

NGHIÊN CỨU ỨNG DỤNG TƯỜNG THẨM PHẢN ỨNG (PRB) TỪ BÊ TÔNG PHẾ THẢI ĐỂ NGĂN NGỪA Ô NHIỄM NGUỒN NƯỚC NGẦM TỪ CÁC BÃI CHÔN LẤP CHẤT THẢI RẮN ĐÔ THỊ

Nguyễn Lan Hương^{a,*}, Trần Hoài Sơn^a

^aKhoa Kỹ thuật Môi trường, Trường Đại học Xây dựng Hà Nội, số 55 đường Giải Phóng, Phường Bạch Mai, Hà Nội, Việt Nam

Nhận ngày 13/4/2026, Sửa xong 18/5/2026, Chấp nhận đăng 22/5/2026

Tóm tắt

Tường thẩm phản ứng (PRB) là công nghệ xử lý nước ngầm ô nhiễm hiệu quả với chi phí thấp, hoạt động bằng cách cho dòng nước thấm đi qua lớp vật liệu phản ứng để loại bỏ chất ô nhiễm thông qua các cơ chế như hấp phụ, kết tủa và phân hủy. Nhiều nghiên cứu trên thế giới và tại Việt Nam cho thấy các vật liệu phế thải xây dựng như bê tông khí chưng áp (AAC), bê tông tái chế và gạch nghiền có khả năng xử lý kim loại nặng và photpho hiệu quả. Tuy nhiên, việc ứng dụng các vật liệu này trong công nghệ PRB để xử lý nước rỉ rác bị pha loãng và ngăn ngừa ô nhiễm nước ngầm tại Việt Nam vẫn còn hạn chế. Do đó, nghiên cứu này được thực hiện nhằm đánh giá khả năng xử lý nước rỉ rác ở quy mô phòng thí nghiệm bằng vật liệu phế thải xây dựng. Từ kết quả vận hành mô hình cho thấy hiệu quả xử lý trung bình của mô hình đối với COD là 51,7%; nitơ amoni là 59,0%, tổng nitơ là 43,9%, tổng photpho là 92,7%; xử lý hoàn toàn Pb và Cd đạt hiệu suất xử lý là 100%. Kết quả nghiên cứu cho thấy công nghệ PRB dùng bê tông thải có tiềm năng xử lý nước ngầm bị ô nhiễm quanh bãi chôn lấp, đồng thời giảm chi phí và hướng tới phát triển bền vững.

Từ khóa: tường thẩm phản ứng (PRB); xử lý nước rỉ rác; ô nhiễm nước ngầm; bê tông phế thải; phế thải xây dựng.

PERMEABLE REACTIVE BARRIERS (PRB) USING RECYCLED CONCRETE FOR REMEDIATION OF CONTAMINATED GROUNDWATER FROM MUNICIPAL SOLID WASTE LANDFILLS

Abstract

A Permeable Reactive Barrier (PRB) is an effective and low-cost technology for treating contaminated groundwater. It operates by allowing groundwater to flow through a reactive material layer, where pollutants are removed through mechanisms such as adsorption, precipitation, and degradation. Numerous studies worldwide and in Vietnam have shown that construction waste materials, such as autoclaved aerated concrete (AAC), recycled concrete, and crushed bricks, have strong potential for removing heavy metals and phosphorus. However, the application of these materials in PRB technology for treating landfill leachate and preventing groundwater contamination in Vietnam remains limited. Therefore, this study was conducted to evaluate the treatment efficiency of landfill leachate at the laboratory scale using construction waste materials. The experimental results indicate that the system achieved average removal efficiencies of 51.7% for COD, 59.0% for ammonium nitrogen, 43.9% for total nitrogen, and 92.7% for total phosphorus, while complete removal of Pb and Cd was achieved with 100% efficiency. These findings demonstrate that PRB technology using waste concrete has strong potential for treating contaminated groundwater in landfill sites, while also reducing costs and contributing to sustainable development.

Keywords: Permeable Reactive Barrier (PRB); landfill leachate treatment; groundwater contamination; waste concrete; construction and demolition waste.

[https://doi.org/10.31814/stce.huce2026-20\(2V\)-14](https://doi.org/10.31814/stce.huce2026-20(2V)-14) © 2026 Trường Đại học Xây dựng Hà Nội (ĐHXDHN)

1. Giới thiệu

Tường thẩm phản ứng (Permeable Reactive Barrier – PRB) là một trong những công nghệ mới thường được sử dụng trong xử lý nước ngầm bị ô nhiễm, và là giải pháp đơn giản, chi phí thấp. PRB là một cấu trúc tường được đặt ngầm dưới đất để dòng thấm bị ô nhiễm chảy qua [1]. Có hai cấu hình lắp đặt của PRB là tường liên tục [2] và dạng cổng chắn định tuyến chất ô nhiễm (Funnel-and-Gate) [3]. Các bức tường liên tục là cách lắp đặt đơn giản nhất, kéo dài theo chiều rộng và chiều sâu của dòng

*Tác giả đại diện. Địa chỉ e-mail: huongnl2@huce.edu.vn (Hương, N. L.)

nước bị ô nhiễm và ít ảnh hưởng nhất đến dòng nước ngầm hiện có. Đối với cổng chắn Funnel-and-Gate, hệ thống bao gồm các cổng thấm chứa vật liệu phản ứng và dòng ô nhiễm sẽ đi xuyên qua các cổng này. Các loại vật liệu phản ứng khác nhau đã được sử dụng trong PRB để xử lý nước ngầm bị ô nhiễm ví dụ như than hoạt tính, sắt hóa trị không, hỗn hợp đất-bentonit... Việc lựa chọn vật liệu phản ứng cụ thể cho PRB phụ thuộc vào các yếu tố như: khả năng phản ứng, độ ổn định, tính sẵn có và chi phí, tính tương thích với môi trường, hiệu suất thủy lực và an toàn. Cơ chế xử lý dòng thấm bị ô nhiễm bằng cách kết tủa, hấp phụ hoặc phân hủy chất ô nhiễm khi dòng thấm ô nhiễm đi qua lớp tường chắn. Đã có nhiều nghiên cứu được thực hiện về PRB để loại bỏ các chất ô nhiễm khác nhau trong nước ngầm như Zeolit tự nhiên xử lý nhôm và kim loại nặng [4], Carbon hoạt tính xử lý cadimi [5], tro bay xử lý chì [6]. Trong một nghiên cứu tại Srilanka, một PRB đã được chế tạo từ các chất hấp phụ chi phí thấp trong đó có đất mùn, than sinh học từ gạo dứa và phế thải gạch đá ong và ứng dụng tại các bãi rác hở giúp giảm ô nhiễm nguồn nước ngầm bị ô nhiễm bởi nước rỉ rác từ bãi chôn lấp chất thải rắn đô thị [7]. Hay một nghiên cứu khác của Vinodhini và Das đã chế tạo PRB làm từ than hoạt tính, trấu, vỏ khoai tây, bụi cưa, xơ dừa để xử lý crom trong nước rỉ rác [8, 9]. Quá trình loại bỏ chất gây ô nhiễm bằng PRB dựa trên các cơ chế như phân hủy, kết tủa và hấp phụ chất gây ô nhiễm [2], hoặc có thể là sự kết hợp các cơ chế khác nhau [10]. Bên cạnh các vật liệu rẻ tiền và sẵn có đã được ứng dụng trong PRB, các loại phế thải từ ngành công nghiệp xây dựng (PTXD) cũng đang được nghiên cứu ứng dụng bởi PTXD chiếm khoảng 50% tỷ lệ thành phần chất thải rắn nói chung [11], thành phần khoáng trong PTXD có khả năng loại bỏ photpho, amoni và kim loại nặng. Một số nghiên cứu trên thế giới đã sử dụng bê tông và gạch đập vỡ, bê tông khí chưng áp để xử lý photpho, asen, florua, chì và cadimi [12–14].

