



I-223 – AVALIAÇÃO DA REJEIÇÃO DOS PERTURBADORES ENDÓCRINOS BISFENOL-A E ESTRADIOL NO TRATAMENTO DE ÁGUA POR NANOFILTRAÇÃO

Bianca Campos Gonçalves ⁽¹⁾

Engenheira Ambiental pela Universidade de Brasília e Mestranda em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos pela Universidade de Brasília.

Cristina Celia Silveira Brandão

Doutora em Engenharia Ambiental pelo Imperial College, Londres. Professora Associada do Departamento de Engenharia Civil e Ambiental da Universidade de Brasília.

Sara Regina Morais Kollar

Mestre em Química pela Universidade Brasília. Química do Laboratório de Saneamento Ambiental do Departamento de Engenharia Civil e Ambiental da Universidade de Brasília

Endereço ⁽¹⁾: Universidade de Brasília (UnB), Programa de Pós-graduação em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Campus Universitário Darcy Ribeiro, Prédio SG-12, Asa Norte, Brasília-DF, CEP 70910-900. E-mail: biancacg.bi@gmail.com.

RESUMO

Bisfenol-a (BFA) e estradiol (E2) são substâncias classificadas como perturbadores endócrinos, que são suspeitos de alterar as funções do sistema endócrino e, assim, de causar efeitos adversos à saúde de um organismo ou população e sua descendência. O BFA é um plastificante bastante aplicado na indústria, como na fabricação de resinas epóxi e plásticos de policarbonato, usados na manufatura de utensílios domésticos e eletrodomésticos, por exemplo. Já o E2 é um hormônio natural sintetizado e excretado pelo organismo e também utilizado em diversos tratamentos. Já foi verificada a ocorrência de ambos contaminantes em diversas matrizes aquáticas, em especial águas superficiais e águas tratadas para consumo. Com isso, o presente estudo avaliou, em escala de bancada, a rejeição de BFA e E2 por duas membranas de nanofiltração distintas. Para compor a água de estudo foi coletada água ultrafiltrada da ETA Lago Norte, em Brasília (DF). As membranas selecionadas para os experimentos foram a NF 270 e a NF 90. O pH da água de alimentação foi de 7,3 (pH usual da água ultrafiltrada) e a pressão de alimentação foi de 8 bar em 4 dos 5 experimentos e de 6 bar em um deles. Para a membrana mais aberta, NF 270, as eficiências de rejeição de BFA foram de 57% e 44%. enquanto para o E2, as eficiências obtidas foram de 82%, 60% e 71%. Já com adoção da membrana NF 90, mais fechada, os valores de rejeição de BFA encontrados foram de 76% e 69% e para o E2 as eficiências de rejeição foram de 96 e 95%. Ou seja, nas condições avaliadas, independentemente da membrana adotada a rejeição de E2 foi sempre superior a rejeição de BPA.

PALAVRAS-CHAVE: tratamento de água; bisfenol-a; estradiol; nanofiltração

INTRODUÇÃO

Micropoluentes emergentes são substâncias potencialmente tóxicas aos ecossistemas e ao ser humano e que, no entanto, não possuem padrões de potabilidade e padrões regulatórios para lançamento de efluentes na maioria dos países. Esses micropoluentes incluem os perturbadores endócrinos (PEs), classificados como substâncias químicas (sintéticas, naturais, produtos químicos naturais ou subprodutos) presentes no meio ambiente e suspeitos de alterar as funções do sistema endócrino e, assim, causar efeitos adversos à saúde de um organismo ou população e sua descendência (Comissão Europeia, 2007).

Entre os PEs encontrados nos sistemas aquáticos e na água para consumo humano, podem ser citados o bisfenol-A (BFA) - plastificante altamente aplicado na indústria, como na fabricação de resinas epóxi e de plásticos de policarbonato, usados em utensílios domésticos e eletrodomésticos - e o estradiol (E2) hormônio natural sintetizado e excretado pelo organismo.



