

Bài báo nghiên cứu

**KHẢO SÁT KHẢ NĂNG XỬ LÝ CYANIDE (CN⁻)
TRONG NƯỚC THẢI NHÀ MÁY SẢN XUẤT TINH BỘT KHOAI MÌ
BẰNG MÔ HÌNH UASB**

**Trần Trung Kiên¹, Nguyễn Hoàng Dũng^{1*}, Lê Quỳnh Loan¹,
Trần Thị Mỹ Ngọc¹, Vũ Thị Tuyết Nhung¹, Dương Thị Hồng Đào¹,
Trần Quang Vinh¹, Đỗ Đăng Giáp¹, Lưu Kim Minh Quân²**

¹Viện Khoa học sự sống, Viện Hàn lâm Khoa học và Công nghệ Việt Nam, Việt Nam

²Trường Đại học Công nghiệp Thành phố Hồ Chí Minh, Việt Nam

*Tác giả liên hệ: Nguyễn Hoàng Dũng – Email: dung0018034@gmail.com

Ngày nhận bài: 17-4-2025; Ngày nhận bài sửa: 14-5-2025; Ngày nhận đăng: 17-5-2025

TÓM TẮT

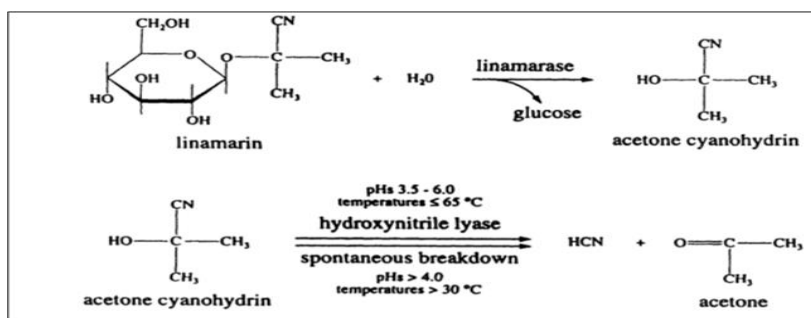
Nghiên cứu này nhằm đánh giá hiệu quả xử lý cyanide (CN⁻) trong nước thải phát sinh từ quá trình sản xuất tinh bột khoai mì bằng mô hình UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) trong điều kiện phòng thí nghiệm. Mô hình thí nghiệm với thể tích 10 L được vận hành qua ba giai đoạn tương ứng với COD ban đầu 1000; 2000 và 4200 mgO₂/L, nồng độ CN⁻ lần lượt 8,7; 17,4 và 36,6 mg/L, pH 6,91. Kết quả cho thấy hiệu suất loại bỏ CN⁻ đạt 97,5-99% ở cả ba giai đoạn, tuy nhiên nồng độ CN⁻ đầu ra vẫn vượt ngưỡng cho phép của cột B theo QCVN 63:2017/BTNMT. Hiệu quả xử lý COD ổn định trong khoảng 60-70% sau giai đoạn thích nghi, song COD đầu ra vẫn vượt quy chuẩn. Lượng biogas sinh ra đạt trung bình 4,71 L/ngày ở giai đoạn 2 và giảm nhẹ ở giai đoạn 3 do nồng độ hữu cơ vượt ngưỡng tối ưu.