Ô nhiễm môi trường từ các bãi chôn lấp chất thải rắn đô thị đang là một vấn đề nghiêm trọng tại Việt Nam trong bối cảnh đô thị hóa nhanh và lượng chất thải phát sinh ngày càng gia tăng. Hiện nay, các phương pháp xử lý CTRSH phổ biến ở Việt Nam: chôn lấp (63%), làm phân trộn (4%), tái chế (10%), và đốt (14%), chôn lấp là phương pháp xử lý chính [14]. Nguồn gây ô nhiễm chính từ các bãi chôn lấp là nước rỉ rác, nước rỉ bãi rác chứa nhiều loại hợp chất hữu cơ và vô cơ khác nhau như cacbon dễ phân hủy và không phân hủy sinh học, axit humic và fulvic; các hợp chất như chất keo và kim loại nặng, và các muối vô cơ như natri, canxi, sunfat, amoniac, và các chất độc hại khác do không phân loại được chất thải rắn sinh hoạt (CTRSH) đã thải bỏ [15]. Nhiều nghiên cứu tại các bãi rác như Kiêu Kỵ, Nam Sơn (Hà Nội), Xuân Sơn hay Cẩm Hà (Hội An) cho thấy nồng độ các chất ô nhiễm vượt quy chuẩn cho phép, gây ảnh hưởng tiêu cực đến chất lượng đất, nước và sức khỏe cộng đồng [16–18].

Từ các nghiên cứu trong và ngoài nước cho thấy công nghệ PRB với vật liệu phản ứng từ PTXD chưa được nghiên cứu triển khai, cũng như chưa có đánh giá về hiệu quả đồng xử lý chất hữu cơ (phân hủy) và kim loại nặng (hấp phụ) của PRB đối với nước rỉ rác hay nước ngầm bị ô nhiễm bởi các bãi chôn lấp CTR. Nghiên cứu này nhằm đánh giá hiệu quả xử lý nước rỉ rác pha loãng bởi nước mưa chảy tràn hay nguồn nước ngầm bị ô nhiễm bởi nước rỉ rác ở quy mô phòng thí nghiệm với vật liệu phản ứng là PTXD, làm tiền đề cho việc xác định thông số thiết kế phù hợp để xử lý và phòng ngừa ô nhiễm nước ngầm do nước rỉ rác.

2. Vật liệu và phương pháp nghiên cứu

2.1. Vật liệu nghiên cứu

a. Nước rỉ rác

Mẫu nước rỉ rác được lấy từ Khu liên hợp xử lý chất thải Nam Sơn, Hà Nội, Việt Nam (Hình 1). Bãi rác Nam Sơn là bãi chôn lấp CTRSH lớn nhất Hà Nội và nằm cách trung tâm Thành phố Hà Nội 45 km về phía Bắc. Lượng mưa trung bình năm là 1670 mm và độ ẩm không khí trung bình là 84% [16]. Tại các ô chôn lấp rác, nước rỉ rác bãi rác được thu gom bằng các giếng có mạng lưới ống

và xả vào hồ sinh học/hồ chứa nước rỉ rác (hồ thu gom nước rỉ rác). Ước tính mỗi tấn rác thải sẽ tạo ra 0,43 m³ nước rỉ rác, tức là với 5.000 tấn rác mỗi ngày thì bãi rác Nam Sơn phát sinh khoảng 2.150 m³ nước rỉ rác mỗi ngày. Thêm vào đó lượng nước rỉ rác tạo ra từ lượng mưa tự nhiên là 363 m³/ngày, như vậy tổng lượng nước rỉ rác thải ra khoảng 2.500 m³/ngày. Toàn bộ nước rỉ rác được dẫn đến hồ sinh học có thể tích khoảng 200.000 m³. Nước rỉ rác sau khi thu gom được bơm lên và đưa về 3 nhà máy xử lý nước thải với công suất xử lý tối đa là 3.200 m³/ngày, hiện tại đang hoạt động ở công suất 2.150 m³/ngày [19].



Hình 1. Vị trí lấy mẫu nước rỉ rác (S1, S2)

Nước rỉ rác được lấy mẫu định kỳ 1 tháng 1 lần tại hệ thống thu gom nước rỉ rác của các ô chôn lấp CTR tại bãi rác Nam Sơn (vị trí S1 – tại giếng thu gom nước rỉ rác, S2 – hồ chứa tạm nước rỉ rác). Các mẫu được thu thập bằng chai polypropylene và được bảo quản ở 4 °C trong phòng thí nghiệm.

b. Vật liệu PRB

Vật liệu phế thải xây dựng được lấy từ dây chuyền tái chế PTXD từ bê tông thải của dự án SATREPS tại Đông Anh, Hà Nội và được vận chuyển về phòng thí nghiệm tại trường ĐH Xây dựng Hà Nội. Tại phòng thí nghiệm, nhóm nghiên cứu sử dụng sàng tiêu chuẩn để lựa chọn hạt nghiền có kích thước 10–20 mm để làm vật liệu PRB. Tính chất và thành phần hóa của vật liệu PRB được sử dụng có các thông số như tại Bảng 1.

