

Modelagem matemática na gestão ambiental fluvial: simulação dos impactos no sistema receptor de efluentes para orientar operação de tratamento de esgoto sujeito a variações meteorológicas transitórias

André Luiz de Lima Reda (UNILINS; CEUN-IMT; U.P.Mackenzie) allreda@mackenzie.com.br

Resumo

O artigo mostra como técnica de modelagem matemática de qualidade de águas fluviais sujeitas a impactos transitórios por descarga de esgoto após tormenta urbana, desenvolvida para cidades com “sistemas unitários” (esgoto coletado em conjunto com drenagem de águas pluviais, em países frios de desenvolvimento mais antigo – Hemisfério Norte), pode ser útil para nortear, em tempo real, difíceis decisões na operação do tratamento desse esgoto. Como parte integrante de linha de pesquisa internacional, esta proposta também servirá para aplicação futura, com ferramentas de otimização em tempo real, na gestão de sistemas hídricos durante perturbações transitórias devidas a tormentas. Inicialmente, tal técnica não se aplicaria no Brasil: no final do século XIX firmou-se, no País, bem intencionada preferência por coletar esgotos em rede pública separada do sistema de águas pluviais – sujeito a enxurradas tropicais. Porém, apesar de tal filosofia ainda predominar em projetos, o envelhecimento dos dois sistemas e irregularidades continuamente introduzidas nas instalações prediais e públicas têm promovido uma promiscuidade entre ambos (exemplos: ligações clandestinas, vazamentos subterrâneos) e elevado tanto as vazões conduzidas ao tratamento após tormentas, que chegam a superar grandemente a capacidade da estação. Assim, a técnica proposta pode ser útil na realidade brasileira.

Palavras-chave: Simulação matemática de qualidade da água fluvial; Impactos de esgotos em rios; Gestão ambiental de sistemas hídricos.

1. Introdução

Em países ou sociedades que, após um histórico de desenvolvimento urbano nem sempre planejado, optaram por institucionalizar as redes coletoras unitárias (esgoto e drenagem de águas pluviais transportados pelo mesmo sistema de condutos), as dificuldades de operação observadas nas estações de tratamento de esgoto (ETE) urbanas por ocasião de chuvas intensas têm levado engenheiros civis e sanitaristas; engenheiros industriais químicos e mecânicos; biólogos; matemáticos e outros profissionais a um esforço multidisciplinar para superá-las (REDA, 1996).

O presente artigo segue uma linha internacional de pesquisa (Beck and Finney, 1987) em que, inicialmente, se desenvolve uma metodologia de simulação matemática dos processos de tratamento numa ETE que emprega o sistema de lodos ativados durante a passagem da enxurrada advinda de uma rede coletora unitária (Lessard, 1989); depois, um modelo dinâmico para simular os processos hidráulicos, de diluição e dispersão, químicos, térmicos e bioquímicos sofridos por aquele efluente e pelos excessos de esgoto, parcialmente ou não tratados, juntamente com as águas do corpo d'água receptor em que são descarregados (Reda, 1996), e, em seguida, reunindo estas técnicas, uma metodologia para a simulação integrada do sistema de águas urbanas (drenagem pluvial, esgotos e águas fluviais) visando a otimização da qualidade resultante nos corpos receptores (Schuetze, 1998) – uma função-objetivo ambiental.

A filosofia de gestão de sistemas hídricos acima proposta representa uma inovação com respeito às técnicas tradicionais do tratamento de esgoto, reguladas pela qualidade atingida pelo efluente na tubulação de descarga (ou, no jargão internacional, “on na end-of-pipe

basis”). Essa nova proposta pode ser classificada como perseguir mais diretamente os objetivos ambientais (numa linguagem internacional, aplicar “environmental-objective policies”). Em outras palavras, estar-se-ia mudando de enfoque de uma política de controle baseada em atingir padrões de emissão para outra, pautada diretamente por padrões de qualidade ambiental (como bem definido em Braga *et al.*, 2005). Uma leitura complementar com visão histórica sobre estes aspectos em países de desenvolvimento urbano mais antigo, no Hemisfério Norte, é oferecida em REDA (1996).

Numa visão mais simplista, infelizmente praticada e dominante entre os profissionais do saneamento no Brasil até bem recentemente, bastaria construir sistemas coletores separados para águas pluviais e esgotos, bem como estações de tratamento dimensionadas para as vazões de esgoto sanitário típicas de tempo seco – salvo por um pequeno acréscimo de vazão por segurança, em razão da possibilidade de infiltrações freáticas (vide valores típicos praticados em Tsutiya e Alem, 1999). Num mundo ideal, tais limites seriam, então, respeitados pelas vazões afluentes a elas durante suas vidas úteis.

Porém, tal perspectiva não se tem concretizado no País. Reda *et al.* (1994?), Mello (2002), Reda e Mello (2005) e Reda e Ferreira (2005) demonstram com observações das variações na vazão e na qualidade de esgotos brutos (tanto em pontos de redes coletoras como à entrada de ETE) na Região Metropolitana de São Paulo que a vazão afluente pode crescer, em certas bacias de contribuição, até mais de dez vezes após uma tormenta (com relação à vazão de projeto da ETE, para tempo de estiagem). Ademais, a qualidade do esgoto afluente pode também sofrer importantes modificações devidas à inclusão de águas pluviais e de depósitos de tempo seco arrancados pela enxurrada da superfície da bacia e dos fundos das redes coletoras.

Tais mudanças, às vezes bruscas, em termos de vazão e qualidade do afluente à ETE, podem afetar sensivelmente o tratamento e, em consequência, a qualidade do efluente e do corpo d’água receptor em que será descarregado. Na tentativa de proteger a ETE contra tais perturbações em seus processos, o operador pode tentar alternativas de controle, buscando amenizar duas categorias de problemas, a saber:

- a) A perda de qualidade do efluente tratado e a descarga de parcelas não tratadas do esgoto no corpo receptor; por exemplo, admitindo ao tratamento uma vazão um pouco superior à de projeto (vazão de tempo seco; vazão de seca, etc.)
- b) A perda da integridade do processo de tratamento, prejudicado por eventual sobrecarga de vazão em casos de evento pluvial extremo – a qual pode comprometer o meio biológico de tratamento (por exemplo, com a “lavagem” de parcela relevante do lodo para fora do decantador secundário). Com isto, ficaria prejudicada também a continuidade do funcionamento da estação após a passagem da enxurrada.

As duas tendências acima são antagônicas. Uma operação equilibrada de contingência durante enchente na ETE deverá procurar uma posição de compromisso entre elas, dentro do possível. Porém, muitas vezes não é viável encontrar uma estratégia aceitável, havendo então prejuízo ou à ETE ou à qualidade do esgoto descarregado no curso receptor. No Seminário Interamericano “Redes de Esgotos Sanitários e Galerias de Águas Pluviais – Interferências e Interconexões”, realizado em novembro de 2004, em São Paulo (AIDIS, 2004), depoimentos demonstraram as preocupações dos profissionais de operação, que hoje se sentem ameaçados pela possibilidade de, ao desviarem para a drenagem urbana ou para um curso d’água próximo da ETE uma parte da vazão afluente que julgarem difícil de tratar, serem incursos nas penalidades previstas pela legislação de crimes ambientais que se seguiu à Constituição Federal de 1988 – que vão da aplicação de multas até a privativa de liberdade (dependendo da extensão e gravidade do dano ambiental – Lei de Crimes Ambientais, nº9605/98).

Este artigo mostra, a seguir, uma proposta de simulação matemática das oscilações de qualidade em águas fluviais que recebem descargas de esgoto com vazão e qualidade altamente variáveis devido à passagem de enxurradas urbanas pela ETE.

