XI SIMPOSIO DE RECURSOS HIDRÍCOS DO NORDESTE

CAPACIDADE DE CARGA E O USO MÚLTIPLO DA ÁGUA DE RESERVATÓRIOS – EUTROFIZAÇÃO VERSUS RE-OLIGOTROFIZAÇÃO

Günter Gunkel[1]*; Maria Sobral*[2]

[1] Universidade Técnica de Berlim, Cátedra de Controle de Qualidade da Água, Straße des 17. Juni 135, 10623 Berlim, Alemanha (E-Mail: *guenter.gunkel@tu-berlin.de*)
[2] Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), Departamento de Engenharia Civil, Av. Acadêmico Hélio Ramos, s/n Cidade Universitária, 50.740-530, Recife/PE, Brazil. (E-mail: *msobral@ufpe.br*)

RESUMO – O processo da eutrofização em reservatórios pôde ser identificado como problema central para a qualidade ambiental e a sustentabilidade de reservatórios. O processo da eutrofização é uma consequência do incremento súbito do estado trófico incluindo a mineralização da vegetação inundada, condições operacionais da força hidroelétrica dessecando a zona litoral e alterações duradouras no uso de terras em bacias hidrográficas devido à migração populacional, entre outros. Os efeitos da eutrofização são complexas interações levando ao decréscimo da qualidade de água e ocorrências de espécies indesejadas como cianobactérias contendo cianotoxinas, envolvendo igualmente o desenvolvimento em grandes proporções de macrófitas como a *Egeria densa* tendo impactos mecânicos sobre as turbinas, e ao aumento de gases de efeito estufa, principalmente de metano. A eficiência de uso fósforo e a carga crítica do fósforo do reservatório podem ser utilizadas para a determinação da carga crítica da bacia, e estes dados servem para a avaliação do potencial da gestão do reservatorio. A re-oligotrofização do reservatório Itaparica pode ser realizada através da combinação de diferentes medidas exercidas na esfera do saneamento (concepção da taxa de exportação crítica), da gestão de usinas hidroelétricas (redução de zonas de dessecação), da modelagem hidrológica avançada para diferenciar os braços do reservatório e considerando a capacidade de carga do reservatório e da gestão de sedimentos para a reutilização dos sedimentos.

ABSTRACT – The process of reservoir eutrophication has been recognized as a central problem in reservoir environmental quality and sustainability. Eutrophication process is a consequence of the trophic upsurge, which include mineralisation of the inundated vegetation, hydropower operational conditions with desiccation of the littoral zone, and long-time change of land use in the watershed due to population migration, among others. Effects of eutrophication are complex interactions with a decrease in water quality, occurrence of undesired species such as cyanobacteria with its cyanotoxins, mass development of macrophytes such as *Egeria densa* with its mechanical impact on turbines, and an increase in greenhouse gas emissions, mainly methane. The phosphorus use efficiency and the critical phosphorus load of a reservoir can be used to determine a critial export rate from the watershed, and these data can be used to evaluate the potential of a reservoir

management. Re-oligotrophication of the Itaparica Reservoir can be realized by a bundling of measures such as sanitation (critical export rate concept), hydropower plant management (reduction of desiccation zones), advanced hydrological modelling to differentiate reservoir branches, consideration of carrying capacity of the reservoir, and sediment management for sediment reuse.

PALAVRAS-CHAVES – Eutrofização, re-oligotrofização, reservatório, Itaparica, capacidade de carga, carga fósforo

INTRODUÇÃO

O armazenamento de água é de suprema importância para o Nordeste do Brasil devido às pequenas quantidades e a hiperexploração do lençol de água. Hoje, a política ambiental prioriza a construção de novos reservatórios para o uso de hidroenergia. É preciso desenvolver uma forma de gestão dos reservatórios e das bacias hidrográficas que vise minimizar os efeitos sobre o meio ambiente. A produção de usinas de energia à base da agricultura irrigada incentivará o desenvolvimento de novos projetos de barragem.

Geralmente reservatórios em áreas tropicais e semiáridas implicam numerosos problemas no que diz respeito à qualidade da água e o impacto sobre o meio ambiente devido ao fato de que em muitos tenha ocorrido uma alteração célere do ecossistema aquático alcançando condições eutróficas, juntamente com problemas vinculados, como o desenvolvimento em grandes proporções de macrófitas, ou, de eflorescências de algas através de cianobactérias envolvendo a produção de cianotoxinas e, igualmente, a emissão de metano, um gás de efeito estufa (Gunkel et al., 2003). Os objetivos da gestão integrada para reservatórios são a redução do impacto sobre a qualidade da água garantindo o uso em longo prazo da água, mas também a redução do impacto sobre a natureza, principalmente sobre a biodiversidade e, igualmente, a redução dos níveis de contaminação. À escala global visa-se a redução das emissões de gases de efeito estufa.

A sustentabilidade de um reservatório somente pode ser garantida se o nível trófico for reduzido, isto significa a re-oligotrofização. A re-oligotrofização de um reservatório é um processo de múltiplos fatores incluindo estratégias de saneamento (medidas nas bacias hidrográficas) e de restauração (medidas in situ), como também condições operacionais da força hidroelétrica ecológica e o uso adaptado do corpo de água (por exemplo, através da aquicultura).