Từ khóa: biogas; tinh bột khoai mì; cyanide, UASB; xử lý nước thải

1. Mở đầu

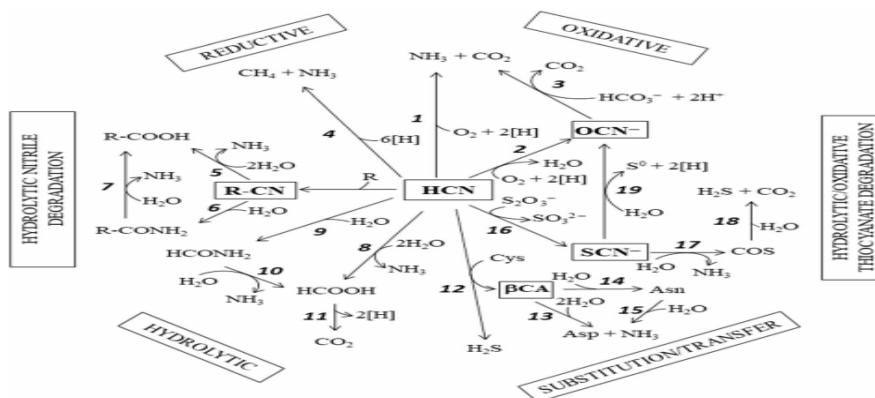
Cyanide (CN⁻) là chất độc hại, ảnh hưởng xấu đến vi sinh vật và hệ sinh thái. Trong nước thải sản xuất tinh bột khoai mì, CN⁻ chủ yếu tồn tại dưới dạng linamarin và lotaustraline, phân hủy giải phóng HCN và dẫn xuất thông qua các enzyme nội sinh. Riêng Linamarin, hơn 80% tồn tại dưới dạng cyanogenic glucose. Trong điều kiện môi trường axit và xúc tác của enzym, linamarin bị phân hủy, tạo thành glucose, acetone và axit cyanhydric, theo cơ chế phản ứng được minh họa trong sơ đồ, Hình 1 (Gijen et al., 2000).

Cite this article as: Tran, T. K., Nguyen, H. D., Le, Q. L., Tran, T. M. N., Vu, T. T. N., Duong, T. H. D., Tran, Q. V., Do, D. G., & Luu, K. M. Q.(2025). The efficiency of cyanide (CN⁻) removal from cassava starch factory wastewater using an upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor. *Ho Chi Minh City University of Education Journal of Science*, 22(6), 1039-1046. [https://doi.org/10.54607/hcmue.js.22.6.4903\(2025\)](https://doi.org/10.54607/hcmue.js.22.6.4903(2025))



Hình 1. Quá trình phân hủy Linamarin giải phóng HCN (Gijen et al., 2000)

Tốc độ phân hủy CN^- trong điều kiện kỵ khí chậm hơn đáng kể so với trong điều kiện hiếu khí. Một số con đường sinh hóa phổ biến trong việc xử lý CN^- bao gồm: thủy phân, oxy hóa, khử và thay thế, được thể hiện rõ ở Hình 2 (Luque-Almagro et al., 2018).



Hình 2. Phản ứng hóa học cho sự phân hủy sinh học của cyanide và dẫn xuất (Luque-Almagro et al., 2018)

Kandasamy và cộng sự (2015) chứng minh rằng sự phân hủy CN^- thành formate và ammonium phù hợp với con đường thủy phân. Trong những thí nghiệm dạng mẻ, kết quả sự phân hủy cyanide thành formate không được ghi nhận, chỉ thấy sự hiện diện của ammonium. Sự chuyển hóa này có thể phục vụ cho sự phát triển của một số vi sinh vật trong nước. N-NH_4 được xem như là một trong những sản phẩm cuối cùng của quá trình kỵ khí và hiếu khí của cyanide. Sự chuyển hóa CN^- thành N-NH_4 và CO_2 thông qua nicotinamide adenine dinucleotide (NADH) liên kết với xyanua monooxygenase (CNO) bao gồm các enzyme như nitrilase và cyanide hydratase (CHTs) khi có sự hiện diện của O_2 , phương trình (1), (2) (Luque-Almagro et al., 2018; Mpongwana et al., 2019).



Phân hủy kỵ khí của CN^- có thể xảy ra nếu có sự hiện diện của H_2S hoặc HS_2 trong môi trường. Quá trình phân hủy CN^- chủ yếu nhờ vào hoạt động của một số vi khuẩn lưu huỳnh, phương trình (3), (4), (5) (Luque-Almagro et al., 2018).