2. Resumo das características e da modelagem no curso d'água estudado: o rio Cam

O rio Cam, que banha a cidade de Cambridge, pertence à bacia hidrográfica do rio Bedford Ouse, localizada na Anglia, Inglaterra. O trecho simulado tem cerca de 10km e vai da Eclusa de Jesus até a Eclusa de Bottisham – ver Figura 2. Aproximadamente a meia distância nesse trecho, fica o ponto de descarga da ETE de Cambridge – localidade em que a simulação matemática considerou, virtualmente, as descargas de esgoto e efluentes não tratados simuladas por Lessard (1989) para uma outra ETE, a de Whitlingham (também na Inglaterra), por ocasião de duas tormentas notáveis. Tal simulação foi realizada com o modelo desenvolvido por aquele autor para estimar a resposta da ETE, que utiliza o processo de lodos ativados, perante variações transitórias de vazão e qualidade no esgoto afluente devidas a tormentas na bacia contribuinte.

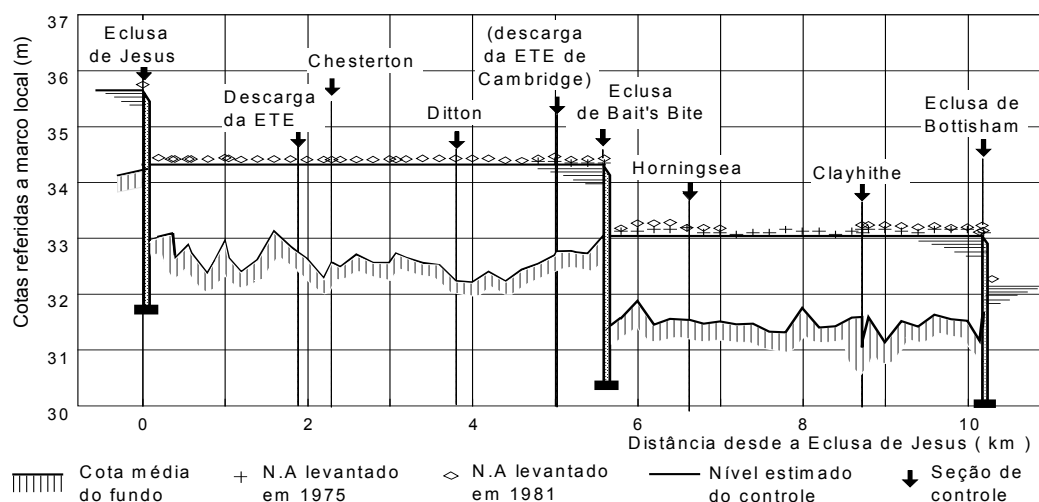
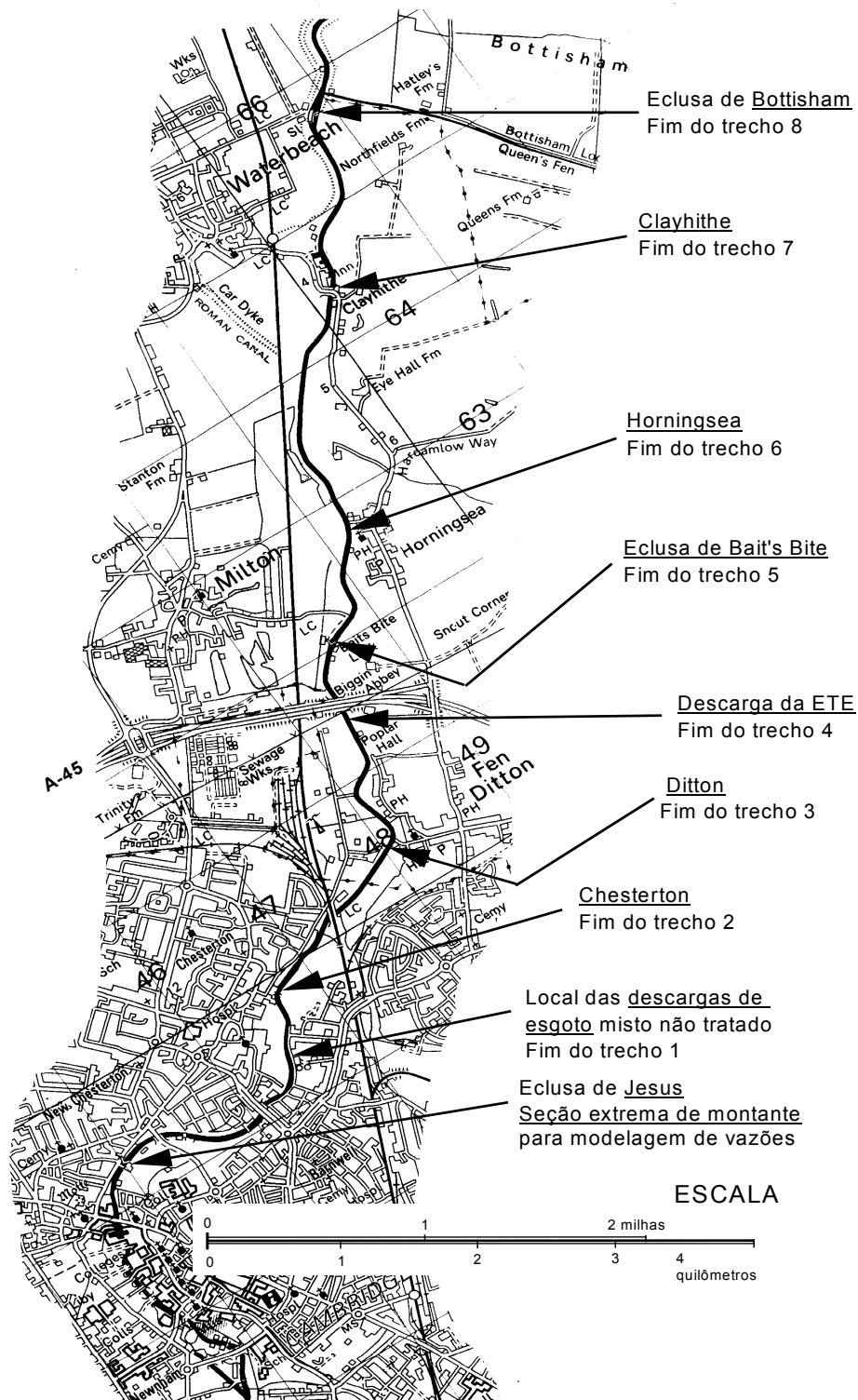


Figura 1 – Perfil longitudinal do trecho considerado no rio Cam, em Cambridge, com as três estruturas de barramento e pontos notáveis de entrada de dados e de controle da modelagem (Reda, 1996).

Na Figura 1, um perfil longitudinal do trecho considerado do rio Cam mostra três barragens que promovem a navegação e, nos seus vertedores livres de superfície, aeração forçada que ajuda a mistura e a biodegradação de poluentes – problema tão preocupante na região, que pouco após a consecução desta pesquisa a Anglian Water Services (a quem foi concedida a licença para operar o saneamento) passou a experimentar aeração forçada para a recuperação do oxigênio dissolvido, fortemente depletido a jusante do ponto de descarga (ver Reda, 1996).

O modelo dinâmico MCSTR (“multiple continuously-stirred tank reactor”), para simular impactos de transitórios de vazão e qualidade em ETE sobre o corpo receptor, foi implantado e calibrado no trecho considerado, como melhor descrito em Reda (1996) e Reda e Beck (1996). Com séries temporais de dados de vazão e qualidade na extremidade de montante do trecho estudado e nas descargas de efluente tratado e de excessos *in natura* (que passaram da capacidade de admissão da ETE), bem como informações meteorológicas, foi calibrado até replicar o comportamento observado em campo, com a excelente aderência mostrada na Figura 3 para as variáveis vazão e concentração de nitrogênio amoniacal. A calibragem para as outras variáveis – demanda bioquímica de oxigênio (DBO), clorofila-a (Chl-a) representando algas, nitratos (NO₃-N) e oxigênio dissolvido (OD) – está em Reda (1996), para séries diárias, bem como a estrutura empregada no modelo: reservatórios virtuais em cascata,



com mistura contínua em cada um (um esquema bastante usado para simular mistura em plantas industriais).

