos na Região Metropolitana de Belo Horizonte (notadamente as ETEs Arrudas e Onça), ocorrida a partir do ano de 2005, considera-se como mais razoável a avaliação da qualidade da água neste cenário atual, ou seja, desde o início de 2005. Neste estudo foram portanto utilizados os resultados no período de fevereiro 2005 a abril/2009, que é a última amostragem do IGAM com dados disponíveis de qualidade da água.

Para a representação gráfica dos resultados foram selecionados os seguintes parâmetros, que são julgados como sendo os mais relevantes para o estabelecimento de prognóstico de qualidade da água em futuras represas: **oxigênio dissolvido** (retrata a condição de integridade ecológica do ambiente aquático com relação aos possíveis usos previstos para o ecossistema), **fósforo total** e **nitrogênio total** (indicam o possível grau de trofia, i.e. da intensidade da produção primária no futuro reservatório), **condutividade elétrica** (representa o impacto gerado pelo lançamento de esgotos) e **temperatura da água** (regula todas as funções desempenhadas pela comunidade aquática, com destaque para os episódios de florações algais). Além disso é feito o estudo da evolução das populações (densidades de **cianobactérias**), com dados disponíveis a partir de 2007. Para os parâmetros físico-químicos, em que a variação de resultados não é muito acentuada (ou seja, desvios-padrão inferiores aos valores da média) foi adotada a representação gráfica das médias aritméticas de cada período (Figuras 1 a 5). Esta configuração permite uma visão abrangente do comportamento temporal e espacial dos parâmetros selecionados. Para o caso das cianobactérias, as quais apresentam fortes oscilações de magnitude, optou-se pela confecção de um histograma com escala logarítmica no eixo dos y (Figura 6).

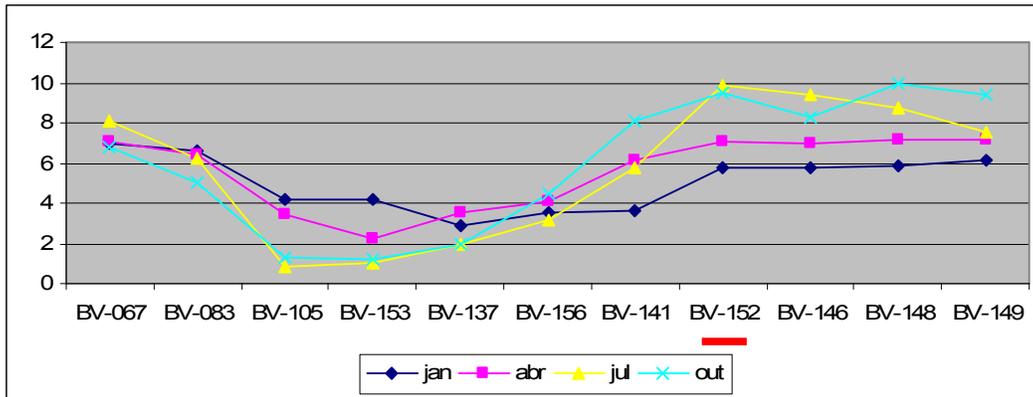


Figura 1: Concentrações de oxigênio dissolvido (mg/L)

Observa-se que os valores de oxigênio dissolvido (Figura 1) oscilam temporal e espacialmente. A queda verificada a partir do ponto BV-083 deve-se ao recebimento dos ribeirões afluentes (Arrudas e Onça), os quais aportam matéria orgânica biodegradável. Na estação prevista para implantação do barramento de Santo Hipólito (BV-152) já se constata um retorno às concentrações mais elevadas, apontando para um processo de autodepuração das águas. Um aspecto a ser destacado é o predomínio de elevados teores de oxigênio dissolvido nas médias do mês de outubro. Como nesta ocasião a temperatura da água é a mais elevada (Figura 5), seria esperada uma queda nos valores, já que a dissolução de gases na água é inversamente proporcional à temperatura (o que justifica as altas concentrações observadas nos meses de julho). A explicação para elevados teores de OD nos meses de outubro está associada aos episódios de florações de algas que usualmente ocorrem ao final da estação seca na região do baixo curso do rio das Velhas, exatamente no trecho onde está projetado o barramento de Santo Hipólito.

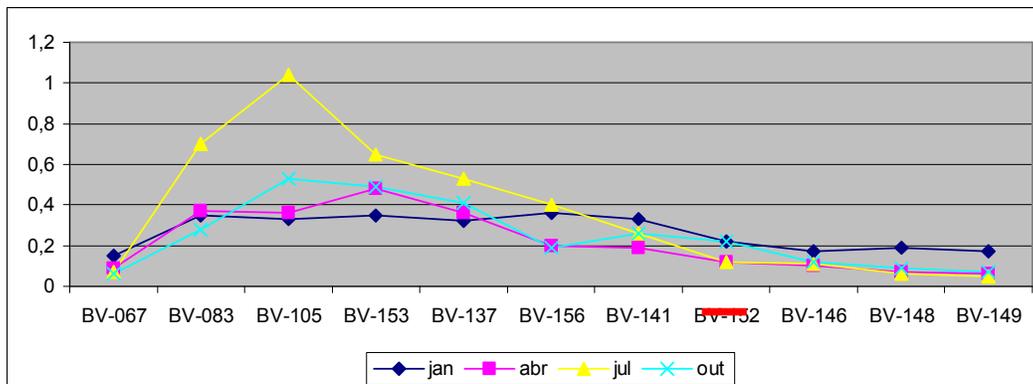


Figura 2: Concentrações de fósforo total (mg/L)

Para o caso do fósforo (Figura 2) constata-se um padrão inverso àquele observado para o oxigênio dissolvido, ou seja, as concentrações tendem a aumentar nos trechos sujeitos ao recebimento dos principais afluentes que drenam a Região Metropolitana de Belo Horizonte (ribeirões Arrudas e Onça). No baixo curso do rio das Velhas os teores de fósforo já são mais reduzidos. Embora o elemento químico fósforo apresente uma baixa mobilidade no solo, constata-se que, nas estações de jusante (baixo curso do rio), os teores são mais elevados nos meses de janeiro, portanto na época de maior pluviosidade. Este fato aponta para a relevância das fontes difusas (agricultura, criação de animais) no fornecimento de fósforo originário do escoamento superficial na bacia de drenagem do rio das Velhas. Por outro lado nas estações de montante (alto curso do rio) as maiores concentrações são registradas nos meses de julho, quando é menor a diluição das águas.