No caso da gestão de lagos eutrofizados, a re-oligotrofização já tem sido aplicada desde algumas décadas (Sas 1989, Jeppesen et al. 2005) e, executada com sucesso até em lagos de extensão maior. Porém, no que trata a oligotrofização de lagos tropicais continuam existindo certas carências pelo fato de que a maioria dos projetos de oligotrofização tenha sido realizada em zonas temperadas; a oligotrofização de reservatórios constitui uma nova abordagem na gestão de reservatórios e será o foco do novo programa de pesquisa INNOVATE (2012), interação entre múltiplas formas de uso de reservatórios através da junção inovadora de ciclos substâncias em ecossistemas aquáticos e terrestres, apoiado pelo Ministério Federal de Educação e Pesquisa da Alemanha (BMBF) e a UFPE, UFRPE, MCT, CNPq, PRODEMA, entre outros.

MÉTODOS

No rio São Francisco oito reservatórios foram construídos, entre eles o reservatório de Itaparica no curso médio do rio utilizado para a geração de energia hidroelétrica. O reservatório de Itaparica (Fig. 1) tem um afluxo de água de 2.060 m^3/s e apresenta uma extensão de 149 km com uma superfície de 828 km^2 e uma sub-bacia hidrográfica de 93.040 km^2; apresenta uma profundidade máxima de 101 m (profundidade média = 13 m) e um o volume máximo normal de 10,7 x 10^9 m^3. Hoje, o destino principal da água é para o uso na agricultura irrigada representando 51 % do uso. Porém, pode ser verificada uma demanda crescente de água destinada para a aquicultura (sistema tanque-rede); a água também é requerida para os sistemas de viveiros de piscicultura nos reservatórios e a transposição para a região do Norte.

Após de 20 anos em operação, há uma avaliação comparando os impactos sobre o meio ambiente previstos no estudo ambiental e a situação ambiental presente (Gunkel and Sobral, 2007), utilizando, entre outros, dados do monitoramento regular sobre a qualidade da água, elaborado pela CHESF (2005). Dados das áreas da física, da química e da biologia foram analisados cada três meses utilizando métodos limnológicos estandardizados como sondas in-situ, análises químicas da água conforme os US Standard Methods, e análises biológicas do fitoplâncton (Ütermöhl) e do zooplâncton. Estudos adicionais analisaram sistemas de aquicultura acerca da qualidade da água e dos sedimentos, e incluíram o mapeamento SIG (Sistema de Informação Geográfica) da sub-bacia hidrográfica utilizando imagens aéreas e de satélites (Candeias et al. 2007).

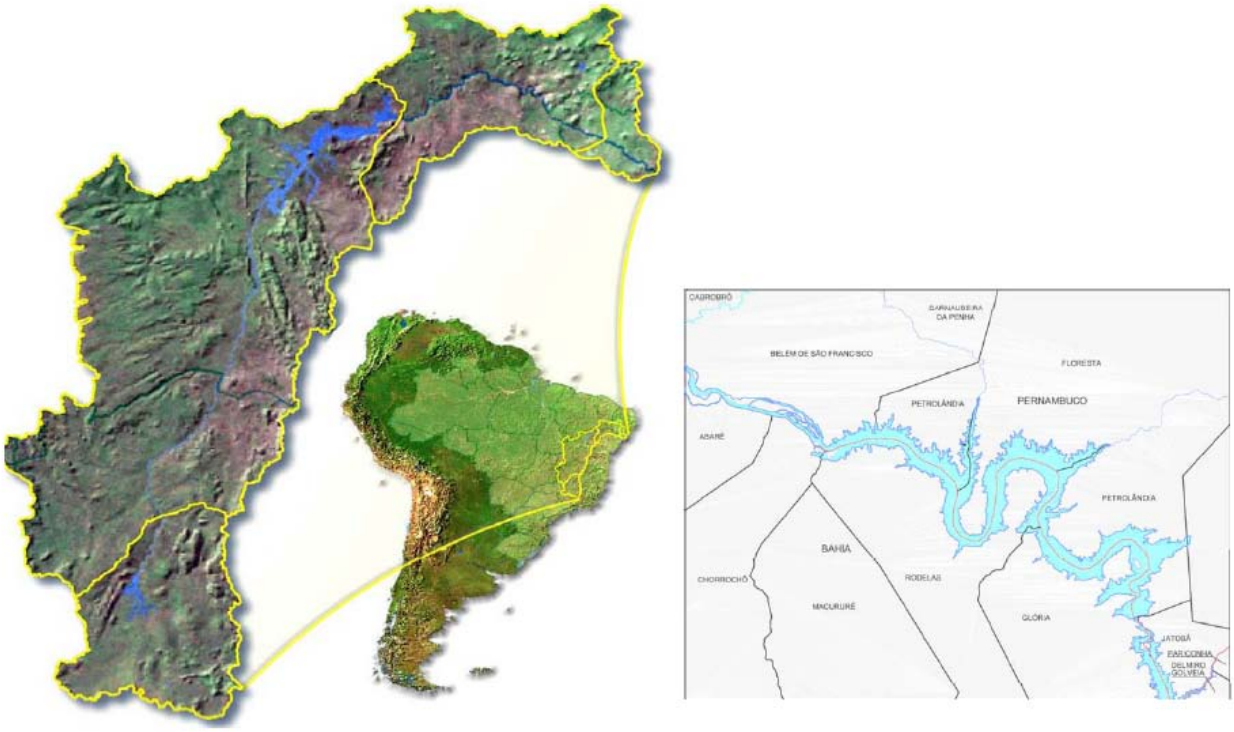

Figura 1. Bacia do rio São Francisco e o reservatório de Itapacica (de ANA 2004; CHESF 2005)

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Usos múltiplos e impactos ambientais do reservatório Itaparica

Desde 1950 foram desenvolvidos objetivos para a gestão de reservatórios, começando com a conservação quantificadora e o controle de enchentes até 1980, passando pelo controle de qualidade da água (controle higiénico, de parasitas e toxicológicos), chegando, hoje, na reforma de reservatórios, ou seja, na proteção e restauração da biodiversidade como também na re-oligotrofização para assegurar a limitação do desenvolvimento de cianobactérias e para reduzir a emissão de metano.

