

Ứng dụng hạt PVA gel để cố định sinh khối AOB và Anammox cho xử lý nitơ trong nước thải sinh hoạt

Nguyễn Hoàng Dũng¹, Nguyễn Phước Dân^{2,*}, Lê Quang Đỗ Thành³, Trần Ngọc Hà³



Use your smartphone to scan this QR code and download this article

¹Khoa Môi trường và Tài nguyên, Trường Đại học Bách Khoa, Đại học Quốc gia TP. Hồ Chí Minh, Việt Nam

²Khoa Kỹ thuật Xây dựng, Trường Đại học Bách Khoa, Đại học Quốc gia TP. Hồ Chí Minh, Việt Nam

³Phòng thí nghiệm nghiên cứu về nước khu vực châu Á (CARE), Trường Đại học Bách Khoa, Đại học Quốc gia TP. Hồ Chí Minh, Việt Nam

Liên hệ

Nguyễn Phước Dân, Khoa Kỹ thuật Xây dựng, Trường Đại học Bách Khoa, Đại học Quốc gia TP. Hồ Chí Minh, Việt Nam

Email: npdan@hcmut.edu.vn

Lịch sử

- Ngày nhận: 04-11-2025
- Ngày sửa đổi: 04-03-2026
- Ngày chấp nhận: 16-09-2026
- Ngày đăng: 07-10-2026

DOI: <https://doi.org/10.32508/vnuhcmj-es.v10i2.853>



Bản quyền

© Tạp chí ĐHQG TP.HCM. Đây là bài báo công bố mở được phát hành theo các điều khoản của the Creative Commons Attribution 4.0 International license.

TÓM TẮT

Nghiên cứu này đánh giá hiệu quả của hệ xử lý nitơ tự dưỡng một bậc (SANR) sử dụng hạt polyvinyl alcohol (PVA) gel cố định vi khuẩn oxy hóa amoni (AOB) và anammox cho xử lý nước thải sinh hoạt có tỷ lệ C/N thấp. Mô hình quy mô phòng thí nghiệm (thể tích làm việc 10,8 L) được vận hành với sục khí gián đoạn, duy trì nồng độ oxy hòa tan trong khoảng 0,1–0,8 mg/L. Nồng độ amoni đầu vào dao động từ 50 đến 60 mg NH₄⁺-N/L, và tải trọng nitơ (NLR) được tăng dần từ 0,06 lên 0,34 kgN/m³/ngày thông qua việc giảm thời gian lưu nước từ 28,8 xuống 4,8 giờ. Tại NLR 0,34 kgN/m³/ngày, hiệu suất loại bỏ amoni đạt khoảng 90% (giá trị trung bình ± SD), trong khi hiệu suất loại bỏ tổng nitơ đạt trung bình 53%. Hiện tượng tích lũy nitrit thoáng qua (>40 mg NO₂⁻-N/L) trùng với giai đoạn hiệu suất loại bỏ tổng nitơ suy giảm. Các thí nghiệm mở cho thấy hoạt tính AOB (46–76 mg NH₄⁺-N/g VSS/ngày, cao hơn đáng kể so với hoạt tính NOB (3,1–7,1 mg NO₃⁻-N/g VSS/ngày), phản ánh khả năng ức chế hiệu quả của NOB. Hoạt tính riêng của anammox tăng từ 46,5 lên 89,8 mg N₂-N/g VSS/ngày khi tải trọng nitơ tăng, nhưng có xu hướng tiệm cận ở tải trọng cao. Kết quả cho thấy tiềm năng cũng như các giới hạn vận hành của hệ SANR–PVA gel trong xử lý nước thải sinh hoạt dòng chính.

Từ khóa: PVA gel, anammox, nước thải sinh hoạt, xử lý nitơ, CANON

GIỚI THIỆU

So với các quy trình truyền thống trong loại bỏ nitơ, công nghệ nitrit hóa một phần (Partial Nitritation – PN) nổi bật nhờ tính kinh tế và hiệu quả về mặt tiêu thụ năng lượng. Đặc biệt, quy trình kết hợp PN/anammox (PN/A) theo mô hình một bậc bùn, chẳng hạn như quá trình Completely Autotrophic Nitrogen removal Over Nitrite (CANON), có khả năng giảm tới 60% chi phí năng lượng, giảm 90% lượng bùn phát sinh và không cần bổ sung chất nhận điện tử¹. Dù không yêu cầu nguồn cacbon hữu cơ để thực hiện quá trình loại bỏ nitơ, quá trình CANON vẫn cần sử dụng cacbon vô cơ, điển hình là HCO₃⁻. Việc vận hành quá trình CANON theo chế độ sục khí gián đoạn có thể làm giảm hiệu suất của cả hai quá trình oxy hóa NH₄⁺; khi quá trình nitrit hóa hiệu quả chiếm ưu thế, hiệu suất của anammox suy giảm, và ngược lại^{2,3}. Tại Việt Nam, đã có nhiều nghiên cứu liên quan đến ứng dụng quá trình CANON, ví dụ như xử lý nitơ trong nước rỉ rác cũ⁴, nước thải cao su⁵, nước thải chăn nuôi⁶, đều là các loại nước thải có hàm lượng nitơ cao. Trong khi đó, ứng dụng công nghệ này đối với nước thải sinh hoạt có hàm lượng nitơ thấp và trung bình vẫn còn hạn chế. Yếu tố quan trọng quyết định sự thành công của công nghệ CANON chính là duy trì được quá trình PN ổn định và hiệu quả lâu dài

nhằm đảm bảo tốc độ oxy hóa amoni cao cũng như cung cấp dòng nitrit ổn định cho quá trình anammox diễn ra đồng thời. Ngược lại, nếu quá trình PN thiếu ổn định, vai trò chủ đạo của vi khuẩn oxy hóa amoni (AOB) trong hệ vi sinh bị suy giảm do sự phát triển thích nghi của vi khuẩn oxy hóa nitrit (NOB), nhóm vi sinh vật cạnh tranh trực tiếp oxy với AOB và đồng thời cạnh tranh nitrit với anammox trong quá trình xử lý nước thải⁷.

Một trong những nhược điểm của quá trình CANON là vi khuẩn anammox có tốc độ tăng trưởng chậm, đồng thời dễ dàng bị rửa trôi trong quá trình hoạt động⁶. Nhược điểm này có thể được khắc phục bằng cách cố định vi khuẩn Anammox và AOB trên PVA gel, sử dụng quá trình khử nitơ một bậc bùn (SANR, Single-stage Autotrophic Nitrogen Removal)⁸. PVA gel là một polymer tổng hợp rẻ tiền, không độc hại, không hòa tan trong nước, không bị phân hủy sinh học và có độ xốp cao đã được ứng dụng rộng rãi trong việc cố định các vật liệu mang đặc tính sinh học^{9,10}. Vi khuẩn anammox và AOB cố định trên chất mang PVA gel, giúp vi khuẩn AOB bám dính mặt ngoài hạt gel ở vùng hiếu khí, trong khi vi khuẩn anammox bên trong được bảo vệ khỏi sự ức chế oxy, điều này giúp ngăn cản khuếch tán oxy vào bên trong hạt gel do đó vi khuẩn anammox không bị ảnh hưởng bởi oxy hòa

Trích dẫn bài báo này: Dũng N H, Dân N P, Thành L Q D, Hà T N. Ứng dụng hạt PVA gel để cố định sinh khối AOB và Anammox cho xử lý nitơ trong nước thải sinh hoạt. *VNUHCM J. Environ. Earth Sci.* 2026; 10(2):1468-1484.

tan⁸. Quá trình oxy hóa NH_4^+ , đồng thời xảy ra ở điều kiện hiếu khí bởi AOB và kỵ khí bởi anammox, nên tốc độ gần đạt cực đại. Hơn nữa, cố định tế bào bằng gel vượt trội so với bùn hạt tự kết tụ về mật độ tế bào và độ ổn định cơ học^{11,12}. Kỹ thuật này còn hỗ trợ sự phân lập vi khuẩn chức năng, góp phần nâng cao hiệu suất hệ thống và tính linh hoạt trong vận hành¹³. Hơn nữa, khi sử dụng hạt gel, cố định cả PN và anammox (SANR), việc tiêu thụ nitrit của vi khuẩn anammox sẽ xảy ra đồng thời với việc sản xuất nitrit của AOB, giúp hạn chế độc tính của nitrit đối với vi khuẩn anammox¹⁴. Do đó, quá trình PN ổn định đạt được nhờ hạt gel cố định có những ưu điểm rõ rệt đối với nước thải đô thị.

Nghiên cứu về tính ổn định của hạt gel (Gel-immobilized) cố định NP/anammox bởi¹⁵ cho thấy quá trình nitrit hóa bán phần (PN) ổn định không phụ thuộc vào nồng độ nitơ amoni cao, và tỷ lệ tích lũy nitrit đạt $95,2 \pm 0,7\%$. Wang và cộng sự¹⁶ cũng cho rằng hạt gel cố định anammox có tốc độ loại bỏ nitơ cao đạt $1,21 \pm 0,02 \text{ kgN} \cdot (\text{m}^3 \cdot \text{ngày})^{-1}$, nhờ cấu trúc vi mao quản phong phú bên trong vật liệu mang cố định anammox, bảo đảm tính liên thông tốt và khả năng kết tụ ổn định, qua đó giảm sự phụ thuộc vào các chất polymer ngoại bào (EPS). Zhang và cộng sự³ cũng cho rằng vật liệu mang cố định còn có các đặc tính như thời gian khởi động ngắn, khả năng thích nghi với biến động nồng độ amoni, và ức chế NOB hiệu quả³.

Hu và cộng sự¹⁷ chỉ ra rằng vi khuẩn PN (AOB) được cố định trong hạt gel hoạt động hiệu quả và ổn định trong thời gian dài. Đáng chú ý, tốc độ oxy hóa amoni của AOB tối đa đạt $66,8 \text{ mg} \cdot (\text{L} \cdot \text{h})^{-1}$ và tỷ lệ nitrit tích lũy của hạt gel vượt trên 95%. Hiệu quả khử nitơ có được nhờ vùng hạn chế oxy cùng với sự cạnh tranh giữa các loài vi sinh bên trong hạt gel, giúp ngăn chặn hiệu quả sự phát triển của vi khuẩn oxy hóa nitrit (NOB). Ngoài ra, bùn lơ lửng bên ngoài hạt gel hỗ trợ NOB, qua đó củng cố vai trò chủ đạo của AOB bên trong hạt gel.

Các nghiên cứu về khả năng thích nghi, hiệu quả xử lý nitơ và độ ổn định của hạt gel PVA cố định PN/Anammox trong xử lý nước thải sinh hoạt còn hạn chế ở Việt Nam. Mặc dù công nghệ nitrit hóa bán phần kết hợp anammox (PN/anammox) cố định trên vật liệu PVA gel đã được chứng minh là hiệu quả và ổn định đối với các dòng thải giàu nitơ, như nước rỉ rác hay nước thải công nghiệp, việc ứng dụng công nghệ này cho nước thải sinh hoạt dòng chính (mainstream) với nồng độ amoni thấp-trung bình vẫn còn rất hạn chế. Đặc biệt, các thách thức liên quan đến duy trì PN ổn định, kiểm soát sự phát triển của NOB và đảm bảo hoạt tính anammox trong điều kiện DO thấp và HRT

ngắn vẫn chưa được làm rõ một cách hệ thống. Tại Việt Nam, các nghiên cứu về hệ SANR sử dụng hạt PVA gel cho xử lý nước thải sinh hoạt gần như chưa được báo cáo. Do đó, nghiên cứu này tập trung đánh giá khả năng ứng dụng của mô hình SANR chứa hạt PVA gel cố định AOB và anammox để xử lý nước thải sinh hoạt có tỷ lệ C/N thấp, trong đó làm rõ vai trò của sự khuếch tán trong kiểm soát NOB, hiệu suất loại bỏ nitơ ở HRT ngắn ($\leq 4,8$ giờ), cũng như hoạt tính riêng của các nhóm vi sinh chức năng. Kết quả nghiên cứu nhằm bổ sung cơ sở khoa học cho việc mở rộng ứng dụng công nghệ PN/anammox cố định PVA gel trong xử lý nước thải sinh hoạt tại các điều kiện đô thị.

