

DOI:10.22144/ctu.jvn.2023.114

KHẢO SÁT CÁC THÔNG SỐ VẬN HÀNH CỦA BỂ KEO TỤ ĐIỆN HÓA TIỀN XỬ LÝ NƯỚC THẢI NHÀ MÁY IN

Lê Hoàng Việt, Kim Lavane và Nguyễn Võ Châu Ngân*

Khoa Môi trường và Tài nguyên Thiên nhiên, Trường Đại học Cần Thơ

*Người chịu trách nhiệm về bài viết: Nguyễn Võ Châu Ngân (email: nvcngan@ctu.edu.vn)

Thông tin chung:

Ngày nhận bài: 30/12/2022

Ngày nhận bài sửa: 25/02/2023

Ngày duyệt đăng: 06/03/2023

Title:

Study on operating parameters of the electro-coagulation process to pre-treat printing wastewater

Từ khóa:

Bể keo tụ điện hóa, nước thải nhà máy in, thông số vận hành

Keywords:

Electro-coagulation tank, operating parameters, printing wastewater

ABSTRACT

The study aimed to find the optimum operating parameters of the lab-scale electro-coagulation unit to pre-treat printing wastewater. The results have recorded the optimal operational parameters, including an electrode angle of 45°, a current density of 240 A/m², an electrode distance of 1 cm, a hydraulic retention time of 30 minutes, and electric voltage of 12 V. The initial wastewater had the color of 1363 PCU, pH = 6.27, SS = 3187 mg/L, BOD₅ = 1275 mg/L, TKN = 35.16 mg/L, TP = 8.73 mg/L, Zn = 5.4 mg/L and Cu = 0.8 mg/L; after treated by the electro-coagulation unit, the wastewater had recorded the color of 50 PCU, pH = 7.33, SS = 149.72 mg/L, BOD₅ = 64 mg/L, TKN = 3.42 mg/L, TP = 0.58 mg/L and not recorded any metal residues. The treated wastewater met the QCVN 40:2011/BTNMT (column A) at most monitoring parameters except SS and BOD₅. This result showed that electro-coagulation could be applied to pre-treat the printing wastewater.

TÓM TẮT

Nghiên cứu được thực hiện nhằm tìm ra các thông số vận hành của bể keo tụ điện hóa để tiền xử lý nước thải nhà máy in. Các thí nghiệm đã ghi nhận các thông số vận hành tối ưu gồm: góc nghiêng điện cực 45°, khoảng cách điện cực 1 cm, mật độ dòng điện 240 A/m², hiệu điện thế 12 V, thời gian lưu nước 30 phút. Nước thải thí nghiệm có độ màu 1.363 PCU, pH = 6,27, SS = 3187 mg/L, BOD₅ = 1.275 mg/L, TKN = 35,16 mg/L, TP = 8,73 mg/L, Zn = 5,4 mg/L và Cu = 0,8 mg/L; sau khi xử lý bằng bể keo tụ điện hóa, nước thải có độ màu 50 PCU, pH = 7,33, SS = 149,72 mg/L, BOD₅ = 64 mg/L, TKN = 3,42 mg/L, TP = 0,58 mg/L và không ghi nhận kim loại nặng. Nước thải sau xử lý đạt QCVN 40:2011/BTNMT cột A ở các thông số theo dõi, ngoại trừ SS và BOD₅, đã chứng tỏ công nghệ keo tụ điện hóa có thể ứng dụng vào thực tế để xử lý sơ bộ nước thải nhà máy in.

1. GIỚI THIỆU

Quá trình làm sạch các thiết bị và máy móc trong nhà máy in đã tạo ra lượng nước thải thuộc nhóm có hàm lượng chất hữu cơ cao (Li et al., 2007). Tuy lượng nước thải ngành in không lớn nhưng nồng độ COD có thể từ 20.000 - 100.000 mg/L, SS từ 800 - 1.200 mg/L, pH khá cao, độ màu cao (Ding et al.,

2011) làm giảm mỹ quan môi trường, ảnh hưởng đến quá trình quang hợp và đời sống của thủy sinh. Các thành phần ô nhiễm trong nước thải ngành in hầu hết có nguồn gốc từ polymer hữu cơ tổng hợp có độ bền cao, tỷ lệ BOD₅/COD thường nhỏ hơn 0,4, và chứa các ion kim loại nặng (Ding et al., 2011). Đây là các

yếu tố hạn chế áp dụng phương pháp sinh học để trực tiếp xử lý nước thải ngành in.

Nhiều phương pháp đã được nghiên cứu để xử lý nước thải nhà máy in. Nhóm phương pháp hấp phụ được nghiên cứu bởi Metes et al. (2004) sử dụng zeolite, Zhang et al. (2010) sử dụng zeolite biến tính từ PAMAM - polyamidoamine, Klančnik (2014) sử dụng than hoạt tính dạng bột và dạng hạt. Các phương pháp oxy hóa và oxy hóa nâng cao cũng được nghiên cứu để xử lý nước thải ngành in với đèn UV (Liang & Liang, 2005), fenton kết hợp keo tụ (Ma & Xia, 2009), UV-Fenton (Chen, 2010). Tuy nhiên, cả hai nhóm phương pháp xử lý này đều gây tốn kém chi phí mặc dù có thể giảm được nồng độ hữu cơ trong nước thải.

Nhóm phương pháp keo tụ cũng được nghiên cứu để xử lý nước thải mực in với các hóa chất keo tụ như PFC - polyferric chloride (Wu et al., 2002), PAC - polymerization aluminium chloride (Tapas et al., 2003; Việt và ctv., 2017a), FeCl₃ (Zhao et al., 2005), PAC và PAM - polyscrylamide (Sun et al. 2005), FeCl₃.6H₂O (Klančnik, 2014). Đối với nhóm phương pháp điện hóa, các nghiên cứu đã sử dụng điện cực sắt, điện cực dương nhôm và điện cực âm sắt để xử lý nước thải ngành in (Ding et al., 2011; Li, 2007). Nhóm phương pháp keo tụ tạo ra nhiều bùn cặn gây ô nhiễm thứ cấp nhưng xử lý COD tốt, trong khi nhóm phương pháp điện hóa có hiệu suất xử lý COD thấp nhưng giảm độ màu tốt.

Dựa vào những đánh giá trên, việc kết hợp phương pháp keo tụ và điện hóa có tiềm năng để xử lý nước thải ngành in. Keo tụ điện hóa (KTĐH) là giao thoa của ba quá trình điện hóa, tuyển nổi và keo tụ. Nguyên lý chính của phương pháp này là các điện cực dương (nhôm hoặc sắt) dưới tác dụng của dòng

điện sẽ bị ăn mòn và giải phóng các ion có khả năng keo tụ (Al³⁺ hoặc Fe³⁺) vào nước thải, kèm theo đó là các phản ứng điện phân sẽ tạo ra các bọt khí và tạo ra gốc HO• có khả năng oxy hóa các chất hữu cơ; đồng thời giúp loại bỏ kim loại nặng (Holt et al., 2004). Tại Việt Nam, quy trình KTĐH đã được thử nghiệm xử lý nước thải tinh bột sắn (Sơn và ctv., 2020), nước rỉ rác (Hoàng và ctv., 2017), nước thải chế biến thủy sản (Mai, 2014), nước thải luyện kim (Khuê, 2014), nước thải dệt nhuộm (Hường, 2009; Tuấn, 2011). Đây là những loại nước thải có hàm lượng hữu cơ cao, có thành phần kim loại và độ màu cao tương tự nước thải ngành in. Nghiên cứu này được tiến hành nhằm tìm ra các thông số vận hành tối ưu quy trình KTĐH để xử lý sơ bộ nước thải ngành in, nước thải sau xử lý có thể tiếp tục được xử lý sinh học.

2. PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

2.1. Đối tượng nghiên cứu

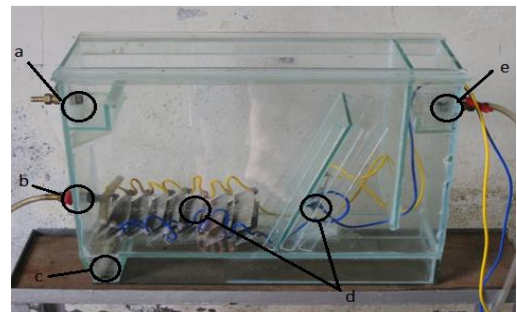
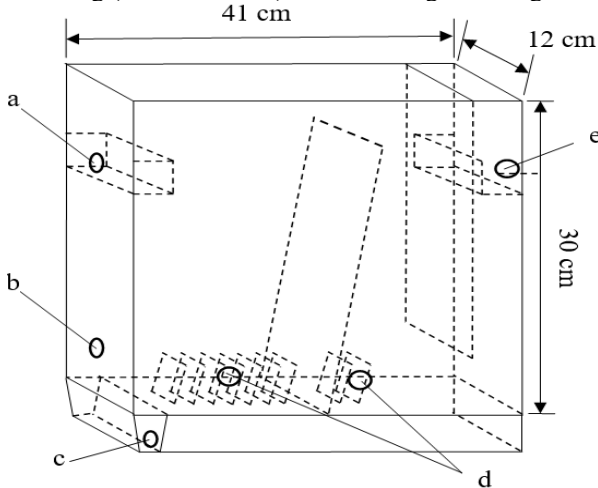
Đối tượng nghiên cứu là nước thải sản xuất tại một công ty ngành in hoạt động tại quận Ninh Kiều, thành phố Cần Thơ. Lượng nước thải sản xuất này được thu gom riêng biệt với những nguồn nước thải khác phát sinh từ công ty.

2.2. Phương pháp thí nghiệm

2.2.1. Giai đoạn chuẩn bị

Thành phần và tính chất của nước thải ngành in được khảo sát qua một số chỉ tiêu chủ yếu như độ màu, pH, BOD₅, COD, SS, DO, TKN, TP, Cu, Zn, Pb, Fe để định hướng bố trí thí nghiệm.

Mô hình KTĐH quy mô phòng thí nghiệm vận hành trong điều kiện nạp nước liên tục có kích thước 41 × 12 × 30 cm (dài × rộng × cao) (Hình 1).



Chú thích

- a: máng thu bọt và nơi đặt van xả bọt
- b: nơi đặt van và ống nước đầu vào
- c: máng thu bùn và nơi đặt van xả bùn
- d: các điện cực
- e: máng thu nước và nơi đặt van thu nước ra

Hình 1. Mô hình và thông số thiết kế của bể KTĐH

Trong nghiên cứu này, điện cực nhôm được chọn vì hiệu suất xử lý thành phần hữu cơ cao hơn điện cực sắt, trong khi điện cực sắt tạo keo gây ăn mòn các thiết bị thí nghiệm mạnh hơn điện cực nhôm (Mai, 2014). Các điện cực được chế tạo từ nhôm tấm mua trên thị trường. Nhôm mua về được rửa sạch bằng xà phòng để tẩy dầu mỡ, sau đó rửa qua nước sạch rồi cho vào dung dịch NaOH 2,5% từ 3 đến 5 phút để hòa tan lớp oxit nhôm Al₂O₃. Tiếp theo, bề mặt tấm nhôm được rửa sạch bằng nước, nhúng vào dung dịch HNO₃ 15% trong khoảng 10 - 30 giây. Cuối cùng, tấm nhôm được rửa lại bằng nước cất để tẩy axit rồi đưa vào bể KTĐH (Tuấn, 2011).

Các bản điện cực (BĐC) nhôm được chuẩn bị với ba diện tích: 300 cm², 400 cm², và 500 cm². Mật độ dòng điện qua BĐC tính theo công thức:

$$i = I/S \tag{1}$$

Trong đó

i: mật độ dòng điện (A/m²)

- Thí nghiệm 1: xác định GNĐC
 - Cố định điện thế 12 V, MĐĐĐ 240 A/m², KCĐC 1 cm, TGLN 30 phút
 - Thay đổi GNĐC: 45°; 60°; 90° (Việt và ctv., 2015)
 - Vận hành mô hình và lấy 3 mẫu với mỗi góc nghiêng
- Thí nghiệm 2: xác định MĐĐĐ
 - Cố định điện thế 12 V, KCĐC 1 cm, TGLN 30 phút, chọn GNĐC từ thí nghiệm 1
 - Thay đổi MĐĐĐ: 240 A/m²; 300 A/m²; 400 A/m² (Việt và ctv., 2017b; Kuokkanen et al., 2013)
 - Vận hành mô hình và lấy 3 mẫu với mỗi cấp độ
- Thí nghiệm 3: xác định KCĐC
 - Cố định điện thế 12 V, TGLN 30 phút, chọn GNĐC và MĐĐĐ từ thí nghiệm 1 và 2
 - Thay đổi KCĐC: 1 cm, 2 cm, 3 cm (Mai, 2014)
 - Vận hành mô hình và lấy 3 mẫu với mỗi khoảng cách
- Thí nghiệm 4: xác định TGLN
 - Cố định điện thế 12 V, chọn GNĐC, MĐĐĐ và KCĐC từ các thí nghiệm 1, 2 và 3
 - Thay đổi TGLN: 30 phút, 45 phút, 60 phút (Mai, 2014)
 - Vận hành mô hình và lấy 3 mẫu với mỗi mức thời gian

I: cường độ dòng điện (A), giữ cố định ở 12 A cho tất cả các thí nghiệm

S: diện tích BĐC (m²)

→ mật độ dòng điện đi qua các bản điện cực:

$$S_1 = 300 \text{ cm}^2: i_1 = 12 / 0,03 = 400 \text{ A/m}^2$$

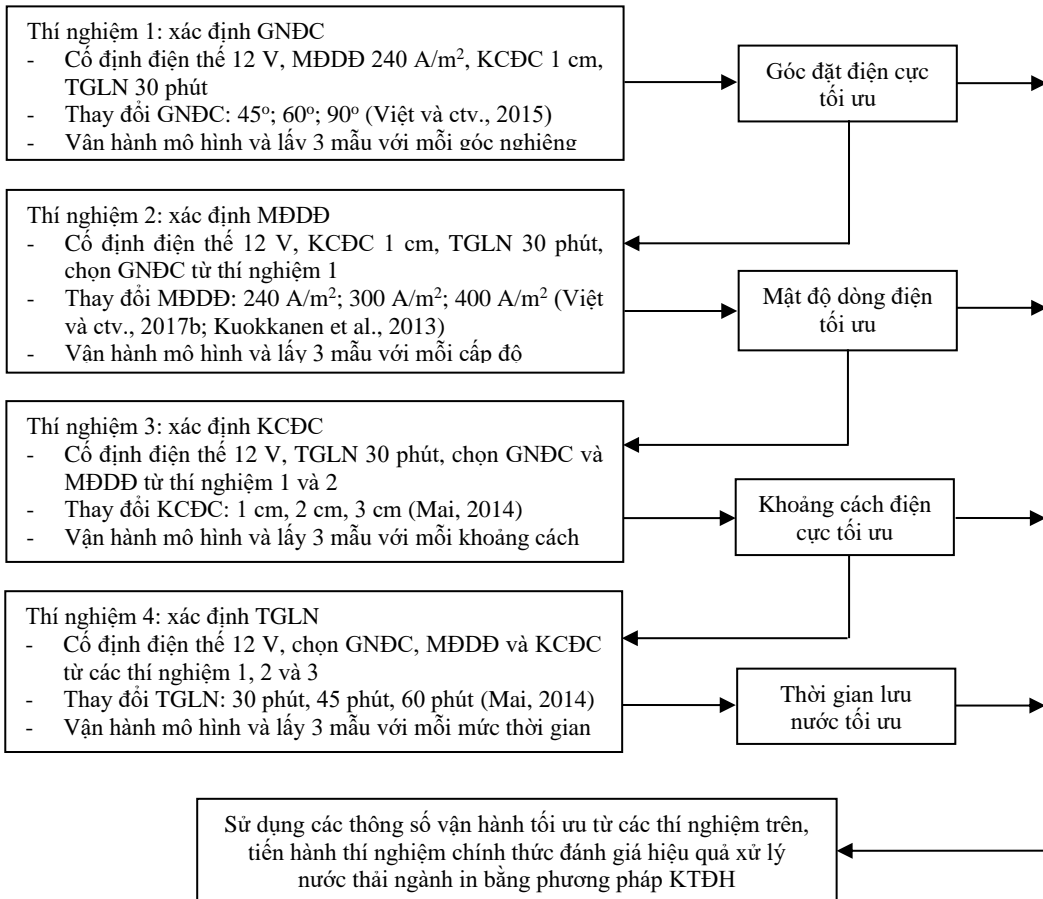
$$S_2 = 400 \text{ cm}^2: i_2 = 12 / 0,04 = 300 \text{ A/m}^2$$

$$S_3 = 500 \text{ cm}^2: i_3 = 12 / 0,05 = 240 \text{ A/m}^2$$

2.2.2. Giai đoạn thí nghiệm định hướng

Các thí nghiệm định hướng được tiến hành nhằm tìm ra các thông số vận hành tối ưu bể KTĐH (Hình 2) gồm: (i) góc nghiêng điện cực (GNĐC), (ii) mật độ dòng điện (MĐĐĐ), (iii) khoảng cách điện cực (KCĐC), và (iv) thời gian lưu nước (TGLN).

Do chỉ có một mô hình bể KTĐH nên các thí nghiệm được thực hiện tuần tự. Nước thải được lấy ở cùng một thời điểm và chứa lại để tiến hành các thí nghiệm nhằm đảm bảo tính khách quan cho số liệu phân tích.



Hình 2. Mô hình và thông số thiết kế của bể KTĐH

Trong từng thí nghiệm định hướng: thu 1 mẫu nước thải đầu vào và 3 mẫu nước thải đầu ra ứng với ba giá trị thay đổi của thông số khảo sát. Mẫu nước thải đầu ra ở từng nghiệm thức được thu sau 30 phút vận hành (thời gian để mô hình hoạt động ổn định). Các thông số ô nhiễm được đo đạc và phân tích bao gồm pH, DO, độ màu, COD, SS.

2.2.3. Giai đoạn thí nghiệm chính thức

Thí nghiệm chính thức: sau khi tiến hành các thí nghiệm định hướng về GNĐC, MĐDD, KCĐC, TGLN; các thông số vận hành tối ưu ghi nhận sẽ được cố định để thực hiện thí nghiệm chính thức nhằm xác định hiệu quả xử lý nước thải nhà máy in bằng phương pháp KTĐH với giá trị pH thích hợp. Mẫu nước thải trước và sau khi xử lý KTĐH được đem đi phân tích các chỉ tiêu COD, BOD₅, SS, DO, TKN, TP, pH, độ màu, kim loại nặng (Cu, Zn, Pb, Fe). Sau khi phân tích, số liệu được ghi nhận làm cơ sở để đánh giá hiệu quả xử lý sơ bộ nước thải ngành in bằng quy trình KTĐH.

2.3. Phương pháp phân tích mẫu

Mẫu nước được thu thập, lưu trữ và gửi phân tích tại Trung tâm Kỹ thuật Tiêu chuẩn Đo lường Chất lượng Cần Thơ (CATECH) theo các phương pháp chuẩn hiện hành. Những thông số đo đạc trực tiếp như pH, DO cũng sử dụng thiết bị đo đạc hiện trường của CATECH (Bảng 1).

2.4. Phương pháp xử lý số liệu

Bảng 1. Phương pháp phân tích mẫu nước

Chỉ tiêu	Phương pháp phân tích
pH	Đo trực tiếp bằng máy đo Hanna 9812-5 (TCVN 6492:2011)
DO	Đo trực tiếp bằng máy Hanna HI 9814 (TCVN 4564-1988)
SS	Phương pháp sây (SMEWW 2540 D:2012)
Màu	So màu quang phổ Hanna HI 83200 (TCVN 6185:2008)
COD	Phương pháp dichromate (SMEWW 5220 D:2012)
BOD ₅	Phương pháp chuẩn (SMEWW 5210 D:2012)
TKN	Phương pháp sau khi vô cơ hóa với Selen (TCVN 5987:1995)
TP	Phương pháp trắc quang UV-VIS (SMEWW 4500-P E:2012)
Zn	Phương pháp Zincon (TCVN 6193:1996)
Cu, Pb, Fe	Phương pháp quang phổ hấp thụ nguyên tử (SMEWW 3111 B:2012)

Các số liệu ghi nhận được tổng hợp bằng phần mềm MS Excel, phân tích phương sai sau đó kiểm định Duncan bằng phần mềm SPSS 13.0 để đánh giá sự khác biệt về hiệu suất xử lý của các nghiệm thức trong từng thí nghiệm định hướng.

3. KẾT QUẢ VÀ THẢO LUẬN

3.1. Đặc điểm của nước thải thí nghiệm

Mẫu nước được thu tại hồ thu nước sản xuất vào thời điểm từ 9 đến 11 giờ sáng theo thời gian xả thải của công ty. Về mặt cảm quan, nước thải có nhiều chất rắn lơ lửng, độ màu cao với các tông màu khác nhau phụ thuộc vào bản in (Bảng 2).

Bảng 2. Thành phần nước thải thí nghiệm

Chỉ tiêu	Đơn vị	Giá trị trung bình (n = 3)
pH	-	6,20 ± 0,26
DO	mg/L	0,60 ± 0,32
SS	mg/L	3.345,66 ± 70,78
Độ màu	PCU	1.589,33 ± 50,33
BOD ₅	mg/L	1.134,00 ± 70,14
COD	mg/L	1.676,67 ± 45,09
TKN	mg/L	25,23 ± 3,07
TP	mg/L	7,83 ± 0,29
Cu	mg/L	0,80 ± 0,05
Zn	mg/L	5,4 ± 0,2
Pb	mg/L	KPH
Fe	mg/L	KPH

Nước thải có pH từ 5,5 đến 7,5 phù hợp với điện cực nhôm (Dung, 1999). Nước thải của thí nghiệm này có pH = 6,20 ± 0,26 nên nhôm được chọn làm điện cực để thiết kế mô hình KTĐH.

Nồng độ COD và BOD₅ lần lượt là 1.676,67 mg/L và 1.134,00 mg/L. Tỉ số BOD₅/COD ~ 0,68 nếu xử lý trực tiếp bằng phương pháp sinh học khá tốn kém nên cần có công đoạn xử lý sơ bộ trước khi xử lý sinh học.

Nồng độ SS trong nước thải rất cao đạt 3.187 mg/L, trong khi nồng độ SS đầu vào của bể sinh học phải nhỏ hơn 150 mg/L. Độ màu tương đối cao đến 1.363,33 PCU. Như vậy, nước thải cần được xử lý sơ bộ trước khi đưa vào công đoạn xử lý sinh học.