A ocorrência desses PEs nos mananciais de captação se dá tanto por meio de fontes pontuais de poluição, como descargas de efluentes industriais e esgotos domésticos, quanto por fontes difusas, como escoamento superficial em áreas agrícolas (Birkett e Lester, 2003). Como nas estações de tratamento de esgoto esses contaminantes não são completamente removidos, tem-se que, mesmo o esgoto tratado, ao ser lançado no corpo hídrico, é fonte de contaminação, além dos despejos brutos domésticos e industriais.

Como as tecnologias convencionais utilizadas nas estações de tratamento de água para consumo humano (ETAs) também não são eficientes na remoção dos PEs, é crescente a preocupação com ocorrência de BFA e E2 em águas superficiais e tratadas no mundo (Focazio et al., 2008; Kleywegt et al., 2011; Santhi et al., 2012; Leusch et al., 2014; Celic et al., 2020; Grobin et al., 2024) e no Brasil (Montagner, 2007; 2 Sodr e et al., 2007; Sodr e et al., 2010; Santana, 2013; Moreira et al., 2014; Dias, 2014; Sampaio, 2018), inclusive no Lago Parano a, importante corpo h drico no Distrito Federal (Sampaio, 2018). Nesse contexto, a ado o de tecnologias avan adas de tratamento se faz necess ria, e a nanofiltrac o (NF) t m se mostrado uma op o eficiente   remo o desses micropoluentes, com rejei o entre 50 e 100%, variando conforme condi es operacionais (Ngheim et al., 2008; Schleicher, 2013; Sim es, 2016; Rodrigues, 2018, entre outros).

Apesar da literatura cient fica ser vasta quanto a remo o de diferentes PEs, existe lacuna no que se refere   avalia o do comportamento da tecnologia de NF e poss veis interfer ncias considerando a presen a simult nea de BFA e E2, uma vez que grande parte dos estudos utiliza matriz enriquecida com apenas um contaminante.

OBJETIVO

Considerando a lacuna existente com rela o a estudos abordando a remo o conjunta de BPA e E2, o objetivo do presente trabalho, de car ter preliminar, foi avaliar, em escala de bancada, a rejei o dos perturbadores end crinos bisfenol-a (BPA) e estradiol (E2) por duas membranas de nanofiltrac o distintas, no contexto do tratamento de  gua do Lago Parano a (Bras lia/DF).

O Lago Parano a   um corpo h drico de m ltiplos usos, desde lazer at  corpo receptor de esgoto tratado, al m de manancial de capta o de  gua para a Estac o de Tratamento de  gua Lago Norte, que utiliza a ultrafiltrac o como processo de tratamento. Dessa forma, ao mesmo tempo em que sua qualidade deve ser mantida para atender  s demandas de capta o e de recrea o, o lago, pelo seu car ter de corpo receptor, est  sujeito   contamina o. Com isso, al m da contribui o acad mica, o trabalho contribuir  ao fornecer uma alternativa para o p s-tratamento da ETA Lago Norte e melhorar a qualidade da  gua fornecida   popula o, uma vez que j  foram registrados BFA e E2 na  gua do lago e na  gua ultrafiltrada da ETA Lago Norte.

MATERIAIS E M TODOS

Considerando os objetivos, a matriz usada para o desenvolvimento do trabalho experimental foi o efluente da etapa de ultrafiltrac o da ETA Lago Norte (Bras lia/DF).

Como mencionado, o trabalho avaliou o desempenho de duas membranas de NF no que se refere   rejei o de BFA e E2, variando determinada condi o operacional. Em rela o  s membranas selecionadas, ambas apresentam estrutura similar: “*Thin-Film Composite*”, por m, a NF 270, considerada como uma membrana “aberta”, possui uma camada ativa de poliamida semi-arom tica   base de piperazina e massa molar de corte na faixa de 200-300 g/mol, enquanto a NF 90, considerada como uma membrana “fechada”, relativamente restritiva, possui massa de 200 g/mol e camada ativa completamente arom tica (Nghiem *et al.*, 2008). Importante aqui lembrar que a massa molar do BFA (C₁₅H₁₆O₂)   228,3 g/mol e a massa molar do E2 (C₁₈H₂₄O₂)   de 272,4 g/mol. A Tabela 1 apresenta as condi es adotadas em cada ensaio de nanofiltrac o.

