

PREVISÃO DA CAPACIDADE DE REMOÇÃO DE CIANOBACTÉRIAS E CIANOTOXINAS NA ETA DE ALCANTARILHA

Margarida CAMPINAS ⁽¹⁾; Margarida RIBAU TEIXEIRA ⁽²⁾; Helena LUCAS ⁽³⁾;
Maria João ROSA ⁽⁴⁾

RESUMO

Os *blooms* de cianobactérias em reservatórios de água destinada à produção de água para consumo humano originam muitos problemas, sendo o mais preocupante o facto de uma proporção significativa de cianobactérias produzirem uma ou mais toxinas.

Num programa de prevenção da saúde pública, relativamente ao consumo de água com cianotoxinas, é essencial avaliar a eficiência de remoção destes compostos nas Estações de Tratamento de Água (ETA). Neste âmbito, o presente trabalho tem como objectivo efectuar uma previsão, com base em informação bibliográfica, da eficiência de remoção de cianobactérias e cianotoxinas pelo processo de tratamento instalado na ETA de Alcantarilha (Águas do Algarve, S.A.), face a um eventual *bloom* na água de origem.

Prevê-se que a ETA de Alcantarilha (tratamento convencional com pré-ozonização) possibilite a remoção de cianobactérias e cianotoxinas intracelulares se forem utilizadas as doses de reagentes e residuais de ozono e cloro apropriados e com a utilização de carvão activado em pó (PAC) em doses relativamente elevadas. A principal incerteza prende-se com o desempenho da ETA na remoção de toxinas solúveis, uma vez que este está dependente da qualidade da água na origem e das condições de funcionamento da ozonização, da adsorção com PAC e da cloragem.

PALAVRAS-CHAVE: Água para consumo humano; Cianobactérias; Cianotoxinas; Previsão de remoção; Tratamento convencional

⁽¹⁾ Eng.^a do Ambiente, Bolseira, FCMA, Universidade do Algarve, Campus de Gambelas, 8000-117 Faro, +351.289.800900, ext. 7462, mcampina@ualg.pt

⁽²⁾ Eng.^a do Ambiente, Assistente, FCMA, Universidade do Algarve, Campus de Gambelas, 8000-117 Faro, +351.289.800900, ext. 7462, mribau@ualg.pt

⁽³⁾ Eng.^a do Ambiente, Directora de Exploração da Águas do Algarve, SA, R. do Repouso n^o 10, 8000-302 Faro, +351.282.440000, h.lucas@aguasdoalgarve.pt

⁽⁴⁾ Eng.^a Química, Professora Auxiliar, FCMA, Universidade do Algarve, Campus de Gambelas, 8000-117 Faro, +351.289.800900, ext. 7387, mjrosa@ualg.pt

1 INTRODUÇÃO

As cianobactérias fazem parte do fitoplancton natural e essencial num ecossistema aquático e em termos económicos, estas bactérias têm uma importância elevada (são uma fonte importante de compostos biomédicos, como antivirícos, antibióticos, antitumores e antifúngicos) (SIVONEN e JONES (1999)). No entanto, em determinadas condições, normalmente uma combinação de elevada carga de nutrientes, temperatura elevada e condições estáveis, as cianobactérias podem crescer excessivamente e formar *blooms* (DRIKAS *et al.* (2001)).

Os *blooms* de cianobactérias em reservatórios de água destinada à produção de água para consumo humano originam muitos problemas para o abastecimento de água potável (entupimento de filtros, acréscimo da dosagem de reagentes, produção de odores e sabores,...). No entanto, as crescentes preocupações relacionadas com as cianobactérias prendem-se com o facto de uma proporção significativa de cianobactérias produzirem uma ou mais toxinas (Codd *et al.*, 1989; Codd, 1995; Carmichael, 1992, 1997; Sivonen, 1996; Chorus e Bartram, 1999 *in* CODD (2000)). Os potenciais riscos de saúde associados às cianobactérias tóxicas só recentemente é que foram descobertos em águas destinadas à produção de água para consumo humano, pelo que actualmente a remoção de cianobactérias e suas toxinas é um dos grandes desafios do tratamento de água.

A monitorização de cianobactérias e cianotoxinas nas origens de água é uma prática ainda pouco comum em muitos países. No entanto, quando aqui existem populações de cianobactérias, deve ser efectuado um controlo de cianotoxinas e cianobactérias ao longo de pontos críticos do sistema de abastecimento de água. Estes locais incluem o reservatório de água origem da captação, a água bruta da estação de tratamento de água (ETA), pontos chave do processo de tratamento e a água tratada. Uma das prioridades é avaliar a eficiência dos sistemas de tratamento de água na remoção de cianotoxinas (BARTRAM *et al.* (1999)).

