

ĐẠI HỌC QUỐC GIA TP. HỒ CHÍ MINH
TRƯỜNG ĐẠI HỌC BÁCH KHOA
----- oOo -----

LÊ THỊ MINH TÂM

**QUAN TRẮC HỢP CHẤT GÂY RỐI LOẠN NỘI TIẾT (EDCs)
TRONG NGUỒN NƯỚC SÔNG SÀI GÒN - ĐỒNG NAI VÀ ỨNG
DỤNG CÔNG NGHỆ OZONE VÀ THAN HOẠT TÍNH BỘT KẾT
HỢP LỌC MF CHO GIẢM THIỂU EDCs**

Chuyên ngành : Kỹ Thuật Môi Trường
Mã số chuyên ngành : 62.52.03.20

TÓM TẮT LUẬN ÁN TIẾN SĨ KỸ THUẬT

TP. HỒ CHÍ MINH, NĂM 2017

Công trình được hoàn thành tại:

**Trường Đại học Bách Khoa
Đại học Quốc gia – TP.HCM**

Người hướng dẫn khoa học :

**PGS. TS. Nguyễn Phước Dân
PGS. TS. Nguyễn Tấn Phong**

Phản biện độc lập 1:

Phản biện độc lập 2:

Phản biện 1:

Phản biện 2:

Phản biện 3:

Luận án sẽ được bảo vệ trước Hội đồng chấm luận án họp tại:

Có thể tìm hiểu luận án tại thư viện:

DANH MỤC CÁC CÔNG TRÌNH ĐÃ CÔNG BỐ

- [1] **L. T. M. Tam**, Dan, N.P., Tuc D. Q. ,Hao, N. H. and Chi, D. H. L., "Presence of e-EDCs in Surface Water and Effluents of Pollution Sources in Saigon and Dong Nai River Basin," *Sustainable Environment Research*, vol. 26, pp. 1-8, 2016. (IF: 0.98)
- [2] **L. T. M. Tam**, Phuong, L. D., Ninh, N. T., Nhat, N. M., Dan, N. P., Ha P. T. S., Chi, D. H. L. and Phong, N. T., "Nonylphenol ethoxylates removal by ozonation from raw water for drinking water supply," *Journal of Science and Technology*, vol. 53, pp. 55-60, 2015.
- [3] **L. T. M. Tam**, Vy, D. M. N., Sang, V. T., Thanh, N. M., Dan N. P., and Chi, D. H. L., "Removal of Nonylphenol Ethoxylates Using Powdered Activated Carbon – Microfiltration Hybrid Process," *Journal of Science and Technology*, vol. 53, pp. 50-57, 2016.
- [4] D. Q. Tuc, **Tam, L. T. M**, Phuong, L. D., Emilie, S., Tuyet, N. T. N., Phong, N. T., Chi, D. H. L., Dan, N. P., "Measurement of trace levels of endocrine disruptor compounds in Sai Gon and Dong Nai river water using solid phase extraction and triple - quadrupole LC - MS/MS," *Journal of Science and Technology*, vol. 52, pp. 196-209, 2014.

A. PHẦN MỞ ĐẦU

1. Đặt vấn đề

Việt Nam có khoảng 68 nhà máy nước cấp phục vụ cho sinh hoạt và cho công nghiệp ở các khu vực đô thị trong đó 70% nguồn nước cấp sử dụng nước mặt, còn lại 30 % sử dụng nước ngầm. Sông Sài Gòn và Đồng Nai đóng vai trò quan trọng trong hệ thống nước cấp cho các thành phố nằm trong lưu vực. Tuy nhiên, sông Sài Gòn đã bị ô nhiễm bởi những chất hữu cơ với thông số BOD và COD vượt giới hạn tiêu chuẩn chất lượng mặt dùng cho cấp nước (cột A2 QCVN 08:2008/BTNMT).

Đối với EDCs, theo kết quả khảo sát của một số nghiên cứu đã thấy rằng sông Sài Gòn và một số kênh rạch ở TP.HCM có những rủi ro tiềm ẩn đối với các sinh vật dưới nước. Tuy nhiên, cho đến nay những thông tin về EDCs ở thượng nguồn và các nguồn thải điểm ở lưu vực sông Sài Gòn và Đồng Nai là không đủ để đánh giá những rủi ro tiềm ẩn này. Trên cơ sở đó đề tài ***“Quan trắc hợp chất gây rối loạn nội tiết (EDCs) trong nguồn nước sông Sài Gòn - Đồng Nai và ứng dụng công nghệ ozone và than hoạt tính bột kết hợp lọc MF cho giảm thiểu EDCs”*** được đưa ra nhằm khảo sát, đánh giá mức độ ô nhiễm cũng như đề ra giải pháp công nghệ nhằm giảm thiểu EDCs chọn lựa trong nguồn nước sông Sài Gòn trong trường hợp nguồn nước bị nhiễm EDCs gây ảnh hưởng đến các sinh vật thủy sinh.

2. Mục tiêu của luận án

Nghiên cứu được thực hiện nhằm mục đích: (i) khảo sát nồng độ EDCs trong nguồn nước mặt và nguồn thải điểm ở lưu vực sông Sài Gòn và Đồng Nai và (ii) xác định sự tương quan giữa EDCs và các thông số hóa lý bao gồm chất

hữu cơ hòa tan (DOC), tổng nitơ (TN), oxy hòa tan (DO), độ dẫn điện (EC), pH, ammonia, tổng phospho (TP) và độ đục; (iii) xác định các thông số cũng như điều kiện vận hành phù hợp cho việc loại bỏ hợp chất EDCs được lựa chọn từ kết quả khảo sát ở lưu vực sông Sài Gòn - Đồng Nai bằng công nghệ ozone và PAC kết hợp MF ở nồng độ gây ảnh hưởng đến các sinh vật thủy sinh.

3. Phạm vi nghiên cứu

Luận án tập trung vào các EDCs trong nghiên cứu khảo sát ở lưu vực sông Sài Gòn – Đồng Nai bao gồm: estriol, bisphenol A, atrazine, octylphenol, octylphenol diethoxylate, octylphenol triethoxylate, nonylphenol, nonylphenol triethoxylate, nonylphenol diethoxylate và 17 β -estradiol. Đối với nghiên cứu thực nghiệm, luận án tiến hành các thí nghiệm xác định các thông số thích hợp với hai công nghệ ozone và PAC kết hợp MF cho loại bỏ NPEs trong nguồn nước.

4. Ý nghĩa khoa học và thực tiễn

Các nghiên cứu về hợp chất EDCs tại thượng nguồn và các nguồn thải điểm ở lưu vực sông Sài Gòn và Đồng Nai hiện nay là chưa nhiều. Do đó, với việc thiết lập và thực hiện phương pháp phân tích hợp chất EDCs dựa trên các thiết bị phân tích hiện đại với độ tin cậy cao, luận án đã đưa ra được những kết quả chính xác và khoa học. Sau khi có được các kết quả khảo sát, quá trình thực nghiệm được tiến hành để xác định các thông số thích hợp cũng như sản phẩm phụ có thể hình thành khi xử lý EDCs chọn lựa bằng công nghệ ozone và PAC kết hợp MF. Các kết quả thu được từ những nghiên cứu này đã góp phần làm cơ sở khoa học cho việc lựa chọn công nghệ phù hợp cho việc loại bỏ hợp chất EDCs trong nguồn nước.

Sông Sài Gòn và Đồng Nai đóng vai trò quan trọng trong hệ thống cấp nước sạch cho các thành phố nằm trong lưu vực. Chính vì vậy, về mặt thực tiễn các kết quả phân tích khảo sát của luận án đã bổ sung nguồn cơ sở dữ liệu về mức độ ô nhiễm EDCs ở lưu vực sông Sài Gòn – Đồng Nai, cũng như tại các kênh rạch nội thành TP.HCM, nhằm phục vụ cho các nhà quản lý đề ra các chính sách để giảm thiểu và kiểm soát các hợp chất EDCs trong nguồn nước. Ngoài ra, các nghiên cứu giảm thiểu EDCs bằng hai công nghệ ozone và PAC kết hợp MF được tiến hành trên nguồn nước sông Sài Gòn cũng chính là những đóng góp có ý nghĩa thực tiễn của luận án.

5. Những đóng góp của luận án

Luận án đã đánh giá được mức độ ô nhiễm EDCs từ thượng nguồn đến hạ nguồn lưu vực sông Sài Gòn và Đồng Nai. Tính toán được tổng nồng độ đương lượng estrogen (EEQ) của lưu vực sông Sài Gòn – Đồng Nai. Đồng thời cũng đưa ra được mối tương quan giữa một số EDCs trong kết quả khảo sát với các thông số hóa lý (DOC, COD, DO, pH, v.v...).