Tabela 1 – Condi es adotadas nos ensaios de nanofiltrac o

Ensaio	Matriz	Membrana	Pressão
Ensaio 1	�gua ultrafiltrada ETA LN + E2 + BFA	NF 270	8 bar
Ensaio 2	�gua ultrafiltrada ETA LN + E2 + BFA	NF 270	8 bar
Ensaio 3	�gua ultrafiltrada ETA LN + E2 + BFA	NF 270	6 bar
Ensaio 4	�gua ultrafiltrada ETA LN + E2 + BFA	NF 90	8 bar
Ensaio 5	�gua ultrafiltrada ETA LN + E2 + BFA	NF 90	8 bar

Para a realização dos experimentos foi adotada uma unidade de nanofiltração, em escala de bancada, dotada de uma célula de filtração (Sepa CF cell – Sterlitech, EUA), que opera em fluxo tangencial, simulando o escoamento num módulo de membrana enrolada. A célula de filtração é confeccionada em aço inox, é dotada de carreador de permeado e de alimentação/concentrado e utiliza membrana plana com área útil de 140 cm², suporta pressões de trabalho de até cerca de 70bar. Na Figura 2 é apresentado o sistema de nanofiltração de bancada utilizado e seus principais componentes.

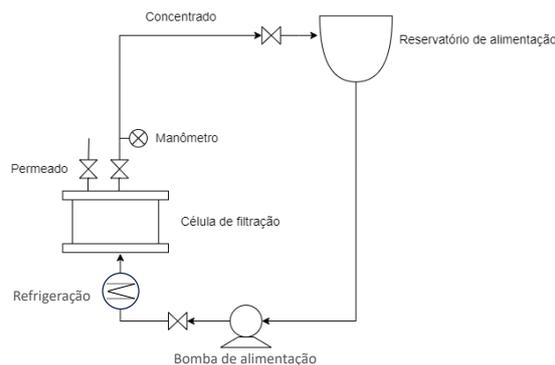


Figura 2 – Unidade de bancada (foto e diagrama básico)

Os contaminantes bisfenol-a (BPA) e estradiol (E2) utilizados nos experimentos foram adquiridos da empresa Sigma-Aldrich, com grau de pureza acima de 99%. Foram preparadas soluções estoque de cada um dos contaminantes em concentração de 1g/L, em metanol, a partir das quais era preparada a água de estudo. Alíquotas similares de cada uma dessas soluções estoque eram transferidas para um balão volumétrico de 100 mL juntamente com 2% de metanol e diluídas em água ultrapura (Milli-Q) e, por fim, a solução final era homogeneizada no tanque de alimentação com a matriz de água ultrafiltrada formando a água de estudo. A concentração dos contaminantes variou na faixa de 200 a 360 µg/L.

A execução dos experimentos seguiu uma rotina composta por 5 etapas: 1 – preparação da membrana; 2 – compactação da membrana; 3 – ensaio de nanofiltração; 4 – limpeza da membrana; 5 – ensaio de permeabilidade.