É neste âmbito que se insere o presente trabalho, cujo objectivo é efectuar uma previsão, com base em informação bibliográfica, da eficiência de remoção de cianobactérias e cianotoxinas pelo processo de tratamento instalado na ETA de Alcantarilha (tratamento convencional com ozonização), face a um eventual *bloom* na água de origem.

1.1 Cianobactérias

As cianobactérias são também conhecidas como algas verdes-azuis devido à combinação de características comuns às bactérias e às algas. Estas bactérias são procariontes fotossintéticos uni- e multicelulares que possuem clorofila *a*. A maioria das cianobactérias são fotoautotróficas aeróbias, que precisam de água, dióxido de carbono, substâncias inorgânicas e luz, para a sua sobrevivência. A fotossíntese é o

seu principal modo de metabolismo de energia. No entanto, em ambiente natural, conhecem-se espécies capazes de sobreviver longos períodos na escuridão. Assim, algumas cianobactérias apresentam uma capacidade distinta para a nutrição heterotrófica. Há registos de cianobactérias muito pequenas (0,2 – 2 μm), tendo sido reconhecida como uma fonte potencial significativa na produção primária, em vários ambientes aquáticos (MUR *et al.* (1999)).

A morfologia básica das cianobactérias compreende formas unicelulares, coloniais e multicelulares filamentosas, podendo estas serem ou não ramificadas e portadoras ou não de células especializadas, os heterocistos. Muitas espécies de cianobactérias possuem vesículos de gás que são inclusões citoplasmáticas capazes de proporcionar regulação na flutuação e são estruturas cilíndricas que se enchem de gás. A sua função é dar às espécies planctónicas um importante mecanismo ecológico de serem capazes de ajustar a sua posição vertical na coluna de água (MUR *et al.* (1999)).

1.2 Cianotoxinas

As cianotoxinas são correntemente agrupadas em classes de acordo com o seu modo de toxicidade (Carmichael, 1992; Sivonen, 1996; Codd *et al.*, 1997 *in* CODD (2000)). Os mecanismos da toxicidade das cianobactérias descritos e conhecidos são muito diversos e vão desde efeitos hepatotóxicos, neurotóxicos e dermatotóxicos, à inibição geral da síntese de proteínas.

As cianotoxinas incluem-se em três grupos de estrutura química: péptidos cíclicos, alcalóides e lipopolissacarídeos (LPS), com pesos moleculares que variam entre 165 e 1000 Da (SIVONEN e JONES (1999)).

As microcistinas e nodularinas são, respectivamente, heptapéptidos e pentapéptidos cíclicos e globalmente são as cianotoxinas mais frequentemente encontradas em *blooms* de água doce (SIVONEN e JONES (1999)). Elas são hepatotóxicas para os animais, com sinais exteriores de envenenamento que incluem fraqueza, palidez, extremidades geladas, respiração pesada, vômitos e diarreia. As microcistinas são promotoras de tumores. A destruição da estrutura e função do fígado ocorre com hemorragia interna no fígado e morte por problemas respiratórios. Pelo menos são conhecidas 65 variantes de microcistinas e seis variantes de nodularinas (Sivonen, 1996; Carmichael, 1999 *in* CODD (2000)).

As neurotoxinas, e.g. anatoxina-a, interferem com o funcionamento do sistema nervoso e causam frequentemente morte em poucos minutos devido à paralisia dos músculos respiratórios (CARMICHAEL (1994)).

Os factores ambientais parece afectarem o crescimento e produção de cianotoxinas pelas cianobactérias, mas só dentro de um intervalo inferior a uma ordem de

magnitude. Factores ambientais, como a idade das culturas e a temperatura, são os parâmetros mais frequentemente examinados, seguidos da luz, nutrientes, salinidade, pH e concentrações de micronutrientes. Grande parte dos estudos indica que as cianobactérias produzem a maioria das toxinas sob condições que são favoráveis ao seu crescimento, por exemplo, *Planktothrix* prefere baixas intensidades de luz para o crescimento, *Anabaena* moderadas e *Aphanizomenon* elevadas intensidades de luz. No entanto, Orr & Jones (1998) (*in* SIVONEN e JONES (1999)) mostraram que a produção de microcistinas por uma cultura de cianobactérias é directamente proporcional ao seu crescimento, não interessando os factores ambientais que limitam o crescimento.

As cianotoxinas têm sido muito estudadas e referidas. Estudos laboratoriais revelaram que as microcistinas e anatoxina-a são largamente retidas dentro das células (*i.e.*, são intracelulares) quando as condições de crescimento do organismo são favoráveis (SIVONEN e JONES (1999)). A quantidade de microcistinas numa cultura aumenta durante a fase exponencial de crescimento, sendo mais elevada na fase exponencial tardia. A concentração máxima de anatoxina-a foi encontrada durante a fase exponencial de crescimento. A libertação para a água, para formar toxinas dissolvidas (extracelulares), parece ocorrer mais, se não exclusivamente, durante a velhice, morte ou lise das células, do que por excreção contínua. Até à senescência de um *bloom* a maioria das toxinas mantém-se dentro das células.