Luận án đã xác định được các thông số thích hợp cho việc vận hành các mô hình xử lý trong tình huống nguồn nước bị ô nhiễm EDCs. Đồng thời cũng đã lý giải được một số nguyên nhân về sự khác biệt giữa nghiên cứu trong luận án so với một số nghiên cứu khác trên thế giới. Sản phẩm phụ có thể hình thành trong quá trình tiền ozone cũng như hiệu quả loại bỏ các EDCs mục tiêu có trong nguồn nước sông Sài Gòn sau tiền ozone đã được xác định trong nghiên cứu này.

Đối với mô hình PAC kết hợp MF, nghiên cứu đã cải thiện được sự lắng đọng PAC trên bề mặt màng thông qua việc lắp đặt hệ thống sục khí kết hợp với tấm

hướng dòng, góp phần làm tăng hiệu quả xử lý EDCs chọn lựa. Đối với thí nghiệm ozone, nghiên cứu đã xác định được sản phẩm có thể tạo thành trong quá trình phân hủy EDCs chọn lựa bằng quá trình ozone hóa.

5. Bố cục của luận án

Luận án có 174 trang, 25 bảng, 54 hình và 195 tài liệu tham khảo. Luận án bao gồm các phần: Mở đầu; Chương 1: Tổng quan; Chương 2: Phương pháp nghiên cứu; Chương 3: Kết quả và thảo luận; Chương 4: Kết luận và kiến nghị; Các công trình đã công bố; Tài liệu tham khảo.

B. NỘI DUNG CỦA LUẬN ÁN

CHƯƠNG 1: TỔNG QUAN

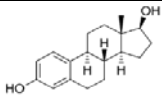
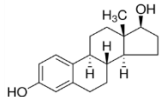
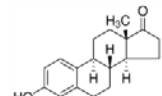
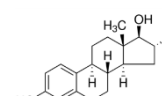
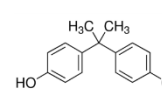
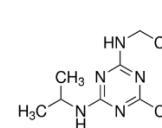
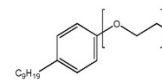
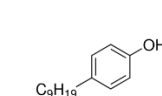
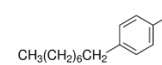
1.1. Hợp chất gây phá hủy nội tiết (EDCs)

EDCs (Endocrine Disrupting Chemicals) là các hóa chất gây ảnh hưởng đến hệ thống nội tiết của động vật bao gồm cả con người và chúng được phát hiện trong các môi trường đất, nước và không khí. Một số EDCs đã được kết luận là nguyên nhân gây rối loạn sinh sản ở người và động vật hoang dã. Con người tiếp xúc với các hoá chất này qua thực phẩm, nước và môi trường là mối quan tâm lớn với những tác động lâu dài chưa được biết đến.

1.2. Tính chất của các EDCs khảo sát

Các tính chất vật lý và hoá học của một số e-EDCs được liệt kê trong Bảng 1.1.

Bảng 1.1 Tính chất của các e-EDCs được lựa chọn

e-EDC	Log K _{oc} (l/kg)	Độ tan (mg/l)	EEF ^A	CMC ^B (mg/l)	pK _a	Công thức cấu tạo
Estradiol ^C	2,55– 4,01	13,0– 32,0	1,0 ^a	NA ^D	10,50– 10,71	
17β-Estradiol (E2)	3,10– 4,01	13,0	1,0 ^b	NA	10,71	
Estrone (E1)	2,45– 3,34	6,0– 13,0	0,1–1,0 ^a , 0,01–0,1 ^b	NA	10,3– 10,8	
Estriol (E3)	2,13– 2,62 ^E	32	0,01–0,08 ^b	NA	10,4	
Bisphenol A	2,50– 6,60	120– 300	5,0 × 10 ⁻⁵ – 6,0 × 10 ⁻⁷ 5 b	NA	9,6– 11,3	
Atrazine	2,0 – 2,7	34,7	NA	NA	1,60	
NPEs (NP1EO- NPnEO)	3,91– 5,64	3,02– 7,65	2,0 × 10 ⁻⁷ – 1,3 × 10 ^{-5b}	4,25 – 10 ⁻⁵	NA	
Nonylphenol	3,56– 5,67	4,9–7,0	2,3 × 10 ⁻⁵ – 9,0 × 10 ^{-4a}	5 – 13	10,28	
Octylphenol	3,54– 5,18	12,6	1,0 × 10 ⁻⁵ – 4,9 × 10 ^{-4b}	150	NA	

^A Hệ số estrogen tương đương được định nghĩa là nồng độ gây ảnh hưởng 50% đối tượng thí nghiệm (EC₅₀) của các hợp chất liên quan đến EC₅₀ của estradiol (a) và 17β-estradiol (b)

^B Critical micelle concentration (nồng độ mixen tới hạn) – Khi tăng nồng độ chất hoạt động bề mặt đến một độ nào đó thì nó tồn tại ở dạng tập hợp với nhau, hướng các đầu kỵ nước lại với nhau tạo thành micelle, sức căng bề mặt ổn định, thời điểm này gọi là nồng độ micelle tới hạn.

^C Estradiol được trình bày tách riêng với 17 β -Estradiol. Bởi vì estradiol bao gồm cả 17 β -Estradiol và 17 α -Estradiol nhưng một số nghiên cứu đã không thể hiện rõ cụ thể là hợp chất nào được sử dụng.

^D Không có sẵn hoặc không tìm thấy trong báo cáo.

^E Được ước tính từ K_{ow} . K_{ow} là tỉ lệ giữa nồng độ của một chất hóa học trong octanol và trong nước ở trạng thái cân bằng và ở một nhiệt độ cụ thể. Hệ số này cho thấy tiềm năng tích tụ của các chất trong chuỗi thức ăn.

1.3. Alkylphenol ethoxalates

1.3.1. Sự hiện diện trong môi trường

APEs được tạo ra bởi phản ứng của alkylphenol (AP) với ethylene oxide (EO). APE thương mại sử dụng phổ biến nhất hiện nay là nhóm nonylphenol ethoxylates (NPEs), chiếm khoảng 80% trên thị trường, trong khi octylphenol ethoxylates (OPEs) chỉ chiếm khoảng 20%. NPEs được sử dụng chủ yếu cho các ứng dụng trong công nghiệp bao gồm sản xuất giấy và bột giấy, dệt may, và sử dụng trong các hóa chất bảo vệ thực vật. Ngoài ra, chúng cũng được sử dụng trong công nghiệp và trong các hóa chất tẩy rửa hộ gia đình. Sự hiện diện của NPEs trong đầu ra của các nhà máy xử lý nước thải và trong nguồn nước mặt được thể hiện trong Bảng 1.2.

Bảng 1.2 Nồng độ của NP và NPEs trong nguồn nước mặt

Vị trí	Nồng độ ($\mu\text{g/l}$)			
	NP	NPE1	NPE2	NPE3
Canada	< LOD–0.92	< LOD–7.8	< LOD–10	
Thụy Sĩ	0.7–26	2.0–20	0.8–21	
Mỹ	0.077–0.416	0.056–0.326	0.038–0.398	0.026–0.328
Nhật Bản	0.05–1.08	0.04–0.81		
Trung Quốc		0.034	0.038	
Nam Phi	0.08	0.14	0.34	

1.3.2. Quá trình loại bỏ NPEs trong xử lý nước

- Ozone hóa cho xử lý NPEs
- Quá trình PAC kết hợp màng cho xử lý EDCs

- Công nghệ màng cho xử lý NPEs
- Quá trình hấp phụ cho xử lý NPEs
- Quá trình phân hủy sinh học cho xử lý NPEs

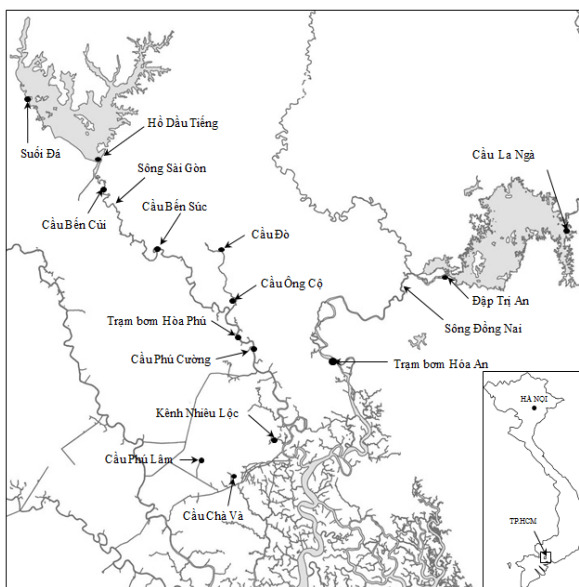
CHƯƠNG 2: PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

2.1. Khảo sát sự hiện diện của EDCs trong nguồn nước mặt và nguồn thải điểm lưu vực sông Sài Gòn và Đồng Nai

2.1.1. Vị trí lấy mẫu

2.1.1.1. Nguồn nước mặt

Quá trình khảo sát được tiến hành bằng việc thu thập các mẫu nước mặt ở thượng nguồn sông Sài Gòn vị trí từ Hồ Dầu Tiếng đến trạm bơm Hòa Phú và thượng nguồn sông Đồng Nai bắt đầu từ hồ Trị An đến trạm bơm Hóa An. Mẫu nước mặt được lấy vào hai mùa: mùa khô (tháng 4 - 2013) và mùa mưa (tháng 9 - 2013). Vị trí lấy mẫu được thể hiện trong Hình 2.1.