Figura 2 - Trecho estudado do rio Cam em Cambridge (baseado em Ordnance Survey, 1986)

3. Descrição da estação de tratamento de Norwich e das estratégias de tratamento

Para exemplificar o emprego de modelagem matemática de vazão e de qualidade fluviais numa situação hipotética de pré-avaliação de impactos da operação de uma ETE sobre um rio,

empregou-se os resultados da simulação dinâmica do processo de tratamento desenvolvida em Lessard (1989) para a planta de lodos ativados de Whitlingham, em Norwich (Inglaterra). Esta resulta, de forma horária, vazão e qualidade do efluente e dos excessos (parcialmente ou não tratados) da ETE, que estaria recebendo as contribuições de esgoto unitário de cerca de 200.000 habitante durante eventos de tormentas realmente medidos na bacia contribuinte (vide detalhes em Reda, 1986, sobre a adaptação dos resultados ao rio Cam).

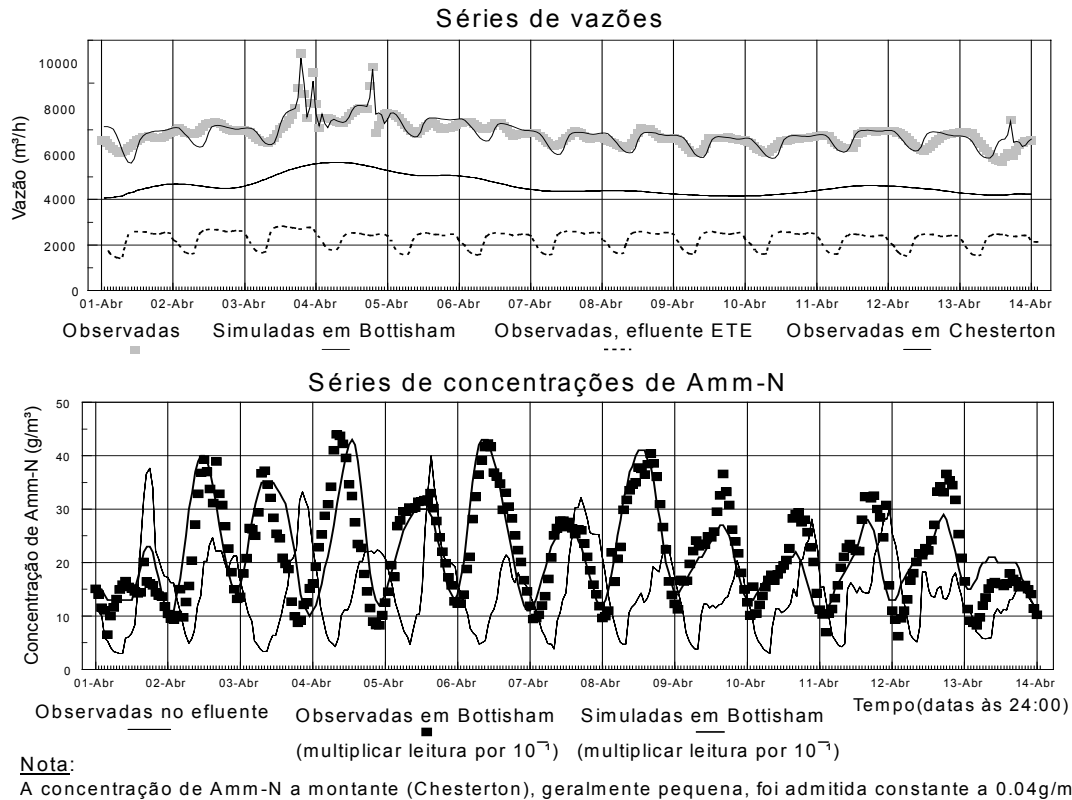


Figura 3 – Calibragem horária para vazão e concentração de nitrogênio amoniacal em Bottisham (Reda, 1996)

A Figura 4 apresenta o esquema geral de uma ETE por lodos ativados como a de Whitlingham, bem como as disposições de cinco alternativas de lay out que, no seu caso específico, se destinam a propiciar o emprego das sete estratégias de controle alternativas descritas a seguir e classificadas ou como estáticas (o controle é pré-definido em função das condições que venham a ocorrer, sem necessidade de acompanhar a operação) ou dinâmicas (em que é necessário acompanhar o processo para o bom andamento do tratamento).

Estratégias de controle consideradas, numeradas para referência ao longo da análise dos resultados da simulação de vazão e qualidade fluvial:

ESTRATÉGIAS ESTÁTICAS:

Caso básico:

BC101: Tratamento da vazão afluente até o limite de $3 \times \text{VAS}$; excesso desviado do ponto de admissão da ETE para o rio. **Nota:** VAS é a “vazão afluente de seca”, ou vazão de projeto afluente à estação.

Estratégias estáticas alternativas:

SC101: Tratamento da vazão $3,5 \times \text{VAS}$; excesso desviado do ponto de admissão direto para o rio.

SC102: Tratamento da vazão até $4 \times \text{VAS}$; excesso desviado do ponto de admissão para o rio.

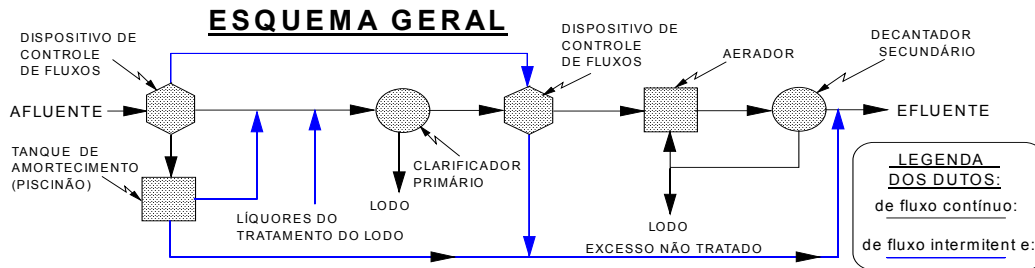
SC103: Tratamento primário de toda a vazão que aporta à ETE; secundário, apenas até o limite de $3 \times \text{VAS}$ e excesso desviado para o rio antes de entrar no aerador.

SC104: Uso de tanque de amortecimento de tormentas (ou “piscinão”) para admitir vazões que passem de $3 \times \text{VAS}$ na entrada da ETE, de modo que o efluente desse tanque seja continuamente enviado para a linha completa de tratamento a partir do momento em que ele fique totalmente cheio.

SC105: Tratamento primário para toda a vazão afluyente, sem limite, com tanque de amortecimento de como acima descrito, porém bem após o clarificador primário. Se a vazão passar de $3 \times VAS$, desvia-se, antes do tratamento secundário, o excesso para o tanque e, assim que este estiver completo, seu efluente passa a ser continuamente enviado para o tratamento secundário sem limitação.

ESTRATÉGIAS DINÂMICAS:

DC101: Tanque de amortecimento de tormentas posicionado e operando como na estratégia SC104, acima; aumento na vazão de fundo do clarificador secundário pelo controlador, para compensar a sobrecarga da ETE, quando o excesso do piscinão começar a ser vertido para o tratamento secundário.
DC102: Processo de alimentação passo-a-passo (“step-feed”) no aerador (propiciando estocagem de proteção de microorganismos na própria linha de produção); tanque de amortecimento como em SC104.