A etapa 1 consistiu em deixar a membrana submersa em água ultrapura por pelo menos 24 horas para sua hidratação. A compactação, na etapa 2, com a membrana hidratada colocada na célula de filtração, era realizada com a passagem de água ultrapura pelo sistema, sob pressão de aproximadamente 8,3 bar, levemente acima da pressão de operação do sistema, durante meia hora. A etapa 3, ensaio de nanofiltração propriamente dito, iniciava-se com a homogeneização dos contaminantes no tanque, seguida da abertura do registro de alimentação e do ajuste da pressão do sistema. O sistema foi operado por 6 horas e, ao longo desse período, foram coletadas, em diferentes momentos, amostras de permeado, de concentrado e de alimentação. As amostras foram refrigeradas até o momento da análise. A etapa 4 consistia na retirada da água de estudo do tanque, seguida da passagem de água ultrapura e de solução de 0,1% de hidróxido de sódio (NaOH) para realização de limpeza. Por fim, na etapa 5, após a limpeza, o tanque de alimentação era preenchido com água ultrapura para a realização do ensaio de permeabilidade, no qual o sistema era operado em pressões crescentes. Inicialmente, a pressão de alimentação era estabilizada em 3 bar, e nessa pressão era realizada a medição volumétrica das vazões de permeado e concentrado. Esse procedimento era então repetido para as pressões de 4, 6, 8 e 10 bar.

A partir dos dados obtidos na etapa 5 foram determinados os valores de fluxo de permeado e de pressão transmembrana (PTM), sendo que a permeabilidade hidráulica foi obtida a partir da inclinação da reta resultante da representação gráfica entre esses parâmetros.



Vale ressaltar que, durante todos os ensaios, a válvula de ajuste da bomba de alimentação foi aberta até certo ponto, para que a vazão se mantivesse relativamente constante, entre 4,9 e 5L/min. Além disso, como a permeabilidade de cada membrana praticamente não variou muito de um ensaio para outro, a mesma membrana NF 270 foi utilizada nos ensaios de 1 a 3, e mesma membrana NF 90 foi utilizada nos ensaios 4 e 5. Logo, as etapas 1 (hidratação) e 2 (compactação) foram realizadas apenas no primeiro ensaio com cada membranas.

Apesar dos contaminantes estarem combinados na mesma matriz, a quantificação de cada um deles foi feita separadamente. Para quantificação do bisfenol-a, foi adotado o método de cromatografia líquida de alta eficiência (HPLC), tomando como referência a rotina usada por Schleicher (2013). Já a quantificação do estradiol foi usada a técnica de cromatografia líquida com espectrometria de massas tandem (LC-MS/MS), conforme rotina adotada por Abreu (2022). Os principais parâmetros analíticos adotados em cada um dos métodos são apresentados na Tabela 1.

Tabela 1 – Principais parâmetros/condições adotadas nos métodos HPLC e LC-MS/MS

Parâmetro	HPLC	LC-MS/MS
	Condição	
Coluna	RP18 (4x125mm; 5 5 µm)	C18 (4,6x150 mm; 5 µm)
Fase móvel	Água Milli-Q:Acetonitrila HPLC (60:40) com Ácido Fórmico 0,05%	Água Milli-Q + NH ₄ OH 0,15%:Metanol (0-1 min, 50:50; 1-9 min 15:85; 9 min 50:50)
Fluxo	1mL/min	0,6 mL/min
Comprimento UV	280 nm	-
Volume de injeção	100 µL	20 µL
Duração da análise	10 minutos	12 minutos

RESULTADOS

A Tabela 2 apresenta a caracterização básica da água ultrafiltrada da ETA Lago Norte utilizada como matriz no presente estudo. A água do lago Paranoá, no ponto em que acontece a captação para alimentação da ETA Lago Norte, apresenta baixa turbidez (1, 45 uT na data da coleta) e em função do processo de tratamento, a água ultrafiltrada apresenta baixa variação na sua qualidade.

Tabela 2 – Caracterização básica da água ultrafiltrada da ETA Lago Norte

Parâmetro	Valor
Turbidez ultrafiltrada (uT)	0,04
pH	7,3
Carbono orgânico total – COT (mg/L)	2,5

Na Tabela 3 são apresentados os valores de permeabilidade hidráulica obtidos para as membranas NF 270 e NF 90, tanto em sua condição inicial de membrana não usada quanto após a realização dos ensaios e da limpeza da membrana.