Bảng 1. Một số tính chất và thành phần hóa của vật liệu PRB

Đặc điểm	Giá trị trung bình	Phương pháp xác định
Trọng lượng riêng khô (kg/m ³)	1.396,14	TCVN 7572-4:2006 [20]
Khối lượng thể tích (kg/m ³)	1.418,69	TCVN 7572-4:2006 [20]
pH dung dịch chiết	10,3	Máy đo đa chỉ tiêu cầm tay HQ40d
EC dung dịch chiết (mS/cm)	0,71	Máy đo đa chỉ tiêu cầm tay HQ40d
Thành phần hóa (%)	MgO: 7,3; Al ₂ O ₃ : 6,3; SiO ₂ : 35,4 CaO: 30,9; Fe ₂ O ₃ : 1,7; Khác: 18,4	Máy phân tích nhiễu xạ Rơn-ghen (XRF)

2.2. Phương pháp phân tích

Các thông số chất lượng nước thải và phương pháp phân tích được tóm tắt trong Bảng 2. Chủ yếu, bốn nhóm chất ô nhiễm: i) các thông số chất lượng chung của nước thải, ii) anion và cation, iii) chất ô nhiễm hữu cơ và iv) kim loại nặng được đo theo tiêu chuẩn Việt Nam (TCVN), Phương pháp tiêu chuẩn để kiểm tra nước và nước thải (SMEWW), và các phương pháp phân tích được lựa chọn để xử lý và phục hồi môi trường.

Bảng 2. Kết quả phân tích mẫu nước rỉ rác được lấy tại BCL CTR Nam Sơn

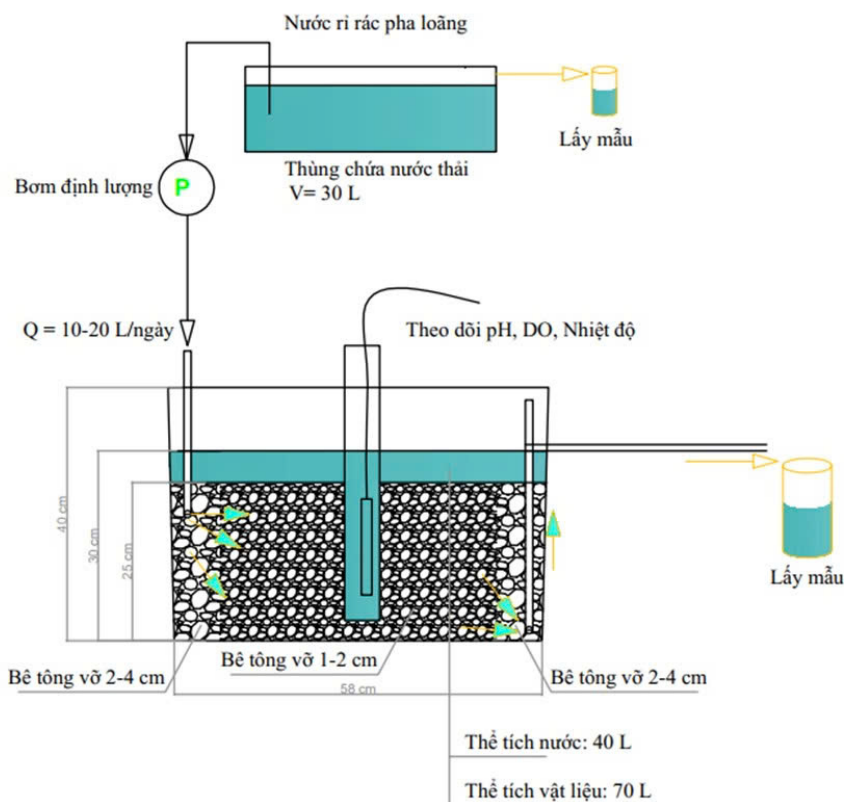
STT	Thông số	Đơn vị	Phương pháp phân tích	Kết quả	
				S2	S1
1	TSS	mg/L	TCVN 6625:2000 [21]	221	217
2	COD	mg/L	SMEWW 5220C:2017 [22]	2680	3800
3	BOD ₅	mg/L	TCVN 6001-1:2021 [23]	1350	1947
4	Tổng N	mg/L	TCVN 6638:2000 [24]	1142	981
5	NH ₄ ⁺	mg/L	TCVN 6179-1:1996 [25]	1104	968
6	Tổng P	mg/L	TCVN 6202:2008 [26]	39,9	22,7
7	As	mg/L	SMEWW 3113B:2017 [27]	KPH	KPH
8	Pb	mg/L	SMEWW 3113B:2017 [27]	KPH	KPH
9	Cd	mg/L	SMEWW 3113B:2017 [27]	KPH	KPH
10	Hg	mg/L	SMEWW 3113B:2017 [27]	KPH	KPH
11	Zn	mg/L	SMEWW 3113B:2017 [27]	0,675	0,825

Kết quả phân tích cho thấy nước rỉ rác tại BCL CTR Nam Sơn có mức độ ô nhiễm rất cao, đặc trưng bởi hàm lượng chất hữu cơ và dinh dưỡng lớn (Bảng 2). Cụ thể, COD dao động từ 2680–3800 mg/L và BOD₅ từ 1350–1947 mg/L, phản ánh tải lượng hữu cơ cao và khả năng phân hủy sinh học tương đối tốt (tỷ lệ BOD₅/COD \approx 0,50–0,51). Điều này cho thấy nước rỉ rác vẫn còn ở giai đoạn phân hủy sinh học mạnh, phù hợp với các phương pháp xử lý sinh học. Kết quả này tương tự như Báo cáo của Trần và cs. [19], khi COD có nồng độ từ 1500–7800 mg/L, BOD₅ có nồng độ từ 690–3800 mg/L, tỷ lệ BOD₅/COD \approx 0,50. Hàm lượng nitơ tổng (981–1142 mg/L) và đặc biệt là NH₄⁺ (968–1104 mg/L) chiếm tỷ lệ rất lớn, cho thấy ô nhiễm nitơ ở mức nghiêm trọng, đây là đặc trưng điển hình của nước rỉ rác bãi chôn lấp lâu năm [28]. Nồng độ amoni cao có thể gây ức chế vi sinh vật và là thách thức lớn đối với quá trình xử lý, đặc biệt là quá trình nitrat hóa. Đối với tổng phốt pho (22,7–39,9 mg/L), giá trị ở mức trung bình so với nước rỉ rác, góp phần duy trì tỷ lệ dinh dưỡng cần thiết cho hoạt động sinh học. Trong khi đó, TSS (217–221 mg/L) và TDS (~ 400 mg/L) cho thấy sự hiện diện của cả chất rắn lơ lửng và hòa tan, có thể ảnh hưởng đến quá trình xử lý nếu không được loại bỏ hiệu quả. Đáng chú ý, các kim loại nặng độc hại như As, Pb, Cd, Hg đều không phát hiện (KPH), cho thấy mức độ ô nhiễm kim loại không đáng kể tại thời điểm lấy mẫu. Tuy nhiên, Zn vẫn ở mức thấp (0,675–0,825 mg/L), cần được theo dõi trong quá trình xử lý lâu dài. So sánh giữa hai mẫu, mẫu S1 có mức độ ô nhiễm hữu cơ cao hơn (COD, BOD₅) nhưng lại có hàm lượng nitơ thấp hơn so với mẫu S2, cho thấy sự khác biệt về đặc tính nước rỉ rác theo vị trí hoặc thời gian thu mẫu. Nhìn chung, nước rỉ rác tại khu vực nghiên cứu có đặc trưng ô nhiễm hữu cơ và dinh dưỡng cao, kim loại thấp, phù hợp với xu hướng chung của nước rỉ rác bãi chôn lấp.