Một số thông tin về nhóm vi sinh vật có khả năng làm giảm hàm lượng cyanide trong nước thông qua một số con đường enzyme khác nhau, nhưng các con đường enzyme liên quan vẫn chưa được làm sáng tỏ. Một số vi khuẩn như *Bacillus pumilus*, *Pseudomonas stutzeri*, *Arthrobacter* và *Methylobacterium thiocyanatum*, làm suy giảm thiocyanate trong quá trình tăng trưởng và sử dụng ammonium được giải phóng làm nguồn cung cấp nitơ. Theo Naveen và cộng sự (2011), một số vi sinh vật có khả năng xử lý CN^- như: *Pseudomonas fluorescens*, *Klebsiella oxytoca*, *Fusarium solani*, *Stemphylium loti*, *Pseudomonas paucimobilis*, *Pseudomonas putida*, *Pseudomonas fluorescens*. Ngoài vi sinh vật, nhóm tảo cũng được nghiên cứu trong quá trình loại bỏ CN^- trong nước thải như: *Arthrospira maxima*, *Scenedesmus obliquus*, *Chlorella* sp. Thông thường, các vi sinh vật kỵ khí, đặc biệt là methanogens nhạy cảm với sự có mặt của CN^- . Sự thích nghi tốt của quần thể vi sinh methanogenic trong mô hình UASB lên đến 125 mg/L CN^- đã được chứng minh (Naveen et al., 2011). Công nghệ kỵ khí UASB đã được ứng dụng rộng rãi trong xử lý nước thải có hàm lượng chất hữu cơ cao, đồng thời tạo ra biogas có thể thu hồi năng lượng. Tuy nhiên, nghiên cứu về khả năng loại bỏ CN^- bằng UASB còn hạn chế, đặc biệt với nước thải từ hoạt động sản xuất tinh bột khoai mì. Những kết quả này cung cấp một số thông tin hữu ích cho việc loại bỏ CN^- nhờ hoạt động của một số vi sinh vật trong nước thải. Do đó, một trong những đề xuất của nhóm đưa ra là cần nghiên cứu sâu hơn về điều kiện tối ưu cho nhóm vi sinh vật có khả năng xử lý cyanide trong nước thải.

2. Vật liệu và phương pháp

2.1. Vật liệu thí nghiệm

2.1.1. Bùn

Nguồn bùn kỵ khí sử dụng trong thí nghiệm được thu từ bể kỵ khí của hệ thống xử lý nước thải Công ty TNHH Nước chấm Mekong. Bùn được nạp vào chiếm khoảng 40% tổng thể tích cột UASB. Nồng độ chất rắn lơ lửng dễ bay hơi (VSS -Volatile Suspended Solids) trong cột UASB là 4820 mg/L

2.1.2. Nước thải

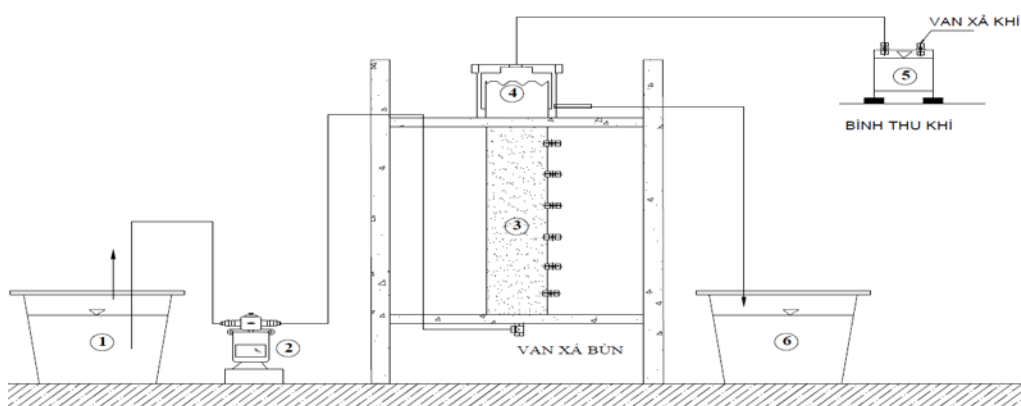
Nước thải sử dụng trong thí nghiệm được lấy sau bể lắng bột từ hệ thống xử lý nước thải của Công ty TNHH XNK Nam Bảo Tín (phường Linh Đông, thành phố Thủ Đức, Thành phố Hồ Chí Minh), với các thông số như trong Bảng 1.