ESQUEMAS REPRESENTATIVOS DAS ESTRATÉGIAS ALTERNATIVAS DE CONTROLE

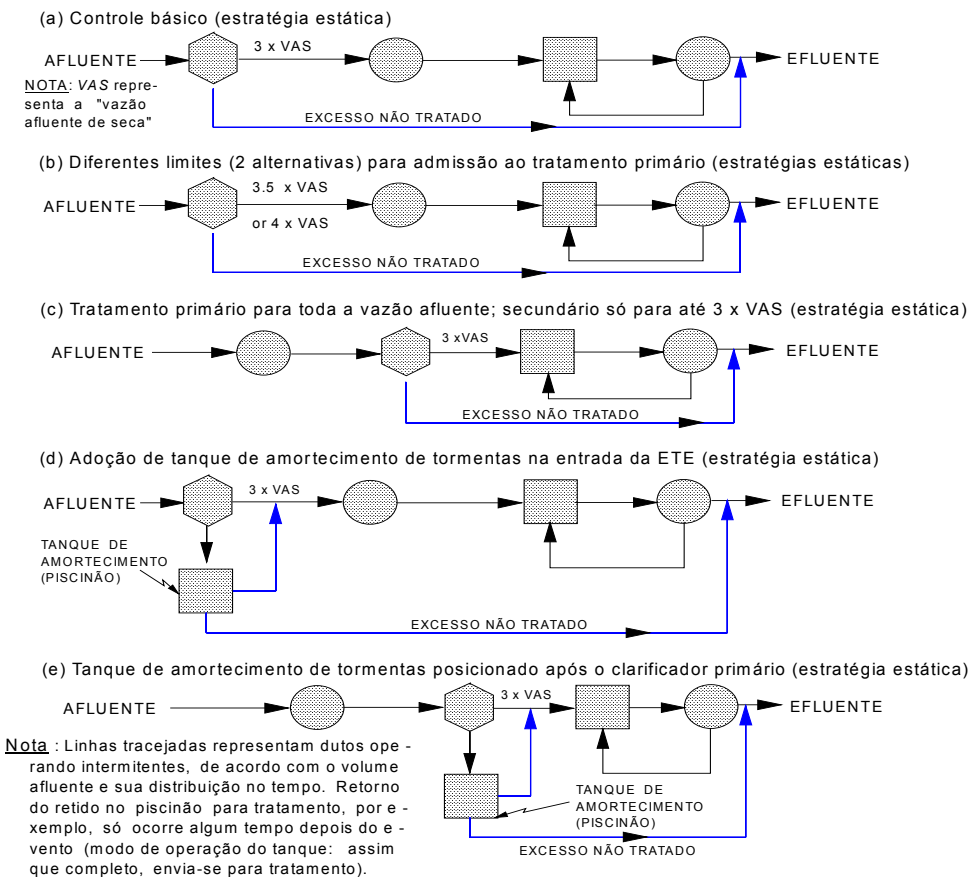


Figura 4 – Descrição esquemática do processo de tratamento geral na ETE de Norwich e das concepções alternativas de projeto que permitiriam a adoção das estratégias de tratamento consideradas (Reda, 1996)

No trabalho de Lessard (1989), onde todas as estratégias são melhor detalhadas, outras alternativas de controle são aventadas e analisadas, mas após recomendação daquele mesmo autor somente estas foram aproveitadas no presente trabalho. Das duas tormentas consideradas por Lessard, somente as simulações da maior foram empregadas aqui. As séries horárias de

vazão e de qualidade do esgoto (DQO-demanda química de oxigênio, Am-N, DO, NO₃-N e temperatura) no efluente tratado e no excesso, fornecidas por Lessard a partir da modelagem do processo de tratamento, foram admitidas como dados de entrada para que o modelo fluvial MCSTR simulasse os seus impactos na vazão e na qualidade se tais efluente e excesso fossem descarregados no rio Cam. Como aquele modelo trabalha com DBO no rio, a DBO no esgoto foi estimada como uma parcela da DQO (variável cuja determinação laboratorial é mais simples e rápida), típica e confiável para o esgoto daquela ETE (REDA, 1996).

4. Resultados selecionados das simulações e sua análise

Apresentam-se aqui apenas alguns resultados das simulações de Reda (1996), para ilustrar a aplicação de modelagem no controle de qualidade fluvial. A princípio, porém, reporta-se a simulação do processo de tratamento (Lessard, 1989) com a tormenta considerada. É efetuado um ranking entre os resultados das diversas estratégias com base na eficiência em reduzir a massa de poluente descarregada no rio (em termos de DQO e de Am-N). Tal massa integra o respectivo poluente no efluente tratado e no excesso e é mostrada na Tabela 1, juntamente com o ganho (sinal +) ou a perda (sinal -) de eficiência de cada estratégia (com relação ao controle básico) e o ranking numérico. Nota-se uma clara diferença entre rankings para DQO e Am-N. Isto evidencia a necessidade de se estabelecer objetivos claros a atingir no tratamento, em função, por exemplo, do uso desejado para o corpo receptor. Nota-se também uma ligeira modificação no ranking, por exemplo entre as duas melhores alternativas, quando se integra a massa de DQO sobre um período mais longo (96 horas, ao invés das 24 horas bem após a tormenta). Isto é devido à “memória” que o sistema de tratamento guarda de perturbações causadas pela admissão de vazão maior que a de projeto, a qual causa uma redução na capacidade de remoção de poluente no período que se segue por considerável tempo.

ESTRATÉGIA (BC: caso bás. SC: estáticas DC: dinâmica)	MASSA TOTAL DESCARREGADA (kg) para os dois diferentes períodos de integração, abaixo				GANHO ou PERDA de EFICIÊN- CIA (% com respeito ao caso bás.)				RANKING POR EFICIÊNCIA NA REDUÇÃO DE MASSA			
	24 horas		96 horas		24 horas		96 horas		24 horas		96 horas	
	DQOtot	Am	DQOtot	Am	DQOtot	Am	DQOtot	Am	DQOtot	Am	DQOtot	Am
	BC 101	12661	489	18572	542	0	0	0	0	7	4	7
SC 101	11880	516	17665	579	6	-6	5	-7	6	6	5	6
SC 102	11204	547	17019	624	12	-12	8	-15	4	7	4	7
SC 103	11808	485	17710	536	7	1	5	1	5	3	5	3
SC 104	8617	387	14876	433	32	21	20	20	1	2	2	1
SC 105	8778	378	14608	432	31	23	21	20	2	1	1	1
DC 102	9956	506	16220	547	21	-3	13	-1	3	5	3	5

Fonte: Reda (1996)

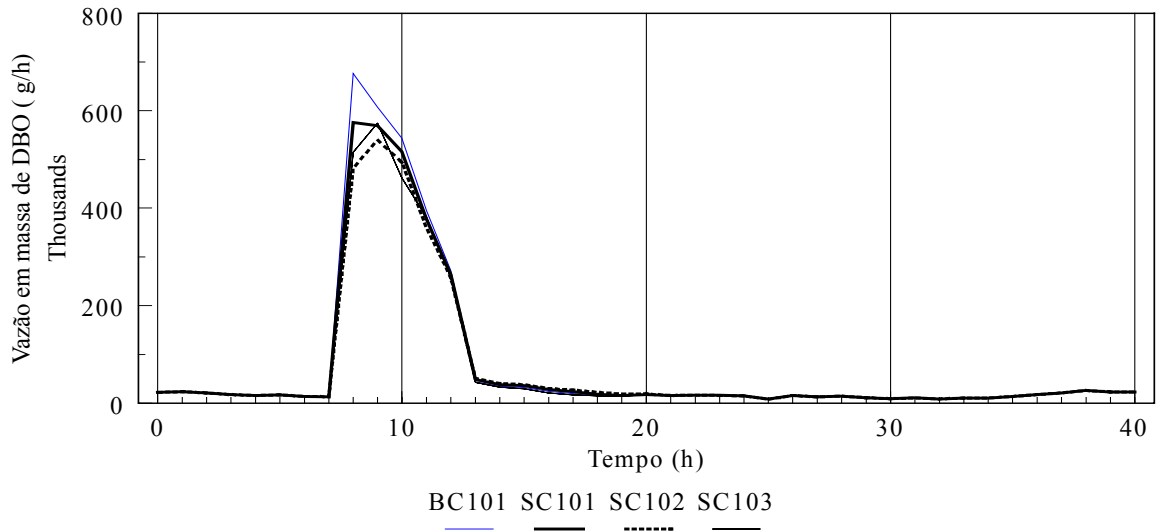
Tabela 1 – Resultados e ranking das estratégias de tratamento para as simulações na ETE com base na massa total de poluente descarregada (efluente e excesso)