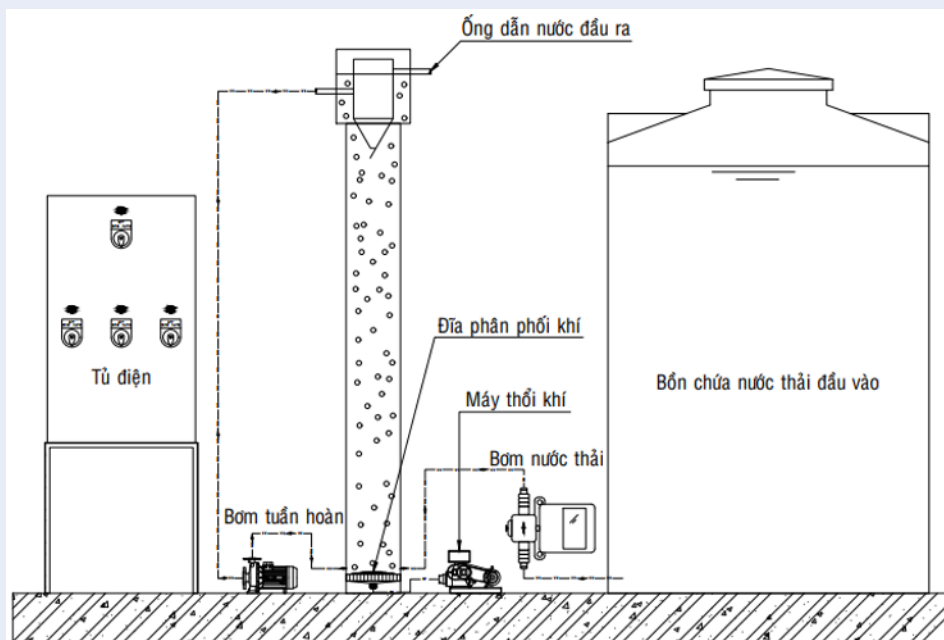
PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

Mô hình thí nghiệm

Mô hình SANR sử dụng hạt PVA gel để xử lý nước thải cần tin (Hình 1) gồm một cột trụ tròn bằng nhựa acrylic với kích thước đường kính $D \times$ chiều cao $H = 110 \times 950 \text{ mm}$. Phía trên là ống lắng hình trụ có kích thước $D \times H = 150 \times 150 \text{ mm}$. Khí được cấp vào bể phản ứng từ máy thổi khí kết nối với đĩa khuếch tán đặt ở đáy bể, đường kính $\phi 100 \text{ mm}$. Thể tích làm việc của mô hình là 10,8 L. Hệ thống bao gồm các thiết bị chính: bơm nước thải đầu vào (125 W), bơm tuần hoàn (lưu lượng 1 L/phút), máy thổi khí (1 L/phút) và đĩa khuếch tán khí. Mô hình sử dụng 3 L hạt PVA gel cố định bùn AOB và anammox, chiếm khoảng 27% thể tích hữu ích của bể phản ứng.

PVA gel cố định bùn AOB và bùn anammox

Bùn vi khuẩn oxy hóa amoni (AOB) được lấy từ mô hình nitrit hóa bán phần (Partial Nitritation) sinh học theo mẻ luân phiên SBR (Sequencing Batch Reactor) đang xử lý nước rỉ rác cũ ở tải trọng $1,02 \text{ kgN/m}^3/\text{ngày}$, với nồng độ MLSS khoảng 1,25 g/L. Hiệu suất chuyển hóa amoni thành nitrit đạt tỷ lệ $\text{NO}_2^-:\text{NH}_4^+$ là $1,22 \pm 0,18$, tạo điều kiện thuận lợi cho vi khuẩn Anammox phát triển¹⁸. Trước khi đưa vào tạo hạt gel, bùn AOB được cô đặc bằng phương pháp vật lý (để lắng trọng lực trong 30–60 phút, sau đó gạn bỏ phần dịch trong phía trên) nhằm đạt nồng độ bùn mục tiêu 5,0 g VSS/L. Bước này không bao gồm quá trình nuôi tăng sinh khối, mà chỉ nhằm tăng mật độ sinh khối để thuận lợi cho quá trình cố định trong gel. Tương tự, bùn hạt anammox được thu từ bể kỵ khí tuần hoàn nội (IC) đang vận hành xử lý nước rỉ rác, có hoạt tính riêng (SAA – *specific anammox activity*) là $0,54 \pm 0,03 \text{ g N}_2\text{-N/g VSS/ngày}$. Bùn được cô đặc vật lý để đạt nồng độ 4,0 g VSS/L trước khi phối trộn tạo hạt.



Hình 1: Mô hình SANR hạt PVA gel cho xử lý nước thải căn tin [Nguồn: Nhóm tác giả]

Quy trình tạo hạt PVA gel được thực hiện theo phương pháp cải tiến từ Zhao và cộng sự¹⁸. Cụ thể, 80 g polyvinyl alcohol (PVA) và 5 g natri alginate được hòa tan trong 500 mL nước khử ion và gia nhiệt ở 105 °C trong 3 giờ, sau đó để nguội về nhiệt độ phòng. Hỗn hợp bùn AOB và bùn anammox đã cô đặc được trộn đều vào dung dịch PVA–alginate để tạo hỗn hợp gel đồng nhất. Trong công thức phối trộn này, thể tích bùn AOB chiếm khoảng 10% (v/v) so với tổng thể tích hỗn hợp gel PVA-alginate trước khi tạo hạt, tương ứng với 200 mL bùn AOB cho mỗi 1 L hỗn hợp gel. Giá trị 10% (v/v) này chỉ áp dụng cho hỗn hợp tạo hạt, không liên quan đến thể tích bể phản ứng.

Hỗn hợp gel sau đó được nhỏ giọt bằng ống tiêm vào bể ngâm tạo hạt (curing bath) chứa dung dịch axit boric bão hòa có bổ sung 2% (khối lượng/thể tích) CaCl_2 , với thể tích dung dịch ngâm khoảng 2,0 L cho mỗi 1 L hỗn hợp gel nhằm đảm bảo hạt được định hình và liên kết chéo hoàn toàn. Kích thước hạt PVA gel được kiểm soát bằng cách cố định đường kính đầu kim, độ nhớt dung dịch gel, chiều cao rơi giọt và tốc độ nhỏ giọt. Các thông số này cho phép tạo hạt có đường kính ổn định trong khoảng 4–5 mm. Sau khi tạo hạt, các hạt gel được rửa bằng nước máy và tiếp tục ngâm trong dung dịch Na_2SO_4 0,5 M (thể tích khoảng 2,0 L cho mỗi 1 L gel) trong 4 giờ để tăng độ bền cơ học. Các dung dịch acid boric và Na_2SO_4 đóng vai trò là bể ngâm tạo và định hình hạt, không phải là thành phần được tính theo đơn vị thể tích của gel.

Sau khi hoàn tất quá trình tạo hạt, 3,0 L hạt PVA gel được đưa vào bể phản ứng SANR, tương đương khoảng 27% thể tích làm việc của bể (10,8 L). Tỷ lệ này cho phép lớp hạt gel được giãn nở và lưu động ổn định trong điều kiện vận hành sục khí gián đoạn, đồng thời đảm bảo khả năng lưu giữ sinh khối cho quá trình xử lý nitơ.

Nước thải thử nghiệm

Nước thải sinh hoạt giả thải dùng trong thí nghiệm được chuẩn bị từ nước thải canteen, lấy tại hố ga tiếp nhận nước thải của căn tin C6, thuộc khuôn viên Trường Đại học Bách Khoa – Đại học Quốc gia Thành phố Hồ Chí Minh. Nước thải căn tin được pha loãng bằng nước máy để đạt thành phần chất bẩn như nước thải sinh hoạt gồm 50–60 mg/L NH_4^+-N , 70–80 mg/L COD, độ kiềm 700–800 mg CaCO_3/L và pH 6.5–7.5.

Điều kiện vận hành

Mô hình SANR-PVA gel được thử nghiệm trong thời gian với điều kiện vận hành được thể hiện ở Bảng 1. Với đường kính bể phản ứng 110 mm, lưu lượng tuần hoàn nội bộ 1440 L/ngày tương ứng với vận tốc nước dâng khoảng 6,4–6,6 m/giờ. Giá trị này nằm trong khoảng vận tốc ~5–15 m/h thường được sử dụng để tạo trạng thái giả sôi (fluidization) cho các hạt gel PVA và ngăn ngừa hiện tượng lắng hoặc nén chặt lớp hạt. Ngược lại, nếu chỉ sử dụng lưu lượng nước vào, vận

Bảng 1: Điều kiện vận hành mô hình SANR-PVA gel [Nguồn: Nhóm tác giả]

	Thí nghiệm	Giai đoạn 1	Giai đoạn 2	Giai đoạn 3
Thời gian vận hành (ngày)	1 – 15	16 – 35	36 – 55	56 – 75
Lưu lượng vào Q _v (lít/ngày)	9	18	36	54
HRT (giờ)	28,8	14,4	7,2	4,8
NLR trung bình (kg N/m ³ . ngày)	0,06	0,11	0,23	0,34
Lưu lượng tuần hoàn Q _r (lít/ngày)	1.440	1.440	1.440	1.440
Tỉ lệ Q _r /Q _v	160	80	40	26,67
Vận tốc nước dâng (m/h)	6,36	6,40	6,48	6,55
Độ giãn nở của chiều cao lớp hạt PVA gel	160%	160%	160%	160%
Lưu lượng máy thổi khí (lít/phút)	1	1	1	1
Chế độ thổi khí	40s chạy 40s nghỉ	15s chạy 2 phút nghỉ	25s chạy 2 phút nghỉ	30s chạy 100s nghỉ
DO trong bể (mg/L)	0,5 – 0,8	0,1 – 0,6	0,3 – 0,8	0,3 – 0,8

tốc dòng hướng lên sẽ nhỏ hơn 0,3 m/giờ, không đủ để duy trì trạng thái giả sôi ổn định.

Không khí được cấp với lưu lượng thấp đến trung bình nhằm duy trì nồng độ DO mục tiêu cho hoạt động sinh học, đồng thời tránh tạo lực cắt quá lớn lên các hạt gel PVA. Trạng thái giả sôi của hạt PVA chủ yếu được tạo ra bởi dòng tuần hoàn nội bộ, không phải bởi thổi khí. Do đó, chế độ thổi khí được lựa chọn để cân bằng giữa cung cấp oxy, ổn định thủy lực và duy trì tính toàn vẹn lâu dài của giá thể gel PVA.

Đánh giá hoạt tính bền Anammox, AOB và NOB tồn tại trong hạt PVA-gel

Thử nghiệm đo hoạt tính riêng của anammox, AOB và NOB cố định trong hạt gel PVA được tiến hành với nước thải giả lập có 60 – 70 mg/L N-NH₄⁺ và 80 – 90 mg/L N-NO₂⁻. Các thành phần đa lượng được châm vào nước thải giả lập gồm: KHCO₃ (1.250 mg/L), KH₂PO₄ (110 mg/L), CaCl₂·2H₂O (180 mg/L), MgSO₄·7H₂O (120 mg/L), FeSO₄ và EDTA (6,25 mg/L) và các nguyên tố vi lượng như Zn, Mn, Cu, Mo, Ni theo nghiên cứu của Hoa và cộng sự¹⁹.

Thí nghiệm đánh giá hoạt tính riêng của vi khuẩn anammox cố định trong hạt PVA gel được thực hiện theo phương pháp mẻ (batch test) trong điều kiện kỵ khí nghiêm ngặt nhằm phản ánh đúng động học phản ứng anammox. Trước mỗi thí nghiệm, các hạt PVA gel được rửa nhẹ bằng nước máy để loại bỏ cặn bẩn

bám ngoài bề mặt. Sau đó, 16 hạt gel (tương đương 15–20 mL) được cho vào bình tam giác chứa 50 mL nước thải nhân tạo.