Bảng 1. Thành phần và đặc điểm của nước thải đầu vào

STT	Thông số	Đơn vị tính	Giá trị trung bình
1	pH	-	4,70 ± 0,34
2	COD	mgO ₂ /L	4200 ± 14
3	N-NH ₄	mg /L	38,2 ± 2,4
4	P-PO ₄	mg /L	19 ± 0,3
5	CN ⁻	mg /L	36,6

2.1.3. Mô hình thí nghiệm

Mô hình thí nghiệm được lắp dựng dựa theo số liệu công bố của nhóm tác giả Dongxue và cộng sự (2019), Huynh và cộng sự (2021). Thùng chứa nước thải đầu vào (1) có thể tích 12 lít, được bơm định lượng (2) bơm vào cột UASB (3). Cột UASB có đường kính $D = 100$ mm, cao $H = 1200$ mm, thể tích làm việc 10 lít. Dọc theo chiều cao của mô hình bố trí các van lấy mẫu, tại tâm đáy mô hình là van đầu vào được gắn với phễu bên trong cột có tác dụng phân phối đều nước thải. Phía trên cột gắn phễu răng cưa và bộ phận tách khí (4), nối với ống dẫn khí về thiết bị thu khí (5). Thiết bị thu khí được làm từ nhựa cứng PE có thể tích 10 lít, gồm hai bình hình trụ đặt lồng ngược vào nhau, có chia vạch để đọc thể tích. Thùng chứa nước thải đầu ra (6), thể tích 12 lít. Mô hình được vận hành với lưu lượng 10 lít/ngày. Mô hình thí nghiệm (Hình 1) được đặt tại phòng Vi sinh, Viện Khoa học sự sống.



Hình 1. Mô hình thí nghiệm

2.2. Phương pháp thí nghiệm

Mô hình thí nghiệm được vận hành với nước thải thực được lấy sau bể lắng bột từ hệ thống xử lý nước thải của Công ty TNHH XNK Nam Bảo Tín. Giai đoạn chạy khởi động trong thời gian 14 ngày (mục đích để vi sinh vật thích nghi với điều kiện thí nghiệm, khi hiệu suất loại bỏ COD đạt trên 50% thì tiến hành vận hành thí nghiệm), các thông số vận hành thích nghi COD 1000 mgO₂/L; CN⁻ 8,7 mg/L, N-NH₄ 9 mg/L; pH 6,91. Các mẫu nước sau xử lý được lấy tại thùng chứa nước thải đầu ra của mô hình trong suốt thời gian vận hành, định kỳ 2 ngày/lần và phân tích 3 lần lặp lại với các thông số phân tích: pH, CN⁻, COD, N-NH₄, phân tích ngay sau khi lấy mẫu. Các giai đoạn thí nghiệm như sau: giai đoạn 1 (GĐ 1) vận hành trong thời gian 30 ngày, các thông số đã được điều ở mức: COD 1000 mgO₂/L; CN⁻ 8,7 mg/L, N-NH₄ 9 mg/L; pH 6,91; giai đoạn 2 (GĐ 2) vận hành trong thời gian 30 ngày, các thông số đã được điều ở mức: COD 2000 mgO₂/L; CN⁻ 17,4 mg/L, N-NH₄ 18 mg/L; pH 6,91; giai đoạn 3 (GĐ 3) vận hành trong thời gian 30 ngày, các thông số đã được điều ở mức: COD 4200 mgO₂/L; CN⁻ 36,6 mg/L, N-NH₄ 38,2 mg/L; pH 6,91.

2.3. Phương pháp phân tích và xử lý dữ liệu

CN⁻ được đo bằng test trên máy DR/2400 (HACH - USA). pH được đo bằng máy đo HI2210 pH Meter (HANNA Instruments). COD được phá mẫu bằng máy phá mẫu ECO25

Thermoreactor (VELP Scientifica - Italy) và đo bằng máy đo Primelab 2.0 (Germany). N-NH₄, được phân tích dựa theo “Standard methods for the examination of water and wastewater” (APHA, 2005) và đo bằng máy quang phổ Jasco V-730 Spectrophotometer.