Hình 2.1 Vị trí lấy mẫu nước mặt trên lưu vực thượng nguồn sông Sài Gòn và Đồng Nai

2.1.1.2. Nguồn thải điểm

Các nguồn thải bao gồm các vị trí như sau: (i) 01 khu công nghiệp (KCN) trong lưu vực và 01 nhà máy thuộc da trong KCN và, (ii) dòng xả từ các nhà máy nằm ngoài KCN gồm 01 nhà máy bột giấy, 02 dòng thải từ nhà máy chế biến mủ cao su. Các nguồn thải từ hoạt động nông nghiệp gồm: (i) 01 dòng thải từ bể biogas của trại chăn nuôi heo và (ii) nước trong ruộng lúa ở xã Thái Mỹ, huyện Củ Chi và nước kênh tưới/tiếp nhận nước mưa chảy tràn. Vị trí lấy mẫu được thể hiện trong Hình 2.2.

2.1.2. Phân tích dữ liệu

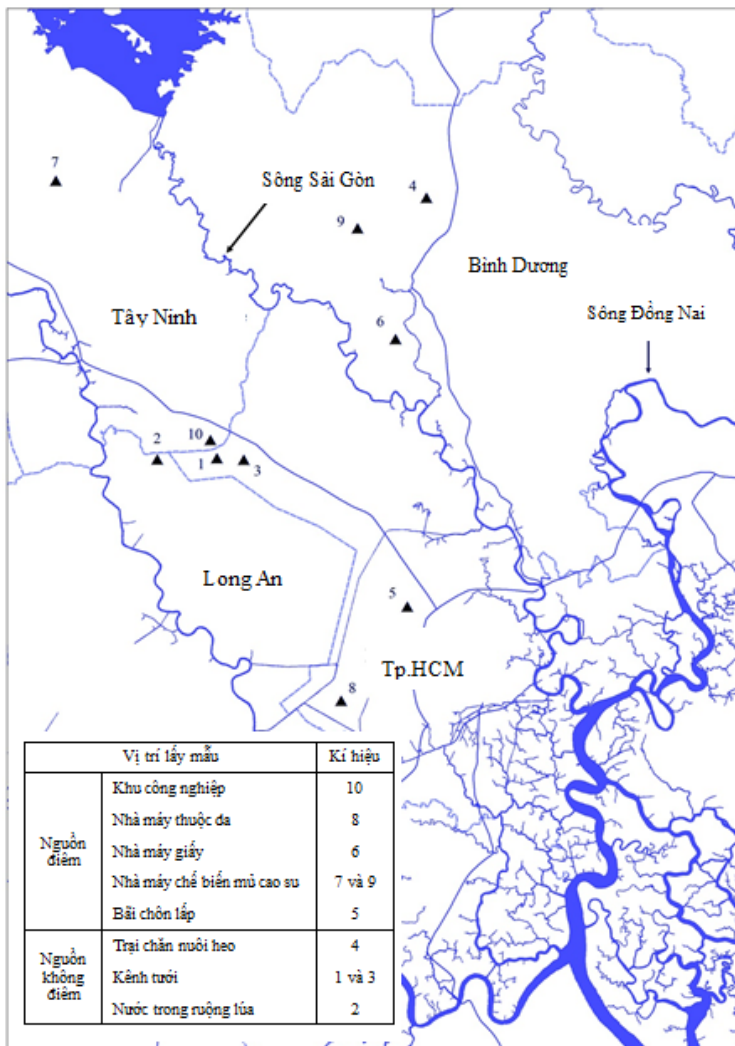
Các dữ liệu về nồng độ các EDCs khảo sát cũng như các thông số hóa lý (DOC, COD, DO, pH, EC và N-ammonia) được thể hiện qua các biểu đồ được xử lý bằng phần mềm Microsoft Excel 2010. Đối với mối tương quan giữa EDCs và các thông số hóa lý được phân tích bằng phần mềm SPSS 16.0. Sự tương quan được đánh giá qua hệ số tương quan Pearson (r) và giá trị sig (giá trị ý nghĩa).

2.1.3. Phương pháp phân tích

Các thông số hóa lý bao gồm pH, EC, DO, độ đục và N-ammonia được phân tích theo Standard Methods. DOC được đo bằng thiết bị Shimadzu Total Organic Carbon Analyser (TOC-V_{VPH/CPN} model). TN được xác định bằng thiết bị TOC-V_{VPH/CPN} với Total Nitrogen Unit TNM-1.

Để phân tích EDCs, các chất lơ lửng trong mẫu được loại bỏ bằng giấy lọc có kích thước lỗ 0,7 μm (GF/F, Whatman). Thể tích mẫu trích ly phụ thuộc vào loại mẫu nước. Nếu là mẫu nước mặt thì thể tích cần trích ly là 250 ml, nếu mẫu

nước là nước thải thì thể tích mẫu cần trích ly là 100ml. Quá trình trích ly mẫu được tiến hành tương tự như nghiên cứu của Gomez và cộng sự.

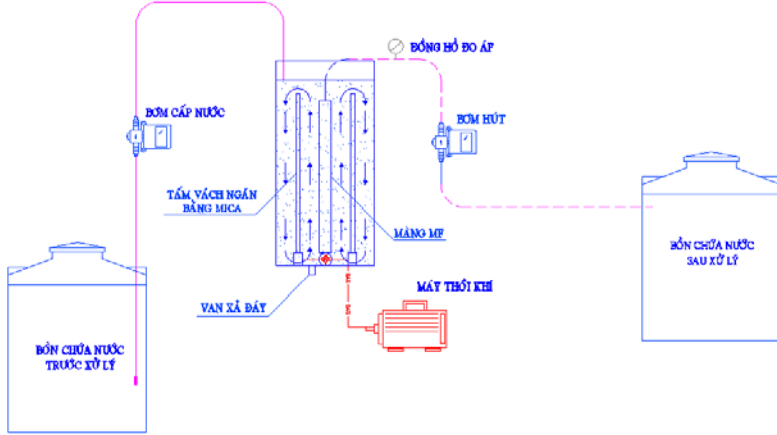


Hình 2.2 Vị trí lấy mẫu các nguồn thải điểm trong lưu vực sông Sài Gòn - Đồng Nai

2.2. Thí nghiệm PAC kết hợp màng MF

2.2.1. Mô hình thí nghiệm

Hệ thống màng MF dạng tấm có kích thước lỗ 2,5 μm và có diện tích bề mặt màng 0,05 m^2 . Bể phản ứng có kích thước 0,09m \times 0,425m \times 0,24m, thể tích làm việc của bể là 10 lít, trong bể có lắp đặt thiết bị thổi khí để tránh PAC bị lắng đọng. Màng tấm MF được nhúng chìm trong bể phản ứng (Hình 2.3.).



Hình 2.3 Mô hình công nghệ xử lý NPes bằng công nghệ PAC-MF

2.2.2. Vật liệu

Nonylphenol ethoxylates sử dụng trong nghiên cứu này là hóa chất tinh khiết được mua từ hãng Sigma – Aldrich. Công thức phân tử $\text{C}_{15}\text{H}_{24}\text{O} - (\text{C}_2\text{H}_4\text{O})_n \text{H}$, với $n = 1 - 15$, độ tinh khiết 98 %.

Than hoạt tính dạng bột PAC (Norit SA UF, Hà Lan) có kích cỡ hạt trung bình 22 μm được xác định bằng thiết bị phân tích kích cỡ hạt HORIBA (model LA950V2, UK). Hệ thống màng MF dạng tấm mã hiệu 250-B8 xuất xứ Hàn Quốc có kích thước lỗ 2,5 μm và có diện tích bề mặt màng 0,0504 m^2 .

2.2.3. Điều kiện vận hành

a. Thí nghiệm theo mẻ



Thí nghiệm M1a: Xác định thời gian tiếp xúc thích hợp

Khối lượng than 20 mg được cho vào chai thủy tinh nâu có dung tích 250 ml. Sau đó 200 ml nước siêu sạch được lấy từ hệ thống lọc tinh khiết (ELGA Labwater) có chứa NPEs (4 mg/l) được châm vào bình, đậy nắp kín và đưa 7 chai (6 mẫu có chứa than và 1 mẫu đầu vào) lên máy lắc Labtech – Model: LSI_2 – Daihan Labtech Co. LTD, lắc với tốc độ 25 vòng/phút ở nhiệt độ phòng thí nghiệm (32⁰C). Lúc này nồng độ than tương ứng có trong bình 250 ml là 100 mg/l.