2.3. Mô hình phòng thí nghiệm

Nước rỉ rác được pha loãng với tỉ lệ 1 nước rỉ rác và 5 nước sạch và lưu trữ trong thùng chứa với dung tích 30 lít. Nước rỉ rác pha loãng sau đó được bơm định lượng bơm vào mô hình với lưu lượng

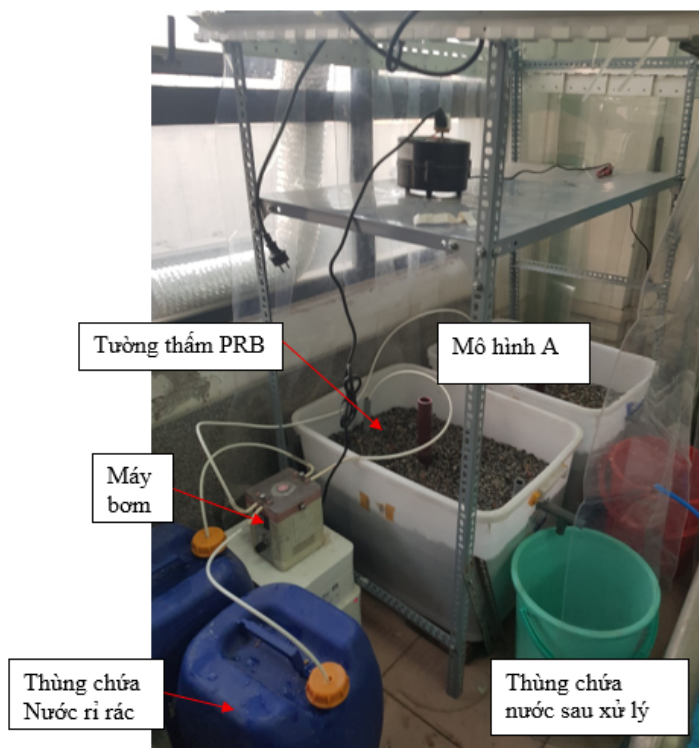
20 l/ngày. Vật liệu PRB từ bê tông phế thải đập vỡ được sàng và làm sạch, kích thước hạt vật liệu 10–20 mm, được đổ vào mô hình với dung tích vật liệu 70 l. Nước rỉ rác được đưa vào mô hình qua đường ống phân phối phía trên sau đó nước sau xử lý được thu gom theo đường ống đục lỗ lắp đặt phía dưới, đảm bảo dòng chảy thấm là dòng chảy ngang (bãi lọc dòng chảy ngang – Hình 2, Hình 3). Các thông số vận hành của mô hình được thể hiện ở Bảng 3. Chất lượng nước được lấy mẫu định kỳ và phân tích 1 tuần 1 lần với các thông số COD, TN, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, TP, Cd, Pb. Kết quả phân tích các mẫu thể hiện giá trị trung bình (đối với mẫu lặp là 2 mẫu với mỗi một chỉ tiêu và có đối chiếu với mẫu trắng để kiểm soát chất lượng của kết quả phân tích).



Hình 2. Thiết kế mô hình xử lý nước rỉ rác với công suất 20 l/ngày

Bảng 3. Thông số thiết kế vận hành mô hình PRB xử lý nước rỉ rác

Thông số thiết kế vận hành	Giá trị
HRT – Thời gian lưu nước (ngày)	2
Lưu lượng xử lý (l/d)	20
HLR – Tải trọng thủy lực ($\text{l/m}^2/\text{ngày}$)	100
ALR – Tải trọng hữu cơ ($\text{gCOD/m}^2/\text{ngày}$)	33,3
COD (mg/L)	400–500
$\text{NH}_4^+\text{-N}$ (mg/L)	200
TP (mg/L)	8



Hình 3. Hình ảnh vận hành mô hình xử lý nước rỉ rác tại phòng thí nghiệm (mô hình A)

3. Kết quả và thảo luận

3.1. Giai đoạn thích nghi và tạo bùn sinh học

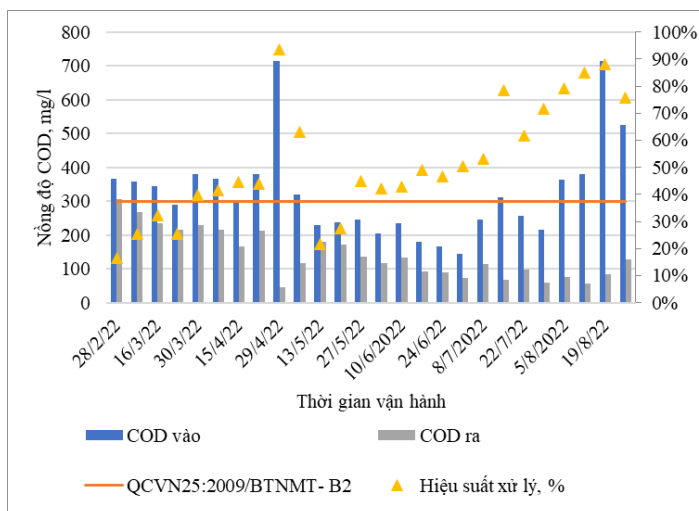
Mô hình được vận hành với nước rỉ rác được pha loãng, sau đó được bổ sung bùn kỵ khí đã được nuôi cấy sẵn trong phòng thí nghiệm. Chế độ vận hành của bể PRB là chế độ thiếu khí trong lớp vật liệu lọc và làm thoáng tự nhiên trên bề mặt với lớp nước trên bề mặt khoảng 7–10 cm. Sau 2 tháng vận hành (từ tháng 2 đến tháng 3/2022), bùn sinh học đã thích nghi và tạo thành các lớp màng bám vào bề mặt vật liệu PRB.