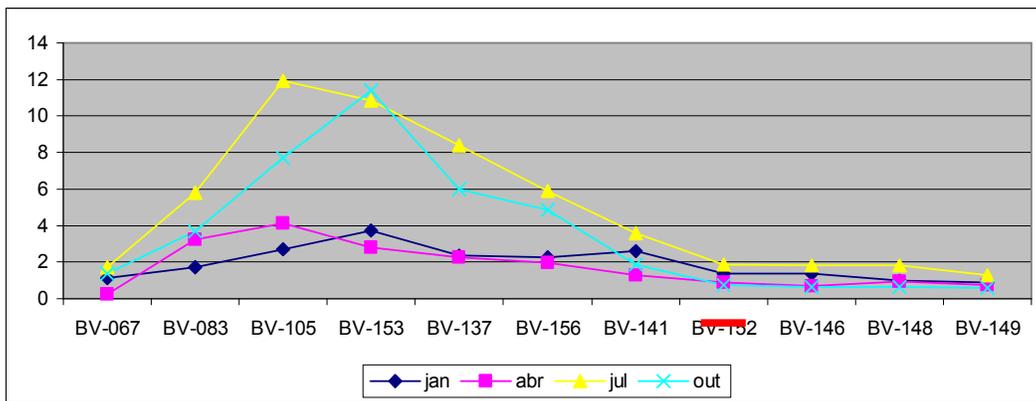


Figura 3: Concentrações de nitrogênio total (mg/L)

Com relação ao nitrogênio (Figura 3) verifica-se uma situação semelhante àquela descrita para o fósforo, ou seja, com picos de concentração na região sujeita ao recebimento dos afluentes urbanos. Todavia no baixo curso do rio das Velhas o predomínio dos valores médios de nitrogênio continua ocorrendo nos meses de julho (ausência de chuvas), o que indica uma menor relevância das fontes difusas na carga total de nitrogênio aportada ao rio das Velhas. Se esta contribuição fosse muito significativa seriam observadas médias mais elevadas nos meses de janeiro (influência das chuvas), como foi o caso do fósforo.

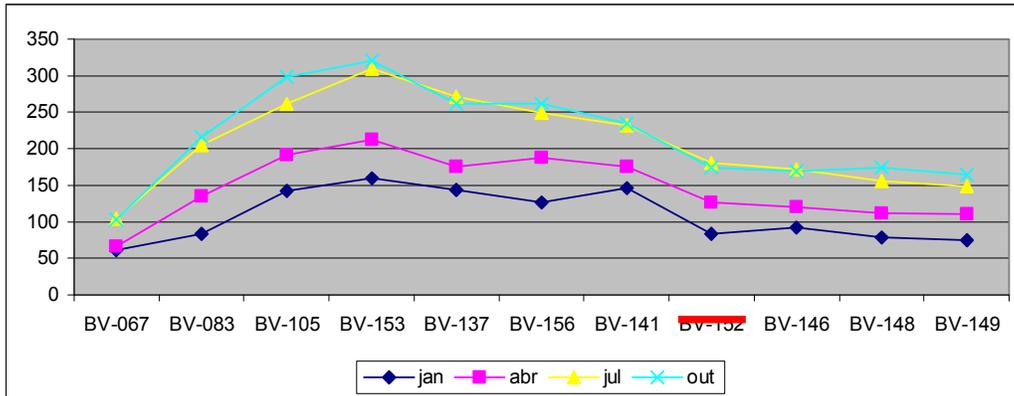


Figura 4: Valores de condutividade elétrica da água ($\mu\text{S}/\text{cm}$)

Os valores de condutividade elétrica no rio das Velhas (Figura 4) apontam para a influência dos lançamentos dos ribeirões que drenam a Região Metropolitana de Belo Horizonte, notadamente a partir da estação BV-083. Os teores de condutividade podem ser considerados como elevados, em se tratando de águas doces, o que indica a forte presença de sais dissolvidos na água, em sua maioria originários do recebimento de esgotos domésticos. Observa-se com clareza o registro de maiores valores na época seca (meses de julho e outubro) e de teores mais reduzidos em períodos de alta pluviosidade (meses de janeiro), quando a capacidade diluidora das águas manifesta-se mais intensamente.

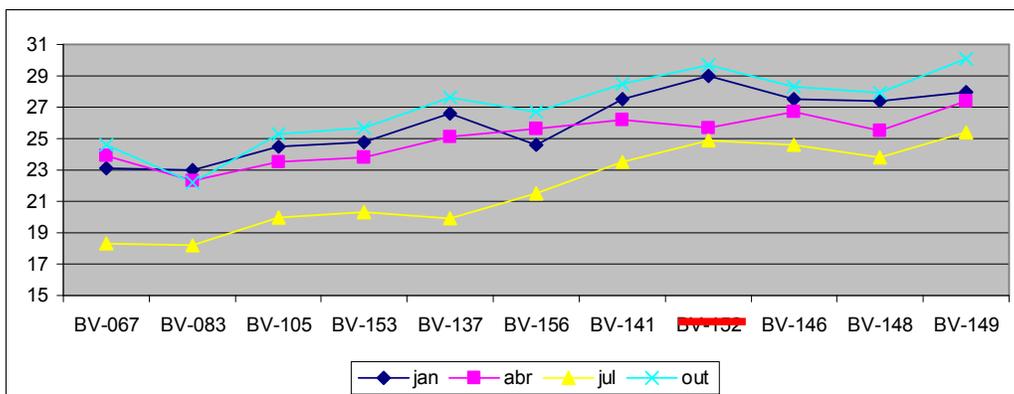


Figura 5: Valores de temperatura da água ($^{\circ}\text{C}$)

