

Nghiên cứu hiệu quả xử lý nước thải chăn nuôi lợn sau biogas bằng mô hình kết hợp bãi lọc trồng cây và hồ sinh học

Vi Thị Mai Hương*

Trường Đại học Kỹ thuật Công nghiệp, Đại học Thái Nguyên.

*Email: vimaihuong@tnut.edu.vn

Nhận bài: 05/9/2023; Hoàn thiện: 10/11/2023; Chấp nhận đăng: 15/11/2023; Xuất bản: 10/12/2023.

DOI: <https://doi.org/10.54939/1859-1043.j.mst.FEE.2023.256-263>

TÓM TẮT

Bài báo trình bày kết quả nghiên cứu khả năng xử lý nước thải chăn nuôi lợn sau bể biogas bằng mô hình kết hợp bãi lọc trồng cây (BLTC) và hồ sinh học (HSH). Mô hình thí nghiệm gồm có: 1 thùng cao vị (24 L), 1 BLTC $L \times B \times H = (1,05 \times 0,3 \times 0,6)$ m, 1 HSH hiếu khí ($L \times B \times H = (0,7 \times 0,3 \times 0,5)$ m). Mô hình vận hành từ 02/10/2022 đến 30/11/2022 với lưu lượng 12 L/ngày. Nước thải vào mô hình có mức độ ô nhiễm cao, giá trị trung bình các thông số pH, COD, NH_4^+ , PO_4^{3-} tương ứng là $7,04 \pm 0,18$; $701,76 \pm 33,21$ mg/L; $740,61 \pm 18,65$ mg/L; $56,54 \pm 4,05$ mg/L. Sau 47 ngày vận hành mô hình đạt hiệu quả xử lý ổn định. Nồng độ trung bình các thông số COD, NH_4^+ , PO_4^{3-} của nước thải sau xử lý giảm đáng kể, tương ứng là $147,76 \pm 6,35$ mg/L; $208,78 \pm 4,16$ mg/L; $14,08 \pm 2,04$ mg/L với hiệu suất xử lý tương ứng là 79,14%; 71,88% và 74,99%. Nước thải sau xử lý có pH trung bình là $8,1 \pm 0,34$. Tuy nhiên, nước thải sau xử lý chưa đạt giá trị giới hạn của tiêu chuẩn QCVN 62 - MT: 2016/BTNMT đối với các thông số đã phân tích.

Từ khóa: Xử lý nước thải; Bãi lọc trồng cây; Hồ sinh học; Xử lý nước thải chăn nuôi.

1. MỞ ĐẦU

Nước thải chăn nuôi lợn là một loại hình nước thải có mức độ ô nhiễm cao cần phải được thu gom xử lý trước khi thải nhằm bảo vệ các nguồn nước tiếp nhận khỏi bị ô nhiễm. Nước thải chăn nuôi lợn thường có hàm lượng chất hữu cơ, cặn lơ lửng, N, P, vi sinh vật gây bệnh lớn. Giá trị COD, TN, TP, SS và coliform trong nước thải chăn nuôi lợn thật rất cao, với các giá trị tương ứng là 2500 - 12.120 mg/L, 185 - 4.539 mg/L, 28 - 835 mg/L, 190-5830 mg/L và 4×10^4 - 10^8 MPN/100 mL [5]. Một trong những công nghệ xử lý nước thải chăn nuôi lợn được áp dụng phổ biến tại Việt Nam hiện nay là biogas. Nó được sử dụng phổ biến từ quy mô hộ gia đình đến quy mô trang trại. Nước thải chăn nuôi phát sinh từ các hộ gia đình thường được xử lý qua bể biogas rồi xả ra môi trường tiếp nhận. Khí sinh học tạo ra từ các bể biogas có thể được sử dụng làm chất đốt giúp tiết kiệm nhiên liệu. Tuy nhiên, nước thải chăn nuôi sau khi xử lý qua bể biogas thường chưa đạt tiêu chuẩn thải của QCVN 62 - MT:2016 BTNMT để được phép thải vào nguồn tiếp nhận [5]. Theo nghiên cứu của Nguyễn Thị Hồng, Phạm Khắc Liệu (2012), nước thải chăn nuôi lợn sau bể biogas tại các hộ gia đình ở Thừa Thiên Huế có nồng độ các thông số BOD₅, COD, TKN và TP tương ứng là 192 - 582 mg/L; 264 - 789 mg/L; 335 - 712 mg/L và 122 - 492 mg/L [6]. Một nghiên cứu khác của Vũ Đình Tôn, Lại Thị Cúc, Nguyễn Văn Duy về đánh giá hiệu quả xử lý nước thải chăn nuôi lợn sau bể biogas tại vùng đồng bằng sông Hồng cũng cho thấy cần tiếp tục xử lý dòng thải sau bể biogas trước khi thải vào nguồn tiếp nhận [9]. Ngoài ra, thực tế tại nhiều hộ chăn nuôi hay các trang trại thường xảy ra tình trạng bể biogas bị hoạt động quá tải làm giảm khả năng xử lý của công nghệ này, khiến nước thải sau xử lý qua bể biogas còn mức độ ô nhiễm thường còn ở mức khá cao.