Mẫu được lấy ở các thời điểm 10 phút, 20 phút, 30 phút, 60 phút, 90 phút và 120 phút. Mẫu được lọc qua đầu lọc có kích thước lỗ 0,45 μm , phần chất lỏng được mang đi phân tích DOC để xác định lượng DOC còn lại trong nước. Dựa trên đường cong biến thiên DOC theo thời gian tiếp xúc chọn được thời gian tiếp xúc thích hợp.



Thí nghiệm M1b: Xác định liều lượng PAC thích hợp

Khối lượng PAC khác nhau 5 mg, 10 mg, 20 mg, 30 mg, 40 mg và 50 mg được cho vào chai có dung tích 250 ml chứa 200 ml nước siêu sạch được lấy từ hệ thống lọc tinh khiết (ELGA Labwater) và nồng độ NPEs là 4 mg/l. Thời gian tiếp xúc PAC trong thí nghiệm này dựa vào kết quả thí nghiệm M1a. Chai 250 ml được đậy kín bằng nắp thủy tinh và lắc với tốc độ 25 vòng/phút ở nhiệt độ phòng thí nghiệm (32⁰C). Sau đó nồng độ NPEs trước và sau phản ứng được xác định bằng thiết bị HPLC.




Thí nghiệm M1c: Xác định phương trình đẳng nhiệt hấp phụ


Khối lượng than cho thí nghiệm được lựa chọn gồm: 10 mg, 20 mg, 30 mg, 40 mg, 50 mg và 60 mg cho vào chai dung tích 250 ml chứa 200 ml nước siêu sạch

được lấy từ hệ thống lọc tinh khiết (ELGA Labwater) có bổ sung NPEs với nồng độ 4 mg/l. Lúc này nồng độ than tương ứng có trong bình 250 ml là 50, 100, 150, 200, 250 và 300 mg/l. Tất cả các chai 250 ml được đậy bằng nắp thủy tinh và lắc với tốc độ 25 vòng/phút ở nhiệt độ phòng thí nghiệm. Tất cả các mẫu được lấy sau thời gian bão hòa đã được xác định ở thí nghiệm M1a và đem đo chỉ tiêu DOC. Từ thí nghiệm này xác định được phương trình đẳng nhiệt Freundlich.

b. Thí nghiệm trên mô hình PAC – MF

 Thí nghiệm M2a: Xác định thông lượng thích hợp cho màng MF

Thí nghiệm được tiến hành với liều lượng PAC thích hợp thu được ở thí nghiệm M1b, nguồn nước sử dụng cho nghiên cứu là nước nhân tạo 2. Thông lượng thay đổi với các giá trị lần lượt là 10 l/m².h, 15 l/m².h, 20 l/m².h, 25 l/m².h. Thời gian thí nghiệm cho mỗi giá trị thông lượng là 8 giờ. Các mẫu được lấy cách nhau 1 giờ vận hành. Sau đó tiến hành đo nồng độ PAC trong bể phản ứng. Thông lượng cho kết quả lượng than lơ lửng trong bể đạt giá trị cao được chọn làm thông lượng vận hành cho mô hình PAC kết hợp MF.

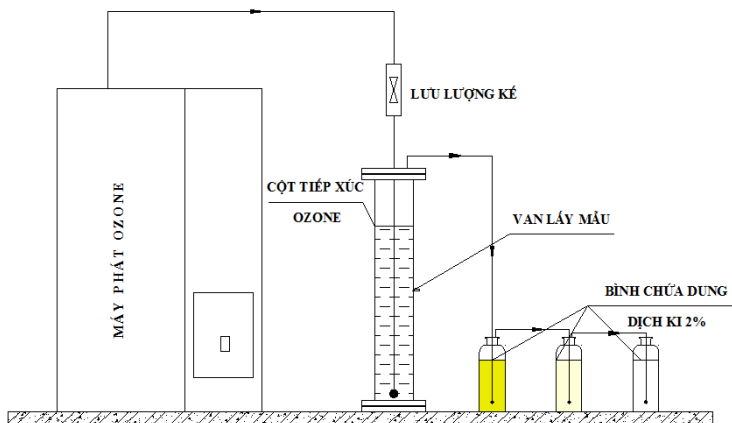
 Thí nghiệm M2b: Xác định dung lượng hấp phụ của mô hình PAC kết hợp MF

Thí nghiệm xác định hiệu quả xử lý NPEs trong nguồn nước cấp bằng mô hình PAC kết hợp MF được tiến hành với liều lượng PAC, thông lượng qua màng dựa trên kết quả từ thí nghiệm M1b và thí nghiệm M2a. Tổng thời gian cho vận hành mô hình PAC kết hợp MF là 12 ngày. Nguồn nước sử dụng trong nghiên cứu là nước nhân tạo 2. Thời gian lấy mẫu là 30 phút, 60 phút, 90 phút, 120 phút, các giờ tiếp theo thời gian lấy mẫu là 1 giờ một lần liên tục trong 12 ngày.

2.3. Thí nghiệm cột tiếp xúc ozone

2.3.1. Mô hình thí nghiệm

Mô hình gồm 01 cột ozone (D×H = 75×430 mm) làm bằng acrylic có thể tích hữu ích là 1,5 lít (Hình 2.4). Ozone được cung cấp bằng máy phát ozone (LINO, Việt Nam) có công suất là 2000 mg/h, 70 W. Khí ozone được dẫn vào cột 1,5 lít chứa mẫu và khuếch tán vào nước qua đá khuếch tán khí. Phần khí ozone dư thoát ra khỏi cột 1,5 lít được hấp thụ qua 03 bình có chứa 250 ml dung dịch hấp thụ KI nồng độ 2%.



Hình 2.4 Mô hình cột tiếp xúc ozone xử lý NPEs

2.3.2. Vật liệu

Nonylphenol ethoxylates sử dụng trong nghiên cứu này là hóa chất tinh khiết được mua từ hãng Sigma – Aldrich. Công thức phân tử $C_{15}H_{24}O - (C_2H_4O)_n H$, với $n = 1 - 15$, độ tinh khiết 98 %. Dung dịch Indigo sử dụng cho việc xác định ozone dư trong nước là hóa chất chuẩn có công thức phân tử $C_{16}H_7N_2O_{11}S_3K_3$ xuất xứ từ hãng Sigma-Aldrich. Nguồn nước thí nghiệm sử dụng trong nghiên cứu là nước nhân tạo 1 (nước cất bổ sung NPEs ở nồng độ 4 mg/l) và nước nhân tạo 2 (nước sông Sài Gòn có bổ sung NPEs ở nồng độ 4 mg/l). Giá trị pH

cũng như nồng độ DOC tại thời điểm lấy mẫu nước sông Sài Gòn lần lượt là: 7,2 và 3,74 mg/l.

2.3.3. Điều kiện vận hành

a. Thí nghiệm O1: Xác định nồng độ ozone thích hợp

Thí nghiệm được khảo sát sự ảnh hưởng của liều lượng ozone đến hiệu quả xử lý NPEs được tiến hành ở các liều lượng đầu vào 3,25 mgO₃/mgDOC; 5,12 mgO₃/mgDOC; 5,88 mgO₃/mgDOC; 6,64 mgO₃/mgDOC. pH được cố định ở khoảng 7,0. Nguồn nước sử dụng cho nghiên cứu là nước nhân tạo 1, thời gian tiếp xúc là 5 phút. Sau thời gian phản ứng các mẫu đầu ra được phân tích các thông số bao gồm nồng độ ozone trong khí, trong nước, DOC, bDOC và pH.

b. Thí nghiệm O2: Xác định thời gian tiếp xúc thích hợp

Thí nghiệm xác định thời gian tiếp xúc ozone thích hợp được tiến hành lần lượt tại các thời điểm 1 phút; 3 phút; 5 phút; 10 phút và 15 phút. Nguồn nước sử dụng cho nghiên cứu là nước nhân tạo 1, pH đầu vào là 7,0 và liều lượng ozone được chọn dựa vào thí nghiệm O1. Sau thời gian phản ứng các mẫu đầu ra được phân tích các thông số bao gồm nồng độ ozone trong khí, trong nước, DOC, bDOC và pH.

c. Thí nghiệm O3: Xác định giá trị pH thích hợp

Thí nghiệm xác định giá trị pH thích hợp được tiến hành với dãy pH là 6,5; 7,0; 8,0; 8,5; 9,0 và 9,5. Nguồn nước sử dụng cho nghiên cứu là nước nhân tạo 1. Liều lượng và thời gian tiếp xúc ozone được chọn dựa vào thí nghiệm O1 và thí nghiệm O2. Sau thời gian phản ứng các mẫu đầu ra được phân tích các thông số bao gồm nồng độ ozone trong khí, trong nước, DOC, bDOC và pH.