Por exemplo, em estudos laboratoriais em que se determinaram toxinas intracelulares e dissolvidas (microcistinas, nodularinas e saxitoxinas) em culturas saudáveis na fase exponencial de crescimento verificou-se que 10 – 20% do total de toxinas é extracelular (Sivonen, 1990b, Lehtimaki *et al.*, 1997, Negri *et al.*, 1997, Rapala *et al.*, 1997 *in* SIVONEN e JONES (1999)). À medida que as células entram na fase estacionária de crescimento, verificou-se poder ocorrer um aumento da fracção dissolvida extracelular, por aumento da quantidade de células mortas. Mesmo na fase exponencial de crescimento das células numa cultura, uma pequena percentagem de células de determinada população pode morrer e entrar em lise (libertando toxinas intracelulares), apesar de se verificar um crescimento geral positivo da população. O trabalho de Mole *et al.* (1997) (*in* SIVONEN e JONES (1999)) demonstrou que a libertação de microcistinas de uma cultura de *Microcystis aeruginosa* começa a ocorrer na fase tardia do crescimento exponencial, aumentando significativamente durante a fase estacionária. Esta libertação está relacionada com o decréscimo da integridade das células. Na Tabela 1 apresenta-se a variação da distribuição de microcistina.

Numa massa de água, os *blooms* de populações saudáveis produzem pouca quantidade de toxinas extracelulares. O intervalo de concentração medido de cianotoxinas dissolvidas, excepto em casos de senescência de *blooms*, é 0,1-10 µg/l (Lindholm, T. e Meriluoto, 1991, Uneo *et al.*, 1996 *in* SIVONEN e JONES (1999); JONES e ORR (1994); TSUJI *et al.* (1996); LAHTI *et al.* (1997)). Em lagos e rios, as toxinas são libertadas das células e são rapidamente diluídas na massa de água, especialmente por acção do vento e da corrente forte (JONES e ORR (1994)).

Tabela 1. Distribuição de microcistinas durante uma cultura laboratorial de *Microcystis aeruginosa* (adaptado de HRUDEY *et al.* (1999))

IDADE DA CULTURA	DISTRIBUIÇÃO DAS TOXINAS (%)	
	CÉLULAS	ÁGUA
<i>Novas</i>		
Células de crescimento lento	100	0
Células de crescimento rápido	75-90	10-25
<i>Velhas</i>		
Células intactas de crescimento lento	70-80	20-30
Decaimento de células (perda de conteúdo em células)	30-40	60-70

1.3 Monitorização e Sinais de Alerta

Para haver um abastecimento seguro de água para consumo humano, do ponto de vista da existência de cianotoxinas, ou se tem uma fonte de água sem cianobactérias ou existe uma sequência de tratamento que remove cianobactérias e cianotoxinas. Um dos factores que se deve controlar é a probabilidade de haver lise das cianobactérias durante o transporte e tratamento de água (FALCONER *et al.* (1999)).

Normalmente o tipo de informação necessária para analisar a probabilidade de existirem problemas de saúde pública são a análise do potencial de uma água para formar *blooms* (dados de qualidade, *e.g.*, nutrientes, temperatura, clorofila-a), história da formação do *bloom* (padrões sazonais ou anuais), monitorização de cianobactérias e cianotoxinas (*e.g.* microscopia, contagem de células, análise de toxinas), identificação de escumas, relatos de animais mortos ou doenças e detecção epidemiológica de padrões de doenças na população (BARTRAM *et al.* (1999)).

A OMS, no sentido de proteger a saúde pública, estabeleceu o valor guia de 1 µg/l para a microcistina-LR total (conjunto da intracelular e extracelular) na água para consumo humano. Este valor é provisório, mas derivou da exposição a longo prazo (WHO, 1997 *in* CODD (2000); FALCONER *et al.* (1999)) e já está a ser utilizado em alguns países (*e.g.* Austrália e Reino Unido). Valores guia para outro tipo de cianotoxinas não foram estabelecidos devido à insuficiência de dados (FALCONER *et al.* (1999)). Valores guia para águas de recreio, baseados em estudos epidemiológicos também estão a ser utilizados, nesses mesmos países, na gestão destas águas (valor guia de 20 000 células cianobactérias/ml) (CODD (2000)).