Nồng độ Cu và Zn lần lượt là 0,8 mg/L và 5,4 mg/L. Ngưỡng nồng độ gây ức chế quá trình xử lý sinh học của kim loại nặng Cu và Zn lần lượt là 1 mg/L và 1 - 5 mg/L ở điều kiện nạp liên tục (Việt & Ngân, 2015). Do đó nếu nước thải này được xử lý trực tiếp bằng phương pháp sinh học thì vi sinh vật sẽ bị ức chế và hoạt động kém hiệu quả.

Với những đặc tính ghi nhận của nước thải, các ưu điểm của phương pháp KTĐH cho thấy phương

pháp này có thể áp dụng để tiền xử lý nước thải ngành in, giúp giảm tải các thông số ô nhiễm COD, BOD₅, SS, độ màu, Cu, Zn; đồng thời giúp tăng DO nhằm giảm chi phí cung cấp oxy cho quá trình xử lý sinh học hiếu khí tiếp sau.

Nước thải thu thập trong nghiên cứu này không chứa Fe và Pb, do đó các thí nghiệm tiếp theo không phân tích hai thông số kim loại này.

3.2. Thí nghiệm định hướng

Các thí nghiệm định hướng lần lượt được thực hiện để xác định các thông số vận hành phù hợp.

3.2.1. Thí nghiệm 1: xác định GNĐC tối ưu

Thí nghiệm này không chọn góc nghiêng nhỏ hơn 45° vì bọt khí sinh ra khi nổi lên sẽ vướng vào các điện cực và rơi trở xuống đáy bể. Hiện tượng tạo bọt khí trong bể được quan sát cho thấy ở điện cực có góc nghiêng 45° bọt khí xuất hiện nhiều và liên tục trong khoảng thời gian vận hành, tạo lớp váng dày và mịn. Ở góc nghiêng 60° bọt khí nhiều, đều nhưng ít hơn góc nghiêng 45°; góc nghiêng 90° cho bọt khí lớn và phân bố không đều trên khu vực điện phân, tạo thành lớp váng nhưng loãng (chứa nhiều bọt khí lớn).

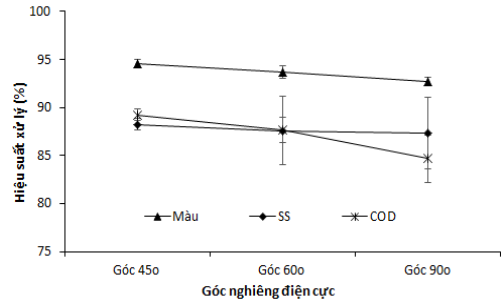
Giá trị pH có xu hướng tăng lên sau khi nước thải được xử lý bằng quy trình KTĐH. Khác với quy trình keo tụ hóa học, nước thải nhà máy in sau quá trình KTĐH tăng nhẹ và tiến về pH trung tính tạo thuận lợi cho sự phát triển của vi sinh vật trong quy trình xử lý sinh học đi sau nó. Tuy nhiên, giá trị pH có xu hướng tăng nhiều khi bố trí BĐC nghiêng thoải (45°) và tăng ít khi bố trí BĐC vuông góc.

Hàm lượng oxy trong nước thải sau KTĐH tăng. Quá trình KTĐH tạo thành các bọt khí oxy, một phần các bọt khí này sẽ hòa tan vào nước làm cho DO của nước thải sau KTĐH tăng lên, có lợi nếu đi sau là quá trình xử lý sinh học hiếu khí (do giảm chi phí điện năng cho quá trình cung cấp oxy). Hàm lượng DO tăng nhưng không có sự khác biệt giữa các nghiệm thức có GNĐC khác nhau.

Kết quả đánh giá hiệu suất xử lý nước thải mực in với các GNĐC khác nhau được trình bày ở Hình 3 và Hình 4. Độ màu của nước thải in là do các hạt mực ở dạng rắn và các hợp chất màu hòa tan. Độ màu của nước sau keo tụ giảm do quá trình tuyển nổi các hạt mực in và sự oxy hóa các gốc màu bởi gốc HO[•]. Ở những BĐC có góc nghiêng càng thoải (45°), hiệu suất xử lý độ màu ghi nhận cao hơn BĐC có góc nghiêng vuông góc.



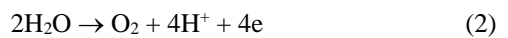
Hình 3. Biến động chất lượng nước xử lý với các GNĐC khác nhau



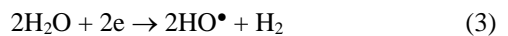
Hình 4. Hiệu suất xử lý nước thải ở các nghiệm thức GNĐC khác nhau

Quá trình điện phân nước tạo nên các bọt khí li ti (phương trình 2, 3), khi nổi lên sẽ tiếp xúc với các hạt rắn trong nước thải và bám vào chúng, tạo lực nâng đưa các hạt rắn này nổi lên trên mặt nước hình thành lớp váng (Nhuệ, 2001). Lớp váng này sau đó bị loại bỏ bằng hệ thống gạt váng làm giảm SS trong nước thải. Ngoài ra, quá trình điện phân còn hòa tan điện cực dương tạo thành các ion Al³⁺ làm mất tính ổn định của các hạt keo (phương trình 4) và kết hợp với gốc OH⁻ để tạo thành sản phẩm kết tủa có độ nhớt cao là Al(OH)₃. Các chất rắn lơ lửng và các hạt keo bị hấp phụ vào sản phẩm kết tủa này, tạo thành bông cặn lớn giúp cho quá trình tuyển nổi hiệu quả hơn. Nồng độ SS của nước thải đầu ra ở các nghiệm thức góc nghiêng khác nhau không khác biệt có ý nghĩa (mức 5%).

– Quá trình oxy hóa H₂O ở cực dương:



– Quá trình khử và tạo H₂ ở cực âm:



– Quá trình oxy hóa Al thành Al₃⁺ ở cực dương:



COD trong nước thải tạo ra từ hai thành phần gồm chất hữu cơ dạng chất rắn lơ lửng và chất hữu cơ ở dạng hòa tan. Các chất hữu cơ ở dạng hòa tan sẽ bị hấp phụ vào các bông cặn hay bị oxy hóa bởi gốc HO[•], còn các chất rắn lơ lửng nổi lên phía trên

tạo thành lớp váng làm giảm COD trong nước thải. Nồng độ COD trong nước thải đầu ra ở GNĐC 45° và GNĐC 60° thấp hơn và khác biệt có ý nghĩa so với GNĐC 90°. Nước thải sau KTĐH ở nghiệm thức GNĐC 45° và GNĐC 60° có màu nhạt và trong hơn so với nghiệm thức GNĐC 90°.

Tuy nồng độ COD sau xử lý ở GNĐC 45° và 60° không khác biệt có ý nghĩa, nhưng quan sát quá trình tạo bọt và váng của GNĐC 45° tốt hơn, do đó chọn GNĐC 45° để tiến hành thí nghiệm tiếp theo. Nghiên cứu của Việt và ctv. (2015) trên nước thải chế biến cá da trơn cũng ghi nhận kết quả tương tự.