d. Thí nghiệm O4: Áp dụng bộ thông số thích hợp cho loại bỏ NPEs cho mẫu nước sông Sài Gòn

Thí nghiệm O4 tiến hành quá trình tiền ozone cho mẫu nước sông Sài Gòn tại trạm bơm Hòa Phú, nhằm đánh giá sự hình thành sản phẩm phụ khi không có và có bổ sung NPEs ở nồng độ 4 mg/l. Thí nghiệm được tiến hành trong cả hai mẫu nước sông Sài Gòn tại trạm bơm Hòa Phú khi không có và có bổ sung NPEs 4 mg/l. Liều lượng ozone, thời gian tiếp xúc và pH thích hợp để tiến hành thí nghiệm được dựa trên bộ thông số thích hợp tìm được từ thí nghiệm O1, thí nghiệm O2 và thí nghiệm O3 (liều lượng ozone 5,88 mgO₃/mgDOC, thời gian tiếp xúc 3 phút và giá trị pH là 8,5)

e. Thí nghiệm O5: Xác định hiệu quả tiền ozone cho loại bỏ EDCs mục tiêu của nước sông Sài Gòn tại trạm bơm Hòa Phú

Thí nghiệm này được tiến hành để xác định hiệu quả loại bỏ BPA, NPE2, NPE3, Atrazine và NP trong mẫu nước sông Sài Gòn không bổ sung NPEs bằng quá trình tiền ozone với liều lượng ozone 1,5 mgO₃/mgDOC, thời gian tiếp xúc 15 phút, và giá trị pH là 8,5.

CHƯƠNG 3. KẾT QUẢ VÀ THẢO LUẬN

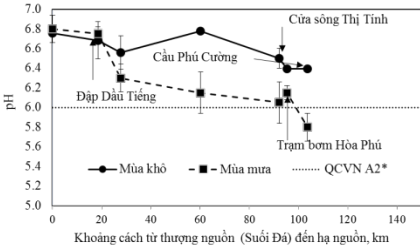
3.1. Khảo sát sự hiện diện của EDCs trong nguồn nước mặt và nguồn thải điểm lưu vực sông Sài Gòn và Đồng Nai

3.1.1. Chất lượng nước mặt

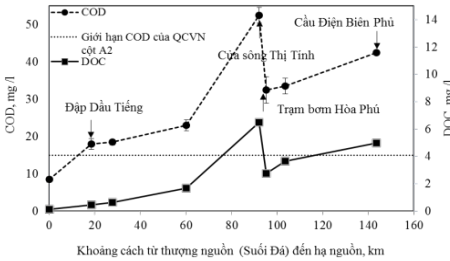
a. Các thông số hóa lý

pH của sông Sài Gòn có chiều hướng giảm dần về phía hạ nguồn vào cả hai mùa (Hình 3.1). DO giảm nhanh về phía hạ nguồn, đặc biệt ở các vị trí hạ nguồn từ 30 km cách đập Dầu Tiếng, DO còn lại thấp hơn 4,0 mg/l, dưới giá trị ngưỡng của QCVN 08:2008 cột A2 (5,0 mg/l) (Hình 3.2). COD và DOC khá

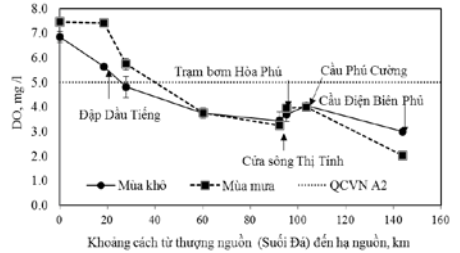
cao ở điểm hợp lưu giữa sông Thị Tinh và sông Sài Gòn (Hình 3.3). EC tăng nhanh từ điểm lấy mẫu trạm bơm Hòa Phú vào thời điểm tháng 4/2013 (Hình 3.4)



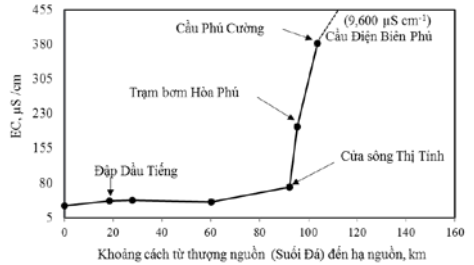
Hình 3.1 Biến thiên pH dọc sông Sài Gòn từ hồ Dầu Tiếng đến hạ nguồn.



Hình 3.3 Biến thiên COD và DOC dọc sông Sài Gòn từ hồ Dầu Tiếng đến hạ



Hình 3.2 Biến thiên DO dọc sông Sài Gòn từ hồ Dầu Tiếng đến hạ nguồn



Hình 3.4 Biến thiên EC dọc sông Sài Gòn từ hồ Dầu Tiếng đến hạ nguồn

b. Nồng độ EDCs trong nước mặt.

Phía thượng lưu sông Sài Gòn từ lòng hồ Dầu Tiếng đến Cầu Phú Cường hàm lượng bisphenol A (BPA) là dưới ngưỡng nồng độ phát hiện bằng phương pháp SPE-LCMS/MS (<1,0 ng/l).

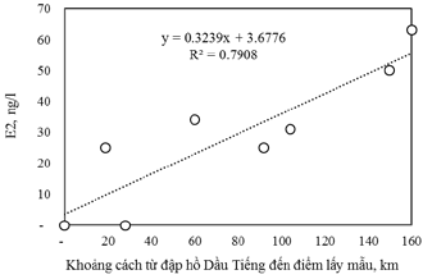
Hình 3.5 cho thấy E2 có khuynh hướng tăng về phía hạ nguồn. Như vậy, E2 có thể có mối tương quan với ô nhiễm nước thải sinh hoạt do E2 tồn tại trong các

chất bài tiết của con người. Nồng độ E2 của sông Sài Gòn cao hơn nhiều so với sông ở Nhật và Đức.

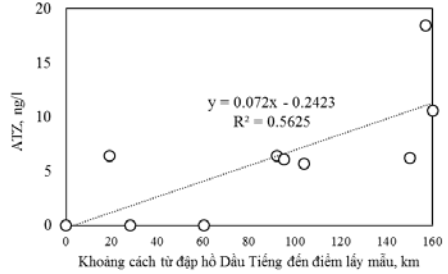
Hình 3.6 cho thấy ATZ tăng dần về phía hạ nguồn. So sánh với giá trị giới hạn atrazine trong hướng dẫn WHO ($\leq 2\mu\text{g/l}$) hoặc QCVN 01:2009/BYT ($\leq 2\mu\text{g/l}$) hoặc của US-EPA (2003) ($\leq 3\mu\text{g/l}$) cho chất lượng nước uống, nước thô sông Sài Gòn cũng như nước uống sinh hoạt trong mạng lưới phân phối của TP.HCM vẫn đạt an toàn về atrazine. Một số mẫu nước sông Sài Gòn có OP cao hơn so với một số nghiên cứu khác, đặc biệt ở các khu vực bị nhiễm bẩn như ở Cầu Phú Lâm và cầu Phú Cường. OPE2 và OPE3 không phát hiện ở các vị trí Hồ Dầu Tiếng cũng như các điểm thượng nguồn của sông Đồng Nai. Các vị trí cầu Ông Cộ cũng như các điểm trong kênh rạch nội thành TP.HCM có nồng độ OPE cao, giá trị dao động trong khoảng 20-37 ng/l vào mùa khô. NPE2 và NPE3 xuất hiện ở hầu hết các mẫu nước kênh rạch, ngay cả trên thượng nguồn sông Sài Gòn và Sông Đồng Nai như hồ Dầu Tiếng, hồ Trị An vào mùa khô. Nồng độ NPE3 và NPE2 lần lượt dao động trong 110-160 ng/l và 25-42 ng/l ở thượng nguồn sông Sài Gòn vào mùa khô, trong khi đó ở hạ nguồn trạm bơm hòa Phú, tại cầu Phú Cường lên đến 235 ng/l NPE3 và 109 ng/l NPE2 (Hình 3.7). So với các vị trí khác ở lưu vực sông Sài Gòn – Đồng Nai, những rủi ro tiềm ẩn về NPE2 và NPE3 ở Cầu Phú Cường cần được xem xét nhằm phục vụ tốt cho nhu cầu cấp nước.

Hình 3.8 cho thấy tổng EEQ của thượng nguồn lưu vực sông Sài Gòn – Đồng Nai thấp (17 pg/l) vào mùa khô. EEQ ở trạm bơm Hòa Phú ở sông Sài Gòn cao hơn trạm bơm Hóa An và Bình An ở sông Đồng Nai vào mùa khô. Điều này cho thấy nguồn nước thô của sông Sài Gòn có nhiều rủi ro hơn so với sông

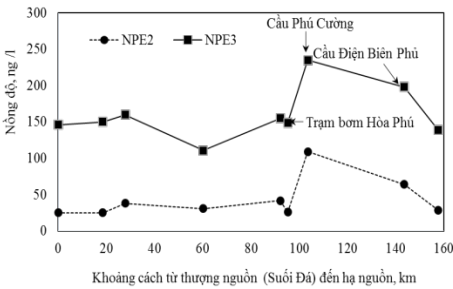
Đồng Nai. Tuy nhiên, EEQ ở cả hai lưu vực sông Sài Gòn – Đồng Nai thấp hơn so với EEQ ở một số quốc gia khác.