Nước thải sinh hoạt nhân tạo được chuẩn bị với nồng độ ban đầu NH₄⁺-N khoảng 60–70 mg/L và NO₂⁻-N khoảng 80–90 mg/L, bổ sung đầy đủ các chất đa lượng và vi lượng theo Hoa và cộng sự¹⁹. Trước khi bổ sung cơ chất, toàn bộ dung dịch trong bình được sục khí N₂ tinh khiết trong ít nhất 10 phút nhằm loại bỏ hoàn toàn oxy hòa tan, đồng thời bình thí nghiệm được đậy kín bằng nắp cao su để tránh xâm nhập oxy từ mặt thoáng. Nồng độ DO sau khi sục N₂ được kiểm tra và duy trì < 0,1 mg/L trong suốt quá trình thí nghiệm. Cách tiếp cận kiểm soát DO nghiêm ngặt trong thí nghiệm hoạt tính anammox của nghiên cứu này phù hợp với phương pháp được áp dụng bởi Wang và cộng sự^{15,16}, trong đó dung dịch phản ứng được khử oxy hoàn toàn bằng khí trơ trước khi bổ sung cơ chất nhằm loại trừ sự tham gia của NOB. Các tác giả này cũng ghi nhận rằng sự hiện diện của DO dư, dù ở mức rất thấp, có thể gây sai lệch tỷ lệ tiêu thụ NO₂⁻ so với giá trị lý thuyết, đặc biệt trong các hệ cố định sinh khối bằng PVA gel, nơi NOB có thể tồn tại ở lớp ngoài của hạt mang.

pH dung dịch được điều chỉnh trong khoảng 7,5–8,0 bằng dung dịch NaHCO₃ hoặc HCl loãng. Các bình thí nghiệm được đặt trên máy lắc ở tốc độ 120 vòng/phút, duy trì nhiệt độ 30 ± 1 °C để đảm bảo sự tiếp xúc đồng đều giữa hạt gel và dung dịch. Sau khi

đạt trạng thái ổn định, dung dịch NH_4Cl và NaNO_2 được bổ sung để đạt nồng độ cơ chất mong muốn, và thời điểm này được xem là thời điểm bắt đầu thí nghiệm.

Mẫu được lấy định kỳ mỗi 30 phút để phân tích các chỉ tiêu $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$ và $\text{NO}_3^-\text{-N}$. Hoạt tính riêng của anammox (SAA) được xác định dựa trên tốc độ suy giảm tuyến tính của $\text{NH}_4^+\text{-N}$ và $\text{NO}_2^-\text{-N}$ theo thời gian, sau khi loại trừ giai đoạn thích nghi ban đầu. Sự hình thành $\text{NO}_3^-\text{-N}$ được theo dõi nhằm kiểm tra tính phù hợp với phương trình phản ứng anammox lý thuyết. Quy trình này cho phép giảm thiểu ảnh hưởng của quá trình nitrat hóa phụ do NOB, đồng thời đảm bảo rằng tỷ lệ tiêu thụ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ và $\text{NO}_2^-\text{-N}$ phản ánh chính xác động học của phản ứng anammox trong hạt PVA gel.

Thí nghiệm đánh giá hoạt tính riêng của vi khuẩn oxy hóa amoni (AOB) và vi khuẩn oxy hóa nitrit (NOB) cố định trong hạt PVA gel được thực hiện theo phương pháp mẻ (batch test) trong điều kiện hiếu khí có kiểm soát, nhằm phản ánh chính xác khả năng oxy hóa của từng nhóm vi sinh chức năng. Trước thí nghiệm, các hạt PVA gel được rửa nhẹ bằng nước máy để loại bỏ cặn bẩn bám ngoài bề mặt. Sau đó, 16 hạt gel (tương đương 15–20 mL) được cho vào bình tam giác chứa 50 mL nước thải nhân tạo. Nước thải nhân tạo được chuẩn bị với thành phần khoáng và vi lượng tương tự thí nghiệm anammox, trong đó nồng độ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ban đầu được điều chỉnh trong khoảng 60–70 mg/L, trong khi $\text{NO}_2^-\text{-N}$ ban đầu duy trì ở mức thấp (< 5 mg/L) nhằm hạn chế sự tham gia sớm của NOB trong giai đoạn đánh giá hoạt tính AOB.

Các bình thí nghiệm được để hở miệng và đặt trên máy lắc với tốc độ 120 vòng/phút ở nhiệt độ $30 \pm 1^\circ\text{C}$ nhằm tăng cường khuếch tán oxy. Nồng độ DO trong dung dịch được duy trì ổn định trong khoảng 2,0–4,0 mg/L, đảm bảo điều kiện thuận lợi cho quá trình oxy hóa hiếu khí. Sau 30 phút thích nghi, dung dịch NH_4Cl ($\text{N-NH}_4^+ = 1.000 \text{ mg/L}$) được bổ sung để đạt nồng độ cơ chất mong muốn, và thời điểm này được xem là thời điểm bắt đầu thí nghiệm.

Mẫu được lấy định kỳ mỗi 30 phút để phân tích các chỉ tiêu $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$ và $\text{NO}_3^-\text{-N}$. Hoạt tính riêng của AOB (SAAOB) được xác định dựa trên tốc độ suy giảm tuyến tính của $\text{NH}_4^+\text{-N}$ theo thời gian, trong khi sự hình thành $\text{NO}_2^-\text{-N}$ được theo dõi để xác nhận ưu thế của quá trình nitrit hóa bán phần. Hoạt tính riêng của NOB (SANOB) được xác định gián tiếp thông qua tốc độ gia tăng $\text{NO}_3^-\text{-N}$ trong cùng điều kiện hiếu khí. Để phân biệt rõ hơn giữa hoạt tính của AOB và NOB, các thí nghiệm được thực hiện ở nhiều mức thời gian lưu tương ứng với các giai đoạn vận hành khác nhau của hệ SANR, phản ánh sự thay đổi cấu trúc quần thể

vi sinh trong hạt PVA gel theo điều kiện DO và tải trọng nitơ. Cách tiếp cận này cho phép đánh giá đồng thời mức độ ức chế NOB và vai trò chi phối của AOB trong hệ PVA gel dưới chế độ sục khí gián đoạn của mô hình SANR.

Phương pháp phân tích

Các phương pháp phân tích được thể hiện tóm tắt trong Bảng 2.

Đường kính hạt (mm) được đo bằng thước kẻ dài 30 cm với độ chia nhỏ nhất là 1 mm. Vận tốc lắng (m/h) là khoảng cách mà hạt lắng xuống trong một đơn vị thời gian. Tỷ trọng khô (g/L) được xác định dựa trên khối lượng khô của hạt PVA gel trên mỗi lít gel. Để đo thể tích chính xác của hạt gel, trước tiên đóng nước vào ống đong và ghi nhận thể tích ban đầu V_1 . Sau đó, thêm gel vào ống đong để mức nước tăng lên và ghi nhận thể tích mới V_2 . Tiếp theo, để hạt gel trong không khí 24 giờ rồi cân được khối lượng m . Khi đó tỷ trọng khô của hạt gel được xác định theo Phương trình (1):

$$\text{Tỷ trọng khô} = m / (V_2 - V_1) \text{ (g/mL)} \quad (1)$$

Trong đó:

- m : khối lượng khô của khối hạt PVA Gel
- V_1 : thể tích của nước cho vào ống đong
- V_2 : thể tích nước và khối hạt PVA Gel trong ống đong

Nồng độ sinh khối (mg/L) được xác định dựa trên khối lượng vi sinh vật có trong một đơn vị thể tích của khối hạt gel. Công thức hóa học tổng quát của vi sinh vật là $\text{C}_5\text{H}_7\text{NO}_2$ ²³, và trong khối hạt PVA gel chỉ tồn tại thành phần nitơ có nguồn gốc từ vi sinh vật. Vì vậy, nồng độ sinh khối được ước tính thông qua chỉ số N-hữu cơ theo Phương trình (2):

$$\text{Nồng độ sinh khối} = (\text{N-hữu cơ} \times 113) / 14 \text{ (mg/L)} \quad (2)$$

Tải trọng nitơ được xác định theo Phương trình (3):

$$L = \frac{Q \times C}{V} \times 10^{-3}, \left(\frac{\text{kgN}}{\text{m}^3 \cdot \text{d}} \right) \quad (03)$$

Trong đó:

- L : Tải trọng nitơ, $\text{kg N/m}^3 \cdot \text{ngày}$
- Q : Lưu lượng đầu vào (hoặc đầu ra), $\text{m}^3/\text{ngày}$
- C : Nồng độ nitơ đầu vào (hoặc đầu ra), mg N/L
- V : Thể tích bể phản ứng, m^3

Thời gian lưu nước (HRT) được xác định theo Phương trình (4):

$$\text{HRT (h)} = \frac{V(l)}{Q(l/d)} \times 24 \text{ h/d} \quad (04)$$

Bảng 2: Phương pháp phân tích²⁰⁻²²

Chỉ tiêu	Đơn vị	Phương pháp	Thiết bị	Độ chính xác
TKN	mg N/L	TCVN 6638:2000 ²¹	Tủ phá mẫu, dàn chưng cất	± 0,01
NH ₄ ⁺ -N	mg N/L	Macro-Kjeldahl ²⁰	Giàn chưng cất Gerhardt	± 0,01
NO ₂ ⁻ -N	mg N/L	So màu theo 4500 NO ₂ -WWA ²⁰	Máy HACH DR/2010	± 0,01
NO ₃ ⁻ -N	mg N/L	Đun cạn và so màu theo TCVN 4562-1988 ²²	Máy HACH DR/2010	± 0,01
Độ kiềm	mg CaCO ₃ /L	Chuẩn độ bằng H ₂ SO ₄ 0,02 N ²⁰	Phương pháp định phân	± 2
TSS	mg/L	Sấy 100-105°C ²⁰	Tủ sấy	± 10
COD	mg COD/L	Định phân, hoàn lưu kín ²⁰	Tủ nung COD WTB binder	± 14

Nồng độ sinh khối và tính chất vật lý hạt PVA-Gel

Nồng độ amoni tự do (FA) được tính theo Phương trình (5)²⁴:

$$FA (mg/l) = \frac{C \times 10^{pH}}{\frac{K_b}{K_w} + 10^{pH}} \quad (05)$$

$$\text{với } \frac{K_b}{K_w} = \exp\left(\frac{6344}{273 + t}\right)$$

Trong đó:

- C: nồng độ amoni trong bể phản ứng, mg/L.
- t: nhiệt độ trung bình trong bể phản ứng, oC.
- pH: giá trị pH trung bình trong bể phản ứng.

Nồng độ FNA được tính theo Phương trình (6)²⁴:

$$\bullet FNA = \frac{[NO_2^- - N]}{1 + 10(pH - pK_a)} \quad (06)$$

Trong đó: pK_a của HNO₂ xấp xỉ 3,25, thường dùng trong tính toán FNA.

Hoạt tính riêng của vi khuẩn anammox (SAA) được tính theo Phương trình (7):

$$SAA = \left(\frac{mgN_2 - N}{mgVSS.h}\right) = \frac{a}{MLVSS} \times 2.04 \quad (07)$$

- Với a là mg NH₄⁺-N bị loại bỏ mỗi giờ.

Hoạt tính riêng của vi khuẩn AOB (SAAOB) được tính theo Phương trình (8):

$$SAAOB \left(\frac{mgNH_4^+ - N}{mgVSS.h}\right) = \frac{b}{MLVSS} \quad (08)$$

- Với b là mg NH₄⁺-N bị oxy hóa mỗi giờ.

Hoạt tính riêng của vi khuẩn NOB (SANOB) được tính theo Phương trình (9):

$$SA_{NOB} \left(\frac{mgNO_3^- - N}{mgVSS.h}\right) = \frac{c}{MLVSS} \quad (09)$$

- Với c là mg NO₃⁻-N được sinh ra mỗi giờ.

KẾT QUẢ VÀ THẢO LUẬN

Diễn biến các thành phần nitơ

Nồng độ NH₄⁺-N và tổng nitơ (TN) ở dòng vào dao động lần lượt trong khoảng 55–65 mg/L và 65–75 mg/L; nitrit và nitrat không xuất hiện tại điểm đầu vào. Ở dòng ra, nồng độ nitrat được duy trì ổn định dưới 5 mg/L (Hình 2a), phản ánh rõ hiệu quả kiểm soát vi khuẩn NOB nhờ chế độ thổi khí gián đoạn điều chỉnh DO. Tổng nitơ TN có xu hướng giảm qua các tải trọng kế tiếp, đạt mức thấp nhất là 17 mg/L vào ngày thứ 72. Đáng chú ý, trong giai đoạn ngày 72-75, các chỉ tiêu về nitơ đều đạt yêu cầu cột B theo QCVN 14:2025/BTNMT cho nước thải sinh hoạt, thể hiện sự cải thiện rõ rệt về hiệu suất của mô hình.