3.2.2. Thí nghiệm 2: xác định MĐĐĐ tối ưu

Mật độ dòng điện là một trong những thông số quan trọng ảnh hưởng đến sự hòa tan anode và tốc độ của quá trình điện hóa. Trong quá trình thí nghiệm bọt khí xuất hiện nhiều và tạo lớp váng dày ở MĐĐĐ 240 A/m² (diện tích BĐC 500 cm²). Hai nghiệm thức có MĐĐĐ 300 A/m² (diện tích BĐC 400 cm²) và MĐĐĐ 400 A/m² (diện tích BĐC 300 cm²) bọt khí xuất hiện ít hơn. Khi dòng điện đi từ cực dương sang cực âm thì các electron và ion Al³⁺ được sinh ra trên bề mặt điện cực nên khi diện tích điện cực càng lớn thì lượng nhôm sinh ra càng nhiều và tạo nhiều chất keo tụ Al(OH)₃.

Trong thí nghiệm này, giá trị pH có xu hướng giảm dần theo mức độ gia tăng của MĐĐĐ. Nghiệm thức 240 A/m² có giá trị pH cao nhất và giảm dần đến nghiệm thức 400 A/m² có giá trị pH thấp nhất. Tương tự, sau khi xử lý qua bể KTĐH, hàm lượng DO trong nước được ghi nhận tăng lên nhưng cao nhất ở nghiệm thức có MĐĐĐ nhỏ nhất và giảm dần đến nghiệm thức có MĐĐĐ cao hơn.

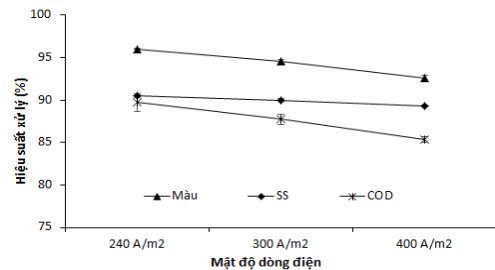
Hình 5 và 6 ghi nhận hiệu suất xử lý nước thải ngành in với các MĐĐĐ khác nhau. Khi MĐĐĐ diễn ra càng mạnh, hiệu suất xử lý độ màu diễn ra càng kém. Quá trình thủy phân Al³⁺ sinh ra do hòa tan kim loại tạo chất keo tụ ở điện cực dương (phương trình 5):

Cơ chế loại bỏ các chất ô nhiễm được giải thích tương tự thí nghiệm 1. Trong thí nghiệm này, lượng nhôm hòa tan được tiến hành xác định khi vận hành mô hình ở các MĐĐĐ khác nhau. Lượng nhôm hòa

tan khi vận hành mô hình ở MĐĐĐ 240 A/m² là 341,5 mg; ở MĐĐĐ 300 A/m² là 175,1 mg và ở MĐĐĐ 400 A/m² (DTBĐC 300 cm²) là 106,9 mg. Như vậy, đối với ba nghiệm thức MĐĐĐ này hiệu suất xử lý tỉ lệ thuận với lượng nhôm hòa tan trong quá trình vận hành mô hình (Bảng 3).



Hình 5. Biến động chất lượng nước xử lý với các MĐĐĐ khác nhau



Hình 6. Hiệu suất xử lý nước thải ở các nghiệm thức MĐĐĐ khác nhau

Trong 30 phút thí nghiệm, lượng điện tiêu thụ ứng với ba MĐĐĐ được trình bày ở Bảng 4. Kết quả cho thấy MĐĐĐ 240 A/m² cho hiệu suất xử lý cao hơn, điện năng tiêu thụ chênh lệch không quá lớn, nên có ưu điểm hơn so với hai MĐĐĐ còn lại. Kết quả thống kê cho thấy độ màu, nồng độ SS và COD của nước thải ở các MĐĐĐ khác nhau đều khác biệt có ý nghĩa (mức 5%). Ở nghiệm thức MĐĐĐ 240 A/m² cho độ màu, nồng độ SS và COD của nước thải sau xử lý thấp nhất so với hai MĐĐĐ còn lại. Kết quả này tương tự với nghiên cứu Việt và ctv. (2017b) được thực hiện trên nước thải mía đường cũng ghi nhận hiệu suất loại bỏ COD gia tăng theo độ tăng của diện tích bản điện cực, nhưng tăng theo độ giảm của MĐĐĐ. Vì thế, MĐĐĐ 240 A/m² được chọn để sử dụng cho thí nghiệm tiếp theo.

Bảng 3. Khối lượng điện cực trước và sau quá trình KTĐH

Mật độ dòng điện (A/m ²)	Cường độ dòng điện (A)	Khối lượng cực âm (g)		Khối lượng cực dương (g)	
		Trước KTĐH	Sau KTĐH	Trước KTĐH	Sau KTĐH
240	2,05	77,853	78,767	78,927	75,512
300	1,95	73,039	73,898	73,925	72,174
400	1,31	69,346	69,968	70,051	68,982

Bảng 4. Lượng điện cần để xử lý nước thải nhà máy in

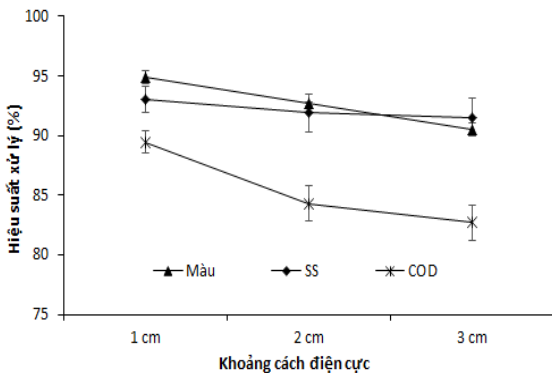
Mật độ dòng điện (A/m ²)	Thể tích nước thải xử lý (L)	Cường độ dòng điện (A)	Công suất P (W)	Điện năng tiêu thụ E (W/L)
240	14,4	2,05	24,6	1,71
300	14,4	1,95	23,4	1,625
400	14,4	1,31	15,72	1,09

3.2.3. Thí nghiệm 3: xác định KCĐC tối ưu

Sự thủy phân của ion nhôm tạo thành các phân tử keo tụ xảy ra theo chuỗi các phản ứng nối tiếp nên KCĐC có vai trò quan trọng trong sự phân tán và phân bố chất keo tụ trong toàn khối dung dịch, duy trì cơ chế trung hòa điện tích của quá trình keo tụ màu. Về mặt cảm quan, màu của nước thải sau xử lý KTĐH ở các KCĐC khác nhau có sự khác biệt. Ở KCĐC 1 cm nước trong hơn so với KCĐC 2 cm và 3 cm. Sự khác biệt này là do khi KCĐC càng gần thì hiện tượng phóng điện nhanh hơn, mạnh hơn nên phản ứng tạo Al(OH)₃ và bọt khí càng diễn ra mạnh mẽ. Khi đó quá trình keo tụ và tuyển nổi diễn ra càng mạnh, hiệu suất xử lý các chất ô nhiễm và độ màu sẽ cao hơn (Hình 7, 8). Khi vận hành mô hình ở khoảng cách 1 cm bọt khí sinh ra nhiều, tạo thành dòng khí xáo trộn mạnh các chất rắn. Ở khoảng cách 2 cm và 3 cm bọt khí xuất hiện ít và không mạnh như ở khoảng cách 1 cm.



Hình 7. Biến động chất lượng nước xử lý với các KCĐC khác nhau



Hình 8. Hiệu suất xử lý nước thải ở các thí nghiệm thức KCĐC khác nhau

Kết quả này khác với nghiên cứu của Mai (2014) trên nước thải chế biến thủy sản và Tuấn (2011) trên

nước thải dệt nhuộm. Ở hai nghiên cứu này, hiệu suất xử lý cao ở KCĐC từ 2 đến 3 cm, nếu tăng KCĐC thì hiệu suất xử lý COD giảm, thời gian điện phân kéo dài.