Bãi lọc trồng cây (BLTC) là những hệ thống kỹ thuật mà được thiết kế và xây dựng sử dụng các quá trình tự nhiên liên quan đến thực vật ở đất ngập nước, đất và hệ vi sinh vật trong một hệ thống để xử lý nước thải (XLNT) [7, 12]. BLTC có nhiều ưu điểm như: XLNT trong điều kiện tự nhiên, thân thiện môi trường; dễ vận hành, chi phí xây dựng và vận hành thấp; hoạt động ổn

định, sức chịu tải tốt với sự dao động của chế độ thủy lực và tải lượng chất ô nhiễm và hiệu quả xử lý cao. Nước thải sau xử lý có SS trung bình < 20 mg/L; nồng độ BOD < 20 mg/L; khả năng lưu giữ tốt một số kim loại nặng; khả năng khử vi sinh vật gây bệnh cao; làm tăng giá trị đa dạng sinh học; cải tạo cảnh quan, tạo khu vui chơi giải trí, học tập; sinh khối thực vật, bùn phân hủy, nước thải sau xử lý từ BLTC còn có giá trị kinh tế [13]. Tuy nhiên, BLTC cũng có nhược điểm là: hiệu suất xử lý nitơ không cao (thường đạt 30 - 40% với bãi lọc ngầm trồng cây và 50% với bãi lọc trồng cây dòng chảy bề mặt); phát sinh mùi; có thể xảy ra hiện tượng tắc dòng nếu nước thải có hàm lượng chất lơ lửng quá cao; tốn diện tích xây dựng; tốn chi phí về vật liệu lọc, chi phí san ủi đất trong suốt quá trình xây dựng; phát sinh các sinh vật gây hại như muỗi và các loài gây hại khác [13].

Hồ sinh học (HSH) là các thủy vực tự nhiên hoặc nhân tạo, không lớn, trong đó diễn ra quá trình chuyển hóa các chất bản tương tự như quá trình tự làm sạch trong các sông hồ tự nhiên với vai trò chủ yếu là các loại vi khuẩn và tảo [8]. HSH được chia thành 3 loại: HSH kỵ khí, HSH tùy tiện và HSH xử lý triệt để/hồ hiếu khí. HSH thường được ứng dụng để XLNT đô thị và các khu dân cư đạt hiệu quả xử lý cao các chất hữu cơ, N, P, vi sinh vật gây bệnh [8]. Sử dụng HSH trong XLNT có nhiều ưu điểm như: Dễ xây dựng, chi phí thấp, có tính đệm và hiệu quả xử lý cao. Các hệ thống hồ được thiết kế đúng có thể đạt hiệu suất xử lý theo BOD trên 90%, theo nitơ từ 70 - 90%. Đặc biệt HSH có khả năng xử lý các loại sinh vật gây bệnh cao mà không cần sử dụng các biện pháp xử lý bậc ba khác như clo hóa, ozon hóa, UV,... Tuy nhiên HSH cũng có một số nhược điểm như: hiệu quả xử lý chất lơ lửng thấp do sự xuất hiện của tảo trong dòng nước thải ra khỏi hồ; tốn diện tích đất xây dựng và xuất hiện mùi do sự hình thành các khí H_2S , NH_3 trong quá trình phân hủy kỵ khí các chất hữu cơ sinh ra [13].

HSH và BLTC là các công nghệ xử lý nước thải trong điều kiện tự nhiên thân thiện môi trường, chi phí xây dựng và vận hành thấp, đã được nghiên cứu ứng dụng rộng rãi trên thế giới để xử lý nhiều loại nước thải khác nhau như nước thải sinh hoạt, nước thải đô thị, nước thải công nghiệp, nước thải nông nghiệp [13],... Tuy nhiên, khi sử dụng riêng rẽ từng công nghệ trong xử lý nước thải thì chúng có những nhược điểm nhất định làm giảm khả năng ứng dụng của chúng. Việc ứng dụng HSH và BLTC trong xử lý nước thải ở Việt Nam còn rất hạn chế, mặc dù đây là một công trình xử lý hoạt động trong điều kiện tự nhiên phù hợp với các nước có khí hậu nóng ẩm, có kinh phí xây dựng và chi phí vận hành, bảo dưỡng thấp hơn nhiều so với các công nghệ XLNT khác đang áp dụng trong XLNT tại Việt Nam như công nghệ sử dụng bể aerotank, bể SBR, MBBR, màng ôxi hóa,...

Để đánh giá khả năng xử lý kết hợp công nghệ HSH và BLTC trong xử lý nước thải chăn nuôi trong điều kiện tự nhiên tại tỉnh Thái Nguyên và xác định được thời gian khởi động cần thiết cho hệ thống hoạt động và đạt hiệu quả xử lý ổn định, nhóm tác giả đã tiến hành nghiên cứu thử nghiệm này. Mô hình thí nghiệm được đặt tại phòng thí nghiệm Kỹ thuật Môi trường của Trường Đại học Kỹ thuật Công nghiệp. Nước thải chăn nuôi lợn được lấy sau bể Biogas của một hộ gia đình gần đó để chạy thử nghiệm.

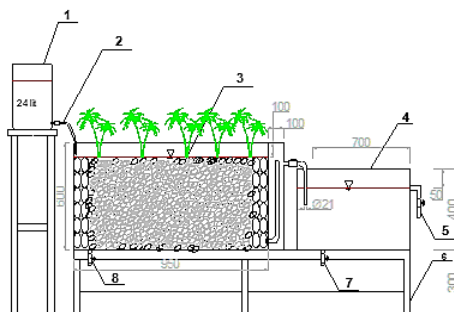
2. MÔ HÌNH THÍ NGHIỆM VÀ PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