Os principais usos do reservatório Itaparica são:

- geração de energia elétrica a baixo custo (1.500 MW),
- controle de enchentes através da regularização das vazões do rio São Francisco, principalmente através do reservatório Sobradinho,

- fonte de abastecimento de água para irrigação da agricultura (4.700 ha),
- abastecimento de água doméstico e industrial (cerca de 50.000 pessoas),
- aquicultura em tanques de rede e lagoas ao lado do reservatório, produtividade atual: 4.000 t a^{-1}, produtividade planeada: 20.000 t a^{-1},
- proteção do ecossistema aquático e da biodiversidade,
- caudal mínimo garantido da água na bacia baixa do São Francisco,
- novas oportunidades para recreação e turismo,
- novas oportunidades de pesca (pesca desportiva).

Os impactos ambientais de Itaparica refletem-se na bacia e uso do solo:

- perda de terras férteis e de madeira, de terras agrícolas cultivadas, necessidade de compensação pela perda de terras agrícolas,
- introdução de agrotóxicos no reservatório, aumento de poluição,
- efeitos sociais sobre a população local devido à relocação, mudança nas atividades econômicas e uso tradicional do solo;

nas condições físicas do reservatório:

- sedimentação do material em suspensão no entrada do reservatório e aumento da possibilidade de ocorrência de enchentes,
- redução das enchentes e do material em suspensão a jusante do reservatório com redução da fertilidade dos solos,
- perdas de água principalmente devido à infiltração, evaporação e evapotranspiração com macrófitas flutuantes,
- aumento da variação do nível de água e destruição das margens,
- na pesca e navegação em represas onde a vegetação existente não foi previamente desmatada;

no aumento do estado trófico do reservatório:

- introdução de nutrientes no reservatório, aumento da eutrofização e biomassa alta de cianobactérias (produção do cianotoxinas) e de macrófitas submersas (*Egeria densa*) com impactos nas turbinas e promoção da doença de veiculação hídrica Schistosomiasis; *Schistosoma mansoni*, hospedeiro no Gastrópode planorbideo *Biomphalaria straminea*, combinado com macrófitas como *Egeria densa*,
- variação do nível de água com sedimentos secos, mineralização dos solos secos com introdução de nutrientes,

- sedimento anóxico com mobilização do fósforo e emissão alta de gases de efeito de estufa (CH_4);

no valor ambiental:

- barreira à migração de peixes, perda de espécies aquáticas nativas (peixes e outros) do rios,
- introdução involuntária de peixes dos sistemas de aquicultura (*Tilapia niloticus*).

O processo de eutrofização do reservatório de Itaparica

O ciclo de carbono respectivamente o ciclo nutritivo diferencia-se do ciclo em lagos naturais:

- Muitas vezes os reservatórios têm uma estrutura arborescente com longas áreas rasas e margens compridas o que significa que um aumento em partes rasas e mais produtivas leva a um potencial maior de eutrofização;
- Muitos reservatórios apresentam longas margens que são dessecadas periodicamente devido às alterações do nível de água operacional; a oxigenação de sedimentos leva à degradação de COP (carbono orgânico particulado) acumulado, acompanhado pelo lançamento de N e P;
- Reservatórios estão sujeitos a um processo célere e ‘natural’ de eutrofização – o 'trophic upsurge', incremento súbito do estado trófico (Gunkel et al., 2003; Gunkel, 2009). O aumento do estado trófico é um efeito regular da contenção de rios e está baseado em diferentes processos ecológicos, como (a) a mineralização da vegetação inundada e de terras, (b) alterações das condições hidrodinâmicas acompanhadas pelo aumento do caráter potamal através do aumento da temperatura, redução do re-arejamento físico, e o depósito de matéria suspendida, (c) a acumulação de sedimentos finos com proporções significativas de material orgânico; um déficit de oxigênio precisa ser esperado e causa a remobilização química redox de fósforo, e (d) alterações duradouras no uso de terras em bacias hidrográficas devido à migração populacional para as margens do reservatório onde as possibilidades econômicas são mais favoráveis (Fig. 2);
- O potencial de eutrofização de reservatórios tropicais foi avaliado como muito alto (Lewis 2010) devido à insolação alta e a produção durante o ano inteiro, temperaturas altas estimulando cianobactérias, e a estratificação termal instável (corpo de água polimítico) com uma alta troca de nutrientes.