Hiệu suất xử lý ở giai đoạn thích nghi (NLR = 0,06 kgN/m³/ngày) thay đổi đáng kể (Hình 3). Trong các giai đoạn tiếp theo, hệ thống vận hành ổn định hơn, nồng độ nitơ đầu ra giảm mạnh, và hiệu suất xử lý tổng nitơ tăng đều, chạm tới 74% vào ngày 72. Ở giai đoạn 2 (NLR = 0,11 kgN/m³/ngày), hiệu quả loại bỏ amoni đạt khoảng 74%, nhưng hiệu suất xử lý tổng nitơ lại thấp nhất, trung bình chỉ 35%. Sang giai đoạn 3 (NLR = 0,23 kgN/m³/ngày) và giai đoạn 4 (NLR = 0,34 kgN/m³/ngày), hiệu suất xử lý tổng nitơ ổn định

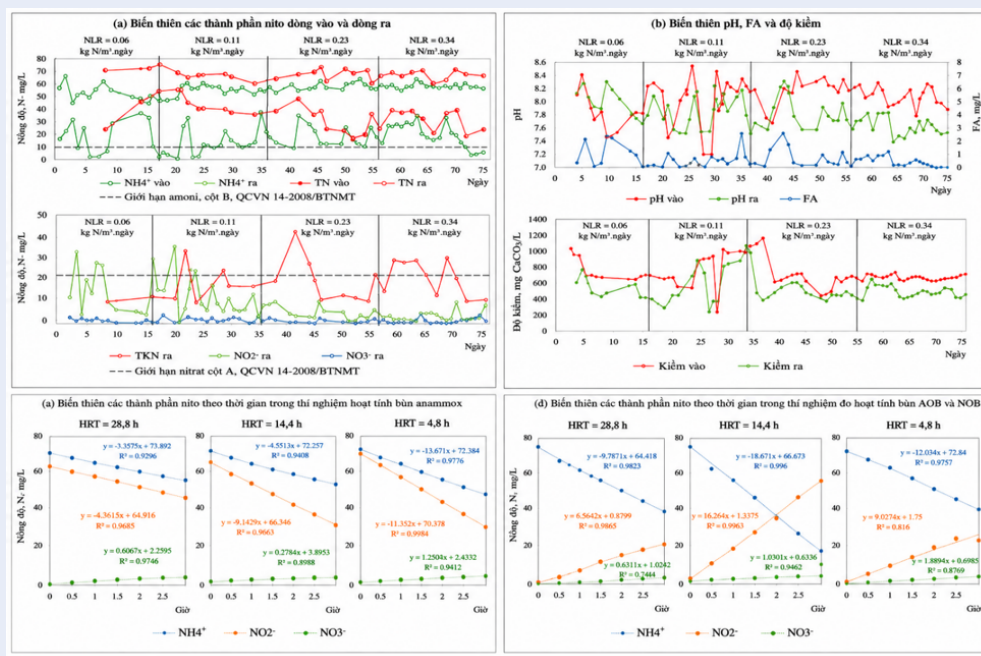
quanh mức trung bình 53%. Ngay cả khi hiệu quả loại bỏ amoni lên đến trên 90% ở một số thời điểm, tổng nitơ loại bỏ vẫn còn hạn chế do lượng nitơ dư dưới dạng nitrit trong nước thải đầu ra. Hiện tượng này thể hiện rõ vào các ngày thứ 2, 15 và 19, với nồng độ nitrit đầu ra lên tới khoảng 40 mg/L do chưa đáp ứng điều kiện phát triển tối ưu cho vi khuẩn anammox. Nhìn tổng thể, việc giảm HRT từ 28,8 xuống 4,8 giờ (tương ứng tăng NLR từ 0,06 lên 0,34 kgN/m³/ngày) làm tăng tốc độ tạo NO₂⁻ bởi AOB; khi DO/chu kỳ sục khí chưa tối ưu, tốc độ sinh NO₂⁻ vượt khả năng tiêu thụ của anammox dẫn đến tích lũy NO₂⁻/FNA và kéo giảm hiệu suất TN. Khi DO được hạ xuống 0,1–0,6 mg/L và thời gian nghỉ khí kéo dài, cân bằng PN/anammox được cải thiện nên NO₂⁻ đầu ra giảm và hiệu suất TN tăng trở lại.

Trong giai đoạn đầu thích nghi, lưu lượng máy thổi khí được cài đặt ở mức 3 L/phút, hoạt động theo chu kỳ 2 phút chạy - 1 phút nghỉ, duy trì nồng độ DO trong khoảng 2,0–2,2 mg/L—thấp hơn mức khuyến nghị 2,7 mg/L dành cho PVA gel cố định AOB và anammox²⁵. Hai ngày đầu tiên, hiệu suất loại bỏ amoni vẫn duy trì ổn định trên 65%. Tuy nhiên, đến ngày thứ ba, sự cố hỏng máy thổi khí đã khiến hiệu suất giảm còn 29%. Sau khi thay máy mới, hiệu suất phục hồi lên 86% vào ngày thứ tư, nhưng nồng độ nitrit đầu ra vẫn cao (>25 mg/L). Tiếp đó, lưu lượng khí giảm xuống còn 2 L/phút, làm DO chỉ còn 1,5–1,8 mg/L, song hiệu quả xử lý vẫn không được cải thiện vào ngày thứ năm. Tiến hành điều chỉnh chế độ cấp khí sang chu kỳ 60 giây chạy - 40 giây nghỉ với lưu lượng 1,5 L/phút, DO giảm xuống mức 0,9–1,4 mg/L. Từ ngày thứ 6 đến ngày thứ 7, hiệu suất loại bỏ amoni tăng vượt 95%, nhưng bất ngờ nồng độ nitrit đầu ra tăng vọt (>35 mg/L). Khi máy thổi khí được tắt vào ngày thứ tám, nồng độ nitrit giảm còn 12 mg/L và hiệu suất loại bỏ tổng nitơ đạt 65%—cao nhất trong giai đoạn này. Những ngày sau, chế độ cấp khí tiếp tục được chỉnh về chu kỳ 40 giây chạy - 40 giây nghỉ, lưu lượng còn 0,7 L/phút, giúp DO dao động trong khoảng 0,5–0,8 mg/L. Sự điều chỉnh này tạo điều kiện cân bằng tỷ lệ NH₄⁺:NO₂⁻, mặc dù tỷ lệ không ổn định lúc đầu gây ra biến động lớn đối với hiệu suất xử lý amoni và tổng nitơ. Đến cuối giai đoạn thích nghi, hiệu suất loại bỏ amoni và tổng nitơ lần lượt đạt 94% và 28%. Hiệu suất tổng nitơ thấp do hoạt động của quá trình anammox chưa thực sự hiệu quả, tuy nhiên, AOB đã thích nghi nhanh chóng. Sau đó, tải trọng được nâng lên bằng cách tăng lưu lượng đầu vào từ 9 L/ngày (HRT 28,8 giờ) lên 18 L/ngày (HRT 14,4 giờ) kể từ ngày thứ 16. Ở mức tải NLR 0,11 kgN/m³.ngày, hiệu suất loại bỏ amoni ban đầu giữ ổn định trong khoảng 87 – 92%. Tuy nhiên, sự phát triển mạnh của vi khuẩn AOB so

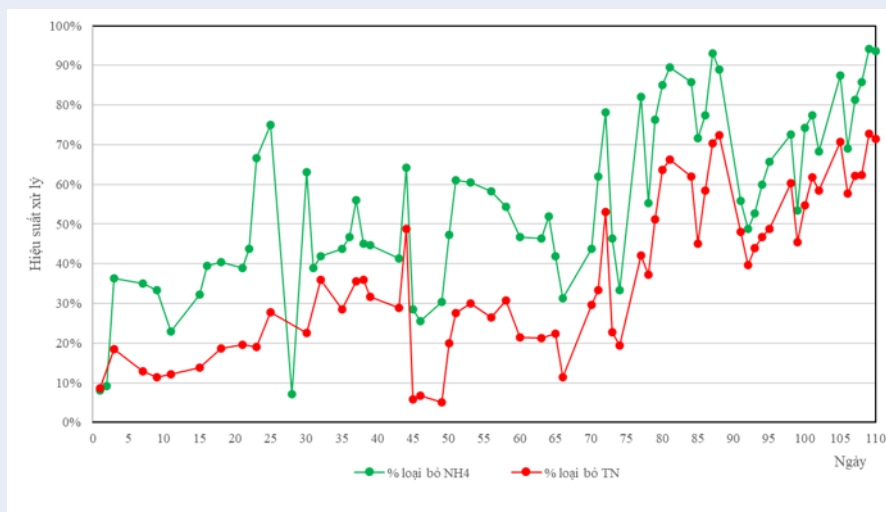
với anammox đã làm tăng nồng độ nitrit đầu ra (>20 mg/L), thậm chí lên đến 40 mg/L vào ngày thứ 19, khiến hiệu suất tổng nitơ giảm chỉ còn 18% (Hình 2 và Hình 3). Điều này cho thấy các giai đoạn tích lũy nitrit cao trùng với thời điểm hiệu suất loại bỏ tổng nitơ suy giảm rõ rệt và hoạt tính của anammox bị hạn chế, cho thấy nitrit là yếu tố ức chế chi phối trong các pha vận hành không ổn định. Hiện tượng này phản ánh sự mất cân bằng tạm thời giữa tốc độ sinh nitrit của AOB và khả năng tiêu thụ nitrit của anammox dưới điều kiện DO dao động và tải trọng tăng nhanh. Các nghiên cứu trước đây về PN/anammox dòng chính cũng ghi nhận rằng tích lũy nitrit kéo dài là nguyên nhân chính gây suy giảm hiệu suất TN, ngay cả khi nồng độ nitrat duy trì ở mức thấp^{15,16}. Do đó, kết quả của nghiên cứu này phù hợp với xu hướng chung và nhấn mạnh tầm quan trọng của việc kiểm soát tích lũy nitrit để đảm bảo hiệu quả SANR trong xử lý nước thải sinh hoạt C/N thấp.

Nitrit ở nồng độ cao được xem là một trong những tác nhân ức chế quan trọng nhất đối với vi khuẩn anammox, đặc biệt thông qua dạng axit nitrous tự do (FNA, HNO₂). Nhiều nghiên cứu đã chỉ ra rằng anammox bắt đầu bị ức chế khi nồng độ NO₂⁻-N vượt khoảng 30–50 mg/L, và mức ức chế nghiêm trọng xảy ra khi FNA > 0,002–0,01 mg HNO₂-N/L, tùy thuộc vào pH và nhiệt độ vận hành^{26,27}. Trong nghiên cứu này, các giai đoạn tích lũy NO₂⁻-N lên tới hơn 40 mg/L (Hình 2c, Hình 4), kết hợp với pH trung tính–hơi thấp, có khả năng làm tăng FNA cục bộ trong hạt PVA gel, qua đó ức chế hoạt tính anammox và làm giảm hiệu suất loại bỏ tổng nitơ. Hiện tượng này phù hợp với các quan sát trước đây trong các hệ PN/anammox dòng chính, nơi nitrit tồn dư được xác định là nguyên nhân chính gây suy giảm hiệu suất TN ngay cả khi nồng độ nitrat duy trì ở mức thấp^{15,24,27}.