Việc xử lý số liệu được thực hiện bằng phần mềm Microsoft Office Excel 365, với các kết quả được phân tích thống kê dựa trên ba lần lặp lại đối với mỗi chỉ tiêu nhằm đảm bảo độ tin cậy của dữ liệu.

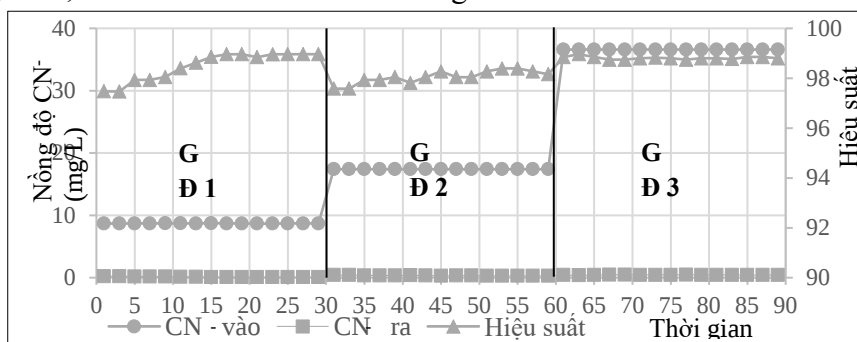
Giá trị trung bình số học ($\bar{x}$) được tính như sau:
$$\bar{x} = \sum_{i=1}^n \frac{x_i}{n}$$

Độ lệch chuẩn (S) được tính bằng công thức:
$$S = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2}{n-1}}$$

3. Kết quả và thảo luận

3.1. Hiệu suất xử lý CN⁻ qua từng giai đoạn thí nghiệm

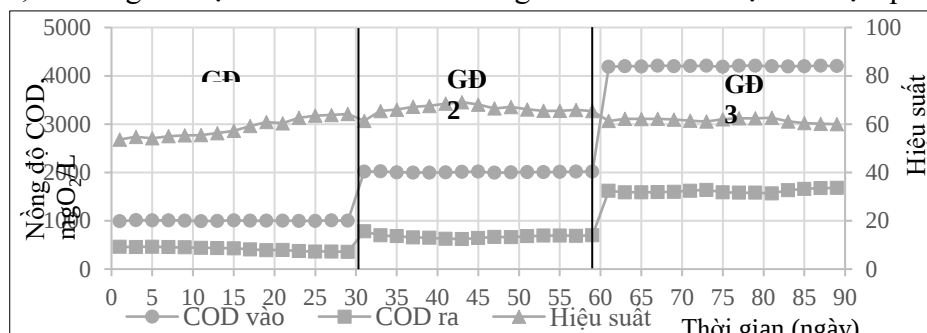
Trong môi trường nước thải, CN⁻ sẽ được chuyển thành những chất ít độc hại hơn nhờ hoạt động của vi sinh vật hoặc sẽ hình thành một phức chất với kim loại, ví dụ như sắt. Tương ứng với 3 giai đoạn khảo sát, kết quả được thể hiện ở Hình 2. Trong điều kiện kỵ khí, với sự hiện diện của H₂S (ở pH thấp hơn 7) và HS₂ (ở pH lớn hơn 7) phản ứng phân hủy CN⁻ diễn ra theo theo phương trình (3) và (4), tiếp đó HCNS sẽ bị thủy phân thành NH₃, H₂S và CO₂ theo phương trình (5). Nồng độ đầu ra của CN⁻ trong quá trình thí nghiệm dao động trong khoảng từ 0,09 - 0,42 mg/L. Ở giai đoạn 1, nồng độ CN⁻ đầu ra dao động từ 0,09-0,22 mg/L, hiệu suất xử lý CN⁻ đạt từ 97,5-99%. Đến giai đoạn 2, nồng độ đầu ra của CN⁻ ở mức từ 0,28-0,42 mg/L, đạt hiệu suất từ 97,6-98,5%. Giai đoạn 3, nồng độ CN⁻ đầu ra dao động từ 0,38 - 0,46 mg/L, hiệu suất ở mức 99%. Theo Gijen và cộng sự (2000), trong điều kiện kỵ khí, vi sinh vật methanogenic thường bị ức chế bởi sự hiện diện của CN⁻, đặc biệt ở nồng độ cao. Tuy nhiên, kết quả của nghiên cứu này cho thấy quần thể vi sinh đã thích nghi tốt, đạt hiệu quả xử lý cao ở nồng độ CN⁻ lên đến 36,6 mg/L. Mặc dù, hiệu suất xử lý CN⁻ trong quá trình thí nghiệm ở mức rất cao khoảng 99%, nhưng nồng độ đầu ra vẫn vượt ngưỡng cho phép của cột B, QCVN 63: 2017/BTNMT - Quy chuẩn kỹ thuật Quốc Gia về nước thải chế biến tinh bột sắn, nên cần có bước xử lý bổ sung để đảm bảo an toàn môi trường.