A distribuição dos valores de temperatura da água no rio das Velhas (Figura 5) segue naturalmente o padrão de sazonalidade decorrente da climatologia local, com o registro de menores teores no período mais frio do ano (coletas nos meses de julho). Já a época de águas mais quentes é encontrada nos meses de outubro (e não em janeiro, como usualmente assumido). Neste período, que abarca o fim da estação seca, é quando ocorrem também as florações algais

mais intensas, cuja eclosão está diretamente vinculada à elevação da temperatura, conforme será detalhado em tópico mais à frente. Observa-se ainda um incremento nas temperaturas médias à medida em que se avança para o baixo curso do rio das Velhas, que é uma região de menor declividade e baixas altitudes, fatores estes que contribuem para uma elevação das temperaturas da água.

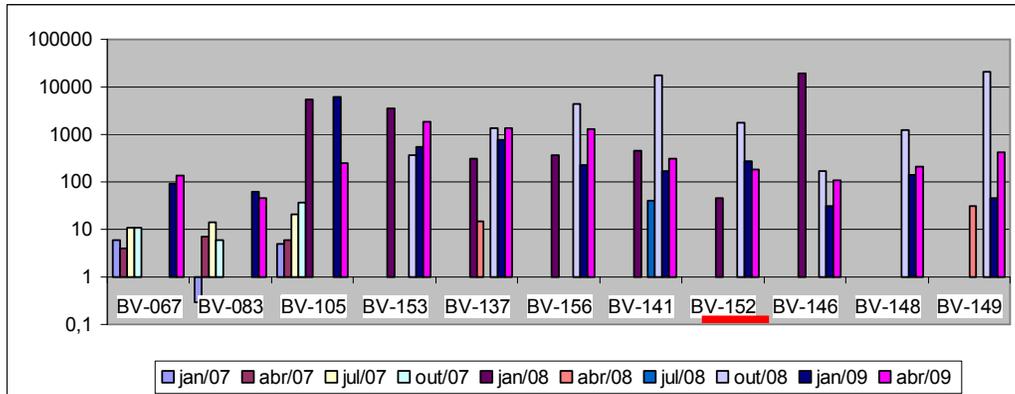


Figura 6: Populações de cianobactérias (ind/L)

A evolução temporal das populações de cianobactérias no rio das Velhas é apresentada na Figura 6. Devido às fortes oscilações de valores foi adotada uma representação logarítmica, a qual pode dificultar a correta interpretação dos resultados. De qualquer forma observa-se uma tendência à obtenção de maiores populações nos meses de outubro, quando é maior a temperatura da água e quando ocorre uma conjunção de fatores climáticos que concorrem para o registro de florações algais. Esta tendência é mais claramente consolidada na região do baixo curso do rio das Velhas, conforme os fatores influentes mencionados no parágrafo anterior.

Ainda com relação à qualidade da água, cabe destacar que a construção de uma represa provoca alterações no padrão de diversos parâmetros físico-químicos e hidrobiológicos. Um dos aspectos mais preocupantes refere-se à possível eclosão de episódios de eutrofização, como consequência da elevação do tempo médio de residência da água. De forma geral as mudanças que ocorrem na qualidade da água como consequência da implantação de barramentos são:

- Diminuição dos valores de sólidos suspensos e de turbidez (sedimentação de partículas sob condições de regime lântico);
- A diminuição das características de turbulência e de encachoeiramento em alguns tributários leva em geral à redução dos teores de oxigênio dissolvido, a qual pode ser todavia compensada pelo incremento da atividade fotossintética nas represas;



COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DAS VELHAS

- Os teores de pH podem inicialmente subir como conseqüência de um aumento do espelho d'água, favorecendo-se assim o desenvolvimento da atividade fotossintética, a qual promove uma elevação do pH (absorção de ácido carbônico pelas algas);
- Aumento da DBO em um estágio inicial, devido à decomposição da matéria orgânica da biomassa inundada.
- Aumento da diversidade biológica na represa e das populações planctônicas e de macrófitas aquáticas.

Potencial de eutrofização

De todos os fenômenos poluidores da água, a eutrofização é aquele que apresenta as características mais complexas, em função de sua base essencialmente biológica. O conceito de eutrofização relaciona-se com uma superfertilização do ambiente aquático, em decorrência da presença de nutrientes. Etimologicamente o termo **eutrófico** significa "muito alimentado" (*eu* + *trophos*) ou "alimentado em excesso". A eutrofização é, portanto, o fenômeno que transforma um corpo d'água em um ambiente bastante fertilizado ou bastante alimentado, o que implica em um crescimento excessivo de plantas aquáticas. Devido à presença de nutrientes em excesso, os organismos vegetais encontram condições favoráveis ao seu crescimento, o qual pode atingir proporções intensas, caracterizando-se, assim, o estabelecimento da eutrofização.