3.2. Hiệu quả xử lý nước rỉ rác của mô hình bể PRB

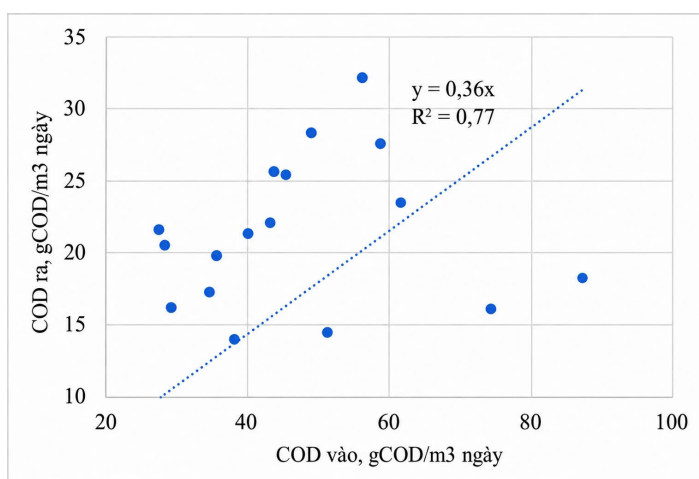
a. Hiệu quả xử lý chất hữu cơ

Kết quả nghiên cứu cho thấy mô hình PRB vận hành với tải lượng hữu cơ tăng dần đạt giá trị tối đa khoảng $62 \text{ gCOD/m}^3/\text{ngày}$ và hiệu suất xử lý COD dao động trong khoảng 16–85% (Hình 4). Theo nghiên cứu của Kjeldsen và cs. [28], hiệu quả xử lý COD của nước rỉ rác phụ thuộc mạnh vào tuổi bãi chôn lấp và thành phần hữu cơ khó phân hủy, thường dao động trong khoảng 20–80%. Hiệu quả xử lý COD thấp trong giai đoạn đầu của mô hình (16–30%) có thể được giải thích do hệ vi sinh vật chưa thích nghi và phát triển đầy đủ trong vật liệu PRB do quá trình nitrat hóa và phân hủy sinh học cần thời gian khởi động để hình thành quần thể vi sinh ổn định. Đồ thị cũng cho thấy hiệu quả xử lý COD của mô hình tăng dần theo thời gian và ở giai đoạn từ tháng 6 đến tháng 8 hiệu suất xử lý tăng từ 50% đến 85%. Ngoài ra, mối quan hệ tuyến tính giữa COD đầu ra và đầu vào ($\text{COD}_{\text{ra}} = 0,36 \times \text{COD}_{\text{vào}}$, $R^2 = 0,77$) (Hình 5) cho thấy mô hình có khả năng ổn định ở mức tải trung bình. Tuy nhiên, so với một số hệ PRB cải tiến hoặc kết hợp nhiều giai đoạn, hiệu suất xử lý COD của mô hình vẫn còn thấp. Theo Tchobanoglous và cs. [29], việc áp dụng hệ thống xử lý nhiều bậc, đặc biệt là kết hợp các quá

trình kỵ khí – hiếu khí, có thể nâng cao đáng kể hiệu quả xử lý các hợp chất hữu cơ khó phân hủy. Do đó, đề xuất sử dụng bể lọc PRB hai bậc trong điều kiện kỵ khí để có thể tăng thời gian lưu và cải thiện hoạt động vi sinh, từ đó nâng cao hiệu quả xử lý COD, đặc biệt đối với nước rỉ rác có nồng độ ô nhiễm cao và thành phần phức tạp.



Hình 4. Hiệu quả xử lý chất hữu cơ của tường thấm phản ứng PRB xử lý nước rỉ rác

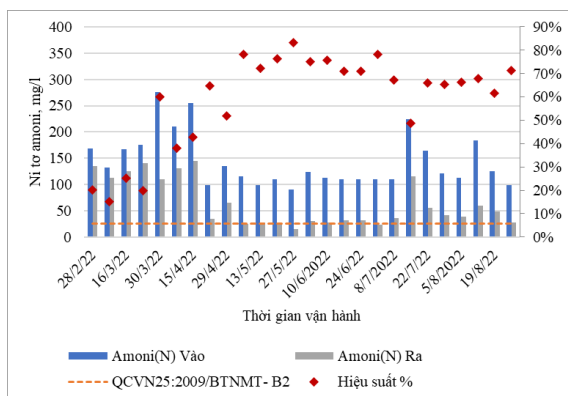


Hình 5. Đồ thị quan hệ giữa tải lượng COD vào/COD ra (gCOD/m³/ngày)

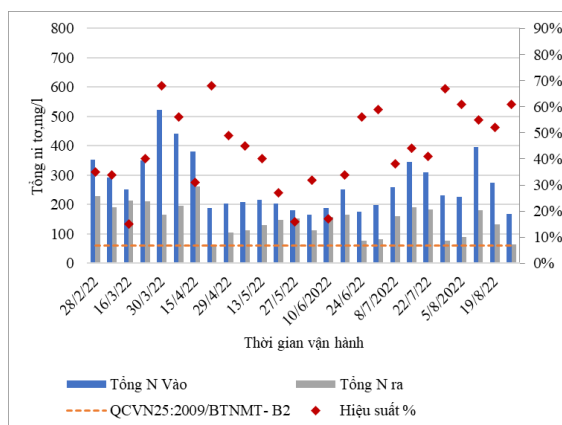
b. Hiệu quả xử lý chất dinh dưỡng

Kết quả vận hành giai đoạn ban đầu (từ tháng 2 đến tháng 4/2022) cho thấy hiệu quả xử lý amoni của bể lọc PRB ở mức 15%–60% (Hình 6), trong khi đó hiệu quả xử lý photpho cao hơn 89–94%. Hiệu quả xử lý amoni thấp của mô hình ở những tháng đầu tiên vận hành có thể được giải thích là do hoạt động chưa hiệu quả của hệ vi sinh vật sinh trưởng trong vật liệu PRB, quá trình xử lý amoni và tổng nitơ thấp, chế độ thiếu khí/kỵ khí của mô hình làm cản trở quá trình nitrat hóa. Để nâng cao hiệu quả xử lý amoni, nhóm thực hiện sục khí trên bề mặt của bể lọc để tăng hàm lượng oxy hòa tan trong nước, thúc đẩy quá trình nitrat hóa. Khi mô hình được bổ sung sục khí để tăng hàm lượng oxy hòa tan, hiệu quả xử lý amoni đã tăng lên rõ rệt (52–83%), phù hợp với các nghiên cứu cho thấy việc tăng DO giúp thúc đẩy hoạt động của vi khuẩn *Nitrosomonas* và *Nitrobacter* [30]. Tải lượng amoni đưa vào