Para facilitar a monitorização e gestão de ETAs foi desenvolvida uma sequência de níveis de alerta com uma resposta gradual e crescente a um potencial *bloom* de cianobactérias (BARTRAM *et al.* (1999)):

- Nível de Alerta 1: 2000 células/ml ou 1 µg/l Clorofila a (cianobactérias dominantes);
- Nível de Alerta 2: 100 000 células/ml ou 50 µg/l Clorofila a (cianobactérias dominantes).

Em situações de nível de alerta 1 devem ser consultadas as autoridades competentes e ser reforçado o programa de monitorização (amostragens semanais no mínimo).

As condições do nível de alerta 2 são indicativas de que há um risco acrescido de efeitos adversos para a saúde pública se a água for abastecida sem tratamento ou com um tratamento deficiente, mesmo que por exposições curtas. Se não houverem tratamentos adequados deve ser desencadeado um sistema alternativo de abastecimento.

Foi considerada a possibilidade dos compostos de odor e sabor produzidos pelas cianobactérias, como a geosmina e 2-metilisoborneol (2-MIB), servirem como sinal de alerta do desenvolvimento de blooms tóxicos. A geosmina é produzida pelos géneros *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Lyngbia*, *Microcystis*, *Oscillatoria*, *Phormidium* *Schizothrix* e *Symploca* (Perrson, 1983 in FALCONER *et al.* (1999)) que incluem espécies tóxicas (excepto *Symploca*). Contudo essa correlação não existe invariavelmente e não existem provas de que as espécies tóxicas produzem também compostos responsáveis por odor e sabor (FALCONER *et al.* (1999)).

2 OPERAÇÕES/PROCESSOS DE TRATAMENTO DA ETA DE ALCANTARILHA

As operações/processos de tratamento abrangidos pela pesquisa bibliográfica efectuada fazem parte do actual tratamento da ETA de Alcantarilha (Figura 1) e são:

- Pré-oxidação com ozono;
- Oxidação com permanganato de potássio (suplementar);
- Coagulação/floculação/sedimentação (C/F/S);
- Filtração rápida em filtros de areia;
- Cloragem.

Foi também considerada a adsorção com carvão activado em pó (PAC) uma vez que na ETA está prevista essa etapa e porque, embora ainda não tenha sido colocada

em prática esta operação, o seu arranque é relativamente simples, uma vez que o PAC é adicionado nas câmaras de mistura rápida juntamente com o coagulante.

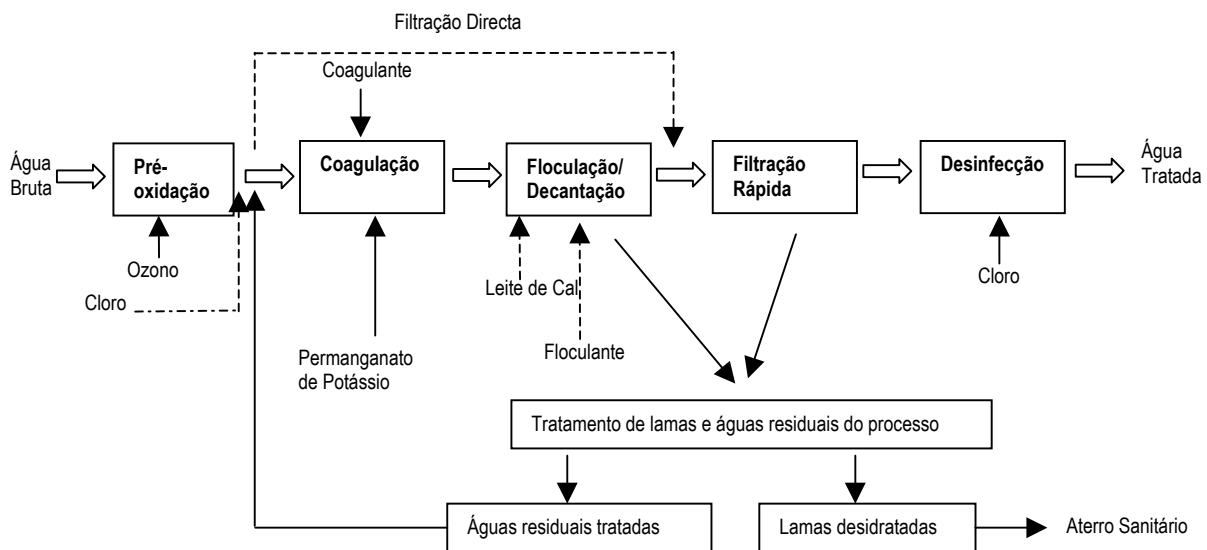


Figura 1. Esquema de tratamento da ETA de Alcantarilha (LUCAS *et al.* (2001)).