Os principais nutrientes que provocam o crescimento excessivo das plantas aquáticas são o nitrogênio e o fósforo. Em alguns casos, a disponibilidade de nutrientes é tão grande que os organismos vegetais chegam a cobrir completamente o espelho d'água de lagos e represas. É nestes ambientes que a eutrofização ocorre com maior intensidade, principalmente em função do elevado período de residência da água, o qual proporciona tempo suficiente para o crescimento das plantas aquáticas, notadamente algas e macrófitas (plantas aquáticas superiores). Em rios, a eutrofização é menos freqüente devido às altas velocidades (isto é baixos tempos de residência da água) e à elevada turbidez, que formam condições desfavoráveis ao crescimento de plantas aquáticas. É interessante observar que, na verdade, o fenômeno poluidor propriamente dito não é a eutrofização em si, mas sim a conseqüência do seu estabelecimento. O crescimento exagerado da vegetação aquática faz com que, após sua morte, sejam demandadas grandes quantidades de oxigênio para sua decomposição. É exatamente este o problema principal da eutrofização, ou seja, uma influência negativa no balanço de oxigênio, como conseqüência da decomposição da vegetação aquática que cresceu exageradamente devido à presença de nutrientes em excesso. Os compostos nutrientes, cuja presença no corpo d'água dá início ao processo da eutrofização, são originários principalmente dos esgotos domésticos (incluindo-se aqui os detergentes), esgotos industriais e, em menor escala, de criatórios de animais, fertilizantes e pesticidas, solo e drenagem pluvial urbana. Existe



COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DAS VELHAS

ainda uma eutrofização natural, de evolução muito mais lenta, provocada pela chegada de nutrientes originários do solo e da vegetação. Os Quadros 1 e 2 apresentam as concentrações médias de nutrientes em esgotos domésticos.

Quadro 1: Contribuições per capita e concentrações de nitrogênio no esgoto doméstico bruto (von Sperling, 2007)

Parâmetro	Contribuição per capita (g/hab.d)		Concentração (mg/L)	
	Faixa	Típico	Faixa	Típico
<i>Nitrogênio total</i>	6,0 - 12,0	8,0	35 - 70	50
• <i>Nitrogênio orgânico</i>	2,5 - 5,0	3,5	15 - 30	20
• <i>Amônia</i>	3,5 - 7,0	4,5	20 - 40	30
• <i>Nitrito</i>	≈ 0	≈ 0	≈ 0	≈ 0
• <i>Nitrato</i>	0,0 - 0,5	≈ 0	0 - 2	≈ 0

Quadro 2: Contribuições per capita e concentrações de fósforo no esgoto doméstico bruto (von Sperling, 2007)

Parâmetro	Contribuição per capita (g/hab.d)		Concentração (mg/L)	
	Faixa	Típico	Faixa	Típico
<i>Fósforo total</i>	0,7 - 2,5	1,0	4 - 15	7
• <i>Fósforo orgânico</i>	0,2 - 1,0	0,3	1 - 6	2
• <i>Fósforo inorgânico</i>	0,5 - 1,5	0,7	3 - 9	5

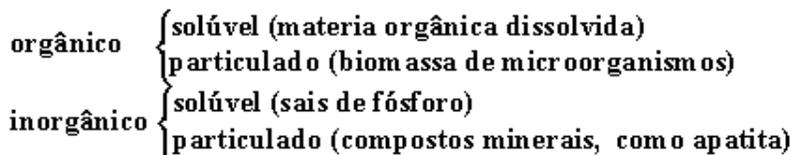
O nutriente limitante, é aquele que, sendo essencial para o crescimento de determinada população, está presente na menor concentração relativa à demanda do organismo. Sabe-se que a demanda das algas com relação a nitrogênio e fósforo é próxima do valor $N/P = 10$, que corresponde à constituição de sua biomassa. Se, em um determinado corpo d'água a relação N/P for superior a 10, o fósforo atuará como nutriente limitante, já que ele estará presente em concentrações inferiores às demandadas pelos organismos. Neste caso, não haveria um crescimento de algas devido à insuficiência de fósforo na massa d'água. Quando N/P é inferior a 10, o nitrogênio assume o papel de nutriente limitante. No entanto, se houver uma elevação da concentração do nutriente limitante, ocorrerá um crescimento populacional, com esta situação persistindo até o ponto em que a concentração desse nutriente passe a ser tão elevada no meio, que gradativamente um outro nutriente vai assumindo o papel de limitante, por não se apresentar em concentrações suficientes para suprir os elevados requisitos da população formada. Estas considerações são relevantes quando se trata de coibir o crescimento de algas, para se reduzir o impacto da eutrofização. Neste caso, as atenções devem ser dirigidas para impedir a entrada no corpo d'água do nutriente limitante, seja através de tratamento de esgotos ou por meio de



COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DAS VELHAS

canalizações interceptoras que coletam as águas residuárias antes de sua chegada ao corpo d'água. Ao se reduzir ou eliminar o nutriente limitante, o crescimento dos organismos vegetais será interrompido, mesmo que haja farta disponibilidade de outros nutrientes essenciais. Em grande parte dos ambientes aquáticos tropicais o fósforo assume geralmente o papel de nutriente limitante. Esta situação é claramente confirmada para o caso do rio das Velhas, onde a maior parte dos valores da relação N/P (nitrogênio/fósforo) é bastante superior a 10, o que indica o predomínio do fósforo como nutriente limitante. Ademais deve ser considerado o fato de que o nitrogênio apresenta uma fase gasosa, o que naturalmente dificulta a confecção de modelos que reflitam adequadamente sua dinâmica na massa líquida.

As formas de fósforo no ambiente aquático estão sumarizadas no diagrama abaixo:



Estima-se que a concentração média mundial de fósforo em águas doces esteja na faixa de 0,01 a 0,25 mg/L (Canadian Guidelines, 2000). A contribuição advinda de fontes difusas (drenagem pluvial) pode ser resumida conforme o Quadro 3.