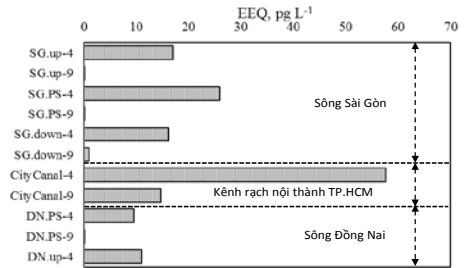
Hình 3.5 Sự biến thiên của E2 theo khoảng cách về phía hạ nguồn vào mùa khô năm 2013



Hình 3.6 Sự biến thiên của ATZ theo khoảng cách về phía hạ nguồn vào mùa khô 2013



Hình 3.7 Biến thiên NPE2 và NPE3 dọc sông Sài Gòn từ hồ Dầu Tiếng đến hạ nguồn



Hình 3.8 Tổng EEQ của các EDCs khảo sát vào năm 2013

3.1.2. Nguồn điểm

Nồng độ BPA, OPE3, NPE3, NP và E2 trong dòng ra của nước rỉ từ bãi chôn lấp có nồng độ tương ứng là 27, 19, 173, 27 và 268 ng/l.

Các mẫu trong dòng ra từ nhà máy bột giấy cho thấy có sự hiện diện của ATZ (13-65 ng/l), NPE3 (63-328 ng/l) và E2 (36-138 ng/l). Hiệu quả loại bỏ NPE3, ATZ và E2 ở nhà máy xử lý nước thải giấy lần lượt là 81, 77 và 41%.

Nước thải thuộc da sau xử lý bằng phương pháp sinh học và keo tụ-tạo bông có hàm lượng 194 ng/l NPE3, 53 ng/l NPE2, 12 ng/l NP và 19 ng/l BPA.

Nhà máy xử lý nước thải khu công nghiệp Trảng Bàng nằm ở thượng nguồn lưu vực sông Sài Gòn sử dụng công nghệ bùn hoạt tính, quá trình oxi hóa bậc cao và hồ ổn định cho xử lý nước thải của khu công nghiệp. Kết quả khảo sát trong nước thải dòng ra cho thấy có sự hiện diện của E2, E3, BPA, ATZ, NPE2 và NPE3.

3.1.3. Tương quan giữa các thông số hóa lý và EDCs

NPE2 có tương quan thuận ($r > 0,5$ và $P < 0,005$) với DOC, TN, ammonia, phosphate và tương quan nghịch với DO. Điều này cho thấy việc nguồn nước mặt bị nhiễm các chất hữu cơ và nitơ có thể liên quan đến ô nhiễm NPEs.

Độ dẫn điện có tương quan đáng kể với estradiol. EEQ cũng có tương quan thuận với độ dẫn điện, DOC và tương quan nghịch với DO.

3.2. Loại bỏ NPEs bằng PAC kết hợp màng MF

3.2.1. Thí nghiệm M1: Thí nghiệm theo mẻ

a. Xác định thời gian tiếp xúc và khối lượng than thích hợp

Kết quả cho thấy ở nồng độ 100 mg/l thì hiệu quả loại bỏ DOC ở thời điểm 30 phút cho kết quả khá ổn định. Chính vì vậy thời gian tiếp xúc là 30 phút được chọn cho khảo sát về liều lượng than thích hợp.

Với thời gian tiếp xúc 30 phút, thí nghiệm xác định hàm lượng than tối ưu được tiến hành. Kết quả cho thấy hàm lượng than 50 mg/l được chọn là giá trị thích hợp cho nghiên cứu này.

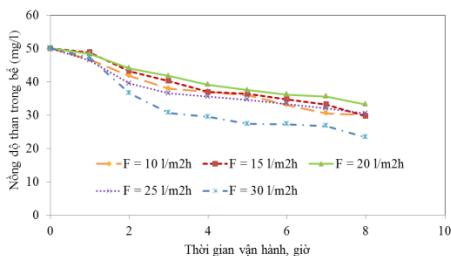
b. Đường đẳng nhiệt hấp phụ (Thí nghiệm M1c)

Đối với nguồn nước nhân tạo 1 thì phương trình Freundlich có hệ số $K_F = 33,9$ và $1/n = 2,6$; còn với nguồn nước nhân tạo 2 thì phương trình Freundlich có hệ số $K_F = 7,2$ và $1/n = 1,3$. Kết quả thí nghiệm cho thấy sự hiện diện của NOM trong mẫu nước nhân tạo 1 có ảnh hưởng đáng kể đến hiệu quả loại bỏ NPEs.

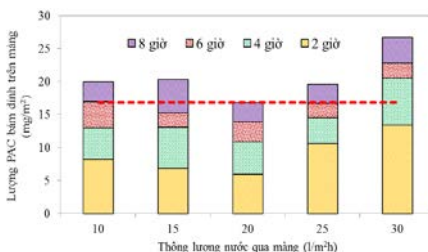
3.2.2. Thí nghiệm M2: Thí nghiệm mô hình PAC kết hợp MF

a. Xác định thông lượng thích hợp cho màng MF

Kết quả thí nghiệm trong Hình 3.9 cho thấy ở thông lượng 20 l/m².h nồng độ PAC trong bể đạt giá trị cao so với các thông lượng còn lại, còn lượng than dính bám trên bề mặt màng sau 8 giờ vận hành là thấp nhất (16,8 mg/l) (Hình 3.10). Từ kết quả thí nghiệm nhận thấy sự chênh lệch hàm lượng PAC dính bám trên bề mặt màng giữa các thông lượng 10, 15, 20 và 25 l/m².h là không quá 5 %, chỉ có thông lượng 30 l/m².h chênh lệch khoảng 10 % so với lượng than dính bám trên bề mặt màng có giá trị thấp nhất (16,8 mg/l).



Hình 3.9 Biến thiên nồng độ PAC theo thời gian với các thông lượng khác nhau

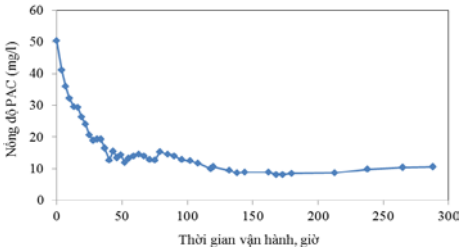


Hình 3.10 Biến thiên nồng độ PAC trên bề mặt màng sau 8 giờ vận hành

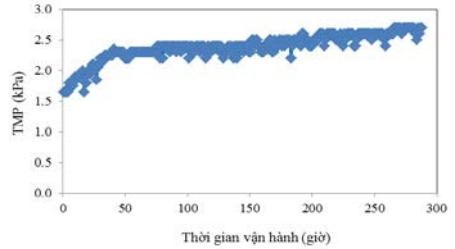
3.2.2. Đánh giá hiệu quả xử lý DOC và NPEs của mô hình

Biến thiên nồng độ than hoạt tính trong bể phản ứng được thể hiện trong Hình 3.11. Trong khoảng 50 giờ đầu nồng độ PAC giảm mạnh, sau đó ổn định cho đến lúc kết thúc thí nghiệm.

Sự biến thiên áp suất chuyển màng (TMP) được thể hiện trong Hình 3.12. Kết quả cho thấy trong khoảng thời gian 0 – 60 giờ, TMP có giá trị biến thiên từ 1,6 – 2,3 kPa. Tuy nhiên, khoảng thời gian từ 60 giờ đến khi kết thúc thí nghiệm, TMP tăng chậm so với thời điểm từ 0 – 60 giờ. TMP có giá trị cao nhất từ giờ thứ 266 cho đến khi kết thúc thí nghiệm là 2,7 kPa.



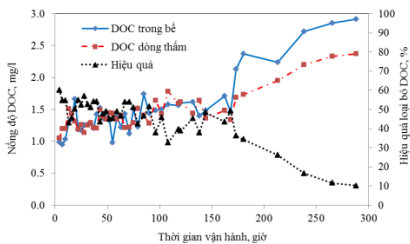
Hình 3.11 Biến thiên nồng độ PAC trong bể PAC - MF theo thời gian



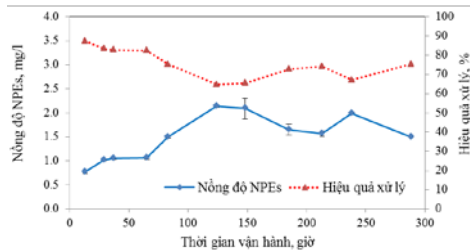
Hình 3.12 Biến thiên áp suất chuyển màng theo thời gian

Trong khoảng thời gian 10 giờ đầu nồng độ DOC trong bể phản ứng cũng như trong đầu ra (Hình 3.13) là khá thấp dẫn đến hiệu quả xử lý của mô hình đạt trên 55 %. Hình 3.13 cho thấy khoảng thời gian từ giờ thứ 19 đến giờ thứ 90 thì hiệu quả loại bỏ DOC tương đối ổn định, hiệu quả đạt trên 43 %.