2.1. Mô hình thí nghiệm

Sơ đồ mô hình thí nghiệm được thể hiện trong hình 1. Nước thải sau khi lấy về được để lắng 2 giờ nhằm ổn định và lắng một phần cặn dễ lắng có trong nước thải. Sau đó, nước thải được cấp vào thùng cao vị và tiếp tục được cấp vào bãi lọc trồng cây dòng chảy ngang có trồng cây thủy trúc (BLTC) theo định lượng xác định qua van điều chỉnh lưu lượng. Khi qua BLTC, nhờ các quá trình lắng, lọc qua các lớp vật liệu lọc, quá trình phân hủy kỵ khí, hiếu khí và thiếu khí của các vi sinh vật sống trong lớp vật liệu lọc, quá trình hấp thụ của thực vật trồng trong bãi lọc, phần lớn các chất rắn lơ lửng, các hợp chất hữu cơ được xử lý và một phần các chất dinh dưỡng nitơ, photpho và các vi sinh vật gây bệnh sẽ được xử lý. Sau đó, nước thải được dẫn tiếp qua hồ

sinh học hiếu khí làm thoáng tự nhiên (HSH). Trong HSH nhờ các quá trình phân hủy hiếu khí của các vi sinh vật, quá trình hấp thụ của tảo sẽ tiếp tục phân hủy các chất hữu cơ, các chất dinh dưỡng N, P còn lại trong nước thải. Dưới tác dụng của tia cực tím của ánh sáng mặt trời giúp tiêu diệt phần lớn các vi sinh vật gây bệnh còn lại trong nước thải, giúp nước thải sau xử lý sẽ giảm đáng kể các vi sinh vật gây bệnh [8, 10].

Cây thủy trúc (*Cyperus alternifolius*) là loài cây bụi lâu năm, mọc thẳng thành bụi lớn ở những vùng ẩm ướt hoặc đầm lầy, ưa nắng, chịu được bóng râm, tốc độ sinh trưởng nhanh. Thủy trúc có rễ ngầm khỏe, rễ chùm dạng sợi, dày, thân rễ ngắn; thân cây trên mặt đất với cấu trúc lõi rỗng không phân nhánh, hoa lưỡng tính; lá không cánh, giảm vỏ bọc, dài 10 - 30 cm màu xanh nhạt đến nâu nhạt; hoa, lá, quả, cuống chung dài thẳng, xếp tỏa ra nổi trên đám lá. Cây thường cao từ 0,5 - 1,5 m (có thể cao đến 3 m) [3]. Thủy trúc được nghiên cứu như một loài thực vật trồng trong các BLTC xử lý các chất ô nhiễm trong nước thải đặc biệt là các chất dinh dưỡng N, P và các kim loại nặng ở nhiều nước trên thế giới như Châu Âu (Ý), Châu Á (Trung Quốc, Nhật Bản, Việt Nam,...). Sinh khối có thể dùng làm thức ăn chăn nuôi, nuôi trồng thủy sản [2].



Hình 1. Sơ đồ cấu tạo mô hình thí nghiệm.

Chú thích: (1) Thùng cao vị ($V=24$ lít); (2) ống cấp nước vào bể lọc trồng cây; (3). Bể lọc trồng cây ($L \times B \times H = (1,05 \times 0,3 \times 0,6)$ m), gồm có sỏi đỡ ($d = 4 \div 5$ cm), sỏi lọc ($d = 1 \div 2$ cm); (4) Hồ sinh học hiếu khí ($L \times B \times H = (0,7 \times 0,3 \times 0,5)$ m); (5) Ống thu nước ra.

Mô hình thí nghiệm được đặt tại khu Phòng thí nghiệm Kỹ thuật Môi trường của Trường Đại học Kỹ thuật Công nghiệp. Thời gian vận hành từ 02/10/2022 đến ngày 30/11/2022. Nước thải được lấy từ nước thải chăn nuôi lợn đã xử lý qua bể biogas của một hộ chăn nuôi tại xóm Cầu Thông - phường Tích Lương - Thành phố Thái Nguyên với lưu lượng nước thải trung bình khoảng 1,5 - 2 m³/ngày.

Mẫu nước được lấy tại các vị trí: nước thải vào mô hình (Mẫu M1), nước thải ra khỏi mô hình (Mẫu M2). Các thông số phân tích gồm có: pH, COD, NH_4^+ , PO_4^{3-} . Mẫu được tiến hành lấy mẫu phân tích vào 9 giờ sáng hàng ngày. Thông số pH và COD được lấy mẫu phân tích từ ngày 11/10/2022 đến 29/11/2022 tần suất 2 ngày/lần. Thông số NH_4^+ và PO_4^{3-} lấy mẫu phân tích từ ngày 03/11/2022 đến 29/11/2022 tần suất 1 ngày/lần. Tổng số đợt lấy mẫu phân tích các thông số trong thời gian thí nghiệm là 25 đợt.