A Figura 5 mostra os resultados da simulação do tratamento em termos da vazão de massa de DQO total (efluente e excesso) descarregada no rio. Um exame visual de performance das várias estratégias nessa figura (onde a “área” sob cada curva representa a integral da massa descarregada durante o evento), confirma, em geral, o ranking apresentado na Tabela 1. Porém, comparando-se performance entre os gráficos naquela figura e os da Figura 6 – concentrações de DBO no efluente ao longo do tempo – resulta um ranking bastante diverso. Por exemplo, se a estratégia BC101 apresenta, na Figura 6, uma redução de concentrações e de pico de DBO quase tão eficiente como a estratégia BC105, já a Figura 5 vem evidenciar, ao incorporar à descarga considerada os excessos parcialmente tratados, a notável eficiência que

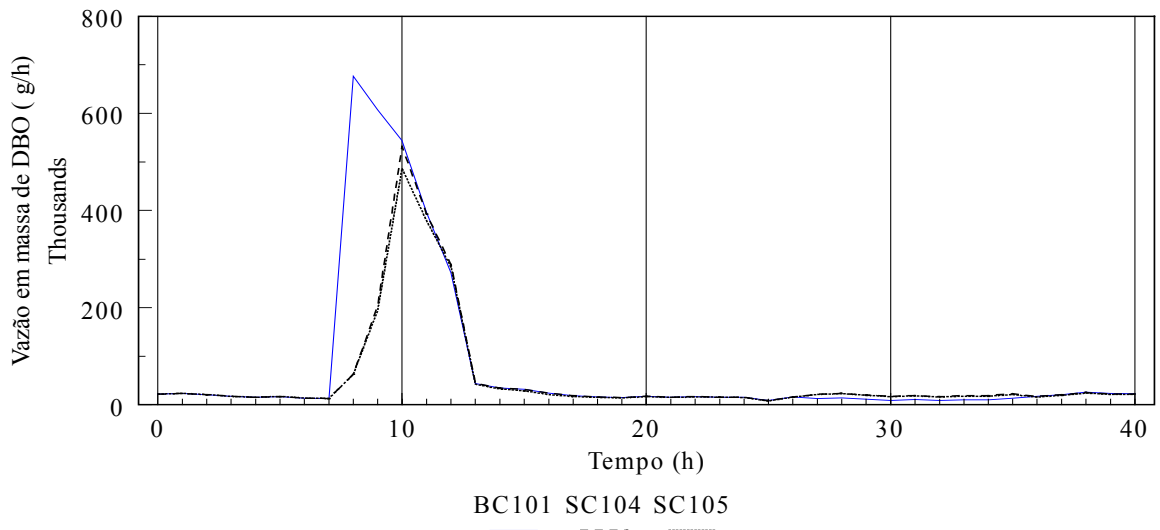
teria a presença de um tanque de amortecimento em conjunto com a extensão do tratamento primário a toda a vazão afluyente (BC105).

Considerando, agora, a performance do tratamento em termos ambientais, ou seja, redução de concentrações de DBO no rio ao final do trecho considerado, em Bottisham – gráficos da Figura 7 – nota-se, grosso modo, uma semelhança visual com o ranking para vazão de massa (Figura 5). Isto confirma que o tratamento baseado apenas na produção de um efluente bem controlado não garante a otimização da qualidade ambiental.

DBO: ESTRATÉGIA BÁSICA x ADOÇÃO DE LIMITES ALTERNATIVOS PARA ADMISSÃO DE VAZÃO



DBO: ESTRATÉGIA BÁSICA x USO DE TANQUE DE AMORTECIMENTO



DBO: ESTRATÉGIA BÁSICA x DINÂMICA

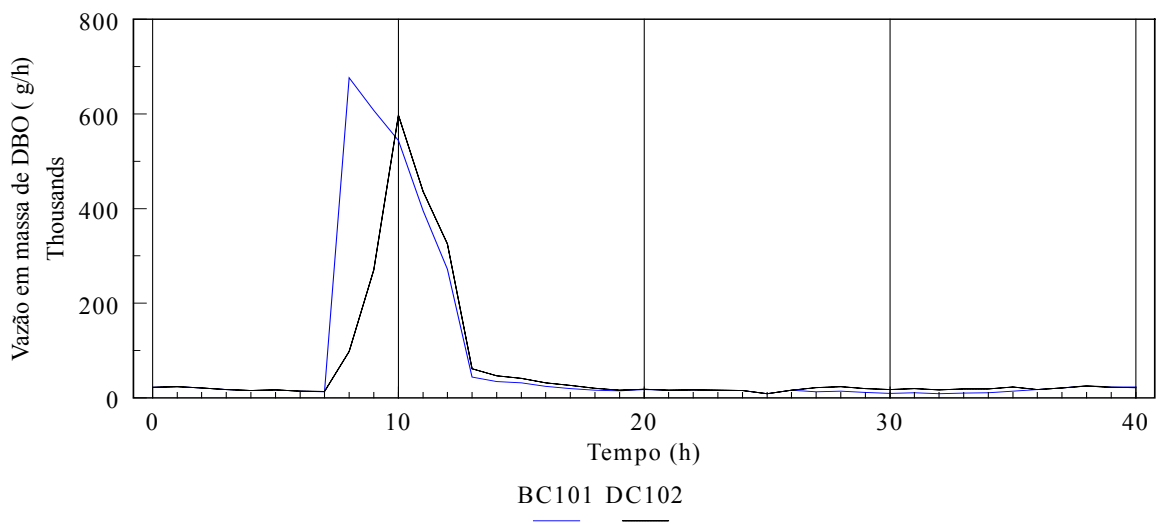
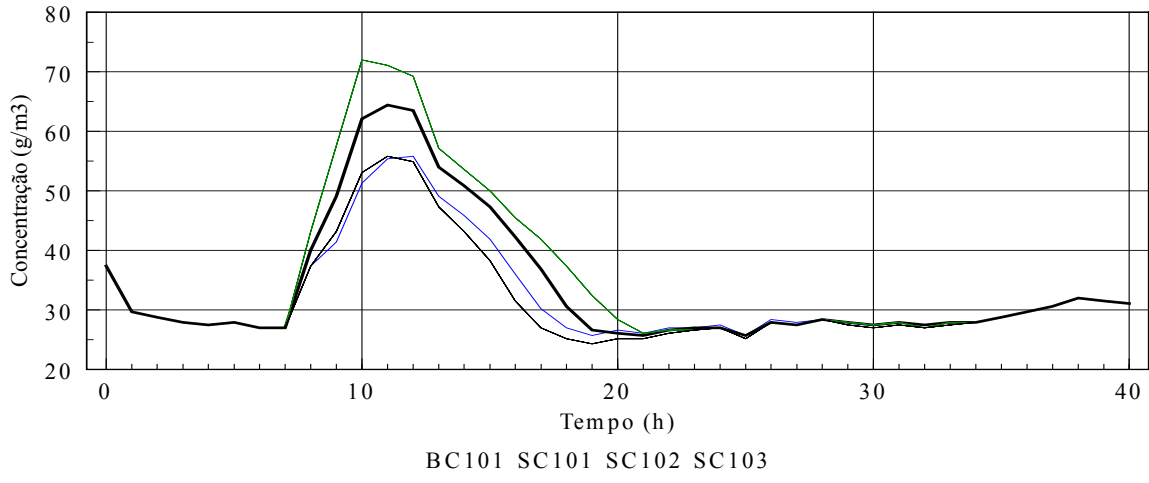
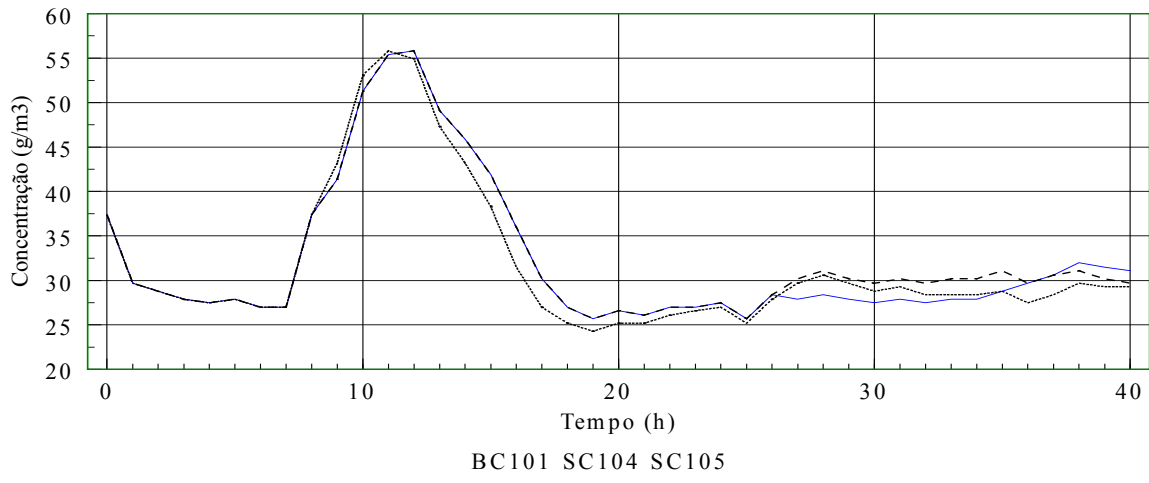