Đối với hiệu quả xử lý NPEs (Hình 3.14), kết quả thí nghiệm cho thấy ở khoảng 50 giờ đầu hiệu quả loại bỏ NPEs đạt trên 85%, những giờ sau đó hiệu quả xử lý giảm xuống cho đến khi kết thúc thí nghiệm hiệu quả đạt 66 %. Như vậy có thể thấy rằng, trong khoảng 50 giờ đầu thì hệ thống PAC kết hợp MF khá hiệu quả cho loại bỏ NPEs.

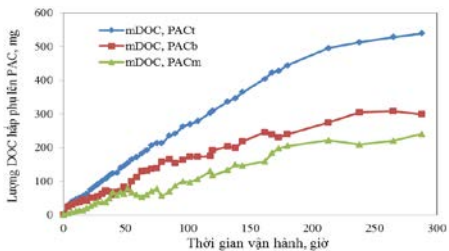


Hình 3.13 Hiệu quả xử lý DOC và nồng độ DOC trong bể PAC - MF và trong dòng thấm theo thời gian vận hành

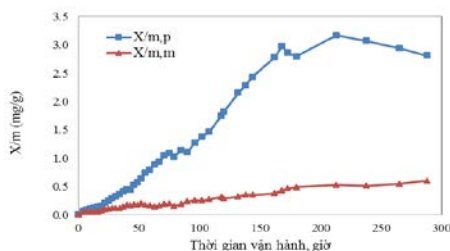


Hình 3.14 Hiệu quả loại bỏ NPEs theo thời gian vận hành

Kết quả nghiên cứu cho thấy khối lượng cũng như dung lượng DOC hấp phụ trong bể phản ứng luôn cao hơn so với hấp phụ trên bề mặt màng (Hình 3.15 và Hình 3.16). Điều này giúp cho khả năng xử lý NPEs của hệ thống đạt hiệu quả cao (Hình 3.14). Tuy nhiên, Hình 3.16 cho thấy từ giờ thứ 168 đến giờ 180 dung lượng hấp phụ có dấu hiệu giảm xuống và giảm mạnh từ giờ 213 cho đến lúc kết thúc thí nghiệm. Kết quả này phù hợp với hiệu quả loại bỏ DOC (Hình 3.13)



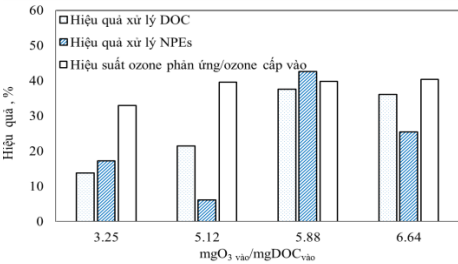
Hình 3.15 Biến thiên hàm lượng DOC hấp phụ vào PAC trong bể PAC - MF, trên bề mặt màng và trong toàn bộ mô hình xử lý theo thời gian vận hành



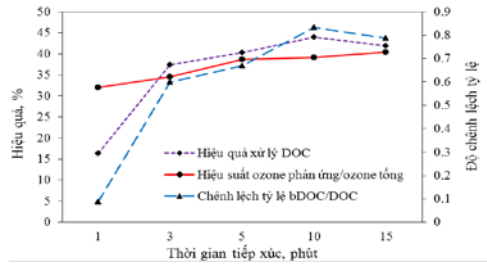
Hình 3.16 Biến thiên dung lượng hấp phụ của DOC lên PAC trong bể PAC - MF và PAC bám dính trên màng

3.3. Ứng dụng quá trình ozone khử DOC và NPEs trong nước sông Sài Gòn

3.3.1. Thí nghiệm O1: Xác định nồng độ ozone thích hợp cho quá trình loại bỏ NPEs (Hình 3.17) cho thấy quá trình ozone hóa đạt hiệu quả xử lý DOC 38 % và hiệu quả xử lý NPEs là 43 % ở nồng độ ozone 5,88 mgO₃vào/mgDOC_{vào} . Như vậy nồng độ ozone thích hợp cho nghiên cứu này là 5,88 mgO₃vào/mgDOC_{vào}.



Hình 3.17 Hiệu quả xử lý DOC, NPEs và tỷ lệ ozone phản ứng theo nồng độ ozone



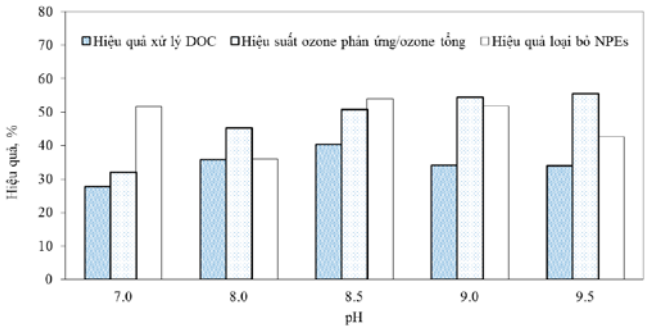
Hình 3.18 Hiệu quả xử lý DOC, chênh lệch tỷ số bDOC/DOC và tỷ lệ ozone phản ứng theo thời gian tiếp xúc

3.3.2. Thí nghiệm O2: Xác định thời gian tiếp xúc thích hợp cho loại bỏ NPEs

Hình 3.18 cho thấy thời gian tiếp xúc 10 phút cho hiệu quả đạt giá trị cao nhất trong việc loại bỏ DOC cũng như khả năng chuyển hóa thành các chất có khả năng phân hủy sinh học cũng đạt được hiệu quả cao. Tuy nhiên, xét về lượng ozone tiêu tốn tại thời điểm 3 phút là 3,74 mgO₃phản ứng /mgDOC_{bị khử} thấp hơn nhiều so với tại thời điểm 10 phút với lượng ozone 10,04 mgO₃phản ứng/mgDOC_{bị khử} mà hiệu quả tại thời điểm 3 phút là 37 % so với tại thời điểm 10 phút là 44 % thì độ chênh lệch không quá 10%. Chính vì vậy, thời gian tiếp xúc 3 phút được lựa chọn là thời gian thích hợp cho nghiên cứu này.

3.3.3. Thí nghiệm O3: Xác định giá trị pH thích hợp

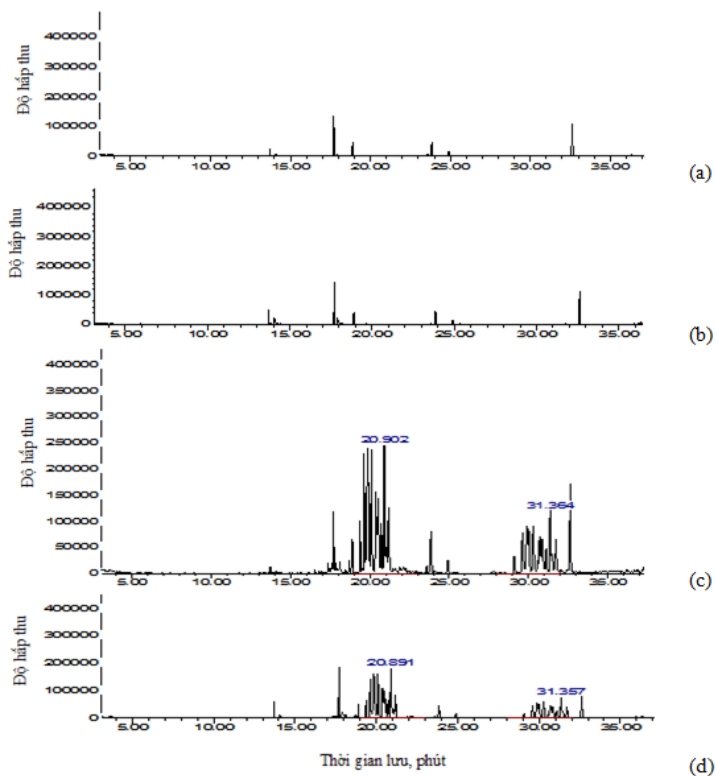
Xét về hiệu quả loại bỏ DOC và tỷ lệ ozone phản ứng so với lượng ozone cấp vào cũng như hiệu quả loại bỏ NPEs (Hình 3.19) thì ở pH = 8,5 cho hiệu quả tốt nhất. Hơn thế nữa, khi so sánh giá trị pH trong đầu vào và đầu ra thấy rằng ở đầu vào pH = 8,5 thì đầu ra pH = 7,2. Giá trị pH này phù hợp với QCVN 01: 2009/BYT-Quy chuẩn kỹ thuật quốc gia về chất lượng nước ăn uống (pH = 6,5 – 8,5). Chính vì vậy, giá trị pH = 8,5 được chọn là pH thích hợp cho nghiên cứu này.