2.2. Phương pháp lấy mẫu và phân tích

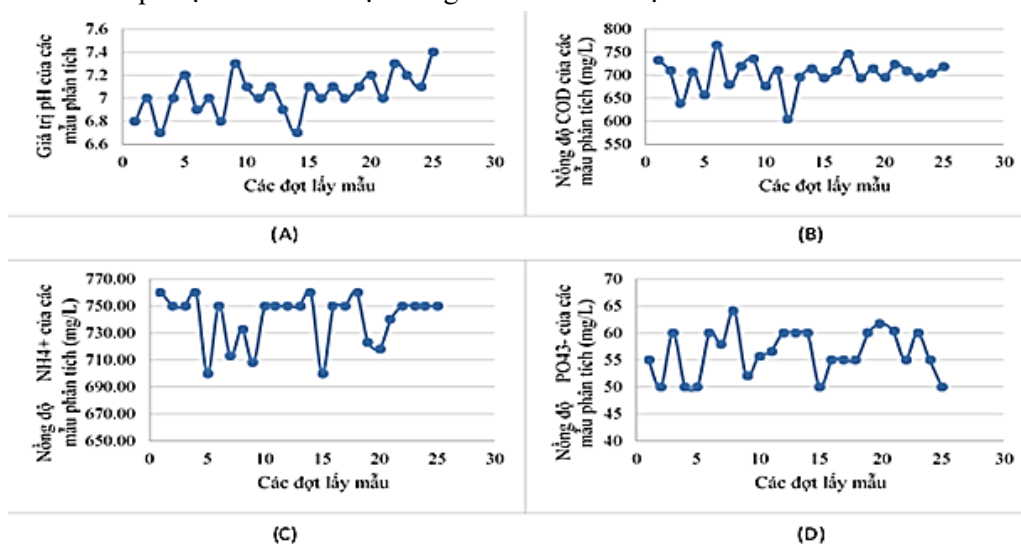
Mẫu nước thải được lấy theo TCVN 6663 - 1:2011. Các thông số phân tích gồm có: pH, COD, NH_4^+ , PO_4^{3-} . Thông số pH được đo bằng máy đo pH cầm tay Model: HI 98107 của Hanna – USA. Thông số COD được phân tích theo TCVN 6491:1999. Các thông số NH_4^+ , PO_4^{3-} được xác định theo sử dụng bộ kit đo nhanh nồng độ NH_3/NH_4^+ và PO_4^{3-} của hãng Sera. Các số liệu thu được được tổng hợp và xử lý bằng phần mềm Excel 2019.

3. KẾT QUẢ NGHIÊN CỨU VÀ THẢO LUẬN

3.1. Đặc trưng của nước thải vào mô hình thí nghiệm

Kết quả phân tích đặc trưng nước thải vào mô hình trong thời gian thí nghiệm được thể hiện trong hình 2.

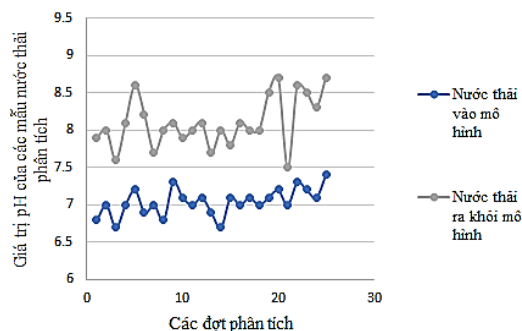
Từ đồ thị hình 2 cho thấy, nước thải vào mô hình có pH trung tính và khá ổn định, dao động trong khoảng từ 6,7 – 7,4, trung bình là $7,04 \pm 0,18$. Hàm lượng các chất hữu cơ, nitơ và photpho trong nước thải đầu vào đều khá cao. Nồng độ COD dao động trong khoảng từ 604,16 – 764,94 mg/L, trung bình là $701,76 \pm 33,21$ mg/L và vượt QCVN 62 - MT:2016/BTNMT cột B và cột A trung bình tương ứng từ 2,34 và 7,06 lần. Nồng độ NH_4^+ dao động trong khoảng 700,00 - 760,00 trung bình là $740,67 \pm 18,65$ mg/L, giá trị này cao hơn giới hạn trong QCVN 62 - MT: 2016/BTNMT của cột A là 14,81 và cột B là 4,94 lần. Nồng độ PO_4^{3-} trong nước thải đầu vào dao động trong khoảng từ 50,00 – 64,08 mg/L, trung bình là $56,82 \pm 3,89$ mg/L. Giá trị này cao hơn giá trị giới hạn trong QCVN 40:2011/BTNMT Cột A, Cột B tương ứng là 14,07 và 9,38 lần và cần phải xử lý trước khi thải ra ngoài môi trường. Như vậy, nước thải vào mô hình có mức ô nhiễm cao bởi các chất hữu cơ, ni tơ, photpho chứa trong phân, nước tiểu và thức ăn thừa của lợn. Mặc dù nước thải đã được xử lý qua bể biogas nhưng hàm lượng các chất ô nhiễm vẫn còn ở mức cao, vượt giá trị giới hạn cho phép rất nhiều lần và cần phải thu gom xử lý tiếp trước khi thải vào nguồn nước tiếp nhận nhằm bảo vệ các nguồn nước khỏi bị ô nhiễm.



Hình 2. Đồ thị thể hiện kết quả phân tích của các thông số đặc trưng nước thải cấp vào mô hình thí nghiệm.

3.2. Sự thay đổi pH của nước thải qua các công trình của mô hình thí nghiệm

Kết quả đo giá trị pH của nước thải vào và ra khỏi các công trình của mô hình thí nghiệm được thể hiện trong hình 3.

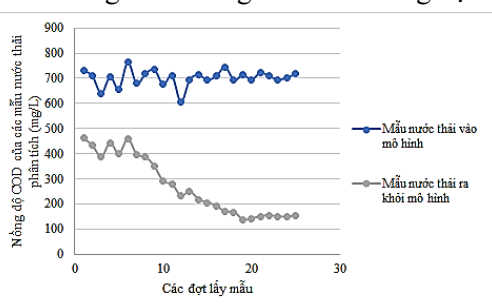


Hình 3. Sự thay đổi pH của nước thải qua các công trình của mô hình thí nghiệm.