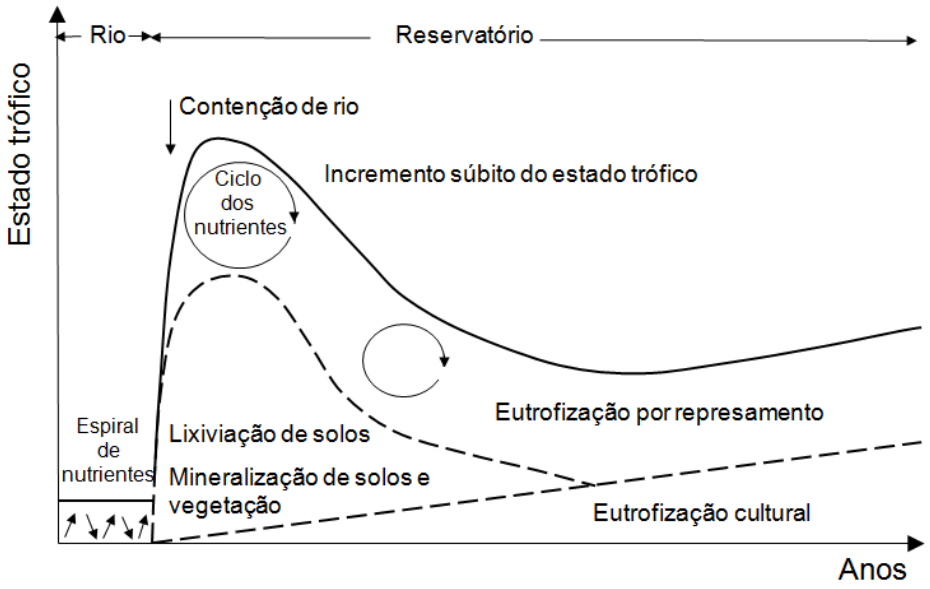

Figura 2. Incremento súbito do estado trófico de reservatórios (mod. de Gunkel 2009)

Qualidade da água

A temperatura da água no reservatório Itaparica é muito alta e chega a 32 °C. A química da água é determinada pela baixa capacidade tampão da água (alcalinidade média = 31 mg l^{-1} $CaCO_3$), e conteúdo iónico baixo (condutividade média = 65 - 132 µS cm^{-1}). Durante a temporada de chuva (junho a agosto) altas concentrações de minerais suspendidas (barro, limo) podem ser observadas (até 425 mg l^{-1} em 2005). A precipitação leva a alterações significativas na química da água; e baixos valores de condutividade com altos valores de P (< 69 µg l^{-1}) e N (< 700 µg l^{-1}) são representativas para o período de chuvas. Durante o período de seca a concentração de fósforo é moderada (13 µg l^{-1} P_{total}). A concentração de oxigênio varia entre 5,3 mg l^{-1} (68 % saturação) e 12,0 mg l^{-1} (150 % saturação). A produção primária é limitada pelo fósforo (N/P fator = 16 – 29).

Eficiência do uso de fósforo

O modelo da carga de fósforo pela OCDE desenvolvido no hemisfério do norte (OECD, 1982) dá a correlação geral sobre a bioprodutividade e as condições do fósforo e hidráulicas; o CEPIS (Salas e Martino, 1991) conduziu estudos analógicos para corpos de água na América Latina, como também para reservatórios (Huszar et al., 2006). Para o reservatório Itaparica esta relação de fósforo-clorofila visto a eficiência da bioprodutividade é dado por

$$\log \text{Chl a} = -0{,}07 + 0{,}714 \log P_{tot},\ r^2 = 0{,}202 \qquad (1)$$

o que se encaixa perfeitamente nas equações sobre bioprodução da OCDE e do CEPIS (Fig. 3). A variação do uso de P explica-se primordialmente pelas condições específicas das estações (períodos de secas e de chuvas) e, também, pelo fato de que o desenvolvimento local de algas estarem recentemente no foco de pesquisas.

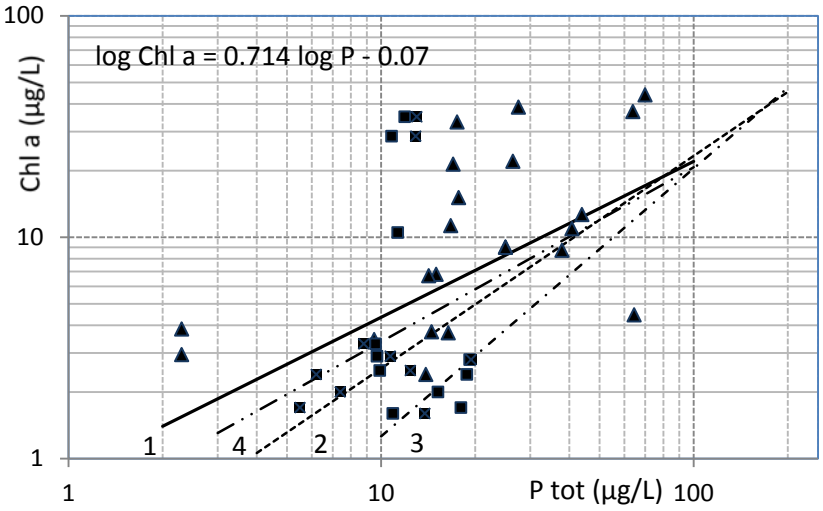

Figura 3. Chl a correlação com o total P no reservatório Itaparica, ■ período de chuva, ▲ peridodo de seca. (1 = este estudo, 2 = OECD (1982), 3 = CEPIS por Salas and Martino (1991), 4 = Huszar et al. (2006); de Gunkel & Sobral (2012))

A correlação Chl a - P_{total} (Fig. 3) pode ser utilizada para identificar a concentração crítica P_{total} no reservatório de 10 µg l^{-1} P_{total}, representando uma biomassa de fitoplâncton de < 5 µg l^{-1} Chl a, o que significa condições mesotróficas pelo sistema de classificação de Vollenweider. A carga crítica (L_{crit}) foi determinada pelo modelo Vollenweider (OECD, 1982; eq. 2)

$$L_{crit} = P_{crit}\ q_s \left(1 + \frac{\sqrt{z_m}}{q_s}\right) \qquad [g\ m^{-2}\ a^{-1}] \tag{2}$$

com q_s = carga hidráulica (= $Q/A = z_m/\tau_w$; Q = descarga anual [$m^3\ a^{-1}$], A = superfície do lago [km^2], z_m = profundidade média [m] e τ_w = tempo de residência da água [a]). L_{crit} de Itaparica é 1,2 g P m^{-2} a^{-1} utilizando 10 µg l^{-1} como concentração crítica P. Isto é a capacidade de carga do reservatório Itaparica, porém certos fluxos naturais e básicos P precisam ser considerados (Fig. 4).