Hình 3.19 Hiệu quả quá trình xử lý DOC, NPEs và tỷ lệ ozone phản ứng

3.3.4. Thí nghiệm O4: Áp dụng thông số thích hợp tìm được với nguồn nước sông Sài Gòn

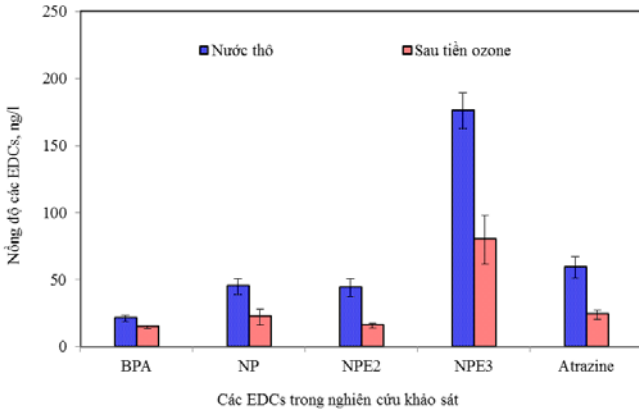
Kết quả thí nghiệm cho thấy đối với cả hai mẫu nước tại trạm bơm Hòa Phú không bổ sung NPEs và có bổ sung NPEs 4 mg/l, sau khi tiến hành quá trình tiền ozone đều thấy có sự xuất hiện của hợp chất 1,2-Benzenedi carboxylic acid, bis (2-methylpropyl) ester có khối lượng phân tử 278 và công thức phân tử $C_{16}H_{22}O_4$ ở phút thứ 17,702 với độ tương thích trên 86 % (Hình 3.20)



Hình 3.20 Peak mẫu nước sông tại trạm bơm Hòa Phú (a) không bổ sung NPes trước tiền ozone, (b) không bổ sung NPes sau tiền ozone, (c) có bổ sung NPes 4 mg/l trước tiền ozone, (d) có bổ sung NPes 4 mg/l sau tiền ozone.

3.3.5. Thí nghiệm O5: Xác định hiệu quả tiền ozone cho loại bỏ EDCs mục tiêu của nước sông Sài Gòn tại trạm bơm Hòa Phú

Đối với thí nghiệm xác định hiệu quả xử lý các EDCs mục tiêu (BPA, NPE2, NPE3, Atrazine và NP) có trong nguồn nước sông Sài Gòn. Kết quả cho thấy hiệu quả xử lý đạt trên 50 % đối với NP, NPE2 và NPE3 (Hình 3.22), 30% đối với BPA và 59 % đối với atrazine.



Hình 3.22 Hiệu quả xử lý các EDCs trong nguồn nước sông Sài Gòn bằng quá trình ozone

CHƯƠNG 4: KẾT LUẬN VÀ KIẾN NGHỊ

4.1. Kết luận

Đối với nghiên cứu khảo sát, kết quả cho thấy nổi bật là sự hiện diện của NPE2 và NPE3 trong hầu hết các mẫu ở lưu vực sông Sài Gòn – Đồng Nai, trong đó NPE3 được tìm thấy với nồng độ từ 5,9 – 235 ng/l. Đặc biệt, những rủi ro về sự nhiễm bẩn của NPE2 và NPE3 đã được phát hiện ở cầu Phú Cường gần trạm bơm Hòa Phú. Trong khi đó, ở các kênh rạch nội thành TP.HCM có sự xuất hiện của BPA với nồng độ cao hơn hẳn so với các vị trí khác. Tại khu vực thượng nguồn sông Sài Gòn – Đồng Nai, kết quả đã nhận thấy có sự xuất hiện của ATZ ở trạm bơm của các nhà máy xử lý nước cấp phục vụ cho khu vực TP.HCM. Mối tương quan giữa một số EDCs và các thông số hóa lý đã được xác định, trong đó đáng chú ý là mối tương quan cao giữa NPE2 với carbon hữu cơ hòa tan (DOC) và nitơ tổng (TN). Hơn thế nữa, những rủi ro về mức độ nhiễm EDCs ở lưu vực sông Sài Gòn cao hơn so với sông Đồng Nai đã được phát hiện trong nghiên cứu. Như vậy, các kết quả nghiên cứu của luận án chính

là nguồn cơ sở dữ liệu hỗ trợ cho các nhà quản lý và quan trắc môi trường đề ra các chính sách để giảm thiểu và kiểm soát các hợp chất EDCs trong nguồn nước.

Sau khi có được kết quả khảo sát nồng độ EDCs ở lưu vực sông Sài Gòn – Đồng Nai, quá trình thực nghiệm với mô hình PAC kết hợp màng MF cho loại bỏ NPEs được tiến hành. Với thí nghiệm mở, hàm lượng than thích hợp cho loại bỏ NPEs là 50 mg/l và thời gian tiếp xúc là 30 phút. Sự ảnh hưởng của NOM đến hiệu quả loại bỏ NPEs đã được minh chứng qua phương trình hấp phụ đẳng nhiệt Freundlich. Thông lượng 20 l/m²h được lựa chọn là thông lượng thích hợp cho việc vận hành mô hình nhằm đảm bảo tối ưu về mặt thông lượng cũng như an toàn về màng. Với thông lượng và liều lượng than thích hợp cùng với những cải thiện về công nghệ cho mô hình PAC kết hợp MF, hiệu quả loại bỏ NPEs đã đạt được trên 85% trong 50 giờ đầu xử lý, đồng thời đã giảm thiểu được sự lắng đọng của PAC trên bề mặt màng. Đối với mô hình ozone cho xử lý NPEs, liều lượng ozone, thời gian tiếp xúc và giá trị pH thích hợp cho loại bỏ NPEs lần lượt là: 5,88 mgO₃_{vào} /mgDOC_{vào}, 3 phút và 8,5. Kết quả nghiên cứu cũng cho thấy quá trình ozone có khả năng chuyển hóa NPEs thành các chất dễ phân hủy sinh học qua tỉ số bDOC/DOC. Về sự hình thành sản phẩm phụ trong quá trình tiền ozone, kết quả nghiên cứu nhận thấy có sự xuất hiện của hợp chất 1,2-Benzenedi carboxylic acid, bis (2-methylpropyl) ester. Hiệu quả loại bỏ đối với NP, NPE2 và NPE3 đạt trên 50%, đối với BPA là 30% và 59% cho atrazine trong nguồn nước sông Sài Gòn tại trạm bơm Hòa Phú. Như vậy, các kết quả nghiên cứu về công nghệ loại bỏ NPEs được tiến hành trong luận án đã xác định các thông số cũng như điều kiện vận hành thích hợp cho từng công nghệ. Các kết quả thu được từ những nghiên cứu này góp phần làm cơ sở khoa học

cho việc lựa chọn công nghệ phù hợp để loại bỏ hợp chất EDCs trong nguồn nước, cũng như mở rộng hướng nghiên cứu các công nghệ xử lý hợp chất EDCs đối với từng mục tiêu như EDCs trong nguồn nước thô và EDCs trong nước thải công nghiệp, nhằm kiểm soát và giảm thiểu nguồn phát sinh EDCs.

4.2. Kiến nghị

Nghiên cứu này tiến hành khảo sát khả năng xử lý đối với các hỗn hợp NPEs (với nhóm ethoxylates từ 1 – 15). Do đó thật cần thiết để thực hiện các nghiên cứu đối với các NPEs có nhóm ethoxylates thấp hơn (NPE1, NPE2). Bởi vì các NPEs này bền vững đối với môi trường hơn so với các NPEs có nhóm ethoxylates cao hơn.

Nghiên cứu về quá trình động học cho phân hủy NPEs bằng công nghệ ozone cần được tiến hành trong các nghiên cứu tiếp theo. Bởi vì những thông tin về động học trong quá trình phản ứng giúp hiểu rõ hơn về sự lan truyền chất ô nhiễm (contaminant fate) trong quá trình xử lý.

Các kết quả thí nghiệm trong nghiên cứu này cho thấy có sự ảnh hưởng của NOM hiện diện trong các mẫu nước cấp đến quá trình ozone hóa cũng như quá trình xử lý bằng PAC kết hợp MF. Tuy nhiên, sự ảnh hưởng của NOM ở các nồng độ khác nhau vẫn chưa được khảo sát. Do đó, những nghiên cứu sâu hơn cho việc loại bỏ NPEs trong các mẫu nước có sự hiện diện của NOM cần quan tâm đến vấn đề này.