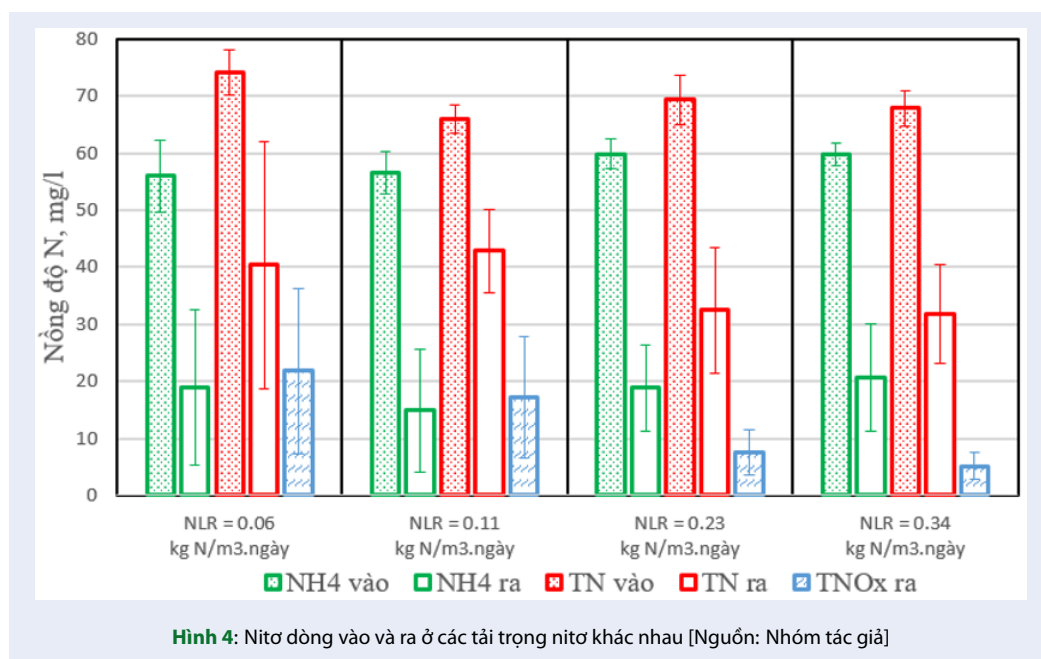
Để kích thích vi khuẩn anammox phát triển, nồng độ DO được duy trì ở mức 0,1 – 0,6 mg/L thông qua chu kỳ 15 giây chạy, 2 phút nghỉ. Dù hiệu suất chuyển hóa amoni giảm nhưng vẫn đạt trên 70%, đồng thời nitrit đầu ra giảm dần và ổn định trong khoảng 4 – 13 mg/L từ ngày thứ 25 đến 35, giúp hiệu suất tổng nitơ cải thiện lên 38 – 41%. Vào ngày thứ 36, tải trọng được nâng lên 0,23 kgN/m³.ngày (tương ứng HRT 7,2 giờ) với chế độ vận hành 25 giây chạy, 2 phút nghỉ. Hiệu suất chuyển hóa amoni tăng từ 67% lên 83% trong giai đoạn ngày 36 – 40. Đến ngày 41, do sự cố bộ hẹn giờ khiến máy thổi khí ngừng hoạt động, hiệu suất loại bỏ amoni giảm xuống còn 37%. Sau khi sửa chữa, DO được kiểm soát ổn định từ 0,3 – 0,8 mg/L, vi khuẩn anammox thích nghi tốt và hiệu suất tổng nitơ vượt quá 40%.



Hình 2: Biến thiên chất dinh dưỡng, pH và độ kiềm trong các thí nghiệm (a) Diễn biến dòng vào và dòng ra của thành phần nitơ, (b) Diễn biến dòng vào và dòng ra của pH, FA và độ kiềm, (c) Sự biến thiên của các thành phần nitơ theo thời gian của thí nghiệm hoạt tính bùn anammox, (d) Sự biến thiên của các thành phần nitơ theo thời gian của thí nghiệm hoạt tính bùn AOB và NOB với thời gian lưu HRT [Nguồn: Nhóm tác giả]



Hình 3: Diễn biến hiệu suất xử lý ammonia và TN [Nguồn: Nhóm tác giả]



Ngày 53, hiệu suất xử lý amoni và tổng nitoz lần lượt đạt 83% và 72%; nồng độ đầu ra của amoni, nitrit, nitrat là 11; 3,7; 2,5 mg/L. Từ ngày 56 đến 75, tải trọng được tăng lên 0,34 kgN/m³.ngày (HRT 4,8 giờ) với chu kỳ 30 giây chạy, 100 giây nghỉ. Hiệu suất chuyển hóa amoni ban đầu giảm xuống 45 – 55%, tuy nhiên, từ ngày 64, mô hình đã ổn định, đến ngày 75 đạt hiệu suất 90% đối với amoni và 65% tổng nitoz, tương đương với kết quả 59 – 98% hiệu suất xử lý amoni trong nghiên cứu của một số tác giả²⁸.

pH và độ kiềm

Giá trị pH và độ kiềm đầu ra thấp hơn đầu vào do quá trình CANON tiêu thụ HCO₃⁻ (cacbon vô cơ) bởi vi khuẩn anammox và AOB (Hình 2b). Theo phương trình CANON ($\text{NH}_4^+ + 0,85\text{O}_2 \rightarrow 0,113\text{NO}_3^- + 0,4335\text{N}_2 + 1,13\text{H}^+ + 1,43\text{H}_2\text{O}$), để xử lý 01 mg NH₄⁺-N cần tiêu tốn độ kiềm 4,03 mg CaCO₃. Trong thí nghiệm này, trung bình 40 mg amoni-N được loại bỏ, dẫn đến việc sử dụng 182 mg CaCO₃, tương đương 4,55 mg CaCO₃/mg NH₄⁺-N. Tỷ lệ này cao hơn lý thuyết, có thể do quá trình nitrat hóa và khử nitrat hóa diễn ra đồng thời, khiến lượng kiềm tiêu thụ lớn hơn lượng sinh ra. Nồng độ nitrat đầu ra trung bình là 0,05 mg NO₃⁻-N/1 mg NH₄⁺-N xử lý, thấp hơn giá trị lý thuyết 0,113 mg NO₃⁻-N/mg NH₄⁺-N. Kết quả này xác nhận rằng quá trình khử nitrat hóa đã xảy ra đồng thời với quá trình CANON trong bể phản ứng. Nồng độ amoni tự do (FA, tính theo Phương trình (5)) luôn được duy trì dưới 3 mg/L, thấp hơn

ngưỡng ức chế 20–25 mg/L của vi khuẩn anammox, đảm bảo hệ thống vận hành ổn định²⁹.

Tại các thời điểm nitrit tăng cao (~40 mg/L), FNA ước tính (tính theo Phương trình (6)) nằm trong khoảng ~0,002–0,023 mg HNO₂-N/L, nghĩa là chạm/vượt vùng ngưỡng ức chế anammox (~0,003–0,01 mg HNO₂-N/L)^{24,27}. Điều này củng cố lập luận rằng độc tính nitrit/FNA là cơ chế chính làm suy giảm hoạt tính anammox và kéo giảm hiệu suất TN trong các pha vận hành không ổn định. Do đó, vận hành SANR cần ưu tiên kiểm soát DO và chu kỳ sục khí để tránh tích lũy NO₂⁻, đồng thời duy trì pH/kiềm đủ cao nhằm giảm FNA, qua đó hạn chế ức chế anammox và cải thiện hiệu suất loại bỏ tổng nitoz trong điều kiện nước thải sinh hoạt C/N thấp.

Cần lưu ý rằng FA/FNA trong nghiên cứu được ước tính từ nồng độ NH₄⁺/NO₂⁻ và pH của pha lỏng (bulk). Đối với hệ cố định bằng hạt PVA (đường kính 4–7 mm), tồn tại gradient nồng độ và gradient pH theo chiều xuyên tâm do khuếch tán hạn chế và do phản ứng oxy hóa amoni ở lớp ngoài tạo H⁺. Vì vậy, nồng độ NO₂⁻ và/hoặc pH cục bộ ở vùng anammox bên trong hạt có thể khác đáng kể so với pha lỏng, làm cho FNA “cục bộ” có thể cao hơn giá trị tính toán từ bulk và gây ức chế anammox ngay cả khi FNA ước tính chỉ chạm ngưỡng^{30–33}. Các đánh giá gần đây cũng nhấn mạnh nhu cầu tách bạch ảnh hưởng của NO₂⁻ và FNA (phụ thuộc vào pH) khi phân tích ức chế anammox, đặc biệt trong các hệ có vật liệu mang/gel tạo vi môi trường^{34,35}.

Nồng độ COD

Hình 5 cho thấy nồng độ COD ở dòng ra thấp hơn dòng vào, nhưng mức giảm không nhiều, xác nhận vi khuẩn dị dưỡng có mặt và tham gia xử lý COD. Khi DO xuống thấp do sục khí gián đoạn, quá trình khử nitrat diễn ra nhờ nhóm vi khuẩn này. Trong suốt thí nghiệm, COD đầu vào dưới 300 mg/L³⁶, giúp hạn chế chuyển hóa nitrit thành nitrat, tạo điều kiện thuận lợi cho vi khuẩn anammox³⁷. Để quá trình CANON đạt hiệu quả ổn định, cần tiến xử lý các chất hữu cơ. Hệ thống đạt hiệu suất loại bỏ COD trung bình 40-60%, với COD đầu ra duy trì ở mức 40 mg/L, nhờ

Ở góc độ cơ chế, COD còn lại trong nước thải sinh hoạt C/N thấp đóng vai trò “hai mặt” đối với SANR. Trong pha thiếu khí của sục khí gián đoạn, một phần COD dễ phân hủy có thể được vi khuẩn dị dưỡng sử dụng làm chất cho điện tử để khử NO_3^- (và/hoặc NO_2^-) phát sinh từ quá trình anammox/nitrat hóa phụ, qua đó góp phần nâng cao hiệu quả loại bỏ tổng nitơ và giải thích vì sao tỷ lệ $\text{NO}_3^-/\text{NH}_4^+$ quan sát được thường thấp hơn giá trị lý thuyết. Trong các hệ “simultaneous partial nitrification–anammox–denitrification (SNAD)” quy mô lớn, đóng góp của quá trình khử nitrat hóa thường là thứ cấp nhưng vẫn có ý nghĩa đối với cân bằng TN khi dòng vào còn COD ở mức thấp–trung bình^{14,38}.

Ngược lại, khi COD hoặc C/N tăng (do dao động tải trọng hữu cơ hoặc tiến xử lý COD kém), vi khuẩn dị dưỡng có thể cạnh tranh trực tiếp với anammox về NO_2^- (ở pha thiếu khí) và cạnh tranh với AOB/NOB về O_2 (ở pha hiếu khí), đồng thời làm thay đổi cấu trúc EPS/biofilm và hình thái hạt, từ đó làm suy giảm hoạt tính anammox và mất ổn định cân bằng PN/anammox. Các nghiên cứu về mainstream anammox cho thấy bổ sung COD kéo dài hoặc C/N cao (≈ 2 trở lên) có thể gây suy giảm rõ rệt hiệu quả khử nitơ và làm biến đổi cấu trúc hạt/biofilm^{38,39}. Vì vậy, duy trì COD đầu vào ở mức vừa phải và ổn định (kết hợp tối ưu chu kỳ sục khí để “đốt” COD trong pha hiếu khí và dùng phần COD còn lại cho khử nitrat) là điều kiện quan trọng để hệ SANR–PVA gel đạt hiệu suất TN bền vững.

Tính chất vật lý của hạt PVA gel

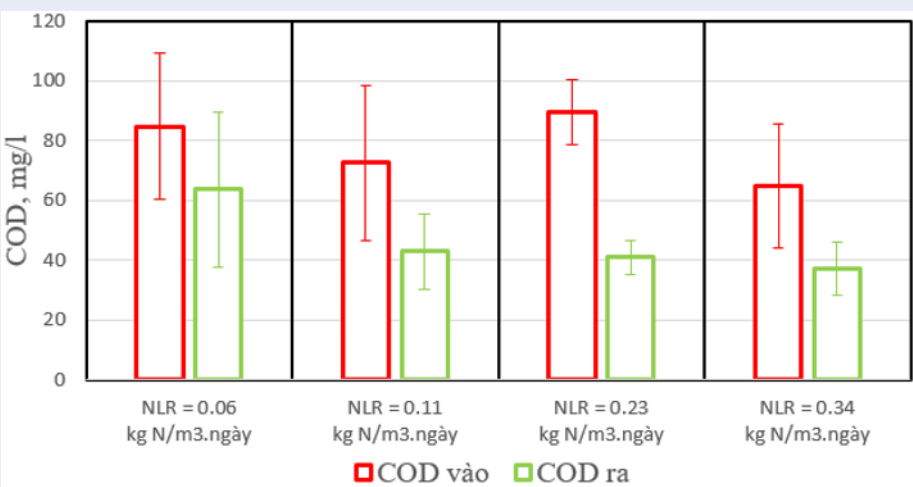
Cơ chế minh họa hạt gel GPA cố định vi khuẩn Anammox, AOB và NOB thể hiện ở Hình 6.

Cơ chế SANR trên hạt PVA gel hoạt động dựa trên sự phân tầng vi sinh vật theo gradient oxy và cơ chất. Ở lớp ngoài của hạt, oxy hóa amoni diễn ra nhờ AOB; lớp lõi kỵ khí là nơi vi khuẩn anammox chuyển NH_4^+ và NO_2^- thành N_2 . Cấu trúc này giúp đồng thời hình thành nitrit và tiêu thụ nitrit, còn NOB bị ức chế trong hệ.