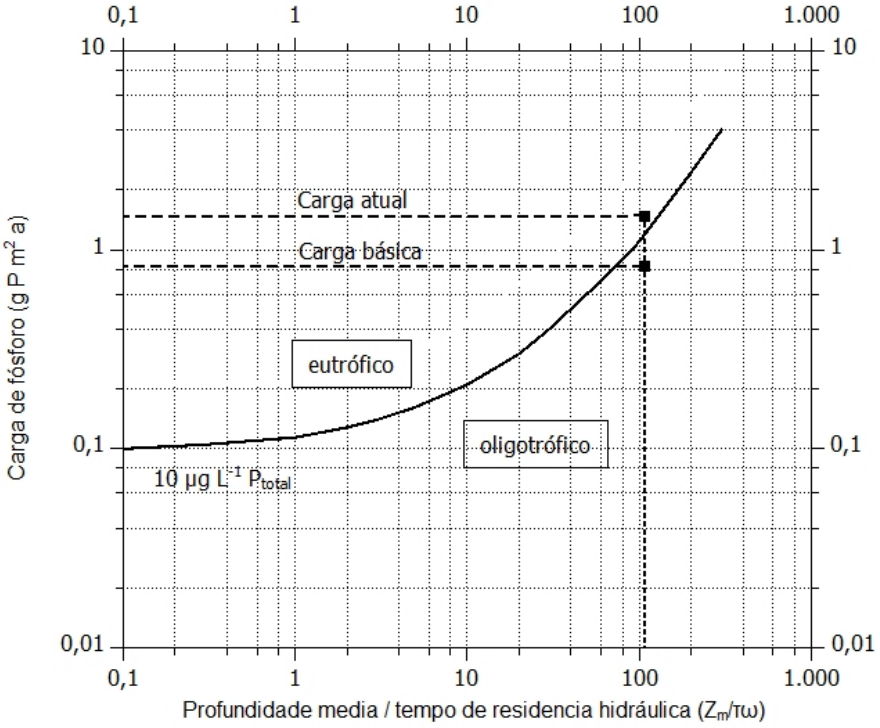

Fig. 4. Posição do reservatório Itaparica no modelo de carga crítica da OCDE (1982).

Fontes de fósforo para o reservatório Itaparica

Para o reservatório Itaparica a entrada principal de P tem fontes internas (Tabla 1):

- afluxo do São Francisco (2.154 m^3 sec^{-1}) com uma concentração média de P de 19,6 µg l^{-1} (CHESF 2005), e uma concentração máxima de 77 µg l^{-1} (período de chuva)
- uma carga interna pela mineralização da vegetação remanescente de aproximadamente 7,4 t ha^{-1} (Kaufmann et al. 1993) com a perda de P de aproximadamente 40 kg km^{-1} durante um período de 20 anos,
- viveiros de piscicultura de tilápia com uma produtividade de 20.000 t a^{-1} (objetivo planejado), lançamento de 260 t a^{-1} P (fator de conversão alimentar de 1,3, P conteúdo alimentar de 0,6 %, P lançamento no reservatório de 80 %), a produção efetiva de peixe é aproximadamente de 4.000 t a^{-1}, com um lançamento de 52 t a^{-1},
- a carga interna de P devido ao lançamento redox químico de P, não há dados disponíveis,
- chuvas de aproximadamente 1 kg km^{-2} a^{-1} (Resende et al. 2011);

Portanto a soma de fontes internas P tem o valor de 0,59 g m^{-2} a^{-1}.

As fontes externas de P são

- exportações da agricultura irrigada (escoamento superficial, drenagem, erosão) de aprox. 4.700 ha com o lançamento de P de aprox. 100 kg km^{-2} a^{-1}, este valor corresponde com bacias hidrográficas brasileiras (Sperling 2007, Barros et al. 2008, Shoumans et al. 2009);
- exportações da caatinga (93.040 km^2) com aproximadamente 0,01 – 0,3 kg ha^{-1} a^{-1} (Bruijnzell 1991);
- esgoto produzido por aprox. 50.000 habitantes que vivem nas margens do reservatório sem ou com tratamento insuficiente de esgoto (tanques facultativos), suposição foi utilizada com a emissão de 50 % do equivalente de habitante de aprox. 3 g d^{-1} P.

A soma de fontes externas de P é de 0,82 g m^{-2} a^{-1}, portanto a carga já conhecida P_{total} com os sistemas de aquicultura planejados de 1,41 excedem a carga crítica P de 1,2 g P m^{-2} a^{-1}.

Tabela 1: Fontes de P, carga P e potencial da gestão do reservatório.