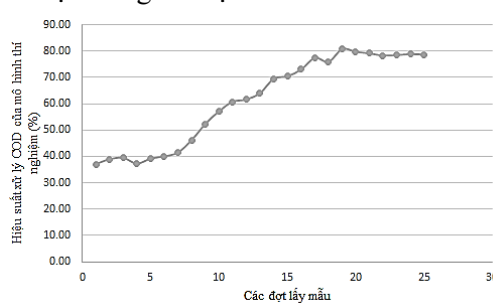
Từ đồ thị hình 3 cho thấy: Nước thải ra khỏi mô hình có giá trị pH dao động trong khoảng từ 7,50 - 8,70 trung bình là $8,10 \pm 0,34$. Như vậy, nước thải sau xử lý của mô hình có pH trung tính và kiềm nhẹ và khá ổn định trong suốt thời gian thí nghiệm. Các giá trị này nằm trong khoảng giới hạn cho phép của QCVN 62 - MT:2016/BTNMT Cột A từ 6,0 - 9,0. Nước thải ra khỏi mô hình là nước thải ra khỏi HSH và có thay đổi trong khoảng trung tính và kiềm nhẹ. Kết quả nghiên cứu này cũng phù hợp với đặc điểm nước thải sau xử lý của hồ sinh học trong xử lý nước thải [10]. Nguyên nhân là do hoạt động của hồ chủ yếu là dựa vào sự phát triển của tảo. Những ngày nắng tảo phát triển, nước hồ có màu xanh, hàm lượng oxy hòa tan trong hồ tăng lên, các ion carbonat và bicarbonat thực hiện các phản ứng cung cấp nhiều dioxit carbon cho tảo, do đó nhiều ion hydroxyl được giải phóng ra kết quả là pH của nước tăng cao, có những ngày pH lên đến 8,5 – 8,7. Ngược lại, những ngày mưa hoặc ít nắng, tảo kém phát triển, tảo có màu xanh đen và chìm xuống đáy hồ, làm pH của nước giảm xuống [10].

3.3. Hiệu quả xử lý COD của mô hình thí nghiệm

Kết quả phân tích sự thay nồng độ COD của các mẫu phân tích và hiệu suất xử lý nước thải của các công trình trong mô hình thí nghiệm được thể hiện trong đồ thị hình 4 và hình 5.



Hình 4. Sự thay đổi nồng độ COD của nước thải vào và ra khỏi mô hình thí nghiệm.



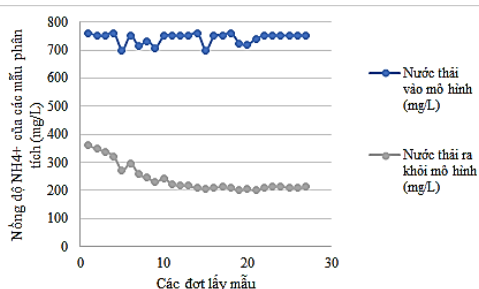
Hình 5. Hiệu suất xử lý COD của mô hình thí nghiệm.

Hiệu suất xử lý COD của mô hình thí nghiệm cũng có sự thay đổi khác nhau trong thời gian thí nghiệm. Hiệu suất xử lý COD của mô hình đạt hiệu suất xử lý thấp và thay đổi chậm ở giai đoạn đầu (2/10 - 27/10), tăng nhanh hơn ở giai đoạn thứ 2 (28/10 - 17/11) và đạt hiệu suất xử lý ổn định ở giai đoạn thứ 3 (18/11 - 30/11). Ở giai đoạn đầu, hiệu suất thay đổi chậm và đạt mức thấp 40%, dao động trong khoảng từ 37,02 - 39,98%. Ở giai đoạn thứ 2 hiệu suất tăng nhanh hơn, dao động trong khoảng từ 41,43 - 80,80%. Ở giai đoạn thứ 3, hiệu suất xử lý COD của mô hình khá ổn định, có sự thay đổi không đáng kể, dao động trong khoảng từ 78,48 - 80,80% và trung bình đạt 79,14%. Nước thải ra khỏi mô hình có hàm lượng COD dao động trong khoảng khoảng 137,09 - 153,87 mg/L, trung bình là $147,76 \pm 6,35$ mg/L. Nước thải ra khỏi mô hình có nồng độ COD thấp hơn giá trị giới hạn Cột B của QCVN 62 - MT:2016/BTNMT nhưng còn cao hơn giá trị giới hạn Cột A của quy chuẩn này 1,47 lần. Kết quả nghiên cứu cho thấy, thời gian để các công trình trong mô hình hoạt động ổn định từ khi bắt đầu vận hành đến khi đạt hiệu suất xử lý ổn định đối với chất hữu cơ có trong nước thải chăn nuôi lợn sau biogas là 47 ngày (từ ngày 02/10/2022 đến ngày 17/11/2022). Khi mô hình hoạt động ổn định, hiệu suất xử lý COD trung bình của mô hình tương ứng là 79,14%. Kết quả nghiên cứu này tương ứng với kết quả nghiên cứu của Bui Thi Kim Anh và cộng sự (2020) với hiệu suất xử lý COD trong nước thải chăn nuôi lợn sau biogas bằng bãi lọc ngầm trồng cây dòng chảy ngang với hiệu suất xử lý COD trung bình đạt 78% [1]. So với kết quả nghiên cứu của Nguyễn Thị Thúy Hà – Trường Đại học Vinh khi “Nghiên cứu công nghệ bãi lọc ngầm trồng cây để xử lý nước thải chăn nuôi sau biogas ở Thanh Chương” với hiệu suất xử lý là COD đạt 71% [4], thì kết quả nghiên cứu của tác giả là cao hơn.

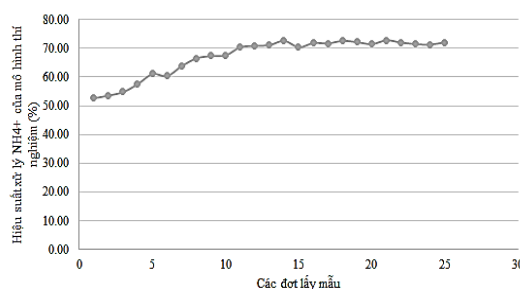
3.4. Hiệu quả xử lý nitơ Amoni (NH_4^+) của mô hình thí nghiệm

Kết quả phân tích sự thay nồng độ NH_4^+ của các mẫu phân tích và hiệu suất xử lý NH_4^+ của

mô hình thí nghiệm được thể hiện trong đồ thị hình 6 và hình 7.



