



KHẢ NĂNG PHÂN HỦY PAH_S BẰNG MÔ HÌNH Ủ HIẾU KHÍ BỔ SUNG *BACILLUS SUBTILIS*

TRẦN ĐỨC SƠN^{1,2}, PHAN XUÂN THẠNH¹, ĐẶNG VŨ BÍCH HẠNH^{1*}

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

² Trung tâm Quản lý hạ tầng kỹ thuật, Sở Xây dựng TP. Hồ Chí Minh

Tóm tắt

Công nghiệp hóa và quá trình đô thị hóa diễn ra nhanh chóng làm gia tăng sự có mặt của các chất ô nhiễm khác nhau trong môi trường, trong đó có hydrocarbon thơm đa vòng (PAHs). Với đặc tính vốn có, PAHs là những chất ô nhiễm có tính bền vững cao và độc tính sinh học đáng kể, vì vậy, việc giảm ô nhiễm PAHs từ môi trường đã trở thành mối quan tâm toàn cầu. Nghiên cứu được thực hiện nhằm xác định khả năng giảm nguy cơ lan truyền ô nhiễm PAHs từ nguồn bùn của kênh rạch Thành phố Hồ Chí Minh (TP. HCM) bằng phương pháp ủ hiếu khí có bổ sung *Bacillus subtilis* (nồng độ ban đầu là 106 CFU/ml) ở quy mô phòng thí nghiệm, tỷ lệ C:N=20:1 điều chỉnh bằng cỏ gừng, trấu lò hơi và phương pháp thu thập, xử lý số liệu. Kết quả cho thấy, nhiệt độ đạt cao nhất (50 – 65°C), pH giảm dần theo thời gian ủ, độ ẩm cao nhất (>60%) trong 10 ngày đầu và hàm lượng chất hữu cơ (OM) giảm mạnh từ ngày 0 – 36 (trung bình 64% tới 35%). Hiệu quả xử lý PAHs bằng phương pháp ủ hiếu khí có kết quả thấp nhất là 29,2% so với cao nhất là 64,8%, hiệu quả tại lô đối chứng chỉ đạt 16,2%.

Từ khóa: PAHs, bùn kênh rạch, ủ hiếu khí, phân hủy PAHs, *Bacillus subtilis*.

Ngày nhận bài: 28/5/2025; Ngày sửa chữa: 17/6/2025; Ngày duyệt đăng: 26/6/2025.

Enhancement of PAHs degradation capacity through aerobic composting with the incorporation of *Bacillus subtilis*

Abstract

The swift progression of industrial growth and urban expansion has led to a heightened prevalence of diverse pollutants within our surroundings, notably polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). Owing to their intrinsic properties, PAHs prove to be remarkably persistent contaminants with considerable biotoxic effects, prompting a worldwide effort to mitigate PAH pollution. This research aimed to explore the feasibility of curtailing PAH contamination from the sludge associated with the canals of Ho Chi Minh city via an aerobic incubation approach augmented with *Bacillus subtilis* (initial concentration of 106 CFU/ml) at a laboratory scale, utilizing a C:N ratio of 20:1, with adjustments made using ginger grass and boiler rice husk, alongside comprehensive data collection and analytical techniques. Findings indicated that temperatures peaked (50–65°C), the pH level steadily declined over time, moisture content soared (>60%) during the first ten days, and organic matter (OM) experienced a significant reduction from day 0 to day 36 (averaging from 64% to 35%). The treatment efficacy for PAHs via the aerobic incubation method ranged from a low of 29.2% to a high of 64.8%, with the control sample achieving merely 16.2% effectiveness.

Keywords: PAHs, canal sediment, composting, PAHs degradation.

JEL Classifications: Q51, Q57, Q55.