Fonte P	**Carga-P g m^{-2} a^{-1}**	**% da P_{crit} carga**	**Potencial para regulação da entrada de P**
Fontes internas: Afluxo São Francisco	0,14	11,6	Gestão da bacia do reservatório Sobredinho – plano de reduzir a liberação de nutrientes
Mineralização da vegetação e de terras inundadas	0,20	16,7	Limpeza poderia ter acontecido antes da contenção, não há mais possibilidades
Lançamento de P redox químico de sedimentos	?	?	Oligotrofização, fixando sedimentos óxicos
Aquicultura atual Aquicultura planeda	0,06 0,32	5,0 26,7	Desenvolvimento de sistemas de aquiculturas sustentáveis (p.ex. reutilização da água do esgoto)
Deposição atmosférica	0,001	0,08	Entrada fixada
Subsoma com aquicultura extensiva *Subsoma com aquicultura intensiva*	*0,40* *0,66*	*33,3* *55,0*	
Fontes externas: Agricultura irrigada	0,01	0,8	Agricultura adaptada com irrigação por gotejamento
Sub-bacia (caatinga)	1,12	93,3	Entrada fixada
Comunidades rurais	0,03	2,5	Tratamento avançado de esgoto
Subsoma	*1,16*	*96,6*	

O potencial da re-oligotrofização do reservatório Itaparica

Desde algumas décadas, a re-oligotrofização tem sido aplicada na gestão de lagos eutroficados através de medidas de restauração e de saneamento (Sas 1989, Jeppesen et al. 2005a), e tem sido exitosa também no caso de lagos maiores como, por exemplo, o Lago de Constança (Häse et al. 1998) e o Lago Maior (Ruggiu et al. 1998). Porém, ainda existe um certo déficit na oligotrofização de lagos e de reservatórios tropicais, por exemplo, no que trata a eficiência do uso de nutrientes (Huszar et al. 2006), ou a significância do controle descendente (Jeppesen et al. 2005b), e o decréscimo grave do nível de água por causa de secas (Naselli-Flores 2003).

A re-oligotrofização de um reservatório é um processo de múltiplos fatores incluindo estratégias de saneamento (medidas em bacias hidrográficas) e de restauração (medidas in situ), condições operacionais da força hidroelétrica, e o uso adaptado do corpo de água (por exemplo, através da aquicultura).

A aquicultura constitui uma fonte interna de P significativa com a possibilidade de regulação; para sistemas tanque-rede a reutilização de água para a irrigação constitui um método simples e efetivo para reduzir a carga P do reservatório, em quanto para sistemas de viveiros de piscicultura o recolhimento de resíduos de pastagem e de fezes pode ser feita através de uma lona por baixo dos viveiros. A determinação da capacidade de carga de reservatórios respectivamente de diferentes braços de reservatórios é uma abordagem nova e auspiciosa na gestão de reservatórios e tem sido aplicada para sistemas de viveiros na aquicultura. No Brasil, a Secretaria Especial de Aquicultura e Pesca (SEAP) promove a aquicultura e recomenda uma capacidade de carga de 1 % de toda a área do reservatório (Halwart et al. 2007), em quanto à aplicação das classes de qualidade de água do CONAMA com $P_{total} < 30$ µg l^{-1} (CONAMA classe II: Corpus de água onde haja pesca ou cultivo de organismos para fins de consumo intensivo, 2005) constitui outra abordagem, porém a qualidade de água classe II é limitada por clorofila a < 30 µg l^{-1}, o que já ocorre no Itaparica com uma concentração P de 10 µg l^{-1} (Fig. 3). Em outros países, como no Chile, as restrições sobre sistemas de viveiros de piscicultura são mais intensivas e sistemas de aquicultura somente são permitidos pelas autoridades em áreas apropriadas e onde não haja impactos sobre a natureza.

O limite de capacidade para a aquicultura é dado pelo balanço de oxigênio incluindo o consumo de oxigênio por peixe e nitrificação, e indica que somente a pequena quantidade de 1 – 2 mg L^{-1} (28 – 24 °C; postulado que não há água corrente nos viveiros) de oxigênio está disponível.

Considerando a supersaturação durante o dia e a depleção de oxigênio durante a noite, a quantidade de oxigênio disponível é mais restrita ainda e dar uma explicação para a morte em massa de peixes, já observada em viveiros de piscicultura nos reservatórios do rio São Francisco.

Saneamento significa o controle de poluição nas bacias hidrográficas, e a taxa de exportação crítica (ER_{crit}) em $kg \cdot ha^{-1} \cdot y^{-1}$ (Wolfram et al., 2009) pode ser calculada na base da concentração crítica de P (P_{crit}) no reservatório. A taxa de exportação crítica da bacia hidrográfica é dado pela equação 3:

$$ER_{crit} = L_{crit} \cdot A \cdot 10 - (P_{load} - ER) \; [kg \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}] \quad (3)$$

Para o reservatório Itaparica ER atual é dada por 10 kg km^{-2} a^{-1} durante ER_{crit} é dada por 7,1 kg km^{-2} a^{-1} sem aquicultura intensiva e 4,3 com aquicultura de 20.000 t a^{-1}; uma aquicultura limita a sobrecarga a taxa de exportação crítica do reservatório. A determinação da capacidade de carga de reservatórios é uma abordagem necessária na gestão de reservatórios, dados exatos serão obtidos através do programa de pesquisa INNOVATE (Tabela 1). Deste modo, as taxas de exportação P da sub-bacia com caatinga precisam ser reduzidas para uma exportação P de apenas 5 kg km^{-2} a^{-1} utilizando tecnologias desenvolvidas, como a irrigação por gotejamento ou sistemas de drenagem incluindo o tratamento da água de drenagem (p.ex. através de tanques ou terras húmidas como biótopo compondo uma zona tampão). Ademais o uso adequado de fertilizantes é absolutamente necessário, como também o controle da erosão e das faixas de vegetação ao longo dos ribeirões e as margens do reservatório.