Điện năng tiêu thụ của các thí nghiệm thức chênh lệch không đáng kể, với thể tích nước xử lý 14,4 L thì điện năng tiêu thụ của khoảng cách 1 cm là 25,56 W tương đương 1,775 W/L, 2 cm là 21,12 W ~ 1,467 W/L và 3 cm là 12,96 W ~ 0,9 W/L.

Kết quả thí nghiệm và phân tích ANOVA cho thấy nồng độ SS trong nước thải đầu ra ở các KCĐC khác nhau không có sự khác biệt (mức 5%). Trong khi đó, độ màu và nồng độ COD trong nước thải đầu ra của thí nghiệm thức KCĐC 1 cm thấp hơn và khác biệt có ý nghĩa (mức 5%) so với hai KCĐC còn lại. Do đó, KCĐC 1 cm được chọn để tiến hành thí nghiệm tiếp theo.

3.2.4. Thí nghiệm 4: xác định TGLN tối ưu

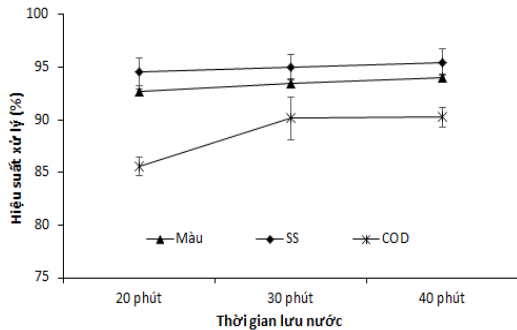
Cả 3 thí nghiệm thức TGLN vận hành ở cùng một MĐĐĐ, cùng khoảng cách giữa các điện cực, cùng góc nghiêng điện cực và cùng hiệu điện thế nên không có sự khác biệt về số lượng bọt khí mà chỉ quan sát màu của nước thải và lớp váng hình thành giữa các TGLN khác nhau. Về mặt cảm quan, ở thời gian lưu 20 phút lớp váng có màu đen nhạt, ở 30 phút lớp váng màu đen và mịn, ở 40 phút lớp váng có màu đen đậm hơn (Hình 9).



Hình 9. Biến động chất lượng nước xử lý với các TGLN khác nhau

Thời gian lưu nước dài thì bọt khí, điện cực tan nhiều, chất keo tụ sinh ra càng nhiều tăng khả năng đẩy nổi chất rắn lơ lửng và oxy hóa các chất hòa tan. Mặt khác, lưu lượng nạp ít và thời gian tiếp xúc giữa bọt khí với chất keo tụ và chất bẩn lâu nên hiệu suất loại bỏ SS cao (Hình 10).

Kết quả thí nghiệm và phân tích ANOVA cho thấy độ màu và nồng độ COD của nước thải sau xử lý ở các TGLN khác nhau không khác biệt có ý nghĩa (mức 5%); trong khi đó nồng độ SS ở TGLN 30 phút và 40 phút không khác biệt có ý nghĩa, nhưng thấp hơn và khác biệt có ý nghĩa với TGLN 20 phút. Vì vậy, TGLN 30 phút là thời gian đạt hiệu quả về kỹ thuật và kinh tế nhất trong thí nghiệm này và được chọn để tiến hành thí nghiệm tiếp theo. Nghiên cứu của Mai (2014) và Tuấn (2011) cũng ghi nhận 30 phút là thời gian tối ưu cho KTĐH.



Hình 10. Hiệu suất xử lý nước thải ở các nghiệm thức TGLN khác nhau

Kết quả thí nghiệm và phân tích ANOVA cho thấy độ màu và nồng độ COD của nước thải sau xử lý ở các TGLN khác nhau không khác biệt có ý nghĩa (mức 5%); trong khi đó nồng độ SS ở TGLN 30 phút và 40 phút không khác biệt có ý nghĩa, nhưng thấp hơn và khác biệt có ý nghĩa với TGLN 20 phút. Vì vậy, TGLN 30 phút là thời gian đạt hiệu quả về kỹ thuật và kinh tế nhất trong thí nghiệm này và được chọn để tiến hành thí nghiệm tiếp theo. Nghiên cứu của Mai (2014) và Tuấn (2011) cũng ghi nhận 30 phút là thời gian tối ưu cho KTĐH.

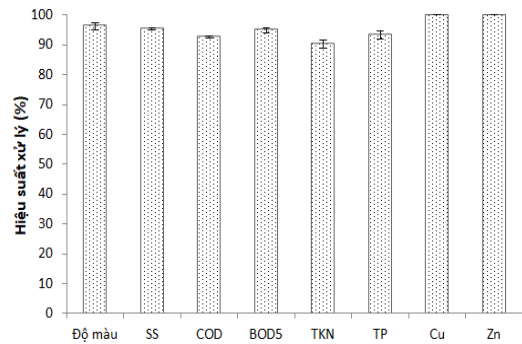
3.2.5. Kết quả thí nghiệm chính thức

Thí nghiệm tiến hành liên tục trong 3 ngày với các thông số vận hành đã chọn từ các thí nghiệm định hướng: hiệu điện thế 12 V, góc nghiêng điện cực 45° (từ thí nghiệm 1), mật độ dòng điện 240 A/m² (từ thí nghiệm 2), khoảng cách điện cực 1 cm (từ thí nghiệm 3), thời gian lưu nước 30 phút (từ thí nghiệm 4).

Nước thải đầu vào và đầu ra sau khi qua KTĐH được tiến hành đo pH, độ màu, DO và phân tích các chỉ tiêu SS, COD, BOD₅, TKN, TP, Cu, Zn. Kết quả thí nghiệm cho thấy sau quá trình KTĐH, nồng độ của tất cả các chỉ tiêu theo dõi trong nước thải thí nghiệm đều giảm và được trình bày ở Hình 11 và Hình 12.



Hình 11. Nước thải trước và sau KTĐH



Hình 12. Hiệu suất xử lý nước thải ngành in trước và sau KTĐH

Giá trị pH và nồng độ DO trong nước sau KTĐH tăng khá cao. pH tăng từ 6,27 lên 7,33, ở khoảng pH này thuận lợi cho quá trình xử lý sinh học. Nồng độ DO tăng từ 0,77 mg/L lên 3,6 mg/L, nồng độ DO tăng góp phần tiết kiệm được chi phí vận hành các thiết bị bơm thổi khí cho công đoạn xử lý sinh học phía sau.

Nước thải đầu vào có độ màu là $1.363,33 \pm 50,33$ PCU, sau KTĐH nước thải đầu ra có độ màu $50,87 \pm 20,31$ PCU, đạt tiêu chuẩn xả thải cột B. Hiệu suất xử lý độ màu của cụm KTĐH là 96,27% rất cao nếu so sánh với giá trị 65,73% trong nghiên cứu xử lý màu của nước rỉ rác (Hoàng và ctv., 2017), 66,67 - 95,71% của nước thải tinh bột sắn (Hường, 2009), và tương đương với hiệu suất 96,3 - 96,8% khi xử lý màu của nước thải dệt nhuộm (Tuấn, 2011) bằng điện cực nhôm. So sánh với việc áp dụng phương pháp keo tụ để xử lý nước thải ngành in, FeCl₃ được sử dụng cho hiệu suất xử lý cao nhất từ 99,0 - 99,7% (Zhao et al., 2005; Klančnik, 2014), kể đến là PFC với 97,4% (Wu et al., 2002), PAC với 95,6 - 96,5% (Tapas et al., 2003), PAC và PAM chỉ đạt 90% (Sun et al., 2005). Khi sử dụng phương pháp điện hóa xử lý nước thải ngành in, kết hợp điện cực dương nhôm và điện cực âm sắt cho hiệu suất xử lý màu đạt trên 90%, nếu chỉ sử dụng điện cực sắt thì hiệu suất xử lý chỉ đạt 84% (Ding et al., 2011; Li, 2007).