3 APRECIACÃO GLOBAL DO PROCESSO DE TRATAMENTO DA ETA DE ALCANTARILHA NA REMOÇÃO DE CIANOBACTÉRIAS E CIANOTOXINAS

O grande investimento em termos de conhecimento inicial foi efectuado, por uma questão de lógica, na identificação, análise e quantificação de cianotoxinas, sendo ainda poucos os artigos referentes à sua remoção por processos de tratamento. A maioria dos artigos são bastante recentes, publicados depois de 1990, pelo que ainda existe muita informação que requer confirmação, combinações de tratamentos por investigar, sendo que a melhor estratégia neste momento será uma estratégia de prudência.

Existem três alternativas de tratamento numa ETA no que concerne à remoção de cianobactérias e cianotoxinas:

- Provoca-se a lise das células vivas de cianobactérias e libertam-se as cianotoxinas, passando a haver essencialmente toxinas solúveis. Neste caso, têm que existir processos de tratamento que consigam assegurar a sua eficiente e consistente remoção. Ou seja, são necessários processos que removam compostos orgânicos solúveis, tais como ozono em dosagens elevadas, PAC em dosagens elevadas, nanofiltração (NF) ou osmose inversa (OI), biodegradação (por exemplo, em filtros de carvão activado granulado (GAC) com actividade biológica (BAC)), entre outros – métodos que ainda precisam de ser testados e otimizados;

- Remover através de etapas de tratamento distintas as células com toxinas intracelulares, por um lado, e as toxinas extracelulares solúveis, por outro lado. Assim, tem que se assegurar a remoção de células de cianobactérias intactas, tornando-se esta uma prioridade de tratamento, uma vez que a maioria das toxinas encontra-se, como referido, no interior das células. São, portanto necessários, métodos de separação sólido-líquido, como C/F/S, flotação, filtração em areia ou GAC, micro- e ultrafiltração (UF). A remoção de toxinas solúveis, através de PAC, ozono, NF, OI, entre outros processos, surge também como uma preocupação incontestável, uma vez que, como referido, existe sempre uma proporção considerável de toxinas na água.
- Utilizar processos combinados de remoção de cianobactérias e cianotoxinas extracelulares, tais como ozonoflotação, ozono/GAC ou BAC, PAC/UF. Trata-se, no entanto, de processos não convencionais que requerem ainda muita investigação e desenvolvimento.

Numa estratégia de prudência e dada a escassez de informação ainda existente, a alternativa que deve ser adoptada deve ser a segunda, ou seja, promover em primeira instância a remoção de cianobactérias e só posteriormente a remoção de cianotoxinas, numa etapa de tratamento onde, para além do risco de libertação de toxinas intracelulares estar minimizado, a água a tratar já tem menores concentrações de COT e conseqüentemente, menores interferências na eficiência de remoção das toxinas.

Existe uma série de questões-chave sobre a eficiência de remoção de cianobactérias e cianotoxinas pelos processos de tratamento existentes na ETA de Alcantarilha. Estas questões possibilitam, com base em dados bibliográficos, prever o desempenho da ETA. Assim:

□ PRÉ-OXIDAÇÃO COM OZONO

Durante os *blooms*, os teores em carbono orgânico total (COT) e carbono orgânico dissolvido (COD) da água a tratar vão variar significativamente, pelo que o consumo de oxidante também vai variar, o que obriga a um controlo contínuo da etapa da ozonização. Para além disso, podem ser necessárias doses muito elevadas de ozono para assegurar a completa oxidação das cianotoxinas extracelulares, o que, na prática, é bastante complicado e envolve o risco de libertação de toxinas intracelulares, para além de outros riscos relacionados com a eventual formação de compostos bromados ou re-solubilização do manganês (oxidação a Mn^{7+} em vez de Mn^{4+}). Assim, é mais seguro efectuar a remoção de cianobactérias antes da oxidação, ou então utilizar dosagens baixas de oxidante para potenciar a remoção de cianobactérias por C/F/S, como é normalmente referido na bibliografia da especialidade.

De uma forma geral, o ozono é aceite como sendo eficiente na destruição de algumas classes de toxinas em condições específicas, apesar da maioria dos autores concordarem que a dose e o tempo de contacto necessários dependem da

qualidade da água. De qualquer forma, a pré-oxidação deve ser vista essencialmente como uma etapa para potenciar a remoção de células de cianobactérias e não como uma etapa para degradar cianotoxinas (HRUDEY *et al.* (1999)). Deve ainda ser referido que a oxidação de toxinas, tal como acontece com a restante matéria orgânica natural, ocorre normalmente de uma forma incompleta, pelo que provavelmente irão ser formados subprodutos que terão de ser investigados, uma vez que se desconhece a sua toxicidade.

Referências relativamente ao desempenho do ozono na remoção de cianobactérias e cianotoxinas podem ser encontradas em HIMBERG *et al.* (1989), MOUCHET e BONNÉLYE (1998), ROSITANO *et al.* (1998), HRUDEY *et al.* (1999) e ROSITANO *et al.* (2001).