O efeito do tratamento insuficiente do esgoto nas bacias hidrográficas é pequeno, principalmente devido ao número limitado de habitantes cerca das margens do reservatório.

Uma gestão de usinas hidroelétricas que seja ecologicamente optimizada precisa limitar as alterações regulares do nível de água do reservatório – alturas baixas e períodos curtos – para minimizar qualquer período de mineralização durante a dessecação da zona litoral. Certamente, decréscimos á curto prazo do nível de água precisam ser empreendidos para o controle das cheias, porém a geração de energia precisa ser adaptada à quantia de água disponível, ou seja, à taxa de afluxo. Uma gestão de barragem orientada pela ecologia pode apoiar a qualidade da água no reservatório descarregando algas flutuantes utilizando a entrada das turbinas no epilímnio e, também, através do descarregamento em águas profundas para a exportação de nutrientes utilizando

a entrada no hipolímnio. Este aspecto – a altura da entrada de água na turbina – tem igualmente um grande significado para as emissões de metano por que a acumulação de metano apenas ocorre em corpos de água no hipolímnio (Gunkel, 2009).

CONCLUSÕES

Reservatórios são elementos centrais para o controle de cheias e a produção de energia, porém em muitos casos o impacto ambiental sobre a natureza tem sido significante e pesquisas recentes indicam que há ocorrências de espécies indesejadas (cianobactérias, macrófitas), como também há um alto potencial de emissões de gases de efeito estufa dos reservatórios tropicais devido ao processo de eutrofização. Novos reservatórios podem ser avaliados através do potencial de emissão de gases de efeito estufa, porém para reservatórios já existentes é necessário ter a re-oligotrofização para minimizar as restrições no uso de água e para evitar emissões de metano. A carga crítica do reservatório e a taxa de exportação crítica da bacia hidrográfica possibilitam a quantificação de diferentes fontes de P e servem como boa aproximação para avaliar as diferentes vias.

AGRADECIMENTOS

Este estudo faz parte do programa de pesquisa teuto-brasileiro INNOVATE (Interplay among multiple uses of water reservoirs via innovative coupling of substance cycles in Aquatic and Terrestrial Ecosystems) e é apoiado pelo Ministério Federal de Educação e Pesquisa da Alemanha; o apoio financeiro foi dado pelo DAAD (Serviço Alemão de Intercâmbio Acadêmico) e Capes (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior). A CHESF (Companhia Hidroelétrica do São Francisco) gentilmente forneceu os dados sobre o reservatório Itaparica. Os autores gostariam de agradecer ao Senhor R. Hatton por sua ajuda na preparação do manuscrito.

REFERÊNCIAS

ANA (2004). *Projeto de gerenciamento integrado das atividades desenvolvidas em terra na bacia do São Francisco. Subprojeto 4.5C – Plano Decenal de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica*

do Rio São Francisco –PBHSF (2004-2013). Estudo Técnico de Apoio ao PBHSF Nº 17, Qualidade das águas. Brasília, 62 p.

BARROS, A.M.L.; BEHRENDT, H.; SOBRAL, M.C. (2008). "*Application of the nutrient emission model MONERIS to the Ipojuca River Basin, Brazil*". Proceedings of 11th Int. Spec. conf. Watershed & River Basin Management, IWA Budapest, 4 pp. ISBN 978-963-06-5689-4.

BRUIJNZELL, L.A. (1991). "*Nutrient input-output budgets of tropical forest ecosystems: a review"*. J. Tropical Ecology 7, 1-24.

CANDEIAS, A.L.B.; BARBOSA, C.; BARBOSA, E. (2007). "*Algumas considerações sobre o reservatório de Itaparica utilizando análise multitemporal*". in *Anais do II Simpósio Brasileiro de Geomática - V Colóquio Brasileiro de Ciências Geodésicas*, UNESP (ed.), Presidente Prudente - SP, pp. 1119-1122.

CHESF (2005). "*Programa de monitoramento limnológico e avaliação da qualidade da água do Reservatório Itaparica"*. – 1° - 7° Relatório Anual. Companhia Hidro Elétrica do São Francisco. Recife.

GUNKEL, G. (2009). "*Hydropower – A green energy? Tropical reservoirs and greenhouse gas emissions*". Clean 37, 726-734

GUNKEL, G.; LANGE, U.; WALDE, D.; ROSA, J.W.C. (2003). "*Environmental and operation impacts of Curuá-Una, a reservoir in the Amazon region of Pará/Brazil"*. Lakes and Reservoirs: Research and Management 8, 202-216.

GUNKEL, G.; SOBRAL, M. (2007). *Reservoirs and River Basins Management: Exchange of Experience from Brazil, Portugal and Germany.* Universitätsverlag der TU Berlin, ISBN: 978-3-7983-2056-7, 279 p.

GUNKEL, G.; SOBRAL, M. (2012). "*Re-oligotrophication as a challenge for tropical reservoir management with reference to Itaparica Reservoir, São Francisco, Brazil*". Water Science and Technology (in press)

HALWART, M.; SOTO, D.; ARTHUR, J.R. (2007). *Cage aquaculture. Regional reviews and global overview*. FAO Fischeries Tech. Pap. 498, 241 p.