Quadro 3: Contribuições unitárias típicas de fósforo por drenagem pluvial (von Sperling, 2007)

Fonte	Tipo	Faixas e valores típicos e faixas (kgP/km ² .ano)	
		Faixa usual	Valores típicos
Drenagem	Áreas de matas e florestas	1 a 100	10
	Áreas agrícolas	10 a 500	50
	Áreas urbanas	10 a 1000	100

Obs: os valores podem variar amplamente de local para local; os dados apresentados são referências de ordem de grandeza e faixas usuais

Além do já comentado prejuízo ao balanço de oxigênio, a eutrofização causa uma série de inconvenientes, tais como geração de maus odores, proliferação de mosquitos e insetos, cujas larvas encontram condições favoráveis de desenvolvimento nas folhas das plantas aquáticas, mortandade de peixes, solubilização de compostos diversos na região do fundo do corpo d'água (em decorrência das condições de acidez, proporcionadas pela anaerobiose), prejuízos à navegação e recreação. Com relação a este último aspecto a diminuição da transparência da água pode causar transtornos e acidentes aos banhistas. Particularmente graves são os problemas causados pelas algas em águas de abastecimento. Muitas das algas que se desenvolvem em lagos e



COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DAS VELHAS

represas eutrofizadas são tóxicas, tanto ao homem quanto aos animais, além de conferirem à água sabor e odor repugnantes. Estas algas interferem ainda negativamente nas diversas etapas do tratamento da água, seja prejudicando a floculação (pela modificação do pH), a decantação (pela excreção de compostos oleosos, que dificultam sua sedimentação) e a filtração (entupimento de filtros), seja aderindo a paredes de reservatório ou incrustando-se em redes de distribuição. Todavia a maior preocupação na eclosão de episódios de eutrofização em represas tropicais está associada à possível presença de cianobactérias.

As cianobactérias são organismos unicelulares, procariotas, com espécies coloniais e filamentosas, sendo também conhecidos como algas azuis. Sua origem no planeta remonta há 3,5 bilhões de anos (*período pré-cambriano*), constituindo-se nos primeiros seres fotossintetizantes a surgirem na Terra. São capazes de colonizar ambientes bastante inóspitos, tais como cinzas vulcânicas e areia do deserto, possuindo portanto uma extraordinária valência ecológica (faculdade de viver sob condições ambientais variadas). Esta característica é devida a um conjunto de estratégias adaptativas e de sobrevivência, sumarizadas a seguir:

- Produção de toxinas ;
- Existências de espécies capazes de realizar a fixação de nitrogênio atmosférico;
- Flutuabilidade (enchimento e esvaziamento de aerótopos), a qual ocorre pela existência de vacúolos de gás combinados com acúmulo de carboidratos, aumentando ou diminuindo a densidade das células; desta forma os organismos podem subir ou descer na coluna de água, com o objetivo de buscar ou evitar luz;
- *Luxury consumption*, isto é, capacidade de estocagem de nutrientes além da necessidade imediata do organismo;
- Baixa exigência de CO₂ e luz (requerem pouca energia para a realização dos processos vitais); por outro lado são capazes de suportar elevada intensidade luminosa, devido à presença de pigmentos carotenóides dissolvidos no citoplasma, que evitam a fotoinibição da síntese protéica;
- Resistem a altos valores de pH; crescem mais em pH de 6 a 9, temperatura de 15 a 30⁰ C e em águas com alta concentração de nutrientes; em situações de pH elevado ocorre a oxidação de CO₂ a CO₃, o qual pode ser utilizado pelas cianobactérias;
- Existem indicações de que o aquecimento global favorece a dominância de cianobactérias;
- São pouco eficientes na competição por fósforo (diatomáceas e clorofíceas são mais eficientes), por isso dependem de uma carga maior de nutrientes; normalmente a presença de amônia favorece crescimento de cianobactérias, ao passo que a presença de nitrato pode inibir seu crescimento;
- São mais resistentes a elevados valores de condutividade;
- Apresentam baixa taxa de pastagem, i.e. são pouco predadas pelo zooplâncton (possuem muita proteína e pouco carboidrato, sendo que o



COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DAS VELHAS

zooplâncton prefere lipídios e carboidratos); esta baixa edibilidade é devida ao tamanho e dureza da célula, à existência de camada gelatinosa e à própria estrutura da membrana celular;

- Possuem taxa de crescimento mais baixa, exigindo portanto maiores tempos de residência da água (em geral acima de 10 dias).

Sob o ponto de vista de organização celular, as cianobactérias são efetivamente bactérias, não apresentando organelas envoltas por membranas intracelulares e não tendo o material genético localizado em um núcleo definido. Todavia sob o aspecto fisiológico, trata-se de seres que realizam fotossíntese oxigênica, o que não é um atributo das bactérias e sim de algas e plantas. Esta dualidade confirma o caráter único destes singulares organismos. Eles apresentam ausência de plastos, possuem reprodução assexuada e têm a parede celular composta por glicopeptídeos. Seu tamanho varia consideravelmente, oscilando entre 0,5 μm (p.ex. *Synechocystis*) e 40 μm (p.ex. *Oscillatoria*). Alguns gêneros são dotados de movimentos (p.ex. *Oscillatoria*) e podem realizar dilatações do protoplasma, gerando pequenas ondas na massa líquida. Atualmente estão classificados cerca de 150 gêneros na Classe *Cyanophyceae*, abrangendo um universo de aproximadamente 2.800 espécies, as quais produzem tanto cepas tóxicas quanto não tóxicas. No Brasil estima-se a existência de mais de 20 espécies tóxicas, distribuídas entre 14 gêneros.

Com relação ao desenvolvimento histórico, existem relatos desde a antiguidade sobre efeitos deletérios a seres humanos e animais decorrentes da ingestão de águas com coloração esverdeada, indicando portanto florações de algas. O primeiro trabalho científico que menciona o assunto foi publicado na conceituada revista *Nature* em 1878. (Francis, G. : “Poisonous Australian lake”. 18:11-12), referindo-se a intoxicações provocadas pela cianobactéria *Nodularia spumigena*. Ainda na Austrália, mas cerca de 100 anos depois, ocorreu um surto de hepato-enterite, o qual foi denominado a “Doença Misteriosa de Palm Island”. Posteriormente verificou-se que a origem deste surto era devida a floração da cianobactéria *Cylindrospermopsis raciborskii* na água de uma represa onde havia ocorrido aplicação de algicidas. No Brasil merece destaque o episódio da represa de Itaparica (1988), quando ocorreram 88 mortes, inicialmente atribuídas a gastroenterite, mas depois identificadas com forte suspeita de ingestão de cianotoxinas. Em Caruaru-PE, no ano de 1996 foram registradas 76 mortes em uma clínica de hemodiálise, sendo este o primeiro caso cientificamente comprovado de óbitos de seres humanos devido à presença de cianotoxinas em águas de abastecimento.