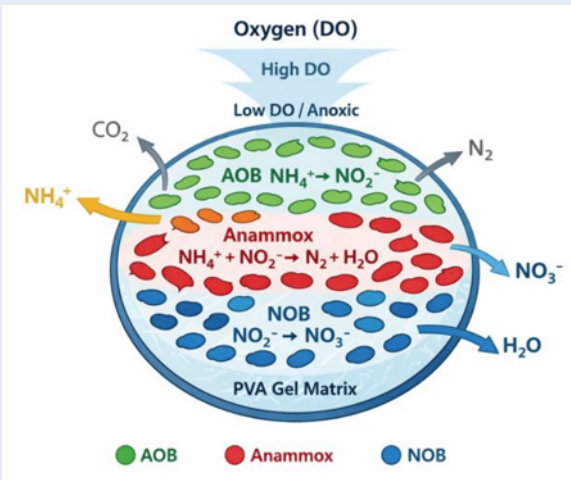
Bảng 3 cho thấy hạt gel PVA mang sinh khối cho thấy sự biến đổi rõ rệt về đặc điểm vật lý và sinh học theo thời gian vận hành, phản ánh quá trình phát triển và ổn định dần của lớp biofilm trên giá thể. Màu sắc hạt chuyển từ nâu nhạt (ngày 1) sang nâu sẫm (từ ngày 16 đến ngày 75), cho thấy sự tích lũy sinh khối và hoạt động sinh học ngày càng tăng trên bề mặt và trong cấu trúc hạt. Màu sắc của các hạt cũng chuyển sang màu đậm hơn, phù hợp với kết quả đã công bố ở các nghiên cứu^{30,31}.

Đường kính hạt PVA tăng nhẹ từ 4–6 mm ban đầu lên 5–7 mm ở ngày 75, chủ yếu do sinh khối bên trong hạt tăng lên và một phần khí N_2 tạo thành không thoát khỏi hạt. Mức tăng kích thước này là từ từ và ổn định, không ghi nhận hiện tượng phồng rộp hay biến dạng bất thường, cho thấy tính ổn định cơ học tốt của lõi PVA dưới điều kiện vận hành giả sôi liên tục. Xu hướng này phù hợp với các nghiên cứu trước đây, trong đó PVA gel được ghi nhận có khả năng duy trì hình dạng cấu ổn định trong các hệ PN/Anammox, ngay cả khi vận hành ở vận tốc dòng cao. Việc các hạt gel PVA gia tăng kích thước vừa nâng cao nồng độ sinh khối góp phần cải thiện vận tốc lắng của hạt, gần đạt 200 m/h được ghi nhận trong nghiên cứu³⁰.

Khi thể tích hạt tăng nhanh hơn tốc độ phát triển sinh khối, tỷ trọng khô của hạt giảm dần theo thời gian. Thật vậy tỷ trọng khô của hạt giảm dần từ 803 g/L (ngày 1) xuống 638 g/L (ngày 75), phản ánh sự thay đổi cấu trúc của hạt khi sinh khối phát triển và chiếm ưu thế hơn so với vật liệu PVA ban đầu. Sự suy giảm tỷ trọng này thường được quan sát trong các hệ giá thể bám dính, do sinh khối có mật độ thấp hơn vật liệu polymer, đồng thời hình thành các cấu trúc xốp và kênh rỗng trong biofilm do khí nito phát sinh. Tuy nhiên, mặc dù tỷ trọng giảm, hạt vẫn duy trì vận tốc lắng tăng dần, từ 162 ± 7 m/h lên 240 ± 9 m/h, cho thấy ảnh hưởng của kích thước hạt và sinh khối tích lũy chiếm ưu thế so với sự suy giảm tỷ trọng vật liệu. Đặc biệt, nồng độ sinh khối bám trên hạt PVA tăng rõ rệt theo thời gian, từ 4.230 mgVS/L ở ngày 1 lên 6.235 mgVS/L ở ngày 75. Điều này chứng tỏ hạt PVA có khả năng giữ sinh khối cao và ổn định, ngay cả trong điều kiện tuần hoàn nội bộ lớn và trạng thái giả sôi liên tục. So với các nghiên cứu trước đây, giá trị sinh khối ghi nhận trong nghiên cứu này nằm trong khoảng hoặc cao hơn mức thường được báo cáo cho các hệ PVA-gel vận hành ổn định, cho thấy cấu hình thủy lực và chế độ thổi khí được lựa chọn là phù hợp để hạn chế bong tróc sinh khối và mài mòn hạt. Sự gia tăng liên tục về nồng độ sinh khối cho thấy vi khuẩn anammox và AOB đều phát triển tốt trong bể phản ứng SANR. Nhìn chung, các kết quả trong Bảng 3 cho thấy hạt PVA gel không chỉ duy trì được tính toàn vẹn về cơ



Hình 5: COD trung bình đầu vào và đầu ra ở các tải trọng nitor khác nhau [Nguồn: Nhóm tác giả]



Hình 6 : Sơ đồ cơ chế SANR trên hạt PVA gel^{8,16}

Bảng 3: Đặc điểm vật lý của hạt PVA gel mang sinh khối theo thời gian thí nghiệm [Nguồn: Nhóm tác giả]

Ngày	Màu sắc	Đường kính (mm)	Tỷ trọng khô (g/L)	Vận tốc lắng (m/h)	Nồng độ sinh khối (mgVS/L)
1	Nâu nhạt	4 – 6	803	162 ± 7	4.230
16	Nâu sẫm	5 - 6	789	173 ± 11	4.755
36	Nâu sẫm	5 – 6	735	211 ± 12	5.960
75	Nâu sẫm	5 – 7	638	240 ± 9	6.235

học mà còn tạo điều kiện thuận lợi cho sự phát triển sinh khối bám dính lâu dài. So với các hệ sử dụng thổi khí mạnh để tạo giả sôi, việc sử dụng tuần hoàn nội bộ làm động lực chính cho giả sôi trong nghiên cứu này có thể xem là một ưu điểm, giúp giảm tác động cơ học bất lợi lên hạt PVA và góp phần duy trì hiệu suất xử lý ổn định trong vận hành dài hạn.

Hoạt tính AOB và NOB

Các thí nghiệm nhằm đánh giá hoạt tính của bùn AOB và NOB được tiến hành vào cuối các giai đoạn với thời gian lưu HRT lần lượt là 28,8 giờ; 14,4 giờ và 4,8 giờ. Kết quả cho thấy hoạt tính riêng của AOB vượt trội so với NOB. Điều này chứng tỏ trong điều kiện cấp khí gián đoạn của mô hình SANR, AOB phát triển tốt và chiếm ưu thế hơn NOB (Bảng 4). Trong 35 ngày đầu tiên, khi bể phản ứng vận hành với HRT 28,8 giờ và 14,4 giờ, nồng độ DO trong bể lớn hơn 1 mg/L nên AOB có hoạt tính riêng cao hơn so với giai đoạn sau khi DO được duy trì ở mức thấp hơn. Lượng nitrit đầu ra ở giai đoạn đầu cũng cao hơn nhiều so với giai đoạn sau, khi hoạt tính của AOB giảm xuống. Hoạt tính của NOB khá tương đồng với kết quả của nghiên cứu và cao hơn mức 0,08 mg NO_3^- -N/g VSS.ngày được ghi nhận ở nghiên cứu⁴⁰.

Kết quả Bảng 4 và Hình 2c cho thấy hoạt tính riêng của vi khuẩn oxy hóa amoni (AOB) luôn cao hơn đáng kể so với vi khuẩn oxy hóa nitrit (NOB) ở tất cả các giai đoạn vận hành, phản ánh sự ức chế hiệu quả NOB trong hệ SANR sử dụng hạt PVA gel dưới chế độ sục khí gián đoạn. Hiện tượng này có thể được giải thích thông qua sự kết hợp của các cơ chế vận hành và đặc tính cấu trúc của hạt mang sinh khối.

Thứ nhất, chế độ sục khí gián đoạn duy trì DO thấp (0,1–0,8 mg/L) tạo lợi thế cạnh tranh cho AOB so với NOB. AOB có ái lực oxy cao hơn (thấp K_{O}) và có thể duy trì hoạt động ổn định trong điều kiện DO thấp, trong khi NOB nhạy cảm hơn với sự dao động DO và dễ bị ức chế khi thời gian hiếu khí bị gián đoạn. Điều này phù hợp với nhiều nghiên cứu trước đây cho thấy kiểm soát DO là chiến lược hiệu quả nhất để ức chế NOB trong các hệ PN/A dòng chính.

Thứ hai, cấu trúc vi mô của hạt PVA gel góp phần tạo gradient oxy rõ rệt theo chiều xuyên tâm của hạt. Trong điều kiện hiếu khí hạn chế, AOB có xu hướng phân bố ưu thế ở lớp ngoài hạt – nơi oxy khuếch tán vào trước – trong khi NOB khó duy trì hoạt tính ổn định do bị cạnh tranh oxy trực tiếp với AOB và đồng thời bị tiêu thụ cơ chất NO_2^- bởi vi khuẩn anammox ở vùng bên trong. Cơ chế “sản xuất–tiêu thụ đồng thời” nitrit này làm giảm nồng độ NO_2^- sẵn có cho NOB, qua đó kìm hãm sự phát triển và hoạt động của chúng.

Thứ ba, sự tồn tại đồng thời của vi khuẩn anammox bên trong hạt PVA gel đóng vai trò như một “bể tiêu thụ nitrit sinh học”, khiến NO_2^- được chuyển hóa ngay khi hình thành, hạn chế khả năng NOB tiếp cận cơ chất. Cơ chế này đã được ghi nhận trong các hệ gel-immobilized PN/anammox, nơi hoạt tính NOB thường duy trì ở mức rất thấp ngay cả khi DO không hoàn toàn bằng không.

Ngoài ra, khi tải trọng nitơ tăng và HRT giảm (đặc biệt ở HRT 4,8 giờ), sự suy giảm nhẹ của hoạt tính AOB trong khi hoạt tính NOB chỉ tăng ở mức hạn chế cho thấy hệ PVA gel vẫn duy trì được trạng thái nitrit hóa bán phần ổn định, thay vì chuyển sang nitrat hóa hoàn toàn. Xu hướng này phù hợp với các kết quả đã được báo cáo bởi Wang và cộng sự^{15,16}, trong đó hoạt tính AOB chiếm ưu thế và NOB bị ức chế lâu dài trong các hệ PN/anammox cố định bằng PVA gel vận hành ở DO thấp và tải nitơ biến động.

Tổng hợp các kết quả trên cho thấy sự khác biệt rõ rệt giữa hoạt tính AOB và NOB trong Bảng 4 là kết quả mong muốn và cần thiết đối với vận hành SANR ổn định, đồng thời khẳng định vai trò của hạt PVA gel kết hợp sục khí gián đoạn trong việc kiểm soát quần thể vi sinh và duy trì hiệu quả xử lý nitơ trong nước thải sinh hoạt dòng chính. Hoạt tính của NOB khá tương đồng với kết quả của nghiên cứu⁶ và cao hơn mức 0,08 mg NO_3^- -N/g VSS.ngày được ghi nhận ở nghiên cứu⁴⁰.

Hoạt tính riêng anammox (SAA)

Các thí nghiệm đánh giá hoạt tính riêng của anammox được tiến hành vào thời điểm kết thúc các tải trọng tương ứng với các khoảng thời gian lưu: HRT = 28,8 h; 14,4 h; 4,8 h (Hình 2d). Sau giai đoạn thích nghi ban đầu, hoạt tính anammox tăng đáng kể, tuy nhiên, mức tăng không rõ rệt khi tiếp tục nâng tải trọng nitơ (Bảng 5). Kết quả này thấp hơn so với dữ liệu đã công bố trước đó, với SAA đạt 106 mg N_2 -N/g VSS/ngày tại NLR $0,47 \pm 0,07$ kgN/m³/ngày và SAA bằng 130 mg N_2 -N/g VSS/ngày tại NLR = $0,95 \pm 0,11$ kgN/m³/ngày. Các thí nghiệm cho thấy hàm lượng nitrit và amoni đều giảm dần theo thời gian; tuy nhiên, tốc độ giảm của nitrit chậm hơn so với amoni, khác với tỷ lệ lý thuyết của phản ứng anammox ($\text{NH}_4^+ + 1,3\text{NO}_2^- \rightarrow 0,26\text{NO}_3^- + 1,02\text{N}_2 + 2\text{H}_2\text{O}$). Mặc dù dung dịch phản ứng đã được khử oxy bằng khí N_2 và DO được duy trì < 0,1 mg/L (mục Phương pháp), sự sai lệch tỷ lệ tiêu thụ NO_2^- so với giá trị lý thuyết có thể liên quan đến oxy xâm nhập trong thao tác lấy mẫu từ khoảng không trên bình phản ứng và/hoặc sự tham gia ở mức rất nhỏ của NOB ở lớp ngoài hạt gel, dẫn đến một phần NO_2^- bị oxy hóa thành NO_3^- trong quá trình thí nghiệm.