HÄSE, C.; GAEDKE, U.; SEIFRIED, A.; BEESE, B.; TILZER, M.M. (1998). "*Phytoplankton response to re-oligotrophication in large and deep Lake Constance: Photosynthetic rates and chlorophyll concentrations*". Archiv für Hydrobiologie 53, 159-178.

HUSZAR, V.L.M.; CARACO, N.F.; ROLAND, F.; COLE, J. (2006). "*Nutirent-chlorophyll relationships in tropical-subtropical lakes: do temperate models fit?*" Biogeochemistry 79, 239-250.

INNOVATE (2012). Interplay among multiple uses of water reservoirs via innovative coupling of substance cycles in aquatic and terrestrial ecosystems. http://www.innovate.tu-berlin.de/v-menue/startseite/

JEPPESEN, E.; SØNDERGAARD, M.; JENSEN, J.P.; HAVENS, K.E.; ANNEVILLE, O.; CARVALHO, L.; COVENY, M.F.; DENEKE, R.; DOKULIL, M.T.; FOY, B.; GERDEAUX, D.; HAMPTON, ST.E.; HILT, S.; KANGUR, K.; KÖHLER, J.; LAMMENS, E.H.H.R.; LAURIDSEN, T.L.; MANCA, M.; MIRACLE, M.; MOSS, B.; NÕGES, P.; PERSSON, G.; PHILLIPS, G.; PORTIELJE, R.; ROMO, S.; SCHELSKE, C.L.; STRAILE, D.; TATRAI, I.; WILLÉN, E.; WINDER, M. (2005). "*Lake responses to reduced nutrient loading – an analysis of contemporary long-term data from 35 case studies*". Freshwater Biol. 50, 1747-1771.

JEPPESEN, E.; SØNDERGAARD, M.; MAZZEO, N.; MEERHOFF, M.; BRANCO, C.C.; HUSZAR, V.; SCASSO, F. (2005). *"Lake restoration and biomanipulation in temperate lakes: relevance for subtropical and tropical lakes."* in *Restoration and Management of Tropical Eutrophic Lakes.* (ed. M. V. Reddy), pp. 331-349. Oxford & IBH Publishing, New Dehli.

KAUFMANN, J.B.; SANFORD, R.L.Jr.; CUMMINGS, D.L.; SALCEDO, I.H.; SAMPAIO, E.V.S.B. (1993). "*Biomass and nutrient dynamics associated with slash fires in neotropical dry forests*". Ecology 74, 140-151.

LEWIS, W.M. Jr. (2010). "*Biogeochemistry of tropical lakes*". Verh. Internat. Verein. Limnol. 30, 10, 1595-1603.

NASELLI-FLORES, L. (2003). "*Man-made lakes in Mediterranean semi-arid climate: the strange case of Dr Deep Lake and Mr Shallow Lake*". Hydrobiologia 506-509, 13-21.

OECD (1982). *Eutrophication of waters - monitoring, assessment and control*. Organisation for Economic Co-operation and Development. Paris, 154 pp.

RESENDE, J.C.F.; MARKEWITZ, D.; KLINK, C.A.; BUSTAMANTE, M.M.C.; DAVIDSON, E.A. (2011). "*Phosphorus cycling in a small watershed in the Brazilian Cerrado: impacts of frequent burning*". Biogeochemistry 105, 105-118.

RUGGIU, D.; MORABITO, G.; PANZANI, P.; PUGNETTI, A. (1998). "*Trends and relations among basic phytoplankton characteristics in the course of the longterm oligotrophication of Lake Maggiore (Italy)*". Hydrobiol. 369/370, 243-257.

SALAS, H.J.; MARTINO, P. (1991). "*A simplified phosphorus trophic state model for warm-water tropical lakes*". *Wat. Res.* **25**, 341-350.

SAS, H. (ed.) (1989). *Lake restoration by reduction of nutrient loading: Expectations, experiences, extrapolation*. Academia Verlag, St. Augustin. 497 pp.

SCHOUMANS, O.F.; SILGRAM, M.; WALVOORT, D.J.J.; GROENENDIJK, P.; BOURAOUI, F.; ANDERSEN, H.E.; PORTO, A.L.; REISSER, H.; LE GALL, G.; ANTHONY, S.; ARHEIMER, B.; JOHNSSON, H.; PANAGOPOULOS, Y.; MIMIKOU, M.; ZWEYNERT, U.; BEHRENDT, H.; BARR, A. (2009). "*Evaluation of the difference of eight model applications to assess diffuse annual nutrient losses from agricultural land*". J. Environ. Monit. 11, 540-553.

SPERLING, D.L.v.; BEHRENDT, H. (2007). "*Application of the nutrient emission model MONERIS to the upper Velhas River Basin, Brazil*". in *Reservoirs and River Basins Management: Exchange of Experience from Brazil, Portugal and Germany*. Gunkel, G.; Sobral, M. (eds.) pp. 265-279. Universitätsverlag der Technischen Universität Berlin, ISBN 978-3-7983-2056-7.

WOLFRAM, G.; ARGRILLIER, C.; BORTOLI, J.de; BUZZI, F.; DALMIGLIO, A.; DOKULIL, M.T.; HOEHN, E.; MARCHETTO, A.; MARTINEZ, P.J.; MORABITO, G.; REICHMANN, M.; REMEC-REKAR, Š.; RIEDMÜLLER, U.; RIOURY, C.; SCHAUMBERG, J.; SCHULZ, L.; URBANIČ, G. (2009). "*Reference conditions and WFD compliant class boundaries for phytoplankton biomass and chlorophyll-a in Alpine lakes*". Hydrobiologia 633, 45-68.