Hiệu suất loại bỏ SS của phương pháp KTĐH đạt khá cao (khoảng 95,30%). Nồng độ SS trong nước thải sau KTĐH là 149,72 mg/L phù hợp đưa sang công đoạn xử lý sinh học tiếp theo. Hiệu suất xử lý này thấp hơn so với hiệu suất từ 96,5 - 97,0% ghi nhận trong nghiên cứu xử lý nước thải mực in của Tapas et al. (2003). Tuy nhiên, giá trị này cao hơn những nghiên cứu thử nghiệm KTĐH xử lý nước thải sản xuất tinh bột sắn giảm 89,4% hàm lượng SS (Sơn và ctv., 2020), 71,92% SS trong nước rỉ rác (Hoàng và ctv., 2017), và giảm chỉ 50,9% đối với nước thải chế biến thủy sản (Mai, 2014). Tuy nhiên, hiệu suất xử lý SS của nghiên cứu này cao hơn hiệu suất 91,3% khi sử dụng quy trình keo tụ tạo bông để xử lý nước thải mực in (Việt và ctv., 2017a).

Nước thải đầu vào của nhà máy in có nồng độ Cu và Zn lần lượt 0,7 mg/L và 5,36 mg/L, sau khi xử lý bằng phương pháp KTĐH không phát hiện Cu và Zn (hiệu suất xử lý 100%). So sánh với nghiên cứu sử dụng KTĐH xử lý nước thải luyện kim của Khuê (2014), hiệu suất xử lý Cu và Zn chỉ đạt 99,26 - 99,78%. Nồng độ Cu và Zn giảm do quá trình khử điện phân nước tạo thành các gốc OH⁻ kết hợp với các kim loại nặng tạo thành các hydroxid kim loại kết tủa bám vào các bông cặn. Thêm vào đó, các ion kim loại có điện tích dương sẽ di chuyển về cực âm và bám trên bề mặt các điện cực âm (giống như cơ chế của quá trình xi, mạ kim loại) làm giảm nồng độ các kim loại này. Ngoài ra, các ion kim loại còn có thể bị hấp phụ vào kết tủa Al(OH)₃ tạo ra từ quá trình keo tụ điện hóa.

Nồng độ COD trong nước thải giảm khá nhiều từ 1.676,67 mg/L trong nước thải đầu vào xuống còn 125,33 mg/L (hiệu suất xử lý 92,52%), đạt loại B theo quy chuẩn xả thải. Hiệu suất này cao hơn các nghiên cứu tương tự chỉ sử dụng quy trình keo tụ với hóa chất là PFC đạt 92,1%, FeCl₃ đạt 88,75% (Zhao et al., 2005), PAC đạt 77,3% (Việt và ctv., 2017a) và từ 54,8 đến 61,8% (Tapas et al., 2003), PAC và PAM chỉ đạt 50% (Sun et al., 2005). Nếu chỉ áp dụng riêng xử lý điện hóa, hiệu suất loại bỏ COD trong nước thải mực in cũng được ghi nhận thấp đạt 50% cho điện cực sắt và 47% cho điện cực âm sắt và điện cực dương nhôm (Ding et al., 2011; Li, 2007). Tuy nhiên, với cùng quy trình KTĐH, Hường (2009) đã ghi nhận hiệu suất xử lý COD thấp hơn đạt 86,92% cho nước thải dệt nhuộm, 78,5% cho nước thải chế biến thủy sản (Mai, 2014), và chỉ đạt 55,1% cho nước rỉ rác (Hoàng và ctv., 2017).

Hiệu suất loại bỏ BOD₅ khá cao đạt 90,11%; BOD₅ của nước thải đầu vào giảm từ 1.275 ± 64,00

mg/L xuống còn 64 ± 6,56 mg/L, cao hơn quy chuẩn xả thải. Sau xử lý KTĐH, tỉ số BOD₅/COD = 64 : 125 ≈ 0,51, thuận lợi cho công đoạn xử lý sinh học sau đó (Nhân & Nga, 2002). Hiệu suất xử lý của nghiên cứu này cao hơn giá trị 79,7% khi cùng áp dụng quy trình KTĐH để xử lý nước thải chế biến thủy sản (Mai, 2014) và 33,04% cho nước rỉ rác (Hoàng và ctv., 2017).

Nồng độ TKN sau KTĐH giảm nhiều từ 35,16 mg/L còn 3,42 mg/L, hiệu suất xử lý đạt 90,27% cao hơn hiệu suất 72,3% của nước thải chế biến thủy sản (Mai, 2014) và 11,9% của nước rỉ rác (Hoàng và ctv., 2017). Hiệu suất loại bỏ ni-tơ cao do ni-tơ nằm trong các hợp chất dạng rắn bị loại bỏ theo quá trình loại bỏ các chất rắn lơ lửng, còn ni-tơ ở dạng các ion NH₄⁺ hay NO₃⁻ cũng bị hấp phụ vào các bông cặn và bị loại bỏ theo nó. Thông số TKN trong nước thải sau KTĐH đã đạt tiêu chuẩn xả thải theo quy định.

Nồng độ TP trước KTĐH là 8,73 mg/L, sau KTĐH còn 0,58 mg/L, đạt hiệu suất 93,35% cao hơn nhiều so với nghiên cứu trên nước rỉ rác đạt 68,41% (Hoàng và ctv., 2017) và nước thải thủy sản 32,4% (Mai, 2014). Hiệu quả xử lý photpho khá cao do quá trình điện hóa tạo các phản ứng để hình thành AIPO₄ kết tủa. Các kết tủa này sẽ bám vào các bông cặn và sau đó bị loại bỏ bởi quá trình tuyển nổi. Thông số TP trong nước thải sau KTĐH đạt tiêu chuẩn xả thải theo quy định.

Trong nghiên cứu này, tỷ lệ BOD₅ : N : P của nước thải đầu ra là 64 : 3,42 : 0,58 ≈ 100 : 5,3 : 0,9, tương đương với tỷ lệ 100 : 5 : 1 nên đủ đảm bảo dưỡng chất cho các hoạt động của vi sinh vật ở công đoạn xử lý sinh học tiếp theo.

Xét về tính kinh tế, lượng điện năng tiêu thụ cho quá trình KTĐH là 1,71 W/L, với giá bán điện bình quân cho cơ sở sản xuất là 1.500 đồng/kWh thì chi phí điện năng tiêu thụ cho quá trình KTĐH là 2.565 đồng/m³ nước thải. Điện cực nhôm tiêu tốn vào khoảng 23,71 g trên 1 m³ nước thải xử lý, giá nhôm phế liệu là 25.000 đồng/kg, chi phí cho việc thay điện cực là 529,75 đồng/m³ nước thải. Vậy tổng chi phí cho KTĐH là 3.094,75 đồng/m³ nước thải.

4. KẾT LUẬN VÀ KIẾN NGHỊ

Kết quả thí nghiệm theo quy mô phòng thí nghiệm cho thấy bể KTĐH có thể xử lý sơ bộ nước thải nhà máy in với các thông số vận hành như sau: góc nghiêng điện cực 45° (so với phương ngang), mật độ dòng điện 240 A/m² (ứng với diện tích bản điện cực 500 cm²), khoảng cách điện cực 1 cm, thời gian lưu nước 30 phút và hiệu điện thế 12 V.

Với nước thải nhà máy in có tính chất tương tự nước thải của thí nghiệm này, các thông số vận hành được sử dụng đã xác định mô hình bể KTĐH có thể xử lý màu, SS, COD, BOD₅, TKN, TP đạt hiệu suất lần lượt là 96,27%, 95,30%, 92,52%, 94,98%, 90,27%, 93,35% và gần như 100% hàm lượng kim loại nặng (Cu và Zn) trong nước thải. Nước thải sau xử lý có hàm lượng DO tăng cao hỗ trợ tốt cho công đoạn xử lý sinh học tiếp theo.