Tabela 3 – Permeabilidade hidráulica das membranas

Condição	Permeabilidade hidráulica (L/m ² *h*bar)
Inicial NF 270	18,8
Após ensaio 1	22,4
Após ensaio 2	22,2
Após ensaio 3	20,5
Inicial NF 270	7,3
Após ensaio 4	9,2
Após ensaio 5	8,6

A partir dos resultados da Tabela 3, pode-se considerar que a variação de permeabilidade entre ensaios foi relativamente pequena e que a limpeza foi eficiente entre experimentos. Vale destaque a grande diferença entre a permeabilidade obtida nas membranas NF 270 e NF 90, refletindo a diferença de peso molecular de corte das membranas. Segundo Simões (2016) a literatura registra valores de permeabilidade da NF270 na faixa de 13,5

a $17 \text{ L/m}^2\cdot\text{h}\cdot\text{bar}$ e de cerca $6 \text{ L/m}^2\cdot\text{h}\cdot\text{bar}$ para NF90, portanto valores um pouco inferiores aos observados neste trabalho, embora, respectivamente, da mesma ordem de grandeza.

Como comentado na metodologia, em cada ensaio foram coletadas amostras ao longo de sua duração. Para este trabalho, entretanto, são apresentados os dados baseados em uma amostra composta, preparada a partir da representatividade temporal das amostras coletadas em diferentes momentos do ensaio, de forma que, para cada ensaio, foi analisada 1 amostra da alimentação e 1 amostra do permeado. As amostras compostas, portanto, representam o valor médio da alimentação e do permeado ao longo das 6 horas de duração de cada ensaio.

Usualmente, as quantificações realizadas por cromatografia são feitas em triplicata, para maior confiabilidade dos dados. Sendo assim, os resultados mostrados nas Tabelas 4 e 5 a seguir representam a média dos valores obtidos nas 3 quantificações realizadas para cada amostra.

Dos dados apresentados na Tabela 4, observa-se que, quando a membrana NF 270 foi operada com pressão 8 bar, a eficiência de rejeição de bisfenol-a foi de 57% e 44%, enquanto para o estradiol a eficiência foi de 82% e 60%. Considerando que massa molecular de corte da membrana NF 270 é na faixa de 200 a 300 g/mol, a maior rejeição do bisfenol-a era de certa forma esperada, uma vez que a massa molar do bisfenol-a, 228 g/mol, é menor do que a do estradiol, 272 g/mol.

Tabela 4 - Resultados obtidos nos ensaios 1, 2 e 3 utilizando a membrana NF 270

Ensaio	1: NF 270 – 8 bar		2: NF 270 – 8 bar		3: NF 270 - 6 bar	
	BFA	E2 ($\mu\text{g/L}$)	BFA	E2 ($\mu\text{g/L}$)	BFA	E2 ($\mu\text{g/L}$)
Alimentação (*)	52.168,3	290,3	31.288,0	204,5	-	215,0
Permeado (*)	22.669,2	53,2	18.935,8	82,8	-	62,0
Rejeição	57%	82%	44%	60%	-	71%

(*) Os dados apresentados são relativos às áreas médias dos picos dos cromatogramas dos métodos analíticos

Ngheim *et al.* (2008) avaliaram a remoção de bisfenol em matriz água deionizada utilizando a membrana NF 270 e obtiveram rejeição próxima de 50%. Em condições similares, Schleicher (2013) obteve rejeição em torno de 65%. Diante disso, mesmo com a discrepância entre as eficiências obtidas nos ensaios 1 e 2, pode-se considerar que os resultados são, de certa forma, consistentes com a literatura.

Em relação à rejeição de estradiol pela NF 270, no presente estudo foram obtidos valores de 82%, 60% e 71% nos ensaios 1, 2 e 3, respectivamente. Na literatura são encontrados registros de eficiências de rejeição entre 80 e 90% (Ngheim *et al.*; 2004; McCallum *et al.*, 2008; Schleicher, 2013), de forma que os resultados obtidos no presente trabalho são inferiores. Tanto Ngheim *et al.* (2004) quanto Semião e Schafer (2011) verificaram que o aumento da pressão favorece a adsorção do E2 à superfície da membrana, de forma a reduzir a rejeição do composto. Sendo assim, o esperado era que o ensaio 3, realizado sob pressão de 6 bar, fornecesse o maior valor de rejeição dentre os três ensaios, o que não aconteceu quando se compara o ensaio 1 com o ensaio 3.