□ OXIDAÇÃO COM PERMANGANATO DE POTÁSSIO

De uma maneira geral, a oxidação com permanganato de potássio remove microcistinas e anatoxina-a, dependendo, no entanto, da dose e tempo de contacto. Na presença de células vivas de cianobactérias a remoção de toxinas solúveis é baixa. Não há grande consenso relativamente ao permanganato de potássio provocar ou não a lise de cianobactérias (LAM *et al.* (1995); ROSITANO *et al.* (1998); HRUDEY *et al.* (1999)).

□ PAC

A adsorção em carvão activado é considerada como efectiva na remoção de cianotoxinas (Falconer *et al.*, 1989; Donati *et al.*, 1994; Mohamed *et al.*, 1999 *in* DRIKAS *et al.* (2001)). Os diferentes autores concordam que para atingir eficiências de remoção elevadas são necessárias doses de PAC superiores a 20 mg/l e tempos de contacto de cerca de 30 minutos (Donati *et al.* (1993) *in* HRUDEY *et al.* (1999)) O desempenho do PAC parece estar dependente do tipo de carvão (material de origem e tipo de activação), tendo sido sugerido que o volume de mesoporos é muito importante (DONATI *et al.* (1994)). O COD da água é muito importante porque a matéria orgânica compete pelo PAC juntamente com as toxinas (FALCONER *et al.* (1989); HIMBERG *et al.* (1989); ANDO *et al.* (1992); LAMBERT *et al.* (1996); DONATI *et al.* (1994); HRUDEY *et al.* (1999)). Desvantagens atribuídas ao PAC são o facto de durante o processo de tratamento sofrer apenas uma única utilização o que contribui para o acréscimo do preço associado e do volume de lamas produzido. No entanto, pode e deve ser utilizado na ETA de Alcantarilha como solução de recurso para episódios esporádicos.

□ C/F/S + FILTRAÇÃO

A remoção de células intactas apresenta-se como a melhor oportunidade para remover toxinas em processos de separação sólido-líquido, uma vez que através da

pesquisa bibliográfica verifica-se que a maioria dos autores obteve baixas eficiências de remoção de toxinas extracelulares. Assim, a coagulação convencional e a filtração rápida podem ser úteis na remoção de toxinas intracelulares, particularmente se as células se mantiverem intactas, mas não são processos de confiança como processos principais. A C/F/S tem um efeito negligenciável na remoção de toxinas extracelulares.

Um aspecto muito importante a considerar é a concentração de cianobactérias tóxicas nas lamas, isto porque as células começam a libertar toxinas sobretudo durante a fase de crescimento exponencial e principalmente durante a fase estacionária, quando são mais velhas. A importância da libertação de toxinas das lamas depende do tempo que a lama fica retida nos tanques de sedimentação e é particularmente relevante se o sobrenadante do processo de tratamento de lamas for reconduzido para a linha de tratamento de água (HRUDEY *et al.* (1999)). É o que acontece na ETA de Alcantarilha, onde o sobrenadante é recirculado para a etapa C/F/S, i.e., após a pré-oxidação com ozono.

Referências relativamente ao desempenho da coagulação/floculação/sedimentação e filtração rápida na remoção de cianobactérias e cianotoxinas podem ser encontradas em HIMBERG *et al.* (1989); BAUER *et al.* (1998); HRUDEY *et al.* (1999).

□ CLORAGEM

Doses baixas de cloro têm efeitos negligenciáveis. O COD da água é muito importante porque a matéria orgânica compete pelo cloro juntamente com as toxinas. A eficiência diminui com o pH (hipocloritos de cálcio e sódio são menos eficientes do que Cl₂). A destruição das toxinas está directamente ligada ao aparecimento de um residual de cloro: com 30 min. de contacto e um residual superior a 0,5 mg/l, a pH inferior a 8, o cloro é eficiente na degradação de toxinas (HIMBERG *et al.* (1989); NICHOLSON *et al.* (1994); LAM *et al.* (1995); LAMBERT *et al.* (1996); TSUJI *et al.* (1997); e SENOGLES *et al.* (2000)).

Desta forma, a eficiência de remoção depende da dosagem de cloro e da concentração de cloro residual (aumenta), do tempo de contacto (aumenta) e do pH (diminui).

□ TRATAMENTO GLOBAL

Relativamente à concentração de células e toxinas intra e extracelulares, globalmente e para o esquema de tratamento da ETA, e com base na pesquisa bibliográfica efectuada, prevê-se:

Processo	O ₃	KMnO ₄ PAC	C/F/S	Filtração Rápida	Cl ₂
Células & Toxinas Intracelulares	≤ (< se potenciar C/F/S)	≅	<	<	=
Toxinas Extracelulares	< ^a > ^b	<	=	=	<

^a grandes remoções para dosagens elevadas; a diminuição da toxicidade depende da transformação química.