Bảng 4: Hoạt tính riêng của vi khuẩn AOB và NOB trong hạt gel PVA [Nguồn: Nhóm tác giả]

HRT (h)	NLR (kgN/m ³ . ngày)	SAAOB (mg NH ₄ ⁺ -N/g VSS.ngày)	SANOB (mg NO ₃ ⁻ -N/g VSS.ngày)
28,8	0,06	49,87	3,12
14,4	0,11	75,70	4,22
4,8	0,34	46,19	7,09

Bảng 5: Hoạt tính riêng của anammox trong hạt gel PVA [Nguồn: Nhóm tác giả]

HRT (h)	NLR (kgN/m ³ . ngày)	SAA (mg N ₂ -N/g VSS.ngày)
28,8	0,06	46,54
14,4	0,11	75,58
4,8	0,34	89,83

Kết quả Bảng 5 và Hình 2d cho thấy hoạt tính riêng của vi khuẩn anammox (SAA) tăng rõ rệt sau giai đoạn thích nghi ban đầu và đạt giá trị cao nhất 89,83 mg N₂-N/g VSS/ngày tại HRT 4,8 giờ (NLR = 0,34 kgN/m³/ngày). Xu hướng này phản ánh khả năng thích nghi và duy trì hoạt tính anammox ổn định trong hạt PVA gel ngay cả khi tải trọng nitơ tăng và thời gian lưu nước giảm mạnh, một điều kiện vốn được xem là thách thức đối với các hệ anammox dòng chính.

Trong giai đoạn đầu (HRT = 28,8 giờ), giá trị SAA còn tương đối thấp (46,54 mg N₂-N/g VSS/ngày), chủ yếu do quần thể anammox chưa thích nghi hoàn toàn với điều kiện nước thải sinh hoạt có nồng độ amoni thấp-trung bình. Khi HRT giảm xuống 14,4 giờ và tải trọng tăng lên 0,11 kgN/m³/ngày, SAA tăng đáng kể lên 75,58 mg N₂-N/g VSS/ngày, cho thấy sự gia tăng mật độ sinh khối anammox hoạt động bên trong hạt PVA gel và sự cải thiện hiệu quả khuếch tán cơ chất vào vùng kỵ khí bên trong hạt. Tuy nhiên, khi tiếp tục nâng tải trọng lên NLR = 0,34 kgN/m³/ngày (HRT = 4,8 giờ), giá trị SAA chỉ tăng ở mức hạn chế và có xu hướng tiệm cận, cho thấy hoạt tính anammox bắt đầu bị giới hạn bởi khuếch tán cơ chất và điều kiện vi môi trường trong hạt gel, thay vì bởi tải trọng nitơ bên ngoài. Hiện tượng này phù hợp với quan sát ở Hình 2d, nơi tốc độ suy giảm NH₄⁺-N và NO₂⁻-N diễn ra đồng thời nhưng không tăng tỷ lệ thuận với nồng độ cơ chất ban đầu, phản ánh trạng thái gần bão hòa động học của quần thể anammox. Các nghiên cứu về PVA-SA/PVA gel cho thấy cấu trúc gel giúp bảo vệ anammox trước DO và biến động tải, nhưng đồng

thời có thể làm “ăn” một phần hoạt tính tối đa trong các thí nghiệm mẻ do giới hạn khuếch tán và do ức chế NO₂⁻/FNA ở vi mô³²⁻³⁵. Do đó, để nâng trần SAA và hạn chế tích lũy nitrit, các chiến lược vận hành nên đồng thời: duy trì pH/kiềm đủ cao, giảm dao động DO/chu kỳ sục khí để cân bằng tốc độ sinh-tiêu thụ NO₂⁻, và kiểm soát COD/N ở mức không làm ưu thế nhóm dị dưỡng.

Giá trị SAA thu được trong nghiên cứu này thấp hơn so với các hệ PN/anammox cố định PVA gel xử lý nước thải giàu nitơ⁶. Wang và cộng sự¹⁵ báo cáo SAA đạt khoảng 106 mg N₂-N/g VSS/ngày tại NLR 0,47 ± 0,07 kgN/m³/ngày, trong khi Wang và cộng sự¹⁶ ghi nhận SAA lên đến 130 mg N₂-N/g VSS/ngày ở NLR xấp xỉ 1,0 kgN/m³/ngày. Sự khác biệt này chủ yếu bắt nguồn từ nồng độ cơ chất thấp hơn đáng kể trong nước thải sinh hoạt so với các dòng thải công nghiệp hoặc nước rỉ rác được sử dụng trong các nghiên cứu trên. Mặt khác, khi so sánh với các nghiên cứu anammox dòng chính (mainstream) xử lý nước thải đô thị, giá trị SAA trong nghiên cứu này nằm trong khoảng tương đương hoặc cao hơn. Nhiều nghiên cứu đã chỉ ra rằng SAA trong các hệ PN/anammox dòng chính thường dao động trong khoảng 40–90 mg N₂-N/g VSS/ngày do bị hạn chế bởi nhiệt độ, DO và nồng độ amoni thấp. Do đó, kết quả đạt được trong nghiên cứu này cho thấy hạt PVA gel có khả năng bảo vệ vi khuẩn anammox hiệu quả, duy trì hoạt tính cao ngay cả trong điều kiện bất lợi của nước thải sinh hoạt. Ngoài ra, việc duy trì SAA tương đối ổn định khi HRT giảm xuống 4,8 giờ cho thấy cấu trúc hạt PVA gel đã tạo được vùng kỵ khí bền vững, hạn chế ảnh hưởng của dao động DO bên ngoài. Kết quả này phù hợp với các quan sát vi mô được báo cáo bởi Wang và cộng sự¹⁶, trong đó cấu trúc mao quản phong phú của PVA gel giúp tăng cường khả năng lưu giữ sinh khối và ổn định vi môi trường cho anammox.

KẾT LUẬN

Nghiên cứu này đã đánh giá khả năng ứng dụng hệ SANR sử dụng hạt PVA gel cố định AOB và anammox cho xử lý nitơ trong nước thải sinh hoạt có tỷ lệ C/N thấp, đại diện bởi nước thải căn tin. Kết quả cho thấy hệ thống có thể duy trì hoạt động PN/anammox

trong cùng một bể phản ứng dưới điều kiện sục khí gián đoạn và DO thấp, với hiệu suất loại bỏ tổng nitơ trung bình đạt khoảng 53% tại tải trọng nitơ 0,34 kgN/m³/ngày và HRT 4,8 giờ. Các thí nghiệm hoạt tính cho thấy AOB chiếm ưu thế rõ rệt so với NOB trong hạt PVA gel, trong khi vi khuẩn anammox duy trì được hoạt tính ở mức tương đương với các hệ anammox dòng chính đã được công bố. Tuy nhiên, hoạt tính anammox và hiệu suất loại bỏ tổng nitơ bị ảnh hưởng đáng kể trong các giai đoạn tích lũy nitrit cao, cho thấy sự cân bằng giữa quá trình nitrit hóa và tiêu thụ nitrit là yếu tố then chốt quyết định hiệu quả SANR trong điều kiện nước thải sinh hoạt. Nghiên cứu cũng chỉ ra rằng các yếu tố vận hành như dao động DO, tải trọng nitơ tăng nhanh và giới hạn khuếch tán trong hạt PVA gel có thể gây sai lệch so với động học anammox lý thuyết và cần được kiểm soát chặt chẽ. Do đó, các kết quả thu được phản ánh khả năng vận hành của hệ SANR-PVA gel ở quy mô thí nghiệm, thay vì đại diện cho động học anammox thuần. Nhìn chung, nghiên cứu này cung cấp thêm dữ liệu thực nghiệm về ứng dụng SANR-PVA gel cho nước thải sinh hoạt C/N thấp và làm rõ các giới hạn vận hành liên quan đến tích lũy nitrit.

XUNG ĐỘT LỢI ÍCH

Nhóm tác giả không có xung đột lợi ích với cá nhân hay tổ chức nào liên quan đến bài nghiên cứu.

ĐÓNG GÓP CỦA CÁC TÁC GIẢ

Nguyễn Hoàng Dũng: Phân tích hình thức, điều tra, viết - bản thảo gốc. Nguyễn Phước Dân: Giám sát, Khái niệm hóa, Quản lý đề tài, Phân tích hình thức, Lê Quang Đỗ Thành: Viết - rà soát & chỉnh sửa, Phương pháp luận. Trần Ngọc Hà: Quản lý dữ liệu, Phân tích dữ liệu.

DANH MỤC TỪ VIẾT TẮT

AOB: Ammonia-Oxidizing Bacteria (vi khuẩn oxy hóa amoni)
Anammox: Anaerobic Ammonium Oxidation (oxy hóa amoni kỵ khí)
CANON: Completely Autotrophic Nitrogen removal Over Nitrite
C/N: Tỷ lệ cacbon/nitơ
COD: Chemical Oxygen Demand (nhu cầu oxy hóa học)
DO: Dissolved Oxygen (oxy hòa tan)
FA: Free Ammonia (amoni tự do)
FNA: Free Nitrous Acid (axit nitơ tự do)
HRT: Hydraulic Retention Time (thời gian lưu nước)

MLSS: Mixed Liquor Suspended Solids (chất rắn lơ lửng trong hỗn dịch)
NLR: Nitrogen Loading Rate (tải trọng nitơ)
NOB: Nitrite-Oxidizing Bacteria (vi khuẩn oxy hóa nitrit)
PN: Partial Nitrification (nitrit hóa bán phần)
PN/A: Partial Nitrification/Anammox
PVA: Polyvinyl Alcohol
SAA: Specific Anammox Activity (hoạt tính riêng của anammox)
SAAOB: Specific AOB Activity (hoạt tính riêng của AOB)
SANOB: Specific NOB Activity (hoạt tính riêng của NOB)
SANR: Single-stage Autotrophic Nitrogen Removal (khử nitơ tự dưỡng một bậc)
SBR: Sequencing Batch Reactor (bể phản ứng theo mẻ luân phiên)
SD: Standard Deviation (độ lệch chuẩn)
TKN: Total Kjeldahl Nitrogen (tổng nitơ Kjeldahl)
TN: Total Nitrogen (tổng nitơ)
TSS: Total Suspended Solids (tổng chất rắn lơ lửng)
VSS: Volatile Suspended Solids (chất rắn lơ lửng bay hơi)

LỜI CẢM ƠN

Nghiên cứu này nhận được sự hỗ trợ từ Đại học Quốc gia Thành phố Hồ Chí Minh (VNU-HCM), mã số DA2024-20-01. Bản thảo được phát triển với nguồn lực và cơ sở vật chất do Phòng thí nghiệm Nghiên cứu Nước Châu Á (CARE) thuộc Đại học Bách khoa Thành phố Hồ Chí Minh (HCMUT), Đại học Quốc gia Thành phố Hồ Chí Minh (VNU-HCM) cung cấp.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

- Xu Y, Xu Y, Li T, Wang GP, Dai XH. Two-step partial nitrification-anammox process for treating thermal-hydrolysis anaerobic digester effluent: start-up and microbial characterisation. *Journal of Cleaner Production*. 2020;252. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119784>.
- Yan Z, Zeng R, Yang H. Sustainable Treatment of High-Ammonia-Nitrogen Organic Wastewater via Anaerobic Ammonium Oxidation (Anammox) Combined with Effluent Recirculation/Micro-Aeration. *Sustainability* 2025; 17(13): 5926. The Science of the Total Environment. 2024;906. Available from: <https://doi.org/10.3390/su17135926>.
- Zhang Z, Xing W, Lu J, Gao X, Jia F, Yao H. Nitrogen removal and nitrous oxide emission in the partial nitrification/anammox process at different reflux ratios. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167520>.
- Le TS, Nguyen PD. Application of the CANON-SBR process for ammonia removal from old municipal landfill leachate; 2019.
- Nguyen NH, Dang VH, Nguyen PD, Bui XT. Application of Oxygen Limited Autotrophic Nitrification/Denitrification (OLAND) for anaerobic latex processing wastewater treatment. *International Biodeterioration Biodegradation*. 2017;124:45–55. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2017.07.009>.