Considerando os ensaios 4 e 5, realizados com a membrana NF 90, dos dados da Tabela 5, pode ser novamente observado que a rejeição de estradiol (E2) é notadamente bem maior que a remoção de bisfenol-a (BFA), resultando em eficiências de 76% e 69% para o BFA e de 96% e 95% para o estradiol. Além disso, conforme o esperado, maiores eficiências de remoção foram obtidas com a utilização da NF 90, por possuir menor massa molecular de corte.

Tabela 5 – resultados obtidos nos ensaios 4 e 5 – NF 90

Condição	NF 90 – 8 bar		NF 90 – 8 bar	
	BFA	E2 ($\mu\text{g/L}$)	BFA	E2 ($\mu\text{g/L}$)
Alimentação (*)	7.439,8	358,3	4.603,3	272,7
Permeado (*)	1.785,9	12,8	1.413,8	12,7
Rejeição	76%	96%	69%	95%

(*) Os dados apresentados são relativos às áreas médias dos picos dos cromatogramas dos métodos analíticos



No que se refere à rejeição de bisfenol-a pôr membranas mais fechadas, como é o caso da NF 90, as eficiências reportadas na literatura se encontram na faixa de 80 a 98%, havendo variações conforme o pH da água e a presença de matéria orgânica (Zhang *et al.*, 2006; Ngheim *et al.*, 2008; Yuksel *et al.*, 2013; Schleicher, 2013). Por outro lado, no presente estudo, as rejeições de BFA observadas foram inferiores, de 76 e 69%. A menor rejeição de bisfenol-a obtida neste trabalho pode ser associada à interferência do estradiol, hipótese que deve ser estudada com maior profundidade.

Por fim, em relação ao estradiol, Ngheim *et al.* (2004) obtiveram rejeição de aproximadamente 87% adotando pH de 6 para água deionizada. De forma semelhante, sob pH de 7, Yangali-Quintanilla *et al.* (2009) observaram eficiência entre 91 e 97%, similar ao obtido por Schleicher (2013), 95%. Portanto, os resultados de rejeição de E2 obtidos neste trabalho, de 96 e 95%, nos ensaios 4 e 5 respectivamente, estão em concordância com aqueles observados na literatura.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Conforme apresentado anteriormente, pode-se concluir que as membranas NF 270 e NF 90, apesar de terem sido utilizadas mais de uma vez, tiveram sua integridade mantida, representada por sua permeabilidade, que variou pouco entre os ensaios. Logo, conclui-se que a limpeza realizada após cada ensaio foi eficiente e que não houve diferença notável nas condições de realização dos ensaios.

Em relação aos resultados experimentais de rejeição dos contaminantes bisfenol-a e estradiol pelas membranas NF 270 e NF 90, como era esperado, a membrana NF 90 forneceu maiores valores de rejeição para ambos os contaminantes, devido a sua menor massa molecular de corte. Considerando as características dos contaminantes, era esperada também maior rejeição do estradiol pelas duas membranas, dado que seu peso molecular é maior.

Nos ensaios em que a membrana NF 90 foi utilizada, foram obtida rejeição de estradiol em torno de 96% e de bisfenol-a variando entre 76 e 69%. A rejeição de estradiol foi condizente ao reportado na literatura, e até superior. Já a rejeição de BFA encontrada foi inferior, o que pode sugerir a interferência da presença do estradiol na rejeição do bisfenol-a, fenômeno que deve ser investigado com maior profundidade em ensaios posteriores.

Os resultados preliminares obtidos não foram conclusivos com relação ao efeito da redução de 8 bar para 6 bar, revelando a necessidade de mais réplicas do experimento para minimizar a variabilidade de rejeição observada nos ensaios realizados.