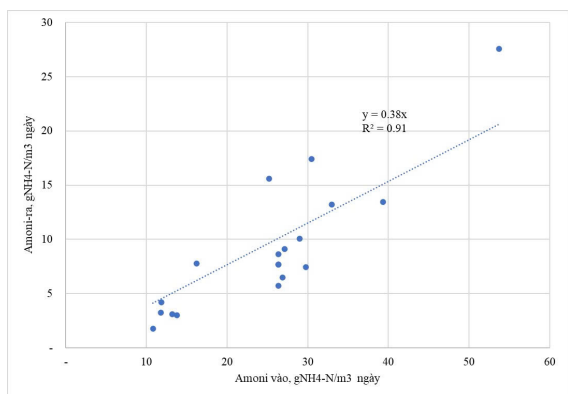
mô hình xử lý dao động trong khoảng từ 10,8–39,3 gNH₄⁺-N/m³/ngày, hiệu quả xử lý ở giai đoạn từ tháng 5/2022 đến tháng 8/2022 đạt từ 52–83%. Amoni trong nước thải sau khi xử lý ở giai đoạn sau đạt QCVN 25:2009/BTNMT cột B2. Đánh giá hiệu quả xử lý của mô hình đối với giá trị amoni sau xử lý và amoni vào là $Amoni_{ra} = 0,5 \times Amoni_{vào}$, $R^2 = 0,95$; Tổng nitơ vào/ra là $TN_{ra} = 0,53 \times TN_{vào}$, $R^2 = 0,93$. Mô hình có khả năng giảm NH₄⁺ và TN ở mức nhất định (Hình 7, Hình 8, Hình 9), nhưng cơ chế loại bỏ nitơ chưa được xác định đầy đủ. Chất lượng nước thải theo chỉ tiêu nitơ sau bể lọc PRB tuy được xử lý giảm nhưng vẫn ở mức cao và chưa đạt tiêu chuẩn xả thải. Cần thiết phải có xử lý bổ sung bằng các công trình sinh học phía sau (bãi lọc trồng cây 2 bậc + hồ sinh học).



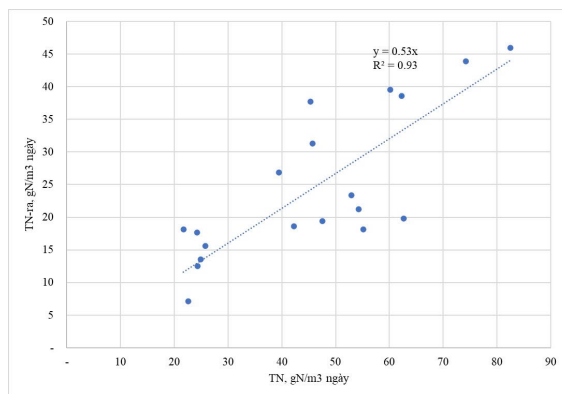
Hình 6. Hiệu quả xử lý nitơ amoni của PRB xử lý nước rỉ rác



Hình 7. Hiệu quả xử lý tổng nitơ của tường thấm phân ứng PRB xử lý nước rỉ rác

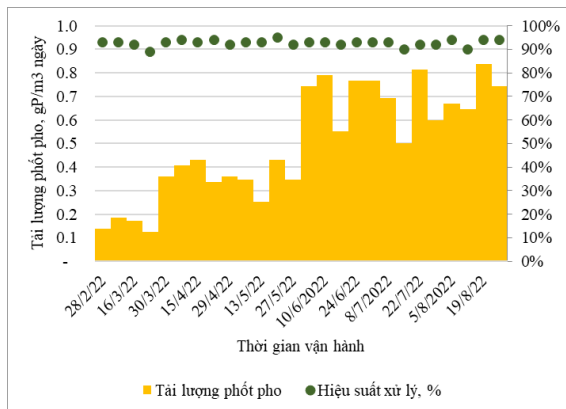


Hình 8. Amoni vào/Amoni ra

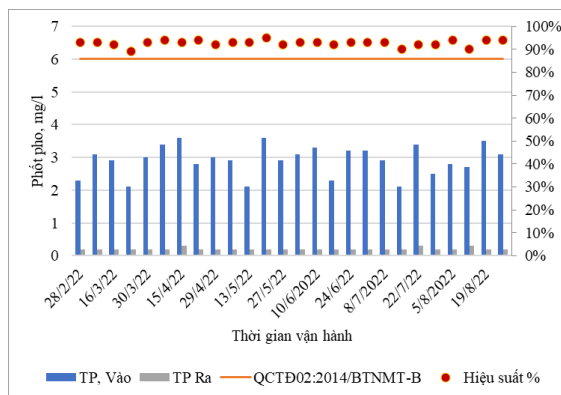


Hình 9. Tổng nitơ vào/Tổng nitơ ra

Hiệu quả xử lý photpho của mô hình khá tốt (> 90%) (Hình 10, Hình 11), chủ yếu photpho được xử lý theo cơ chế lắng và hấp phụ trên bề mặt vật liệu PRB. Tại Bảng 1, các thành phần chính của chất thải rắn xây dựng (thành phần tạo ra PRB) là Ca, Si, Mg và Al, cung cấp các hydroxit kim loại hoạt tính (M), $M-(OH)^{n+}$, trong nước và các ion kim loại hòa tan (Ca^{2+} và Mg^{2+} , Al^{3+}) tạo thành các muối photphat kết tủa (ví dụ: $Ca_3(PO_4)_2$; $AlPO_4$; hydroxyapatite; $Ca_5(OH)(PO_4)_3$) giống như các vật liệu xi măng khác [12]. Kết quả này tương đồng với các nghiên cứu [12, 30, 31], khi các vật liệu khoáng (giàu Ca) có khả năng loại bỏ photpho hiệu quả thông qua quá trình hấp phụ và kết tủa hóa học. Tuy nhiên, sau một thời gian hoạt động, khi vật liệu bão hòa thì khả năng xử lý photpho của mô hình sẽ giảm, do đó, để nâng cao hiệu quả xử lý photpho, cần thiết phải có thêm quá trình phát triển của thực vật giúp thúc đẩy quá trình kết tủa của photpho lên bề mặt vật liệu, rễ cây...



Hình 10. Tải lượng photpho được xử lý theo thể tích vật liệu PRB (gTP/m³/ngày)

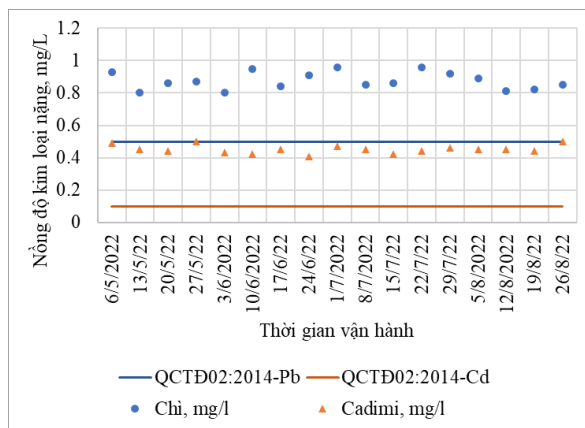


Hình 11. Hiệu quả xử lý photpho của bể lọc PRB 1 bậc

Kết quả vận hành ban đầu cho thấy hiệu quả xử lý chất hữu cơ và chất dinh dưỡng (amoni, tổng N) của vật liệu PRB đối với nước rỉ rác ở mức thấp đến trung bình do quá trình phát triển chưa ổn định của bùn sinh học cũng như cần thiết phải có xử lý bổ sung nhằm tăng hiệu suất xử lý của mô hình phòng thí nghiệm. Đối với mô hình hiện trường, cần thiết trồng thêm cây sậy để xử lý bổ sung chất dinh dưỡng (N, P). Mặt khác do đối tượng xử lý là nước rỉ rác đã được pha loãng với nồng độ các chất ô nhiễm giảm đi so với nước rỉ rác thô tại BCL nên kết quả nghiên cứu phù hợp áp dụng cho xử lý nước ngầm bị ô nhiễm hay nước rỉ rác bị pha loãng bởi nước mưa thu gom tại các hồ chứa tạm thời.