Hình 6. Sự thay đổi nồng độ NH_4^+ của nước thải vào và ra khỏi mô hình thí nghiệm.



Hình 7. Hiệu suất xử lý NH_4^+ của mô hình thí nghiệm.

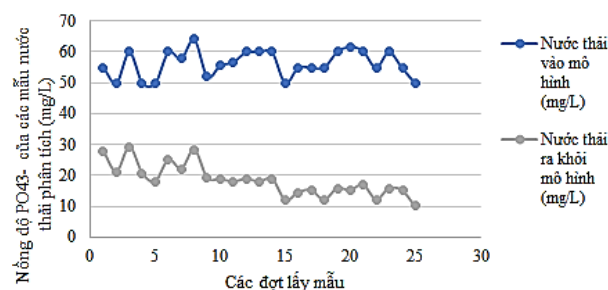
Từ đồ thị hình 6 và hình 7 cho thấy, hiệu suất xử lý NH_4^+ của mô hình thí nghiệm có sự thay đổi theo thời gian và trải qua 2 giai đoạn khác nhau. Ở giai đoạn đầu (3/10 - 15/11), hiệu suất xử lý của mô hình có sự tăng dần theo thời gian, dao động trong khoảng từ 52,69 - 72,63%. Ở giai đoạn thứ 2 (16/11 - 29/11), hiệu suất xử lý NH_4^+ của mô hình có sự ổn định và thay đổi không đáng kể, dao động trong khoảng từ 70,38 - 72,63% trung bình là 71,88%. Khi đạt hiệu quả xử lý ổn định, nước thải ra khỏi HSH và cũng là nước thải ra khỏi mô hình có nồng độ NH_4^+ dao động trong khoảng 201,33– 215,11 mg/L, trung bình là $208,78 \pm 4,16$ mg/L. Như vậy, sau 46 ngày vận hành, mô hình đạt hiệu suất xử lý ổn định với NH_4^+ có trong nước thải, với hiệu suất xử lý NH_4^+ đạt khá cao trung bình là 71,88%. Nước thải sau xử lý có nồng độ NH_4^+ giảm đáng kể, tuy nhiên, vẫn chưa nằm trong giới hạn cho phép theo QCVN 62 - MT: 2016/BTNMT, vượt tiêu chuẩn cột A 4,2 lần và vượt cột B 1,4 lần. Nguyên nhân là do nước thải vào mô hình có mức độ ô nhiễm NH_4^+ cao (trung bình là 740,61 mg/L), sau khi qua BLTC hàm lượng NH_4^+ vẫn còn ở mức cao nên hồ bị quá tải gây ra hiện tượng phú dưỡng hóa, làm giảm hiệu quả xử lý tối ưu của hồ. Tuy nhiên, việc kết hợp hai công trình BLTC và HSH trong xử lý nước thải chăn nuôi sau biogas đã nâng cao hiệu quả xử lý NH_4^+ của mô hình lên khá nhiều so với việc sử dụng từng công trình riêng lẻ. Theo Vymazal J. (2008), hiệu suất xử lý NH_4^+ của bãi lọc trồng cây thường đạt trong khoảng 30 - 40% [10]. Theo Trần Đức Hạ (2006), hiệu suất xử lý nitơ của hồ sinh học riêng rẽ thường đạt 40 - 50% [8]. Như vậy có thể thấy rằng, việc kết hợp bãi lọc trồng cây và hồ sinh học có ý nghĩa rất quan trọng trong việc góp phần nâng cao hiệu quả xử lý NH_4^+ trong nước thải chăn nuôi.

Kết quả nghiên cứu này thấp hơn so với kết quả nghiên cứu của Bui Thi Kim Anh và cộng sự (2020) khi nghiên cứu khả năng xử lý nước thải chăn nuôi sau biogas bằng bãi lọc ngầm trồng cây dòng chảy ngang với hiệu suất xử lý NH_4^+ của đạt 74,2% [1]. Nguyên nhân là do nước thải vào mô hình thí nghiệm của tác giả Bui Thi Kim Anh và cộng sự có nồng độ NH_4^+ trung bình là 45,30 mg/L và thấp hơn rất nhiều so với nước thải vào mô hình trong nghiên cứu này là 740,67 mg/L. Do đó, tải lượng chất ô nhiễm thấp hơn và hiệu quả xử lý cao hơn.

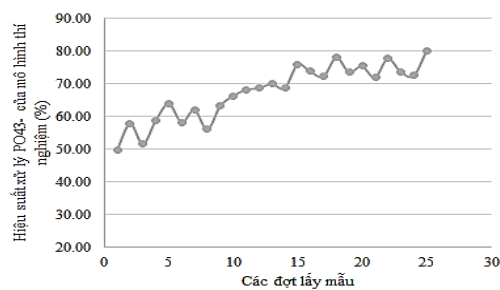
3.5. Hiệu quả xử lý PO_4^{3-} của mô hình thí nghiệm