Cần tiếp tục tiến hành nghiên cứu đánh giá hiệu quả loại bỏ chất ô nhiễm của nước thải nhà máy in bằng phương pháp keo tụ điện hóa với các loại điện cực khác nhau.

LỜI CẢM ƠN

Các thí nghiệm trong nghiên cứu thực hiện bởi nhóm sinh viên Phạm Nguyễn Xuân Nguyên, Trần Thị Kiều Oanh - lớp Kỹ thuật Môi trường Khóa 39, Trường Đại học Cần Thơ. Nhóm tác giả xin cảm ơn sự hỗ trợ này.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

- Chen, X. (2010). Study on treatment technology of ink wastewater in printed circuit board manufacturing process. *Environ. Sci. Technol.* 23(1) 30–32.
- Ding, L., Chen, Y., & Fan, J. (2011). An overview of the treatment of print ink wastewaters. *Journal of Environmental Chemistry & Ecotoxicology* 3(10) 272–276. Truy cập tại trang web <https://academicjournals.org/journal/JECE/article-full-text-pdf/743C63A2007>, ngày 18/2/2023.
- Dung, N. N. (1999). *Xử lý nước cấp*. NXB Xây dựng.
- Hoàng, N. X., Trang, L. D. T., Trúc, N. T. T., & Việt, L. H. (2017). Tiền xử lý nước rỉ rác bằng keo tụ điện hóa kết hợp fenton-ôzon. *Tạp chí Khoa học Trường Đại học Cần Thơ. Số chuyên đề Môi trường và Biến đổi khí hậu* 1: 153–161. <https://doi.org/10.22144/ctu.jsi.2017.042>
- Holt, P. K., Barton, G. W., & Mitchell, C. A. (2004). The future for electrocoagulation as a localized water treatment technology. *Chemosphere* 59, 355–367. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.10.023>
- Hường, N. T. (2009). Hiệu quả xử lý nước thải dệt nhuộm của hai phương pháp đồng tụ điện hóa và oxi hóa bằng hợp chất fenton. *Tạp chí Khoa học và Công nghệ Đại học Đà Nẵng* 6(35) 102–106.
- Khuê, V. A. (2014). Nghiên cứu phương pháp keo tụ điện hóa kết hợp với vi điện hóa để xử lý các ion kim loại nặng và florua trong nước thải. *Tạp chí Khoa học và Công nghệ Đại học Đà Nẵng* 7(80) 15–18.
- Klančnik, K. (2014). Coagulation and adsorption treatment of printing ink wastewater. *ACTA Graphica* 25(3–4) 73–82.
- Kuokkanen, V., Kuokkanen, T., Rämö, J., & Lassi, U. (2013). Recent applications of electrocoagulation in treatment of water and wastewater - A review. *Green and Sustainable Chemistry* 3: 89–121. <https://doi.org/10.4236/gsc.2013.32013>
- Li, Y., Cheng, J., Shi, W., & Wang, C. (2007). Printing-ink and environmental protection. *J. Xi'an University of Arts Sci. (Natural Science Edition)*, 10(2) 111–114.
- Liang, W., & Liang, J. (2005). Studies on the treatment of ink wastewater. *Environment* 21: 83–85.
- Ma, X. J., & Xia, H. L. (2009). Treatment of water-based printing ink wastewater by Fenton process combined with coagulation. *J. Hazard. Mat.* 162: 386–390. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.05.068>
- Mai, L. T. P. (2014). *Nghiên cứu xử lý nước thải thủy sản bằng phương pháp keo tụ - tuyển nổi điện hóa* (Luận văn Thạc sĩ ngành Công nghệ Hóa học). Đại học Đà Nẵng.
- Metes, A., Kovacevic, D., Vujevic, D., & Vujevic, D. (2004). The role of zeolites in wastewater treatment of printing inks. *Water Res.* 38: 3373–3381. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2004.04.012>
- Nhân, T. V., & Nga, N. T. (2002). *Giáo trình công nghệ xử lý nước thải*. NXB Khoa học và kỹ thuật
- Nhuệ, T. H. (2001). *Giáo trình thoát nước và xử lý nước thải công nghiệp*. NXB Khoa học và kỹ thuật.
- Son, T. M., Lộc, Đ. T. T., & Hằng, H. T. M. (2020). Xử lý nước thải sản xuất tinh bột sắn bằng quá trình keo tụ điện hóa. *Tạp chí Khoa học và Công nghệ*. Trường Đại học Khoa học, Đại học Huế 17(2) 233–243.
- Sun, L., Miao, Q., & Liu, Z. (2005). Experimental study on pretreatment of package printing wastewater by coagulation precipitation technology. *Water Resources Protection* 21(1) 75–78.
- Tapas, N., Sunita, S., Pathe, P., & Kaul, S. (2003). Pre-treatment of currency printing ink wastewater through coagulation-flocculation process. *Water, Air Soil Pollut.* 148: 15–30. <https://doi.org/10.1023/A:1025454003863>
- Tuấn, Đ. (2011). *Nghiên cứu xử lý nước thải dệt nhuộm bằng phương pháp keo tụ - tuyển nổi điện hóa với anode hòa tan nhôm, sắt* (Luận văn Thạc sĩ ngành Công nghệ Hóa học). Đại học Đà Nẵng.

- Việt, L. H., Bình, T. P., Hậu, M. T., & Ngân, N. V. C. (2017a). Khảo sát một số thông số vận hành quy trình keo tụ - tạo bông kết hợp fenton xử lý nước thải nhà máy in. *Tạp chí khoa học Trường Đại học Cần Thơ. Số chuyên đề Môi trường và Biến đổi khí hậu* 1: 162–172.
<https://doi.org/10.22144/ctu.jsi.2017.043>
- Việt, L. H., Mai, D. T. N., Phương, Đ. T. & N. V. C. (2015). Đánh giá hiệu quả tuyển nổi điện hóa nước thải chế biến cá da trơn. *Tạp chí khoa học Trường Đại học Cần Thơ* 39a: 83–89.
- Việt, L. H., & Ngân, N. V. C. (2015). *Giáo trình Vi sinh vật kỹ thuật môi trường*. NXB Đại học Cần Thơ.
- Việt, L. H., Uyên, T. T., Đức, N. V., & Ngân, N. V. C. (2017b). Kết hợp keo tụ hóa học với tuyển nổi điện hóa xử lý sơ cấp nước thải sản xuất mía đường. *Tạp chí khoa học Trường Đại học Cần Thơ* 50A: 66–76.
<https://doi.org/10.22144/ctu.jvn.2017.068>
- Wu, D., Luo, Y., Fu, W., & Wu, Z. (2002). Study on treatment of printing ink wastewater and its effect on the water's chroma by coagulation method. *Environ. Protection Sci.* 28(113) 16–19.
- Zhang, G., Shen, Y., Li, W., & Zhu, X. (2010). Preparation of PAMAM-modified zeolite and application in wastewater treatment of printing ink. *Leather Chem.* 27(1) 36–39.
- Zhang, Y., Shi, H., & Qian, Y. (2003). Biological treatment of printing ink wastewater. *Water Sci. Technol.* 47(1) 271–276.
<https://doi.org/10.2166/wst.2003.0066>
- Zhao, T., Hu, S., & Zhou, D. (2005). Coagulation process for treating wastewater containing water-based ink. *Environ. Sci. Technol.* 28(3) 93–95.