c. Hiệu quả xử lý kim loại nặng (Pb, Cd)

Đối với nguồn nước rỉ rác, với phép đo sử dụng không phát hiện chỉ tiêu Pb, Cd nên nhóm nghiên cứu đã bổ sung thêm 2 kim loại này vào nước đầu vào với nồng độ dao động từ 0,8–1 mg/L Pb và 0,3–0,5 mg/L Cd. Đối chiếu với ngưỡng cho phép của 2 kim loại này với QCTĐ 02 lần lượt là 0,5 mg/L và 0,1 mg/L. Kết quả phân tích nước ra khỏi mô hình là dưới ngưỡng phát hiện của phép đo. Do đó có thể kết luận vật liệu PRB có khả năng xử lý hoàn toàn Pb và Cd đạt hiệu suất xử lý là 100% (Hình 12). Kết quả tổng hợp tại Bảng 4 cho thấy các thông số vận hành đặc trưng của mô hình phòng thí nghiệm xử lý nước rỉ rác có sự biến động nhất định nhưng nhìn chung nằm trong khoảng phù hợp để đảm bảo hiệu quả xử lý. Cụ thể, tải lượng hữu cơ thể tích (OLR_v) dao động trong khoảng từ 0,02 đến 1,17 kgCOD/m³/ngày, với giá trị trung bình 0,05 kgCOD/m³/ngày, cho thấy mô hình hoạt động chủ yếu ở mức tải hữu cơ thấp đến trung bình, thuận lợi cho quá trình phân hủy sinh học trong đất. Đối với tải lượng amoni (NH₄⁺-NLR_v), giá trị biến thiên từ 0,01 đến 0,05 kgNH₄⁺-N/m³/ngày, trung bình đạt 0,02 kgNH₄⁺-N/m³/ngày. Tải lượng tổng nitơ (TNLR_v) nằm trong khoảng 0,02–0,10 kgTN/m³/ngày, với giá trị trung bình 0,04 kgTN/m³/ngày phù hợp với nồng độ các hợp chất chứa nitơ trong nước rỉ rác. Trong khi đó, tải lượng tổng photpho (PLR_v) dao động từ 0,1 đến 0,8 gTP/m³/ngày, trung bình 0,5 gTP/m³/ngày, thể hiện hàm lượng dinh dưỡng ở mức trung bình, có thể hỗ trợ cho hoạt động của vi sinh vật trong hệ thống. Ngoài ra, tải thủy lực bề mặt (HLR) biến thiên trong khoảng 0,02–0,07 m³/m²/ngày, với giá trị trung bình 0,05 m³/m²/ngày, cho thấy lưu lượng cấp vào mô hình tương đối ổn định, đảm bảo thời gian lưu nước thích hợp cho các quá trình xử lý. Kết quả vận hành mô hình phòng thí nghiệm cũng tương tự với nghiên cứu của Deng và cs. [31] cho thấy phế thải bê tông vỡ có khả năng xử lý hiệu quả đối với chất hữu cơ, TSS và độ đục, tuy nhiên không đem lại hiệu quả xử lý cao về dinh dưỡng.



Hình 12. Hiệu quả xử lý của mô hình đối với kim loại nặng (Pb, Cd)

Bảng 4. Tổng hợp các thông số vận hành của mô hình PTN xử lý nước rỉ rác

TT	Thông số	Đơn vị	Giá trị	
			TB	Min–Max
1	Tải lượng hữu cơ thể tích (OLRv)	kgCOD/m ³ /ngày	0,05	0,02–1,17
2	Tải lượng amoni thể tích (NH ₄ ⁺ -NLRv)	kgNH ₄ ⁺ -N/m ³ /ngày	0,02	0,01–0,05
3	Tải lượng tổng nitơ thể tích (TNLRv)	kgTN/m ³ /ngày	0,04	0,02–0,10
4	Tải lượng tổng phốt pho thể tích (PLRv)	gTP/m ³ /ngày	0,5	0,1–0,8
5	Tải thủy lực bề mặt (HLR)	m ³ /m ² /ngày	0,05	0,02–0,07

4. Kết luận

Kết quả vận hành mô hình cho thấy hiệu quả xử lý chất hữu cơ và chất dinh dưỡng của vật liệu PRB đối với nước rỉ rác ở mức thấp đến trung bình do quá trình phát triển chưa ổn định của bùn sinh học cũng như cần thiết phải có xử lý bổ sung nhằm tăng hiệu suất xử lý của mô hình phòng thí nghiệm. Do đó, việc kết hợp với trồng cây hay lọc 2 bậc sẽ giúp tăng hiệu quả xử lý nguồn nước ngầm bị ô nhiễm bởi nước rỉ rác. Nghiên cứu đã chỉ ra mối liên hệ giữa tải ô nhiễm và hiệu quả xử lý của mô hình, tuy nhiên, chưa đánh giá ảnh hưởng của độ rỗng của vật liệu PRB. Kết quả vận hành mô hình phòng thí nghiệm cho thấy tiềm năng ứng dụng của công nghệ tường thấm phản ứng PRB với vật liệu phản ứng được tái chế từ phế thải xây dựng (bê tông thải) vào trong việc xử lý nguồn nước bị ô nhiễm bởi nước rỉ rác hay nước rỉ rác pha loãng ở Việt Nam. Bằng việc sử dụng nguồn phế thải xây dựng sẵn có, giúp giảm chi phí xử lý, hướng tới nền kinh tế tuần hoàn và bền vững.

Tài liệu tham khảo

- [1] Day, S. R., O’Hannesin, S. F., Marsden, L. (1999). [Geotechnical techniques for the construction of reactive barriers](#). *Journal of Hazardous Materials*, 67(3):285–297.
- [2] Gavaskar, A. R. (1999). [Design and construction techniques for permeable reactive barriers](#). *Journal of Hazardous Materials*, 68(1):41–71.
- [3] He, Q., Zhang, Y., Lin, H., Xiang, Y. (2019). [Application of permeable reactive barrier in groundwater remediation](#). *E3S Web of Conferences*, 136:06021.
- [4] Park, J., Cho, H., Choi, H., Keum, D. (2002). [Lab scale experiments for permeable reactive barriers against contaminated groundwater with ammonium and heavy metals using clinoptilolite](#). *Journal of Hazardous Materials*, 95(1-2):65–79.