Hình 2. Hiệu suất xử lý CN⁻ của mô hình qua từng giai đoạn

3.2. Hiệu suất xử lý COD và lượng biogas tạo thành qua các giai đoạn thí nghiệm

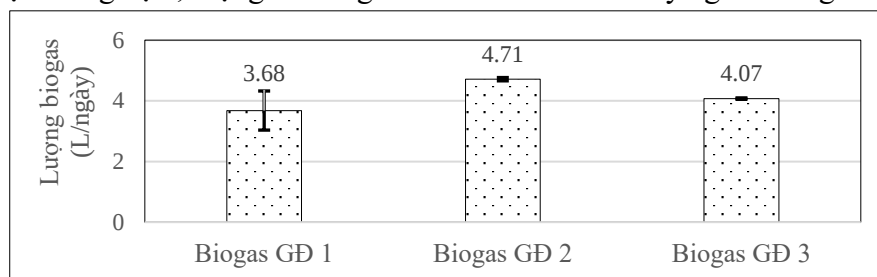
Mô hình UASB được vận hành ở nhiều nồng độ chất hữu cơ khác nhau, bắt đầu từ 1000 mg/L, 2000 mg/L, 4200 mg/L. Hiệu suất xử lý COD có trong mẫu nước thải được thể hiện qua Hình 3.



Hình 3. Hiệu suất xử lý COD của mô hình qua các giai đoạn thí nghiệm

Trong giai đoạn thích nghi, hiệu quả xử lý chất hữu cơ của mô hình UASB thấp, đạt dưới 50%. Giai đoạn thích nghi đóng vai trò quan trọng trong việc giúp vi sinh vật làm quen với điều kiện của môi trường nước thải, từ đó chúng có thể sử dụng các hợp chất hữu cơ hiện diện trong môi trường như nguồn năng lượng phục vụ cho quá trình sinh trưởng và phát triển. Sau giai đoạn thích nghi, hiệu quả xử lý COD của mô hình UASB dao động khoảng 50-70%, và đạt ổn định khoảng 70%. Cụ thể, giai đoạn 1, vi sinh vật đã thích nghi với môi trường nên hiệu quả xử lý tăng dần, dao động trong khoảng 54-64%, Nồng độ COD giảm từ 1000 mg/L xuống còn 360 - 460 mg/L. Trong giai đoạn này, sau 30 ngày vận hành mô hình UASB, bùn kết thành cụm, dạng bông, lơ lửng. Kết quả ghi nhận xuất hiện bông bùn, lượng bùn trôi ra hàng ngày rất nhiều dao động từ 2-4 g/ngày/đêm. Nhưng từ khi xuất hiện bùn hạt, lượng bùn trôi ra hàng ngày giảm hẳn, chỉ trong khoảng 1 g/ngày.đêm. Giai đoạn 2, nồng độ COD 2000 mgO₂/L, hiệu suất xử lý của mô hình UASB tăng lên, có xu hướng tăng dần đều cho đến cuối giai đoạn và ổn định quanh mức 70%, nồng độ giảm xuống còn khoảng 620-780 mgO₂/L. Đến giai đoạn 3, nồng độ COD giảm từ 4200 mgO₂/L xuống còn khoảng 1570-1640 mgO₂/L, hiệu suất đạt ngưỡng 60%. Nồng độ COD của nước thải đầu ra vượt ngưỡng cho phép của cột B, QCVN 63: 2017/BTNMT khoảng 1,4-6,7 lần. Các kết quả này tương đương với nghiên cứu của Huỳnh và cộng sự (2021), khi xử lý nước thải chứa muối và chất hữu cơ phức tạp, hiệu quả COD đạt khoảng 65-75%. Mặc dù, kết quả không đạt quy chuẩn cho phép, tuy nhiên kết quả cũng ghi nhận lượng khí sinh ra lớn, lớp bùn dẫn ra theo chiều cao cột, hình thành nhiều bông bùn với kích thước đường kính lớn 1,0-2,2 cm. Lượng khí biogas trung bình sinh ra được thể hiện ở Hình 4. Ở giai đoạn 1, lượng biogas sinh ra dao động từ 1,2-4,2 L/ngày, đạt giá trị cao nhất 4,2 L/ngày ở ngày vận hành thứ 23. Thời gian đầu vi sinh vật chưa hoàn toàn thích nghi nên hiệu suất phân hủy chất hữu cơ tương đối thấp dẫn đến lượng khí biogas tạo thành cũng không cao, trung bình 3,68 L/ngày. Đến giai đoạn 2, lượng khí biogas sinh ra dao động trong khoảng 4,2-5,1 L/ngày, trung bình đạt 4,71 L/ngày. Giai đoạn này vi sinh vật đã hoàn toàn thích nghi với môi trường nên hiệu suất xử lý chất hữu cơ tương đối cao và ổn định dẫn đến lượng khí sinh ra lớn. Mức này tương đương với nghiên cứu của Luque-Almagro và cộng sự (2018) khi khảo sát phân hủy kỵ khí cyanide có mặt của vi