Figura 5 – Resultados da simulação da massa total de DBO (efluente e excesso) descarregada no rio

DBO: ESTRATÉGIA BÁSICA x ADOÇÃO DE LIMITES ALTERNATIVOS PARA ADMISSÃO DE VAZÃO



DBO: ESTRATÉGIA BÁSICA x USO DE TANQUE DE AMORTECIMENTO



DBO: ESTRATÉGIA BÁSICA x DINÂMICA

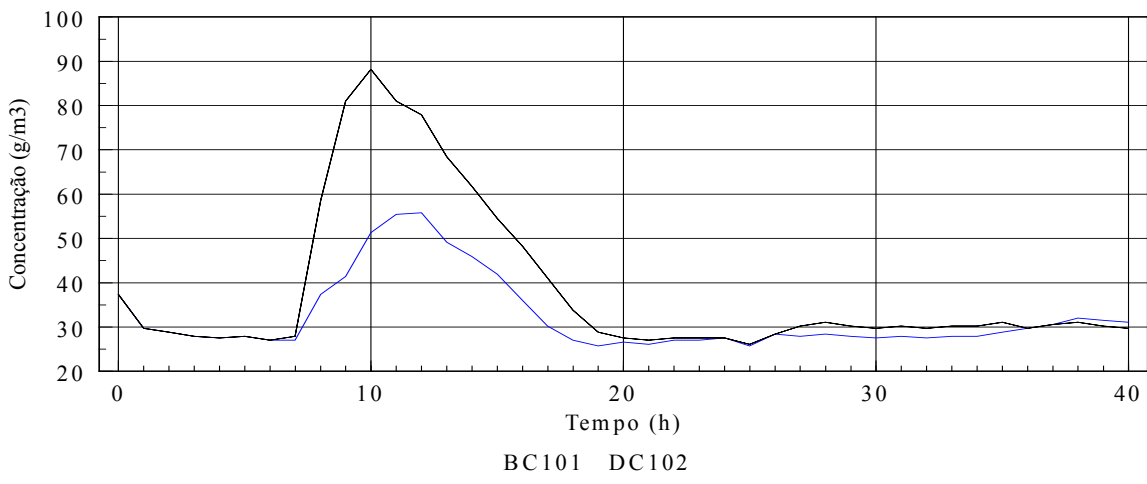


Figura 6 – Resultados da simulação de concentrações de DBO no efluente tratado

Para evidenciar, agora, a mudança no ranking com base no objetivo fluvial ao se passar de um determinante de qualidade para outro, compare-se a Figura 8 (concentrações de Am-N) com os gráficos das correspondentes estratégias na Figura 7 (DBO). Para DBO, o não uso de piscinão implica um aumento de cerca de 50% no pico; já para Am-N, isto não chega a 20%.