As causas de produção de toxinas por algumas espécies de cianobactérias ainda constituem-se em um fértil campo de investigação científica. Atribui-se este fenômeno a uma defesa do organismo, ou seja, uma função protetora contra herbivoria. Os principais gêneros de cianobactérias produtoras de toxinas são: *Microcystis*, *Anabaena*, *Planktothrix* (antigo *Oscillatoria*), *Nostoc*, *Aphanizomenon*, *Cylindrospermopsis*, *Nodularia*, *Lyngbya*. *Anabaena* é o



COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DAS VELHAS

gênero com o maior número de espécies potencialmente tóxicas (*A. circinalis*, *A. flos-aquae*, *A. planctonica*, *A. solitaria* e *A. spiroides*).

As cianotoxinas encontram-se predominantemente no interior das células viáveis (sadias) das cianobactérias tóxicas (toxinas intracelulares). Durante episódios de floração de algas, mais de 90 % das toxinas estão nas células, ao passo que durante a lise celular (decomposição das células mortas) cerca de 50 % das toxinas estão dissolvidas. Quando ocorre a lise da célula (por decaimento natural ou pela ruptura provocada por agentes químicos), a toxina intracelular é liberada para a coluna d'água. Estes números indicam que a incorporação de cianotoxinas no meio líquido ocorre, em maior parte, após a morte das cianobactérias, fato este que revela os riscos associados à aplicação de algicidas para controle das florações.

Os principais tipos de cianotoxinas são as hepatotoxinas (afetam o fígado), neurotoxinas (afetam o sistema neurológico) e dermatotoxinas (afetam a pele).

As **hepatotoxinas**, que são inibidoras de proteínas fosfatases, chegam aos hepatócitos por meio de receptores de ácidos biliares, causando a hiperfosforilação do meio e a inativação de supressores do crescimento celular e levando à ocorrência de tumores. Esta desorganização celular provoca uma retração dos hepatócitos, causando a perda de contato dos mesmos com as células que formam os capilares sinusoidais. Desta forma são criados espaços internos, que vão sendo preenchidos com sangue, provocando uma hemorragia intra-hepática.

As principais hepatotoxinas são as microcistinas, cilindrospermopsinas e nodularinas, com destaque para as duas primeiras. As microcistinas, identificadas desde 1959, apresentam mais de 80 moléculas, distribuídas entre os principais gêneros: *Microcystis* (*aeruginosa* e *viridis*), *Anabaena*, *Anabaenopsis*, *Aphanizomenon flos-aquae*, *Nostoc*, *Planktothrix*, *Sinechocystis*. A cilindrospermopsina é uma toxina de ação lenta, levando de 5 a 7 dias para produzir efeito tóxico máximo. As principais espécies produtoras de cilindrospermopsina são: *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Aphanizomenon ovalisporum*, *Umezakia natans* e *Raphidiopsis curvata*.

Dentre as **neurotoxinas** destacam-se as anatoxinas e as saxitoxinas, também conhecidas por PSP -Paralytic Shellfish Poisoning ou TPM-Toxina Paralisante de Mariscos. Os principais gêneros produtores de anatoxinas são *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Cylindrospermopsis*, *Lyngbia*, *Planktothrix*, *Trichodesmium* e de saxitoxinas são *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Cylindrospermopsis* e *Lyngbia*.

As anatoxinas agem no organismo provocando a inibição de acetilcolinesterase (bloqueador neuromuscular), que é a enzima que catalisa a hidrólise da acetilcolina (neurotransmissor ou condutor neural) para colina e acetato. A colina é absorvida pelas células pré-sinápticas (sinapse: local de contato entre neurônios) e usada na síntese de mais acetilcolina, sendo que o acetato é transportado para outros tecidos e metabolizado. Para haver transmissão



COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DAS VELHAS

sináptica é necessário que a acetilcolina seja liberada na fenda sináptica e se ligue a um receptor pós-sináptico. A seguir ela é hidrolisada pela acetilcolinesterase. A acetilcolina tem que ser removida da fenda sináptica antes que a sinapse seja capaz de responder a outro sinal. A neurotoxina liga-se irreversivelmente a receptores de acetilcolina nas sinapses ou terminações nervosas, pois não é degradada pela acetilcolinesterase. Isto leva a um estímulo neural constante, ou seja, os músculos não entram em repouso, podendo provocar até mesmo a morte do organismo.

A ação das saxitoxinas no organismo dá-se pela inibição da condução nervosa, levando ao bloqueamento dos canais de sódio (fazem a comunicação entre neurônios, permitem influxo ou efluxo de íons). Este prejuízo à condução nervosa por dentro das membranas celulares afeta também a permeabilidade ao potássio e/ou a resistência das membranas, provocando a interrupção da transmissão de sinais entre receptores e levando a um estado de paralisia, que pode evoluir para morte.

As **dermatotoxinas** são LPS-lipopolissacarídeos, fazendo parte da parede celular das cianobactérias. Os principais gêneros produtores de dermatotoxinas são *Oscillatoria*, *Lyngbya* e *Schizothrix*. Estas toxinas provocam sobretudo irritações na pele, distúrbios gastrointestinais e alergia respiratória

Os sintomas de intoxicação por cianotoxinas são variados e dependem da quantidade de água ingerida. Para águas recreacionais os sintomas mais frequentes são irritações na pele e nos olhos, alergias, tonturas, fadiga, gastroenterite aguda. Na ingestão de água de abastecimento contendo cianotoxinas podem ser observadas dores abdominais, náuseas, vômitos, diarreia, dor de cabeça, adormecimento da boca, fraqueza muscular, irritação da laringe, tosse seca, bolha nos lábios, pneumonia atípica, prostração e anorexia.