^b se ocorrer lise e a dose não for suficiente.

4 CONCLUSÕES

Com base na pesquisa bibliográfica efectuada espera-se que a ETA de Alcantarilha (tratamento convencional com pré-ozonização) consiga alguma eficiência de remoção de cianobactérias e cianotoxinas, isto se forem utilizadas as dosagens de reagentes e residuais de ozono e cloro apropriados e com a utilização de PAC em dosagens relativamente elevadas.

A principal dúvida prende-se com o desempenho da ETA na remoção de toxinas solúveis, uma vez que este está dependente da qualidade da água na origem e das condições de funcionamento da ozonização, da adsorção com PAC e da cloragem. Existem também dúvidas relativamente ao comportamento do ozono, visto que pode haver conversão de toxinas e não a sua destruição para compostos não tóxicos, assim como existe sempre o risco da lise das células. Outra questão importante é a recirculação do sobrenadante do processo de tratamento de lamas para a linha de tratamento de água na ETA (etapa C/F/S, *i.e.*, após pré-oxidação).

A monitorização frequente do desempenho do tratamento é crucial, uma vez que quase toda a informação existente sobre os diferentes tratamentos foi obtida em condições laboratoriais, havendo muitas incertezas noutras situações. As cargas orgânicas elevadas e variáveis, existentes durante os *blooms*, podem comprometer aparentes sucessos de tratamento. Há ainda a considerar a ausência de estudos com efeitos do manganês e ferro, elementos cujas concentrações podem ser sazonalmente muito elevadas na água bruta da ETA de Alcantarilha. Daí ser necessário realizar estudos mais pormenorizados sobre o caso de estudo em questão, envolvendo ensaios laboratoriais e determinações experimentais das eficiências de remoção de cianobactérias e cianotoxinas nas várias etapas do processo da ETA de Alcantarilha.

AGRADECIMENTOS

Este trabalho foi financiado pela empresa Águas do Algarve, S.A., no âmbito do Acordo Específico de Cooperação AdA/UAlg “CIANOTOX – Monitorização de cianotoxinas e das condições desencadeadoras da sua produção em águas superficiais com vista à optimização das condições de tratamento em ETAs”.

BIBLIOGRAFIA

- ANDO, A., MIWA, M., KAJINO, M., TATSUMI, S. - "Removal of musty-odorous compounds in water and retained in algal cells through water purification processes". *Water Science and Technology*, **25**, 2, 1992, pp. 299-306.
- BARTRAM, J., BURCH, M., FALCONER, I. R., JONES, G., KUIPER-GOODMAN, T. - "Situation assessment, planning and management", in *Toxic Cyanobacteria in Water. A Guide to Their Public Health Consequences, Monitoring and Management*, editado por Ingrid Chorus e Jamie Bartram, London and New York, E & FN SPON, 1999, pp 179-209.
- BAUER, M. J., BAYLEY, R., CHIPPS, M. J. E. A., SCRIVEN, R. J., RACHWAL, A. J. - "Enhanced rapid gravity filtration and dissolved air flotation for pre-treatment of river Thames reservoir water". *Water Science and Technology*, **37**, 2, 1998, pp. 35-42.
- CARMICHAEL, W. W. - "The toxins of cyanobacteria". *Scientific American*, **270**, 1, 1994, pp. 78-86.
- CODD, G. A. - "Cyanobacterial toxins, the perception of water quality, and the prioritisation of eutrophication control". *Ecological Engineering*, **16**, 2000, pp. 51-60.
- DONATI, C., DRIKAS, M., HAYES, K. R., NEWCOMBE, G. - "Microcystin-LR adsorption by powdered activated carbon". *Water Research*, **28**, 8, 1994, pp. 1735-1742.
- DRIKAS, M., CHOW, C. W. K., HOUSE, J., BURCH, M. D. - "Using coagulation, flocculation and settling to remove toxic cyanobacteria". *Journal of American Water Works Association*, **2**, 2001, pp. 100-111.
- FALCONER, I. R., RUNNEGAR, M. T. C., BUCKLEY, T., HUYN, V. L., BRADSHAW, P. - "Using activated carbon to remove toxicity from drinking water containing cyanobacterial blooms". *Journal of American Water Works Association*, **2**, 1989, pp. 102-105.
- FALCONER, I. R., BARTRAM, J., CHORUS, I., KUIPER-GOODMAN, T., UTKILEN, H., BURCH, M., CODD, G. A. - "Safe levels and safe practices", in *Toxic Cyanobacteria in Water. A Guide to Their Public Health Consequences, Monitoring and Management*, editado por Ingrid Chorus e Jamie Bartram, London and New York, E & FN SPON, 1999, pp 155-178.