sinh vật tạo methan, trong đó lượng khí sinh ra dao động từ 0,20 đến 0,38 L/g COD tùy thuộc vào loại nền nước thải và mức độ thích nghi sinh khối. Ở giai đoạn 3, lượng khí sinh ra mặc dù cao hơn giai đoạn 1 nhưng có xu hướng giảm ở cuối giai đoạn, đạt trung bình 4,07 L/ngày. Điều này có thể giải thích là nồng độ chất hữu cơ trong nước thải đã vượt ngưỡng hoạt động tối ưu của vi sinh vật nên hiệu suất xử lý giảm do đó lượng khí sinh ra cũng có xu hướng giảm theo. Ở cả 3 giai đoạn thí nghiệm, lượng khí biogas sinh ra khác nhau có ý nghĩa thống kê ($p < 0,05$).



Hình 4. Lượng biogas sinh ra trong quá trình thí nghiệm

4. Kết luận

Hiệu suất xử lý cyanide (CN^-) trong nước thải sản xuất tinh bột khoai mì của mô hình UASB đạt 97,5%-99% qua ba giai đoạn thí nghiệm. Hiệu suất xử lý COD đạt mức ổn định 60%-70%, lượng khí biogas sinh ra ở giai đoạn 2 đạt trung bình 4,71 L/ngày, cho thấy tiềm năng thu hồi năng lượng từ quá trình xử lý kỵ khí. Mặc dù mô hình UASB cho thấy hiệu suất loại bỏ CN^- và COD tương đối cao, tuy nhiên nồng độ các chất ô nhiễm trong nước thải sau xử lý vẫn vượt ngưỡng giới hạn cột B, QCVN 63:2017/BTNMT. Do đó, để đáp ứng yêu cầu xả thải theo quy định, cần kết hợp thêm bể xử lý hiếu khí ở giai đoạn tiếp theo.

❖ **Tuyên bố về quyền lợi:** Các tác giả xác nhận hoàn toàn không có xung đột về quyền lợi.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