Kết quả phân tích sự thay đổi nồng độ PO_4^{3-} của các mẫu phân tích và hiệu suất xử lý PO_4^{3-} của mô hình thí nghiệm được thể hiện trong đồ thị hình 8 và hình 9. Từ đồ thị hình 8 và hình 9 cho thấy: Hiệu suất xử lý PO_4^{3-} của mô hình có sự tăng dần từ 49,85 - 75,90% ở giai đoạn đầu (3/10 - 17/11) và có sự ổn định, thay đổi không đáng kể ở giai đoạn thứ 2 (18/11 - 29/11) với hiệu suất xử lý PO_4^{3-} dao động trong khoảng từ 71,96 - 79,98% trung bình là 74,99%. Khi hiệu suất xử lý PO_4^{3-} có sự ổn định, nồng độ PO_4^{3-} trong nước thải sau xử lý dao động trong khoảng từ 10,01 - 16,93 mg/L trung bình là $14,08 \pm 2,04$ mg/L. Như vậy, nước thải ra khỏi mô hình sau xử lý có nồng độ PO_4^{3-} trung bình vẫn chưa đạt QCVN 40: 2010/BTNMT và vượt quy chuẩn cột A 3,51

lần, cột B là 2,35 lần. Nguyên nhân do nước thải vào mô hình có mức độ ô nhiễm PO_4^{3-} cao, với nồng độ PO_4^{3-} trung bình là 56,54 mg/L. Mặc dù nồng độ PO_4^{3-} trong nước thải ra khỏi mô hình sau xử lý chưa đạt tiêu chuẩn cho phép nhưng nồng độ đã giảm đi đáng kể so với nồng độ PO_4^{3-} trong nước thải đầu vào. Sau 47 ngày vận hành, mô hình hoạt động ổn định và đạt hiệu suất xử lý PO_4^{3-} trung là 74,99%. Kết quả này tương ứng với kết quả nghiên cứu của nhóm tác giả Vi Thị Mai Hương, Nguyễn Thị Thao, Nguyễn Thị Hường, Nguyễn Văn Anh, (2016) khi nghiên cứu khả năng xử lý nước thải sinh hoạt của mô hình thí nghiệm bãi lọc trồng cây dòng chảy ngang và hồ sinh học hiếu khí với hiệu suất xử lý PO_4^{3-} của mô hình trung bình đạt 72,47% [11]. Khi sử dụng riêng rẽ, hiệu suất xử lý N, P của hồ sinh học thường đạt thấp trong khoảng 40 - 50% [8], hiệu suất xử lý ni tơ, photpho của bãi lọc trồng cây cũng thường đạt mức thấp từ 30 - 40% [13]. Như vậy, việc kết hợp hai công trình đơn lẻ với nhau để xử lý nước thải đã nâng cao được hiệu suất xử lý PO_4^{3-} so với việc chỉ sử dụng mô hình riêng lẻ. Có thể thấy, việc kết hợp BLTC và HSH có ý nghĩa rất quan trọng trong việc góp phần nâng cao hiệu quả xử lý PO_4^{3-} trong nước thải chăn nuôi lợn sau biogas.



Hình 8. Sự thay đổi nồng độ PO_4^{3-} của nước thải vào và ra khỏi mô hình thí nghiệm.



Hình 9. Hiệu suất xử lý PO_4^{3-} của mô hình thí nghiệm.

Kết quả nghiên cứu này thấp hơn so với kết quả nghiên cứu của Bui Thi Kim Anh và cộng sự (2020) khi nghiên cứu khả năng xử lý nước thải chăn nuôi lợn sau biogas bằng bãi lọc ngầm trồng cây dòng chảy ngang với hiệu suất xử lý TP đạt 85% [1]. Với thời gian lưu nước thủy lực là 10 ngày. Nguyên nhân là do nước thải vào mô hình thí nghiệm của tác giả Bui Thi Kim Anh và cộng sự có nồng độ TP trung bình là 33,77 mg/L và thấp hơn rất nhiều so với nước thải vào mô hình trong nghiên cứu này là 56,82 mg/L. Do đó, tải lượng chất ô nhiễm thấp hơn và hiệu quả xử lý cao hơn.

4. KẾT LUẬN

Sau thời gian nghiên cứu cho thấy, nước thải chăn nuôi lợn sau khi xử lý qua bể biogas của mô hình thí nghiệm có mức độ ô nhiễm cao, với giá trị trung bình các thông số pH, COD, NH_4^+ , PO_4^{3-} tương ứng là $7,04 \pm 0,18$; $701,76 \pm 33,21$ mg/L; $740,61 \pm 18,65$ mg/L; $56,54 \pm 4,05$ mg/L. Nước thải sau xử lý của mô hình thí nghiệm có pH trung bình là $8,1 \pm 0,34$. Sau 47 ngày vận hành mô hình đạt hiệu suất xử lý ổn định. Nồng độ trung bình các thông số COD, NH_4^+ , PO_4^{3-} của nước thải sau xử lý của mô hình tương ứng là $147,76 \pm 6,35$ mg/L; $208,78 \pm 4,16$ mg/L; $14,08 \pm 2,04$ mg/L. Hiệu suất xử lý trung bình với các thông số COD, NH_4^+ , PO_4^{3-} của mô hình tương ứng là 79,14%; 71,88% và 74,99%. Tuy nhiên, nước thải sau xử lý chưa đạt giá trị giới hạn của tiêu chuẩn QCVN 62 - MT: 2016/BTNMT đối với các thông số đã phân tích. Vì vậy, cần tiếp tục nghiên cứu cải tiến mô hình thí nghiệm như thay đổi loại cây trồng, thay đổi thời gian lưu nước thủy lực, thay đổi tải trọng chất ô nhiễm vào mô hình,... nhằm nâng cao hiệu quả xử lý với các thông số ô nhiễm đặc trưng của nước thải để có thể đạt tiêu chuẩn thải trước khi thải ra nguồn tiếp nhận.