Os resultados obtidos no presente trabalho, apesar de indicar o potencial de uso das membranas de nanofiltração como etapa de pós-tratamento para ETA Lago Norte, apresentam limitações de reprodutibilidade de resultados e devem ser aprimorados para melhor compreensão dos efeitos das variáveis operacionais na rejeição e no desempenho geral das membranas.

AGRADECIMENTOS

As Autoras agradecem à Norwegian University of Life Sciences (NMBU) pela concessão, no âmbito do projeto de Cooperação PATCHER - Protegendo o ecossistema aquático e a saúde humana de micropoluentes, de bolsa de mestrado à primeira Autora e agradecem também à Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal (Caesb) pela viabilização da coleta de água bruta e pelo fornecimento dos dados qualitativos como parte da parceria no desenvolvimento do projeto PDI.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Abreu, L.T.S.F. (2022). *Remoção de 17β-Estradiol por meio de nanofiltração aplicada ao tratamento de água da estação de tratamento de água do Lago Norte: Estudo preliminar em escala piloto*. Monografia de Projeto Final (TCC), Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 108p.
2. Birkett, J.W. e Lester, J.N. (2003). *Endocrine Disrupters in Wastewater and Sludge Treatment Processes*. CRC Press, Florida, EUA, 312p.
3. Celic, M.; Skrbic, B.D.; Insa, S.; Zivancev, J.; Gros, M.; Petrovic, M. (2020). "Occurrence and assessment of environmental risks of endocrine disrupting compounds in drinking, surface and wastewaters in Serbia". *Environmental Pollution*, 262.