- [5] Di Natale, F., Di Natale, M., Greco, R., Lancia, A., Musmarra, D. (2008). [Groundwater protection from cadmium contamination by permeable reactive barriers](#). *Journal of Hazardous Materials*, 160(2-3):428–434.
- [6] Conca, J. L., Wright, J. (2006). [An Apatite II permeable reactive barrier to remediate groundwater containing Zn, Pb and Cd](#). *Applied Geochemistry*, 21(8):1288–1300.
- [7] Kumarasinghe, U., Kawamoto, K., Saito, T., Sakamoto, Y., Mowjood, M. I. M. (2018). [Evaluation of applicability of filling materials in permeable reactive barrier \(PRB\) system to remediate groundwater contaminated with Cd and Pb at open solid waste dump sites](#). *Process Safety and Environmental Protection*, 120:118–127.
- [8] Vinodhini, V., Das, N. (2010). [Relevant approach to assess the performance of sawdust as adsorbent of chromium \(VI\) ions from aqueous solutions](#). *International Journal of Environmental Science & Technology*, 7(1):85–92.
- [9] Bansal, M., Garg, U., Singh, D., Garg, V. K. (2009). [Removal of Cr\(VI\) from aqueous solutions using pre-consumer processing agricultural waste: A case study of rice husk](#). *Journal of Hazardous Materials*, 162(1):312–320.
- [10] Kumara, G. M. P., Kawamoto, K., Saito, T., Hamamoto, S., Asamoto, S. (2019). [Evaluation of Autoclaved Aerated Concrete fines for removal of Cd\(II\) and Pb\(II\) from wastewater](#). *Journal of Environmental Engineering*, 145(11):04019078.
- [11] Tran, H. S., Tran, T. V. N., Kawamoto, K. (2023). [Đánh giá khả năng xử lý Cadmi trong nước thải của bê tông khí chưng áp \(AAC\)](#). *Tạp chí Khoa học Công nghệ Xây dựng (TCKHCN XD) - ĐHXDHN*, 17(1V): 1–10.
- [12] Tran, H. S., Viet, N. T. T., Duong, T. H., Nguyen, L. H., Kawamoto, K. (2023). [Autoclaved aerated concrete grains as alternative absorbent and filter media for phosphorus recovery from municipal wastewater: A case study in Hanoi, Vietnam](#). *Environmental Technology & Innovation*, 31:103175.
- [13] Nguyen, L. H., Bui, X. K., Tran, T. V. N., Nguyen, T. D. (2023). [Crushed construction and demolition waste as reactive media in permeable reactive barriers to immobilize Pb\(II\) and Cd\(II\) from landfill leachate](#). *Journal of Science and Technology in Civil Engineering (JSTCE) - HUCE*, 17(2):145–153.
- [14] Bộ Xây dựng (2016). *Báo cáo hiện trạng quản lý chất thải rắn đô thị Việt Nam*. Nhà xuất bản Xây dựng, Hà Nội.
- [15] Bhalla, B., Saini, M. S., Jha, M. K. (2013). [Effect of age and seasonal variations on leachate characteristics of municipal solid waste landfill](#). *International Journal of Research in Engineering and Technology*, 2 (8):223–232.
- [16] Giang, N. V., Kochanek, K., Vu, N. T., Duan, N. B. (2018). [Landfill leachate assessment by hydrological and geophysical data: case study Nam Son, Hanoi, Vietnam](#). *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 20(3):1648–1662.
- [17] Hoang, N. H. (2018). [Ô nhiễm kim loại nặng từ bãi chôn lấp rác thải đến môi trường đất: Bãi chôn lấp Kiều Ky - Gia Lâm - Hà Nội](#). *VNU Journal of Science: Earth and Environmental Sciences*, 34(2):35–44.
- [18] Vu, Đ. T. (2012). [Đánh giá ảnh hưởng của bãi chôn lấp rác Xuân Sơn, Hà Nội đến môi trường nước và đề xuất giải pháp](#). *Tạp chí Khoa học Kỹ thuật Thủy lợi và Môi trường*, 39:112–119.
- [19] Hoai, S. T., Nguyen, L. H., Thi Viet, N. T., Nguyen, H. G., Kawamoto, K. (2021). [Characterizing seasonal variation in landfill leachate using Leachate Pollution Index \(LPI\) at Nam Son solid waste landfill in Hanoi, Vietnam](#). *Environments*, 8(3):17.
- [20] TCVN 7572-4:2006. *Cốt liệu cho bê tông và vữa - Phương pháp thử - Phần 4: Xác định khối lượng riêng, khối lượng thể tích và độ hút nước*. Bộ Khoa học và Công nghệ, Việt Nam.
- [21] TCVN 6625:2000 / ISO 11923:1997. *Chất lượng nước - Xác định chất rắn lơ lửng bằng cách lọc qua cái lọc sợi thủy tinh*. Bộ Khoa học Công nghệ và Môi trường, Việt Nam.
- [22] SMEWW 5220C:2017. *Chemical Oxygen Demand (COD)*. In Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 23rd Edition. American Public Health Association, Washington, DC, USA.
- [23] TCVN 6001-1:2021. *Chất lượng nước - Xác định nhu cầu oxy sinh hoá sau n ngày (BOD_n) - Phần 1: Phương pháp pha loãng và cấy có bổ sung allylthiourea*. Bộ Tài nguyên và Môi trường, Việt Nam.
- [24] TCVN 6638:2000 / ISO 10048:1991. *Chất lượng nước - Xác định nitơ - Vô cơ hoá xúc tác sau khi khử*

bằng hợp kim devarda. Bộ Khoa học Công nghệ và Môi trường, Việt Nam.

- [25] TCVN 6179-1:1996 / ISO 7150-1:1984. *Chất lượng nước - Xác định amoni - Phần 1: Phương pháp trắc phổ*. Bộ Khoa học Công nghệ và Môi trường, Việt Nam.
- [26] TCVN 6202:2008 / ISO 6878:2004. *Chất lượng nước - Xác định phospho - Phương pháp đo phổ dùng amoni molipdat*. Bộ Tài nguyên và Môi trường, Việt Nam.
- [27] SMEWW 3113B (2017). *Metals by Electrothermal Atomic Absorption Spectrometry*. In Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 23rd Edition. American Public Health Association, Washington, DC, USA.
- [28] Kjeldsen, P., Barlaz, M. A., Rooker, A. P., Baun, A., Ledin, A., Christensen, T. H. (2002). [Present and long-term composition of MSW landfill leachate: A review](#). *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 32(4):297–336.
- [29] Tchobanoglous, G., Franklin, L. M., Burton, E. C., Stensel, H. D. (2003). *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. 4th edition, McGraw-Hill Education, New York, NY, USA.
- [30] Metcalf & Eddy, Inc. (2013). *Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery*. 5th edition, McGraw-Hill Education, New York, NY, USA.
- [31] Deng, Y., Wheatley, A. (2019). [Waste brick and concrete for wastewater treatment by pilot and static test](#). *MOJ Ecology & Environmental Sciences*, 4(3):114–121.