1. ĐẶT VẤN ĐỀ

Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) là nhóm hợp chất hữu cơ độc hại, tồn tại phổ biến trong trầm tích môi trường do đặc tính kỵ nước, có thể gây hại cho cộng đồng sinh vật đáy [1], gây ung thư, độc tính thần kinh, rối loạn nội tiết và sinh sản, các bệnh liên quan tim mạch [2][3][4][5]. Công nghiệp hóa và quá trình đô thị hóa diễn ra nhanh chóng gia tăng sự có mặt của các chất ô nhiễm khác nhau trong môi trường, trong đó có hydrocarbon thơm đa vòng (PAHs) [5]. Với đặc tính vốn có, PAHs là những chất ô nhiễm có tính bền vững cao và độc tính sinh học đáng kể; giảm ô nhiễm

PAHs từ môi trường đã trở thành mối quan tâm toàn cầu. Các chất ô nhiễm PAHs được phát hiện trong các hệ sinh thái nước và đất cũng như trong không khí [6]. Tốc độ lắng đọng của PAHs được ghi nhận là gia tăng trong đất và trầm tích [7][8]. Ô nhiễm PAHs trong đất có thể được phân loại thành ba mức độ, cụ thể: không ô nhiễm ($\Sigma\text{PAH} < 200 \text{ ng.g}^{-1}$), ô nhiễm nhẹ ($\text{PAH} 200, 600 \text{ ng.g}^{-1}$), ô nhiễm nặng ($\text{PAH} > 1,000 \text{ ng.g}^{-1}$) [9]. Nghiên cứu tại các khu vực ven biển Việt Nam như sông Sài Gòn (Nguyen et al., 2022) ghi nhận nồng độ PAHs trong trầm tích lên tới 5,200–12,400 ng/g, vượt tiêu chuẩn an toàn của Canada (ISQG: 22.7 ng/g) [41]. Tại Việt Nam, PAHs trong môi trường đã và đang được

quan tâm nghiên cứu trong không khí [10], bụi đường phố [11][12], nước sông [13], đất trầm tích [14], động vật đáy [15].

Do nguy cơ tích lũy PAHs trong môi trường sẽ gây tác hại tới con người nói riêng và hệ sinh thái nói chung, do đó việc nghiên cứu nhằm giảm PAHs bằng các phương pháp khác nhau trở thành mục tiêu hàng đầu hiện nay trên thế giới. Nhiều loại vi khuẩn có khả năng phân hủy chất ô nhiễm hữu cơ như *Enterobacter*, *Paenibacillus* spp., và *Pseudomonas* spp. đã được lựa chọn nghiên cứu [18][19]. Những vi khuẩn này có khả năng phân hủy vượt trội hơn so với vi sinh vật tại chỗ trong các điều kiện nhất định, cải thiện hiệu suất do bổ sung các chủng vi khuẩn [20].

Trong vài thập kỷ qua, các nghiên cứu đã phát triển ít nhất năm phương pháp tiếp cận khác nhau sử dụng các sinh học để xử lý PAHs trong đất. Các phương pháp này là: ủ compost [21][22][23][24], cải tạo đất (landfarming), tăng cường sinh học (bioaugmentation) [25][26], kích thích sinh học (biostimulation) [27]. Việc sử dụng phân hữu cơ và ủ phân hữu cơ cải thiện đáng kể việc loại bỏ PAH trong đất bị ô nhiễm [28]. Việc bổ sung phân hữu cơ thúc đẩy đáng kể việc loại bỏ PAH và ankan lên tới 88% sau 50 ngày ủ ở nhiệt độ ưa ấm (28°C), so với quá trình phân hủy sinh học tự nhiên của hydrocarbon trong đất không có phân hữu cơ [29]. Dựa trên các kết quả nghiên cứu trước về sự ô nhiễm của PAHs ngày càng tăng trong môi trường, đặc biệt bùn thải, nghiên cứu này tập trung xác định khả năng xử lý PAHs bằng công nghệ đơn giản hướng tới phát triển rộng rãi với chi phí thấp và khả thi. Phương pháp nghiên cứu ở đây có sự khác biệt với các nghiên cứu trước đây là thực hiện xử lý PAHs bằng phương pháp ủ có bổ sung *Bacillus subtilis*, tỷ lệ ủ ban đầu được điều chỉnh có tỷ lệ C/N là 20:1, với chất nền bổ sung là các phế phẩm tận dụng từ lò hơi và cỏ lá gừng thu gom từ các sân trạm xử lý nước thải nhằm xác định hiệu quả xử lý PAHs bằng phương pháp đơn giản có bổ sung vi sinh vật chủ động. Nghiên cứu này tập trung vào việc theo dõi sự thay đổi của các yếu tố như pH, nhiệt độ, OM, độ ẩm, hiệu quả xử lý PAHs tổng của phương pháp ủ hiếu khí. Từ đó xác định các tương quan làm tiền đề cho vận hành trong thực tiễn sau này.

2. PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

2.1. Vật liệu nghiên cứu

Bùn: được lấy từ hệ thống thoát nước tại TP. HCM trong mùa mưa, theo 10 lưu vực. Bùn được trộn lên và đem đi phân tích thành phần ban đầu: pH = 7,5; Độ ẩm (%) = 65%; OM (%) = 63%; As (mg/kg) = KPH;

Cd (mg/kg) = KPH; Hg (mg/kg) = KPH; Pb (mg/kg) = KPH; E.coli (MPN/100ml) = 2,3*10⁴; Salmonella spp. (MPN/25ml) = KPH; PAHs gồm Acenaphthen = 51ug/kg; Chryren=26,5ug/kg; Fluoranthene = 15,8ug/kg; Fluorene = 98,3ug/kg; Naphthalene = 225,0ug/kg; Phenanthrene =21ug/kg; Pyrene=12,3ug/kg. Kết quả phân tích bùn cho thấy, kim loại nặng không phát hiện có mặt trong bùn kênh rạch nên yếu tố này không cần theo dõi (*KPH: Không phát hiện).

Chất nền bổ sung: cung cấp cân bằng tỷ lệ C/N, tỷ lệ C/N ban đầu được tính toán bổ sung là 20:1, nhằm cung cấp nguồn năng lượng cho vi sinh vật, bao gồm: (i) Tro trấu: thu gom từ các lò hơi đã thải bỏ; (ii) Cỏ lá gừng: Tận dụng thu gom từ các bãi cỏ của Nhà máy xử lý nước thải Bình Hưng.

Men: (i) chế phẩm vi sinh là Emuniv, theo tỷ lệ của nhà sản xuất là 0,02%. (ii) Nghiên cứu này bổ sung *Bacillus subtilis*, mua từ Trung tâm Kiểm nghiệm Vệ sinh Thực phẩm khu vực phía Nam. Sau đó, được tăng sinh tại phòng thí nghiệm sử dụng môi trường Luria-Bertani broth đạt được nồng độ 10⁶ CFU/mL [30].

2.2. Phương pháp nghiên cứu

2.2.1. Bố trí thí nghiệm ủ phân hiếu khí trong xử lý PAHs quy mô phòng thí nghiệm

Nghiên cứu này tiến hành bố trí thí nghiệm như Bảng 2.1, lô đối chứng được thiết kế không bổ sung vi sinh vật nhằm đánh giá hoạt động của vi sinh vật nội tại, giữ nguyên như tự nhiên ngoài thực tiễn.

Các tỷ lệ phối trộn và bổ sung *Bacillus subtilis* nhằm đánh giá hiệu quả của việc phối trộn và bổ sung vi sinh vật.

Mô hình thí nghiệm ở quy mô phòng thí nghiệm sử dụng cho nghiên cứu là dạng thùng nhựa hình chữ nhật, kích thước: D x L x H = 32cm x 52cm x 27cm.

2.2.2. Thu thập và xử lý số liệu

Số liệu theo dõi được tính toán phần mềm Microsoft Excel, phân tích tương quan bằng Sigma Plot 11.