4. Comissão Européia (2007). “Community strategy for endocrine disrupter – a range of substances suspected of interfering with hormone systems of humans and wildlife” SEC (2007)1635
5. Dias, R.V.A. (2014). Avaliação da ocorrência de microcontaminantes emergentes em sistemas de abastecimento de água e da atividade estrogênica do estinilestradiol. Dissertação de mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG, 148p.
6. Focazio, M.J.; Kolpin, D.W.; Barnes, K.K.; Furlong, E.T.; Meyerd, M.T.; Zaugg, S.D.; Barber, L.B.; Thurmand, M.E. (2008). “A national reconnaissance for pharmaceuticals and other organic wastewater contaminants in the United States — II) Untreated drinking water sources.” *Science of the Total Environment*, 402(2-3), 201-216.
7. Grobin, A.; Roskar, R.; Trontelj, J. (2024). “The environmental occurrence, fate, and risks of 25 endocrine disruptors in Slovenian Waters”. *Science of the Total Environment*, 906.
8. Kleywegt, S.; Pileggi, V.; Yang, P.; Hao, C.; Zhao, X.; Rocks, C.; Thach, S.; Cheung, P.; Whitehead, B. (2011). “Pharmaceuticals, hormones and bisphenol A in untreated source and finished drinking water in Ontario, Canada — Occurrence and treatment efficiency”. *Science of the Total Environment*, 409(8), 1481-1488.
9. Leusch, F.D.L.; Khan, S.J.; Laingam, S.; Prochazka, E.; Froschio, S.; Trinh, T.; Chapman, H.F.; Humpage, A. (2014). “Assessment of the application of bioanalytical tools as surrogate measure of chemical contaminants in recycled water”. *Water Research*, 49, 300-315.
10. McCallum, E.A.; Hyung, H.; Do, T.A.; Huang, C.H.; Kim, J.H. (2008). “Adsorption, desorption, and steady-state removal of 17 β -estradiol by nanofiltration membranes.” *Journal of Membrane Science*, 319(1-2), 38-43.
11. Montagner, C.C.; Jardim, W.F. (2011). “Spatial and Seasonal Variations of Pharmaceuticals and Endocrine Disruptors in the Atibaia River, São Paulo State (Brazil) Cassiana C. Montagner* and Wilson F. Jardim”. *Sociedade Brasileira de Química*, 22(8), 1452-1462.
12. Moreira, M.; Aquino, S.; Coutrim, M.; Silva, J.; Afonso, R. (2010). “Determination of endocrine-disrupting compounds in waters from Rio das Velhas, Brazil, by liquid chromatography/high resolution mass spectrometry (ESI-LC-IT-TOF/MS)”. *Environmental Technology*, 32(12), 1409-1417.
13. Nghiem, L.D.; Schafer, A.I.; Elimelech, M. (2004). “Removal of natural hormones by nanofiltration membranes: measurement, modeling, and mechanisms”. *Environmental, Science & Technology*, 38(6), 1888-1896.
14. Nghiem, L.D.; Vogel, D.; Khan, S. (2008). “Characterising humic acid fouling of nanofiltration membranes using bisphenol A as a molecular indicator”. *Water Research*, 42(15), 4049-4058.
15. Rodrigues, A.M. (2016). *Avaliação em escala piloto do desempenho operacional e rejeição dos perturbadores endócrinos bisfenol-a e cilindrospermopsina por membranas de nanofiltração*. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 143p.
16. Sampaio, T.R. (2018). *Micropoluentes emergentes em águas de abastecimento público: estratégia analítica para priorização de mananciais e diagnóstico preliminar no DF*. Tese de doutorado em Química, Instituto de Química, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 177p.
17. Santana, J.S. (2013). *Determinação de contaminantes emergentes em mananciais de água bruta e na água para consumo humano do Distrito Federal*. Dissertação de Mestrado em Química, Instituto de Química, Universidade de Brasília, Brasília, DF.
18. Santhi, V.A.; Sakai, N.; Ahmad, E.D.; Mustafa, A.M. (2012). “Occurrence of bisphenol A in surface water, drinking water and plasma from Malaysia with exposure assessment from consumption of drinking water”. *Science of the Total Environment*, 427-428, 332-338.
19. Schleicher, A.T. (2013). *Remoção de estrona, estradiol, etinilestradiol e bisfenol-A por meio de nanofiltração aplicada ao tratamento avançado de águas para consumo humano*. Dissertação de mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 107p.
20. Semião, A. J. C e Schäfer, A. I. (2011). “Estrogenic micropollutant adsorption dynamics onto nanofiltration membranes”. *Journal of Membrane Science*, 381, 132-141.
21. Simões, C.P.P. (2016). *Avaliação operacional e remoção de bisfenol-A no tratamento de água por diferentes tipos de membranas: avaliação em escala piloto*. Dissertação de mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 183p.



SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO
DE ENGENHARIA SANITÁRIA
E AMBIENTAL



22. Sodr , F.F.; Montagner, C.C.; Locatelli, M.A.F; Jardim, W.F. (2007). “Ocorr ncia de Interferentes End crinos e Produtos Farmac uticos em  guas Superficiais da Regi o de Campinas (SP, Brasil).” *Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology*, 2(2),187-196.
23. Sodr , F.F.; Pescara, I.C.; Montagner, C.C.; Jardim, W.F. (2010). “Assessing selected estrogens and xenoestrogens in Brazilian surface waters by liquid chromatography–tandem mass spectrometry”. *Microchemical Journal*, **96**(1), 92-98.
24. Yangali-Quintanilla, V.; Sadmani, A.; McConville, M.; Kennedy, M.; Amy, G. (2009). “Rejection of pharmaceutically active compounds and endocrine disrupting compounds by clean and fouled nanofiltration membranes”. *Water Research*, **43**(9), 2349-2362.
25. Yuksel, S.; Kabay, N.; Yuksel, M. (2013). “Removal of bisphenol A (BPA) from water by various nanofiltration (NF) and reverse osmosis (RO) membranes”. *Journal of Hazardous Materials*, **263**(2), 307-310.
26. Zhang, Y.; Causserand, C.; Aimar, P.; Cravedi, J.P. (2006). “Removal of bisphenol A by a nanofiltration membrane in view of drinking water production”. *Water Research*, **40**(20), 3793-3799.