Sob o aspecto químico, as cianotoxinas podem ser peptídeos cíclicos (p.ex. *microcistina* e *nodularina*), alcalóides nitrogenados (*anatoxina*) ou alcalóides sulfatados (*cilindrospermopsina*, *TPM*). A maioria das cianotoxinas é estável, mantendo a toxicidade mesmo após a fervura da água. Pode ocorrer a degradação fotoquímica quando a toxina é exposta à luz solar.

A questão das cianobactérias é tratada detalhadamente na legislação ambiental brasileira, notadamente no Padrão de Potabilidade da Água e na Classificação dos Corpos de Água. Conforme o Padrão de Potabilidade (Portaria MS 518/04), são determinados os seguintes limites para as cianotoxinas: microcistina: 1 µg/l (mandatório); saxitoxina: 3 µg/l (recomendação); cilindrospermopsina: 15 µg/l (recomendação). Esta mesma legislação define os seguintes padrões de monitoramento para cianobactérias:

Até 10.000 cél/mL (1 mm³/L de biovolume): monitoramento mensal no ponto de captação;

Acima de 10.000 cél./mL: monitoramento semanal;



COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DAS VELHAS

Acima de 20.000 cél/mL (2 mm³/L de biovolume): análise semanal de cianotoxinas na água na saída da ETA e nos hidrômetros de clínicas de hemodiálise e indústrias de injetáveis. Esta análise pode ser dispensada se não houver comprovação de toxicidade na água bruta por meio de bioensaios semanais em camundongos. Proibição do uso de algicidas (devido à lise celular e liberação de toxinas).

A legislação de Classificação dos Corpos de Água (*Resolução CONAMA 357/05 e DN COPAM 001/08*) estabelece os limites abaixo listados para a presença de cianobactérias em corpos de água doce:

Classe 1: 20.000 cel. de cianobactérias/mL, biovolume de 2 mm³/L, clorofila 10 µg/L;

Classe 2: 50.000 cel/mL, 5 mm³/L, 30 µg/L;

Classe 3: 100.000 cel/mL, 10 mm³/L, 60 µg/L.

De acordo com as orientações da Organização Mundial da Saúde devem ser adotados os seguintes níveis de alerta:

Vigilância: até 2.000 cél./mL ou 1 µg/L de clorofila *a*;

Alerta 1: até 100.000 cél./mL ou 50 µg/L de clorofila *a*;

Alerta 2: busca de fontes alternativas; divulgação.

Conforme a AWWA (American Water Works Association) são os seguintes os níveis de alerta recomendados:

Vigilância: de uma colônia ou 5 filamentos de cianobactérias / mL até 10.000 cél/mL ou de 0,2 mm³ a 1 mm³/L de biovolume;

Alerta 1: 10.000 a 20.000 cél/mL ou 1 a 2 mm³ de biovolume;

Alerta 2: 20.000 a 100.000 cél/mL ou 2 a 10 mm³ de biovolume; ações: Medidas operacionais (mudança de profundidade de captação, busca de fonte alternativa, melhorias no tratamento, como carvão ativado, pós-oxidação), incrementar monitoramento (frequência semanal, testes de toxicidade por bioensaios, análise química de cianotoxinas caso haja toxicidade), medidas de prevenção de risco à saúde (divulgação);

Alerta 3: > 100.000 cél/mL ou 10 mm³ ou presença confirmada de cianotoxinas; ações: Medidas operacionais (fornecimento emergencial, alteração do tratamento, monitoramento semanal de cianotoxinas), monitorar células de cianobactérias pelo menos 2 a 3 vezes por semana, reunião com autoridades de saúde pública, informação ao público.

O estudo do potencial de eutrofização de uma futura represa objetiva o estabelecimento de um prognóstico sobre a possível ocorrência de florescimentos algais no novo ambiente aquático. O simples fato de se transformar um ambiente lótico (rio) em um sistema lêntico (reservatório) implica em um considerável aumento da superfície do espelho d'água, associado a uma marcante elevação do tempo médio de residência da água, ambos fatores favoráveis à eclosão de episódios de eutrofização. Sabe-se



COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DAS VELHAS

ainda que os aspectos climatológicos exercem uma influência marcante sobre as florações de algas, as quais ocorrem com maior intensidade nos períodos secos. Nesta época do ano, que, para o caso do reservatório de Santo Hipólito, normalmente se estende de maio a outubro, observa-se um conjunto de fatores que contribuem para o crescimento mais acelerado do fitoplâncton, notadamente das cianobactérias:

1) Temperaturas mais elevadas do ar ⇒ Temperaturas mais elevadas da água → maior crescimento do fitoplâncton

2) Baixos índices pluviométricos ⇒ Menor velocidade da água → menor erosão das margens → maior transparência da água → maior crescimento do fitoplâncton

⇒ Menor capacidade de diluição do corpo d'água → aumento da concentração de nutrientes → maior crescimento do fitoplâncton

⇒ Maior tempo de residência da água → maior crescimento do fitoplâncton

⇒ Menor umidade relativa do ar → maior crescimento do fitoplâncton

3) Radiação solar intensa ⇒ maior crescimento do fitoplâncton → favorecimento das cianobactérias

Conforme já apontado em parágrafos anteriores deste relatório, observa-se que a conjunção destes fatores climatológicos é maximizada no final da estação seca (meses de setembro e outubro), quando são esperadas as maiores magnitudes de florações algais. Este fenômeno ocorre inclusive no ambiente lótico do rio das Velhas, como foi o caso da marcante floração de cianobactérias registrada no ano particularmente seco de 2007.