- APHA. (2005). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, Washington DC.
- Dongxue, H., Hongchao, M., Zhaobo, C., Yuanyi, Z., Yubo, C., Xuejun, Z., Pan, W., Hui, G., Kongyan, L., Lufeng, Z., Wenyu, L., & Hongcheng, W., (2019). Performance improvement and model of a bio-electrochemical system built-in up-flow anaerobic sludge blanket for treating b-lactams pharmaceutical wastewater under different hydraulic retention time. *Water Research*, 164, Article 114915. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.114915>
- Gijen, H.J., Bernal, E., & Ferrer, H., (2000). Cyanide toxicity and cyanide degradation in anaerobic wastewater treatment. *Water Research*, 34(9), 2447-2454. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(99\)00418-2](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(99)00418-2)
- Huynh, T. D., Tran, Q. V., Nguyen, H. D., Le, Q. L., Vu, T. T. N., Pham, A. V., Ngo, K. S., Nguyen, D. K., Tran, T. M. N., & Tran, T. K., (2021). Khảo sát ảnh hưởng của nồng độ muối đến hiệu

- suất xử lí COD của mô hình UASB đối với nước thải sản xuất nước tương trong điều kiện thí nghiệm [Impact of salinity on cod treatment efficiency in the soy sauce wastewater treatment by UASB model in vitro]. *Journal of Science Technology & Food - Ho Chi Minh City University of Food Industry*, 21(4), 57-65.
- Kandasamy, S., Dananjeyan, B., Krishnamurthy, K., & Benckiser, G., (2015). Aerobic cyanide degradation by bacterial isolates from cassava factory wastewater. *Brazilian Journal of Microbiology*, 46(3), 659-666. <http://dx.doi.org/10.1590/S1517-838246320130516>.
- Luque-Almagro, V., Cabello, P., Sáez, L. P., Abril, A. O., Moreno-Vivián, C., & Roldán, M. D., (2018). Exploring anaerobic environments for cyanide and cyano-derivatives microbial degradation. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 102(6), 1067-1074. <https://link.springer.com/article/10.1007%2Fs00253-017-8678-6>
- Mpongwana, N., Ntwampe, S. K. O., Omodanisi, E. I., Chidi, B. S., & Razanamahandry, L.C., (2019). Sustainable approach to eradicate the inhibitory effect of free - cyanide on simultaneous nitrification and aerobic denitrification during wastewater treatment. *Sustainability*, 11(21), Article 6180. <https://doi.org/10.3390/su11216180>.
- Naveen, D., Majumder, C.B., Mondal, P., & Shubha, D., (2011). Biological Treatment of Cyanide Containing Wastewater. *Research Journal of Chemical Sciences*, 1(7), 15-21.

THE EFFICIENCY OF CYANIDE (CN⁻) REMOVAL FROM CASSAVA STARCH FACTORY WASTEWATER USING AN UPFLOW ANAEROBIC SLUDGE BLANKET (UASB) REACTOR

Trần Trung Kiên¹, Nguyễn Hoàng Dũng¹, Lê Quỳnh Loan¹,
Trần Thị Mỹ Ngọc¹, Vũ Thị Tuyết Nhung¹, Dương Thị Hồng Dao¹,
Trần Quang Vinh¹, Đỗ Đăng Giáp¹, Lưu Kim Minh Quan²

¹Institute of Life Sciences, Vietnam Academy of Science and Technology, Vietnam

²Industrial University of Ho Chi Minh City, Vietnam

*Corresponding author: Nguyễn Hoàng Dũng – Email: dung0018034@gmail.com

Received: April 17, 2025; Revised: May 14, 2025; Accepted: May 17, 2025

ABSTRACT

This study evaluates the efficiency of cyanide (CN⁻) removal from cassava starch processing wastewater using a laboratory-scale Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) reactor. The experimental model, with a working volume of 10 liters, was operated in three phases, each corresponding to increasing initial COD concentrations of 1,000, 2,000, and 4,200 mgO₂/L, and CN⁻ concentrations of 8.7, 17.4, and 36.6 mg/L, respectively, under a constant pH of 6.91. Across all phases, the results demonstrated high CN-removal efficiencies ranging from 97.5% to 99% . However, the effluent CN⁻ concentrations remained above the permissible limit of Column B under QCVN 63:2017/BTNMT. COD removal efficiency remained stable between 60% and 70% after the acclimation period, though the effluent COD values also surpassed the regulatory standards. Biogas production averaged 4.71 L/day during Phase 2 and with a slight decline in Phase 3 due to organic loading exceeding the optimal threshold.

Keywords: biogas; cassava starch; cyanide; UASB; wastewater treatment