- HIMBERG, K., KEIJOLA, A.-M., HIISVIRTA, L., PYYSSALO, H., SIVONEN, K. - "The effect of water treatment processes on the removal of hepatotoxins from *Microcystis* and *Oscillatoria* cyanobacteria: a laboratory study". *Water Research*, **23**, 8, 1989, pp. 979-984.
- HRUDEY, S. E., BURCH, M., DRIKAS, M., GREGORY, R. - "Remedial Measures", in *Toxic Cyanobacteria in Water*, editado por Ingrid Chorus e Jamie Bartram, London e New York, E & FN SPON, 1999, pp. pp 275-306.
- JONES, G. e ORR, P. T. - " Release and degradation of microcystin following algicide treatment of a *Microcystis aeruginosa* bloom in a recreational lake, as determined by HPLC and protein phosphatase inhibition assay". *Water Research*, **28**, 4, 1994, pp. 871-876.
- LAHTI, K., RAPALA, J., FARDIG, M., NIEMELA, M., SIVONEN, K. - "Persistence of cyanobacterial hepatotoxin, microcystin-LR in particulate material and dissolved in lake water". *Water Research*, **31**, 5, 1997, pp. 1005-1012.
- LAM, A. K. Y., PREPAS, E. E., SPINK, D., HRUDEY, S. E. - "Chemical control of hepatotoxic phytoplankton blooms: implications for human health". *Water Research*, **29**, 8, 1995, pp. 1845-1854.
- LAMBERT, T. W., HOLMES, C. F. B., HRUDEY, S. E. - "Adsorption of microcystin-LR by activated carbon and removal in full scale water treatment". *Water Research*, **30**, 6, 1996, pp. 1411-1422.
- LUCAS, H., COELHO, M.R., VIRIATO, S.M., SANCHO, R., CARAPUÇA, M.F. – "Qualidade da água de processo no arranque da estação de tratamento de água (ETA) de Alcantarilha" in Actas da Conferência Internacional sobre a água (IWC2001), Porto (Portugal), 2001.
- MOUCHET, P. e BONNÉLYE, V. - "Solving algae problems: French expertise and world-wide applications". *J Water SRT - Aqua*, **47**, 3, 1998, pp. 125-141.
- MUR, L. R., SKULBERG, O. M., UTKILEN, H. - "Cyanobacteria in the environment", in *Toxic Cyanobacteria in Water. A Guide to Their Public Health Consequences, Monitoring and Management*, editado por Ingrid Chorus e Jamie Bartram, London, E & FN SPON, 1999, pp 15-34.
- NICHOLSON, B. C., ROSITANO, J., BURCH, M. D. - "Destruction of cyanobacterial peptide hepatotoxins by chlorine and chloramine". *Water Research*, **28**, 6, 1994, pp. 1297-1303.
- ROSITANO, J., NEWCOMBE, G., NICHOLSON, B., SZTAJNBOK, P. - "Ozonation of NOM and algal toxins in four treated waters". *Water Research*, **35**, 1, 2001, pp. 23-32.
- ROSITANO, J., NICHOLSON, B. C., PIERONNE, P. - "Destruction of cyanobacterial toxins by ozone". *Ozone Science & Engineering*, **20**, 1998, pp. 223-238.

- SENOGLES, P., SHAW, G., SMITH, M., NORRIS, R., CHISWELL, R., MUELLER, J., SADLER, R., EAGLESHAM, G. - "Degradation of the cyanobacterial toxin cylindrospermopsin, from *Cylindrospermopsis raciborskii*, by chlorination". *Toxicon*, **38**, 2000, pp. 1203-1213.
- SIVONEN, K. e JONES, G. - "Cyanobacterial toxins", in *Toxic Cyanobacteria in Water. A Guide to Their Public Health Consequences, Monitoring and Management*, editado por Ingrid Chorus e Jamie Bartram, London, E & FN SPON, 1999, pp 41-91.
- TSUJI, K., SETSUDA, S., WATANUKI, T., KONDO, F., NAKAZAWA, H., SUZUKI, M., HARADA, K.-I. - "Microcystin levels during 1992-95 for lakes Sagami and Tsukui-Japan". *Natural Toxins*, **4**, 1996, pp. 189-194.
- TSUJI, K., WATANUKI, T., KONDO, F., WATANABE, M. F., NAKAZAWA, H., SUZUKI, M., UCHIDA, H., HARADA, K.-I. - "Stability of microcystins from cyanobacteria - IV. Effect of chlorination on decomposition". *Toxicon*, **35**, 7, 1997, pp. 1033-1041.