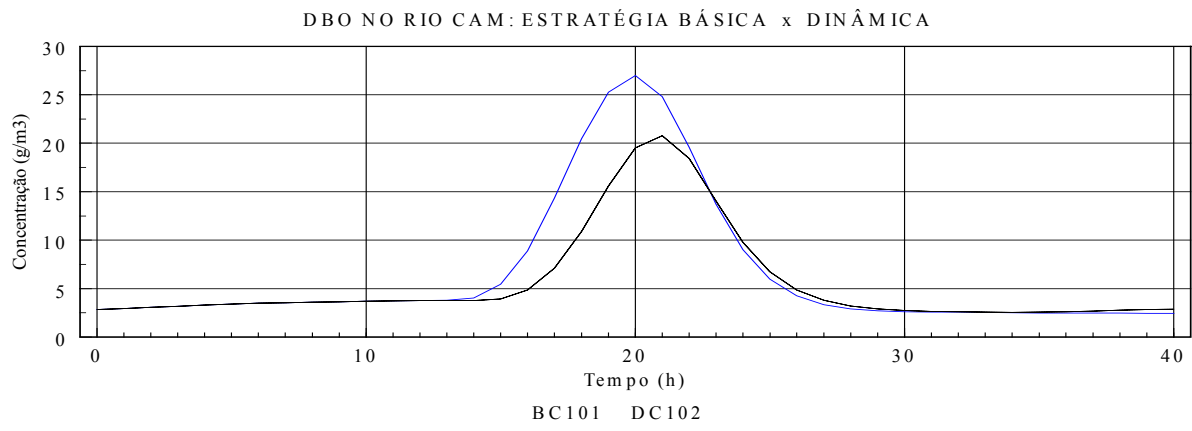
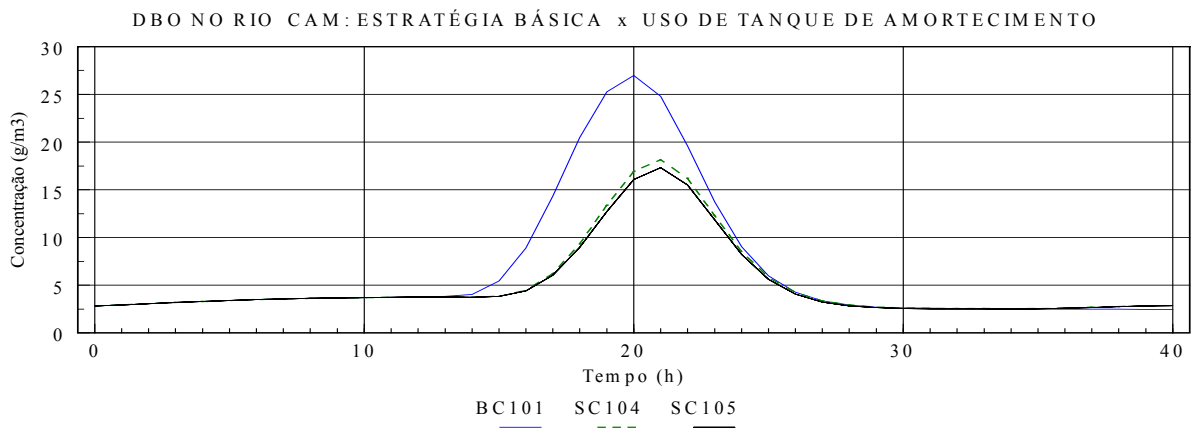
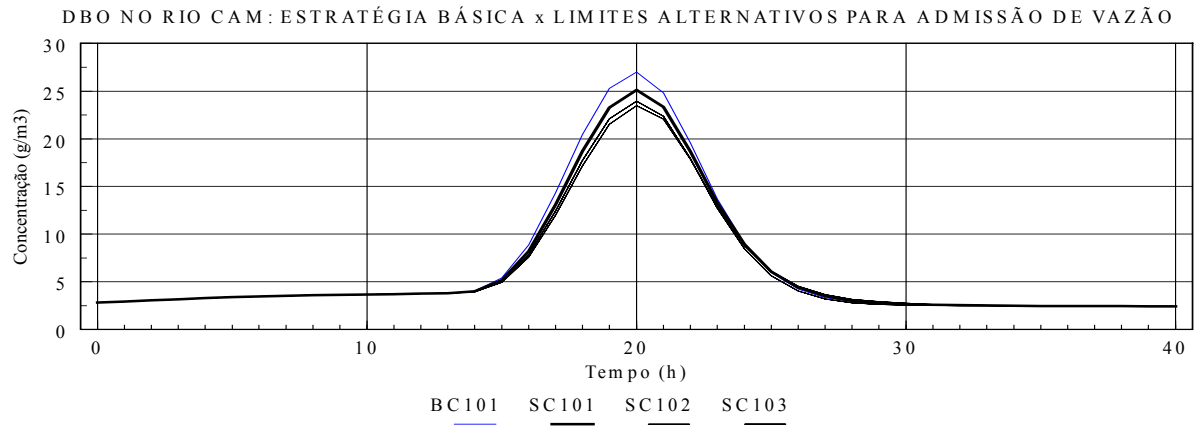


Figura 7 – Concentrações de DBO simuladas no rio Cam em Bottisham (seção jusante do trecho estudado)

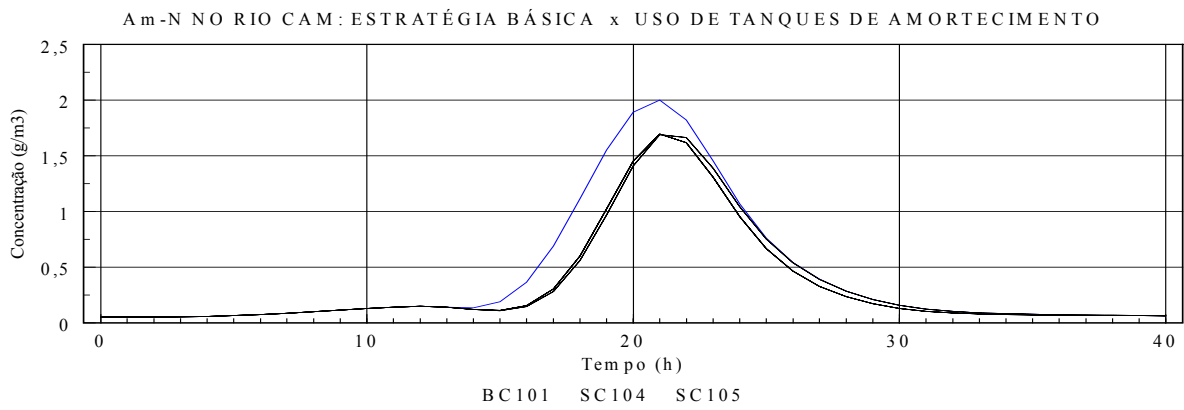


Figura 8 – Concentrações de Am-N simuladas no rio Cam em Bottisham (seção jusante do trecho estudado)

Poder-se-ia analisar outras mudanças de ranking com base em gráficos (ver Reda, 1996), mas aqui isto é feito empregando os resultados de performance cotejados na Tabela 2. Nela, as estratégias recebem cinco tipos de avaliação, gerando portanto cinco listas de ranking, a saber:

- por redução nas concentrações fluviais de pico de DBO em Bottisham,
- por redução nas concentrações fluviais de pico de DBO em Bottisham,
- por redução na massa total de DBO que passa por Bottisham no período do evento,
- por redução na massa total de Am-N que passa por Bottisham no período do evento,
- pelo tempo em que OD persiste abaixo de 4g/m^3 (limite além do qual passa a sofrer risco de morte a maioria dos peixes de águas fluviais) em Bottisham.

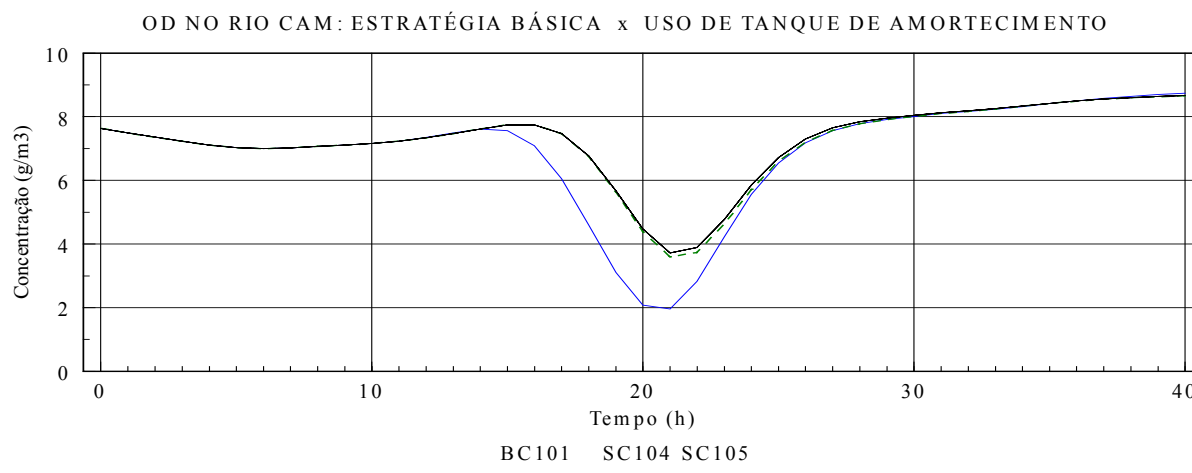


Figura 9 – Concentrações de OD simuladas no rio Cam em Bottisham (seção jusante do trecho estudado)

O gráfico da Figura 9 – concentrações de OD em Bottisham – pode ser analisado em conjunto com o ranking da Tabela 3, para mostrar, por exemplo, que a diferença entre as estratégias BC104 (uso do piscinão à entrada da ETE) e BC101 (básica) é bem relevante. Se for adotado o projeto alternativo com piscinão, pode-se salvar o curso d'água de enfrentar cerca de 4,5 horas de DO persistentemente abaixo de 4g/m^3 . Comparando-se o ranking de acordo com a depleção no OD e com o baseado na redução de pico de DBO, nota-se total semelhança – como se era de esperar, uma vez a presença de matéria orgânica que exerce demanda de oxigênio é o fator mais responsável por sua depleção. Já comparando o ranking para OD com aquele para picos de Am-N, há mudança para mais de uma alternativa.