Lời cảm ơn: Nhóm tác giả xin gửi lời cảm ơn sâu sắc tới Trường Đại học Kỹ thuật Công nghiệp - Đại học Thái Nguyên đã tạo điều kiện thuận lợi về cơ sở vật chất để có thể hoàn thành được nghiên cứu này.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

- [1]. B. T. K. Anh *et al.*, “Treatment efficiency of piggery wastewater by surface and horizontal subsurface flow constructed wetlands”, Vietnam Journal of Science and Technology 58 (3A), 84 - 92, (2020).
- [2]. Ebrahimi A *et al.*, “Efficiency of Constructed Wetland Vegetated with *Cyperus alternifolius* Applied for Municipal Wastewater Treatment”, Journal of Environmental and Public Health Volume, Article ID 815962, 5 pages, (2013).
- [3]. Liao XD, Luo SM, Wu YB, Wang ZS, “Studies on the Abilities of *Vetiveria zizanioides* and *Cyperus alternifolius* for Pig Farm Wastewater Treatment”, Proc.Third International Vetiver Conference, Guangzhou, China, (2003).
- [4]. Nguyễn Thị Thúy Hà, “Nghiên cứu bãi lọc ngầm tròn cây dòng chảy ngang để xử lý nước thải chăn nuôi lợn sau biogas ở Thanh Chương”, Tạp chí Khoa học và Công nghệ tỉnh Nghệ An, (2016).
- [5]. Ngô Trà Mai, “Đề xuất công nghệ xử lý nước thải trang trại lợn nhằm giảm thiểu tác động đến hồ Suối Hai, Ba Vì”, Tạp chí khoa học và Công nghệ - ĐH Thái Nguyên, Tập 185 (09): tr. 9 - 14, (2018).
- [6]. Nguyễn Thị Hồng, Phạm Khắc Liệu, “Đánh giá khả năng loại bỏ chất ô nhiễm trong nước thải chăn nuôi lợn bằng khí sinh học quy mô hộ gia đình tại Thừa Thiên Huế”, Tạp chí khoa học, Đại học Huế, Tập 73, số 4, trang 83 - 91, (2012).
- [7]. Nguyễn Việt Anh, “Xử lý nước thải bằng Bãi lọc trồng cây - lý thuyết và thực tiễn”, Kỹ yếu Hội thảo Bãi lọc trồng cây xử lý nước thải, Trung tâm Kỹ thuật môi trường Đô thị và Khu công nghiệp, Trường Đại học Xây dựng, trang 5 - 25, (2006).
- [8]. Trần Đức Hạ, “Xử lý nước thải đô thị”, NXB Khoa học và Kỹ thuật, Hà Nội, (2006).
- [9]. Vũ Đình Tôn, Lại Thị Cúc, Nguyễn Văn Duy, “Đánh giá hiệu quả xử lý chất thải bằng bể biogas của một số trang trại chăn nuôi lợn vùng đồng bằng sông Hồng”, Đại học Nông nghiệp Hà Nội, Tạp chí Khoa học và Phát triển, tập VI (6), trang 556 - 561, (2008).
- [10]. Von Sperling M. “Waste stabilisation ponds”, IWA Pub, (2007).
- [11]. V. T. M. Hương, N. T. Thao, Nguyễn Thị Hương, Nguyễn Văn Anh, “Nghiên cứu khả năng xử lý nước thải kỹ túc xá trường Đại học Kỹ thuật Công nghiệp bằng mô hình kết hợp hồ sinh học và bãi lọc trồng cây”, Tạp chí Khoa học & Công nghệ, Đại học Thái Nguyên, số 154 (09), tr. 91 - 96, (2016).
- [12]. Vymazal J. “Constructed wetlands for wastewater treatment: A review”, ENKY.o.p.s. and Institute of System Biology and Ecology, Czech Academy of Science, Dukenska 145 - 379 01, (2008).
- [13]. Xanthoulis D., Lê Thọ Bách, Trần Hiếu Nhuệ, Trần Đức Hạ, Wang Chengduan, Hans Brix, “Xử lý nước thải chi phí thấp”, NXB Xây dựng Hà Nội, (2009).

ABSTRACT

Research the efficiency of swine farm wastewater treatment treated by biogas by the model combination of constructed wetland and stabilisation pond in Thainguyen province

The report represents the results of researching the ability to treat swine farm wastewater treated by biogas by the model combination of constructed wetland and stabilisation pond in Thainguyen province. The model includes a wastewater tank (24L), a constructed wetland $L \times B \times H = (1,05 \times 0,3 \times 0,6)$ m, an stabilisation pond ($L \times B \times H = (0,7 \times 0,3 \times 0,5)$ m). The model was operated from 02/10/2022 to 30/11/2022 with flow rates of 12 L/day. Wastewater in the model had high concentrations of pollutants. The average values of pH, COD, NH_4^+ , PO_4^{3-} of wastewater into models were 7.04 ± 0.18 ; 701.76 ± 33.21 mg/L; 740.61 ± 18.65 mg/L; 56.54 ± 4.05 mg/L respectively. After 47 days of operation, the model reached stable removal. The average concentration of pollutants in wastewater flow out decreased significantly. The average concentration of COD, NH_4^+ , PO_4^{3-} were 47.76 ± 6.35 mg/L; 208.78 ± 4.16 mg/L; 14.08 ± 2.04 mg/L and the average removals were 79.14%; 71.88% and 74.99% respectively. Wastewater after treatment has an average pH of 8.1 ± 0.34 . However, the treated wastewater has not reached the limit value of QCVN 62 - MT: 2016/BTNMT for the analyzed parameters.

Keywords: Wastewater treatment; Swine farm wastewater treatment; Constructed wetlands; Stabilisation ponds; Swine farm wastewater.