As considerações aqui apresentadas permitem concluir pela existência de um alto potencial de eutrofização no futuro reservatório de Santo Hipólito. As razões para esta avaliação estão associadas às altas concentrações de nutrientes já presentes no rio das Velhas e tributários, à perspectiva de obtenção de elevados teores de fósforo total após a formação da represa, à existência de um elevado tempo médio de residência da água no futuro reservatório, à climatologia local e à dinâmica de circulação e estratificação do ambiente aquático, com indicação da ocorrência de longos períodos de estratificação e de circulações verticais completas, as quais poderão aportar nutrientes às camadas superiores do reservatório. Devido à sua forma dendrítica, estima-se que as regiões mais rasas, correspondentes aos braços da represa, estarão ainda mais suscetíveis a sofrerem problemas de eutrofização.



Conclusões

A avaliação conjunta dos aspectos morfológicos e hidrodinâmicos da planejada represa de Santo Hipólito, aliada aos estudos de qualidade da água e do potencial de eutrofização do corpo d'água, permitem o estabelecimento das seguintes conclusões:

- Haverá a prevalência de estratificações bem definidas na represa durante a maior parte do ano. No período mais frio (junho a agosto) deverão ocorrer circulações verticais completas da massa d'água;
- A implantação da represa acarretará uma diminuição da turbidez e da presença de sólidos na massa líquida, conferindo um aspecto estético mais favorável ao possível uso do ambiente para recreação;
- O aumento da área de espelho d'água, juntamente com a sensível elevação do tempo médio de residência da água, oferecerão condições propícias ao estabelecimento de episódios de eutrofização;
- A eclosão de grandes florescimentos algais (eutrofização) deverá ocorrer em maior escala durante o período seco, notadamente ao final da estação de estiagem (meses de setembro e outubro), quando as condições climatológicas são mais favoráveis ao crescimento explosivo do fitoplâncton; esta tendência é historicamente mais consolidada no baixo curso do rio das Velhas, portanto na região prevista para a implantação da represa de Santo Hipólito;
- A maior preocupação associada à eutrofização das águas da represa está vinculada ao possível crescimento de cianobactérias; considerando-se que florações destes organismos têm ocorrido no regime lótico do rio, estima-se uma forte piora da situação quando houver a formação de um ambiente lêntico (reservatório);
- A eclosão de florações de cianobactérias poderá prejudicar os usos de abastecimento de água, de recreação e de transporte, constituindo-se ainda em um agravo à saúde pública;
- Sob o aspecto de qualidade da água considera-se que a implantação da represa de Santo Hipólito não contribuirá para a revitalização do rio das Velhas: as vantagens decorrentes da construção do reservatório (melhoria da qualidade físico-química da água, reserva de água para abastecimento, possível incremento no valor de harmonia paisagística do corpo d'água) são superadas pela provável ocorrência de



COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DAS VELHAS

indesejáveis episódios de eutrofização, cujas conseqüências são claramente prejudiciais ao uso sustentável das águas do rio das Velhas.

As conclusões acima mencionadas podem, de forma mais abrangente, ser extrapoladas a possíveis barramentos projetados para o Rio das Velhas, considerando-se principalmente o marcante potencial de eutrofização destes ambientes lênticos artificiais. Esta constatação reveste-se de maior relevância para o trecho do rio situado a jusante da Região Metropolitana de Belo Horizonte, dada a maior carga de nutrientes a que o ambiente aquático está exposto e ao registro histórico de florações de cianobactérias no baixo curso do Rio das Velhas.

Eduardo von Sperling
Engenheiro Civil e Sanitarista
CREA 13720/D
Professor titular do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da
UFMG



COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DAS VELHAS

Referências bibliográficas

- Baigun, C. & Marinone, M. (1995). Cold temperate lakes of South America: do they fit northern hemisphere models ? *Arch. Hydrobiologia* 135: 23-51
- Canadian Water Guidelines (2000). Government of Canada, Ottawa
- Davies-Colley, R. (1988). Mixing depths in New Zealand Lakes. *New Zealand J. Mar. Freshw. Res.* 22: 517-527
- Hanna, M. (1990). Evaluation of models predicting mixing depth. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 47: 940-947
- IGAM (Nota Técnica). *Exame da conveniência e dos efeitos do sistema de barragens cogitado pelo Ministério da Integração Nacional para implantação nas bacias dos rios das Velhas, Paracatu e Urucuia, no Estado de Minas Gerais.* S.M.T. SOUZA, 2008
- Kalff, J. (2002). *Limnology*. Prentice Hall, New Jersey, 592 p.
- Kling, G. (1988). Comparative transparency, depth of mixing and stability of stratification in lakes of Cameroon, West Africa. *Limnol. Oceanogr.* 33:27-40
- Ministério da integração Nacional/CODEVASF. *Estudos de avaliação da viabilidade de um sistema de barragens para otimizar a regularização de vazões nas bacias dos rios das Velhas, Paracatu e Urucuia, MG, GO e DF.* ECOPLAN, 2005
- Ministério da integração Nacional/CODEVASF. *RTP-07: Estudos de avaliação da viabilidade técnico-econômica e ambiental de um sistema de barragens na bacia do Rio das Velhas com vistas à revitalização do rio São Francisco.* ECOPLAN, 2008
- Patalas, K. (1984). Mid-summer mixing depths of lakes of different latitudes. *Verh. Int. Ver. Limnol.* 22: 97-102
- Straškraba, M; Tundisi, J & Duncan, A (1993). *Comparative reservoir limnology and water quality management*, Kluwer Academic Publishers, Boston, 291 p.
- Timms, B.V. (1992). *Lake geomorphology*. Gleneagles Publishing, Adelaide, 180 p.
- von Sperling, E. (1999). *Morfologia de lagos e represas*. Editora DESA/UFMG, Belo Horizonte, 137 p.
- von Sperling, M. (2007). *Estudos e modelagem da qualidade da água de rios*, DESA/UFMG, 588 p.
- Wetzel, R. & Likens, G. (2000). *Limnological analyses*. Springer, New York, 345 p.