5. Conclusões

A partir da análise e das conclusões acima, pode-se enunciar as conclusões gerais que seguem:

- No controle de uma ETE em tempo real sob uma visão industrial, para a gestão otimizada e integrada de qualidade fluvial, a simulação matemática do processo de tratamento de esgoto e da qualidade da água em sistemas fluviais receptores de descargas de esgoto sujeitos a variações transientes no tratamento devidas a ocorrências meteorológicas (tais como os influenciados pela inclusão não planejada da drenagem de tormentas) é ferramenta útil. O modelo matemático MCSTR, uma vez calibrado no sistema de interesse, é válido para tal fim.
- Após descargas líquidas poluidoras, é importante considerar a qualidade resultante nas águas receptoras (não somente a qualidade da descarga), pois nem sempre a produção de um efluente melhor tratado promove a melhor qualidade do corpo receptor rio abaixo.
- Deve-se considerar o tipo de objetivo ambiental, representado por limites máximos de poluição ou mínimos de qualidade a serem respeitados ou otimizados no corpo receptor, baseados em determinantes de qualidade específicos. Daí, o tratamento e a administração das vazões de esgoto para várias destinações, no âmbito da ETE durante seus processos e no ambiente, poderão ser controlados visando objetivos ambientais de uma forma mais integrada.

CARACTERÍSTICAS DO TRANSPORTE DE MASSA DE POLUENTES E RANKING PARA Am-N E DBO Rio Cam em Bottisham							
VALORES MÁXIMOS PARA AS VÁRIAS ESTRATÉGIAS (g/h)							
Variável (período de integração)	BC 101	SC 101	SC 102	SC 103	SC 104	SC 105	DC 102
DBO (7 a 90h)	375705	349406	327370	333264	269643	257029	308227
Am-N (7 a 90h)	29714	30903	31626	28790	25450	25155	32179
MASSA TOTAL DE POLUENTE PARA AS VÁRIAS ESTRATÉGIAS (g)							
Variável (período de integração)	BC 101	SC 101	SC 102	SC 103	SC 104	SC 105	DC 102
DBO (7 a 90h)	4638561	4499517	4380304	4374329	3900589	3851566	4160771
Am-N (7 a 90h)	258931	274309	291066	248310	216939	213130	261018
GANHO / PERDA DE EFICIÊNCIA NA REDUÇÃO DE MÁXIMOS (%)							
Variável (período de integração)	BC 101	SC 101	SC 102	SC 103	SC 104	SC 105	DC 102
DBO (7 a 90h)	0.0	7.0	12.9	11.3	28.2	31.6	18.0
Am-N (7 a 90h)	0.0	-4.0	-6.4	3.1	14.3	15.3	-8.3
GANHO / PERDA DE EFICIÊNCIA NA REDUÇÃO DE MASSA DE POLUENTE TOTAL (%)							
Variável (período de integração)	BC 101	SC 101	SC 102	SC 103	SC 104	SC 105	DC 102
DBO (7 a 90h)	0.0	3.0	5.6	5.7	15.9	17.0	10.3
Am-N (7 a 90h)	0.0	-5.9	-12.4	4.1	16.2	17.7	-0.8
RANKING DE ACORDO COM A REDUÇÃO DE MÁXIMOS							
Variável (período de integração)	BC 101	SC 101	SC 102	SC 103	SC 104	SC 105	DC 102
DBO (7 a 90h)	7	6	4	5	2	1	3
Am-N (7 a 90h)	4	5	6	3	2	1	7
RANKING DE ACORDO COM A REDUÇÃO DE MASSA TOTAL DE POLUENTE							
Variável (período de integração)	BC 101	SC 101	SC 102	SC 103	SC 104	SC 105	DC 102
DBO (7 a 90h)	7	6	5	4	2	1	3
Am-N (7 a 90h)	4	6	7	3	2	1	5
RANKING PARA OD							
Tempo(h) em que DO persiste abaixo de 4.0g/m ³	BC 101	SC 101	SC 102	SC 103	SC 104	SC 105	DC 102
	4.45	4.27	4.12	3.90	1.77	1.50	3.30
Ranking	BC 101	SC 101	SC 102	SC 103	SC 104	SC 105	DC 102
	7	6	5	4	2	1	3

Tabela 3 – Ranking das estratégias de controle de acordo com qualidade simulada em Bottisham

Referências

- AIDIS. Anais: Redes de Esgoto Sanitários e Galerias de Águas Pluviais- Interferências e interconexões. S.Paulo, 8-9, novembro. aidis@aidis.org.br. São Paulo: Assoc. Interamericana de Eng. Sanitária e Ambiental, 2004.
- BECK, M.B.; FINNEY, B.A. Operational water quality management: Problem context and evaluation of a model for river quality. *Water Resources Research*, 23(11), 1987. p.2030-42.
- BRAGA, B.P.F., Jr.; HESPANHOL, I.; CONEJO, J.G.L.; MIERZWA, J.C.; BARROS, M.T.L.de; SPENCER, M.; PORTO, M.; NUCCI, N.; JULIANO, N; EIGER, S. Introdução à engenharia ambiental. 2.ed. São Paulo: Prentice Hall, 2005. 320p.
- LESSARD, P. Operational water quality management: control of stormwater discharges. Tese submetida para a obtenção do título de PhD no Imperial College da Universidade de Londres. Londres, 1989. 390p.
- MELLO, G. S. L. de. Investigação das oscilações diárias e transientes de vazão e qualidade em esgotos urbanos na Região Metropolitana de São Paulo. *Relat.Cient.(I.C.)ao Fundo de Apoio à Pesquisa do Estado de S.Paulo*,2002. 131p.
- ORDNANCE SURVEY. Cambridge and Newmarket. 1:50 000 Landranger Series, sheet 154, Ordnance Survey, Southampton, 1986. 1p.
- REDA, A.L.L. Simulation and control of stormwater impacts on river water quality. Tese submetida para a obtenção do título de PhD no Imperial College da Universidade de Londres. Londres, 1996. 512p.
- REDA, A.L.L.; BECK, M.B. Modelagem dinâmica da qualidade da água em rios como apoio à operação em tempo real de estações de tratamento de esgotos e de comportas fluviais em episódios de extravasão de esgoto misto. *Revista de Engenharia Mackenzie*, 171, 1997. p.17-27
- REDA, A.L.L.; Beck, M.B.; Zingerevitz, I. Dynamic river water-quality models: a tool to protect rivers from the increasing trend in combined storm-sewage discharges in tropical climates – the MCSTR scheme. Anais: Regional [Americas] Conference on Global Change. São Paulo, 4-6 de dezembro, 1995. 3p
- REDA, A.L.L.; FERREIRA, M.P. Esgoto afluente a ETE na Grande São Paulo: Impacto de tormenta urbana sobre vazão e qualidade. V Encontro Estadual de Saneamento Ambiental. Lins, 1 e 2 de junho, 2005. 10p.
- REDA, A.L.L.; MELLO, G.S.L. Drenagem de tormentas urbanas: Impacto sobre vazão e qualidade do esgoto coletado. V Encontro Estadual de Saneamento Ambiental. Lins, 1 e 2 de junho, 2005. 13p.
- SCHUETZE, M.R. Integrated simulation and optimum control of the urban wastewater system. Tese submetida para a obtenção do título de PhD no Imperial College da Universidade de Londres. Londres, 1998. 450p.
- TSUTIYA, M. T.; ALEM, SOBRINHO, P. Coleta e Transporte de Esgoto Sanitário. 3.ed. São Paulo: Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 1999. 548p.