6. Huynh TV, Nguyen PD, Phan TA, Luong DH, Truong TT, Huynh KA, et al. Application of the CANON process for nitrogen removal from anaerobically pretreated husbandry wastewater. *International Biodeterioration Biodegradation*. 2019;136:1–7. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2018.09.010>.
7. Wang B, Wang Z, Wang S, Qiao X, Gong X, Gong Q, et al. Recovering partial nitrification in a PN/A system during mainstream wastewater treatment by reviving AOB activity after thoroughly inhibiting AOB and NOB with free nitrous acid. *Environment International*. 2020;139. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105684>.
8. Wang Z, Zheng M, Duan H, Yuan Z, Hu S. A 20-Year Journey of Partial Nitrification and Anammox (PN/A): from Sidestream toward Mainstream. *Environmental Science Technology*. 2022;56(12):7522–31. Available from: <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c06107>.
9. Choi M, Chaudhary R, Lee M, Kim J, Cho K, Chung YC, et al. Enhanced selective enrichment of partial nitrification and anammox bacteria in a novel two-stage continuous flow system using flat-type poly (vinylalcohol) cryogel films. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122546>.
10. Isaka K, Kimura Y, Matsuura M, Osaka T, Tsuneda S. First full-scale nitrification-anammox plant using gel entrapment technology for ammonia plant effluent. *Biochemical Engineering Journal*. 2017;122:115–22. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.bej.2017.03.005>.
11. Ali M, Song Y, Zheng P. Performance and characteristics of a nitrification air-lift reactor under long-term HRT shortening. *International Biodeterioration Biodegradation*. 2016;111:45–53. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2016.04.003>.
12. Zhang L, Okabe S. Rapid cultivation of free-living planktonic anammox cells. *Water Research*. 2017;127:204–10. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.10.029>.
13. Dosta J, Vila J, Sancho I, Basset N, Grifoll M, Mata-Álvarez J. Two-step partial nitrification/Anammox process in granulation reactors: Start-up operation and microbial characterization. *Journal of Environmental Management*. 2015;164:196–205. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.08.023>.
14. Cao X, Liu T, Li X, Huang Y, Nie Q, Li M. Full-scale simultaneous partial nitrification, anammox, and denitrification for the efficient treatment of carbon and nitrogen in low-C/N wastewater. *Water Research X*. 2024;26. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.wroa.2024.100288>.
15. Wang XT, Yang H, Wang JW. Gel-immobilized partial nitrification/anammox achieves reliable nitrogen removal under varying nitrogen concentrations and during reactivation processes. *Bioresource Technology*. 2023;370. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.128561>.
16. Wang X, Qin S, Zhao L, Wang J, Yang H. Mechanism of gel immobilization driving efficient anammox in mainstream partial nitrification/anammox process: structural characterization and multi-perspective microbial analysis. *Bioresource Technology*. 2024;395. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2024.130375>.
17. Hu X, Yang H, Fang X, Liu X, Bai Y, Su B, et al. High efficiency and stable partial nitrification achieved via gel immobilization. *Bioresource Technology*. 2024;394. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2023.130262>.
18. Zhao Y, Zhu B, Yuan R, Chen H, Zhou B. Study on the removal of nitrogen in landfill leachate by partial nitrification-anammox-denitrification. *Process Safety and Environmental Protection*. 2026;206. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.psep.2025.108282>.
19. Hoa TT, Khanh LN, Zhijun L, Fujii T, Rouse JD, Furukawa K. Nitrogen removal by immobilized anammox sludge using PVA gel as biocarrier. *Japanese Journal of Water Treatment Biology*. 2006;42(3):139–49. Available from: <https://doi.org/10.2521/jswtb.42.139>.
20. APHA. AWWA, WEF. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Washington (DC): American Public Health Association; 2017.
21. TCVN 6638:2000. Chất lượng nước – Xác định nitơ – Vô cơ hóa xúc tác sau khi khử bằng hợp kim Devarda. Hà Nội: Bộ Khoa học, Công nghệ và Môi trường; 2000.
22. TCVN 4562:1988. Nước thải – Phương pháp xác định hàm lượng nitrat. Hà Nội: Ủy ban Khoa học và Kỹ thuật Nhà nước; 1998.
23. & Eddy Inc M. Tchobanoglous G, Stensel HD, Tsuchihashi R, Burton F. Wastewater engineering: treatment and resource recovery. New York: McGraw-Hill Education; 2014.
24. Anthonisen AC, Loehr RC, Prakasam TB, Srinath EG. Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. *Journal - Water Pollution Control Federation*. 1976;48(5):835–52.
25. Bae H, Choi M, Chung YC, Lee S, Yoo YJ. Core-shell structured poly (vinyl alcohol)/sodium alginate bead for single-stage autotrophic nitrogen removal. *Chemical Engineering Journal*. 2017;322:408–16. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.03.119>.
26. Strous M, Kuenen JG, Jetten MS. Key physiology of anaerobic ammonium oxidation. *Applied and Environmental Microbiology*. 1999;65(7):3248–50. Available from: <https://doi.org/10.1128/AEM.65.7.3248-3250.1999>.
27. Jin RC, Yang GF, Yu JJ, Zheng P. The inhibition of the anammox process: A review. *Chemical Engineering Journal*. 2012;197:67–79. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2012.05.014>.
28. Wang Y, Liu Y, Lv Z, Liu G, Pan Y, Zhang J, et al. Study of the treatment of domestic sewage using PVA gel beads as a biomass carrier. *Journal of Water Reuse and Desalination*. 2018;8(3):340–9. Available from: <https://doi.org/10.2166/wrd.2017.181>.
29. Bucheli-Witschel M, Kötzsch S, Darr S, Widler R, Egli T. A new method to assess the influence of migration from polymeric materials on the biostability of drinking water. *Water Research*. 2012;46(13):4246–60. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.05.008>.
30. Yang Y, Gong H, Zhou Z, Dai X. Characterization and Comparison of Anammox Immobilization in Polyvinyl Alcohol. *Processes (Basel, Switzerland)*. 2024;12(7):1442. Available from: <https://doi.org/10.3390/pr12071442>.
31. Wenjie Z, Dunqiu W, Yasunori K, Taichi Y, Li Z, Kenji F. PVA-gel beads enhance granule formation in a UASB reactor. *Bioresource Technology*. 2008;99(17):8400–5. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.02.040>.
32. Ali M, Oshiki M, Rathnayake L, Ishii S, Satoh H, Okabe S. Rapid and successful start-up of anammox process by immobilizing the minimal quantity of biomass in PVA-SA gel beads. *Water Research*. 2015;79:147–57. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.04.024>.
33. Banach-Wisniewska A, Ćwierniewicz Wojciechowska M, Ziemińska-Buczyńska A. Effect of temperature shifts and anammox biomass immobilization on sequencing batch reactor performance and bacterial genes abundance. *International Journal of Environmental Science and Technology*. 2021;18(7):1719–30. Available from: <https://doi.org/10.1007/s13762-020-02957-w>.
34. Hirose K, Kondo T, Saito Y, Isaka K. Individual evaluation of nitrite and free nitrous acid inhibition on anammox activity. *Journal of Bioscience and Bioengineering*. 2024;138(4):345–50. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.jbiosc.2024.06.010>.
35. Lotti T, van der Star WR, Kleerebezem R, Lubello C, van Loosdrecht MC. The effect of nitrite inhibition on the anammox process. *Water Research*. 2012;46(8):2559–69. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.02.011>.
36. Majtacz J, Al-Hazmi HE, Xu X, Piechota G, Li X, Kumar G, et al. Removal of nitrogen from wastewater: unsolved problems and possible solutions with partial denitrification/anammox systems. *Chemical Engineering Journal*. 2024;499. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2024.156131>.
37. Vázquez-Padín J, Mosquera-Corral A, Campos JL, Méndez R, Revsbech NP. Microbial community distribution and activity dynamics of granular biomass in a CANON reactor. *Water Re-*

- search. 2010;44(15):4359–70. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.05.041>.
38. Pijuan M, Ribera-Guardia A, Balcázar JL, Micó MM, de la Torre T. Effect of COD on mainstream anammox: evaluation of process performance, granule morphology and nitrous oxide production. *The Science of the Total Environment*. 2020;712. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136372>.
39. Chen J, Hai Y, Zhang W, Zhou X. Insights into deterioration and reactivation of a mainstream anammox biofilm reactor response to C/N ratio. *Journal of Environmental Management*. 2022;320. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115780>.
40. Hausherr D, Niederdorfer R, Bürgmann H, Lehmann MF, Magyar P, Mohn J, et al. Successful mainstream nitrification through NOB inactivation. *The Science of the Total Environment*. 2022;822. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153546>.

Application of PVA gel beads for immobilization of AOB and Anammox biomass in nitrogen treatment of domestic wastewater

Nguyen Hoang Dung¹, Nguyen Phuoc Dan^{2,*}, Le Quang Do Thanh³, Tran Ngoc Ha³



Use your smartphone to scan this QR code and download this article

ABSTRACT

This study evaluated the performance of a single-stage autotrophic nitrogen removal (SANR) system using polyvinyl alcohol (PVA) gel beads to immobilize ammonia-oxidizing bacteria (AOB) and anammox biomass for treating low-C/N domestic wastewater. A laboratory-scale reactor (working volume 10.8 L) was operated under intermittent aeration, with dissolved oxygen (DO) maintained between 0.1 and 0.8 mg/L. The influent ammonium concentration ranged from 50 to 60 mg NH₄⁺-N/L, and the nitrogen loading rate (NLR) was gradually increased from 0.06 to 0.34 kgN/m³/day by reducing the hydraulic retention time (HRT) from 28.8 to 4.8 h. At an NLR of 0.34 kgN/m³/day (HRT 4.8 h), the average ammonium removal efficiency was approximately 90%, while total nitrogen (TN) removal averaged 53%. Nitrite accumulation occurred during transitional operational phases, with peak NO₂⁻-N concentrations exceeding 40 mg/L, coinciding with reduced TN removal. Batch activity tests showed that AOB activity (46.2–75.7 mg NH₄⁺-N/g VSS/day) was consistently higher than NOB activity (3.1–7.1 mg NO₃⁻-N/g VSS/day), indicating effective suppression of nitrite-oxidizing bacteria. The specific anammox activity increased from 46.5 to 89.8 mg N₂-N/g VSS/day as the NLR increased, but tended to level off at higher loading rates. The results demonstrate that SANR with PVA gel beads can sustain partial nitrification and anammox under low-strength domestic wastewater conditions at short HRT. However, nitrite accumulation and operational disturbances significantly affected nitrogen removal performance, highlighting the need for improved control of DO and nitrite/FNA levels. These findings provide quantitative insights into the potential and limitations of SANR–PVA gel systems for mainstream domestic wastewater treatment.

Key words: PVA gel, anammox, domestic wastewater, nitrogen treatment, CANON

¹Faculty of Environment and Natural Resources, Ho Chi Minh City University of Technology, Vietnam National University Ho Chi Minh City, Ho Chi Minh City, Vietnam

²Faculty of Civil Engineering, Ho Chi Minh City University of Technology, Vietnam National University Ho Chi Minh City, Ho Chi Minh City, Vietnam

³Asian Water Research Center (CARE), Ho Chi Minh City University of Technology, Vietnam National University Ho Chi Minh City, Ho Chi Minh City, Vietnam

Correspondence

Nguyen Phuoc Dan, Faculty of Civil Engineering, Ho Chi Minh City University of Technology, Vietnam National University Ho Chi Minh City, Ho Chi Minh City, Vietnam

Email: npdan@hcmut.edu.vn

History

- Received: 04-11-2025
- Revised: 04-03-2026
- Accepted: 16-09-2026
- Published Online: 07-10-2026

DOI : <https://doi.org/10.32508/vnuhcmj-ees.v10i2.853>



Check for updates

Copyright

© VNUHCM Journal. This is an open-access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution 4.0 International license.

Cite this article : Dung N H, Dan N P, Thanh L Q D, Ha T N. **Application of PVA gel beads for immobilization of AOB and Anammox biomass in nitrogen treatment of domestic wastewater.** *VNUHCM J. Environ. Earth Sci.* 2026; 10(2):1468-1484.