Sau khi nhận được kết quả từ thí nghiệm thăm dò ban đầu, tiến hành xác định các thông số quy hoạch thực nghiệm theo Bảng ma trận (Bảng 2.2).

3. KẾT QUẢ VÀ THẢO LUẬN

3.1. Đánh giá khả năng phân hủy PAHs trong bùn thải từ quá trình ủ hiếu khí kết hợp men vi sinh

3.1.1. Diễn biến nhiệt độ trong các mô hình ủ

Sự thay đổi nhiệt độ theo thời gian (42 ngày) trong các mô hình thí nghiệm khác nhau trong Hình 3.1 nhằm so sánh hiệu suất nhiệt giữa các nhóm. Các

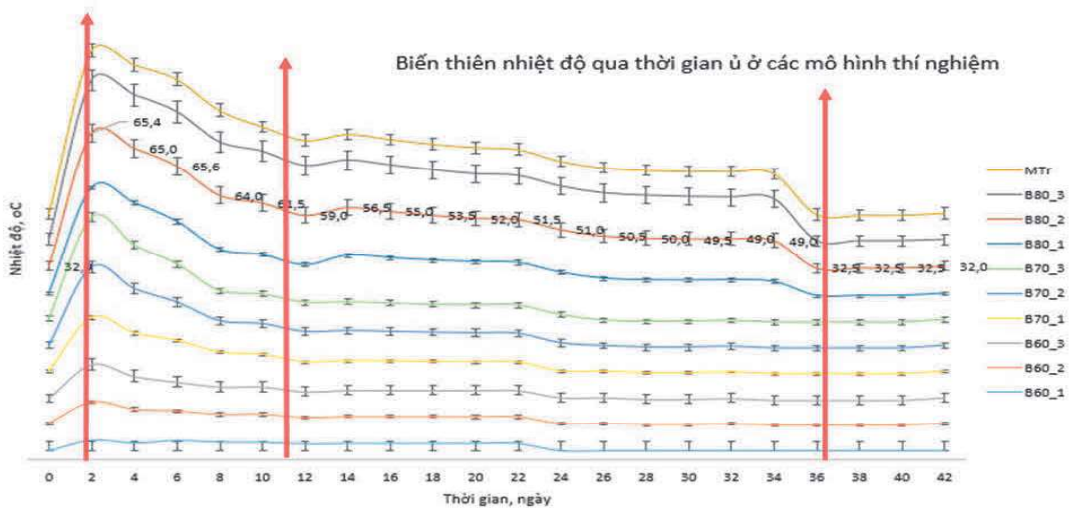


Bảng 2.1. Bố trí thí nghiệm ủ phân hiếu khí trong xử lý PAHs quy mô phòng thí nghiệm

STT	Tên mô hình	Bùn (%)	Chất bổ sung			Bacillus subtilis (%)
			Cỏ lá gừng (%)	Tro trấu (%)	Men thương mại (%)	
1	B60_1	60	40	0,1	0,02	0,01
2	B60_2	60	40	0,1	0,02	0,015
3	B60_3	60	40	0,1	0,02	0,02
4	B70_1	70	30	0,1	0,02	0,01
5	B70_2	70	30	0,1	0,02	0,015
6	B70_3	70	30	0,1	0,02	0,02
7	B80_1	80	20	0,1	0,02	0,01
8	B80_2	80	20	0,1	0,02	0,015
9	B80_3	80	20	0,1	0,02	0,02
10	Mtr (Đối chứng)	80	20	0,1	0	0

Bảng 2.2. Bảng ma trận quy hoạch thực nghiệm

Số thứ tự thí nghiệm	Bước nhảy	Yếu tố X ₁	Yếu tố X ₂	Yếu tố X ₃	Yếu tố X ₄
n	λ_1	+1	+1	+1	+1
1+n	λ_2	-1	-1	-1	-1
		0	0	0	0

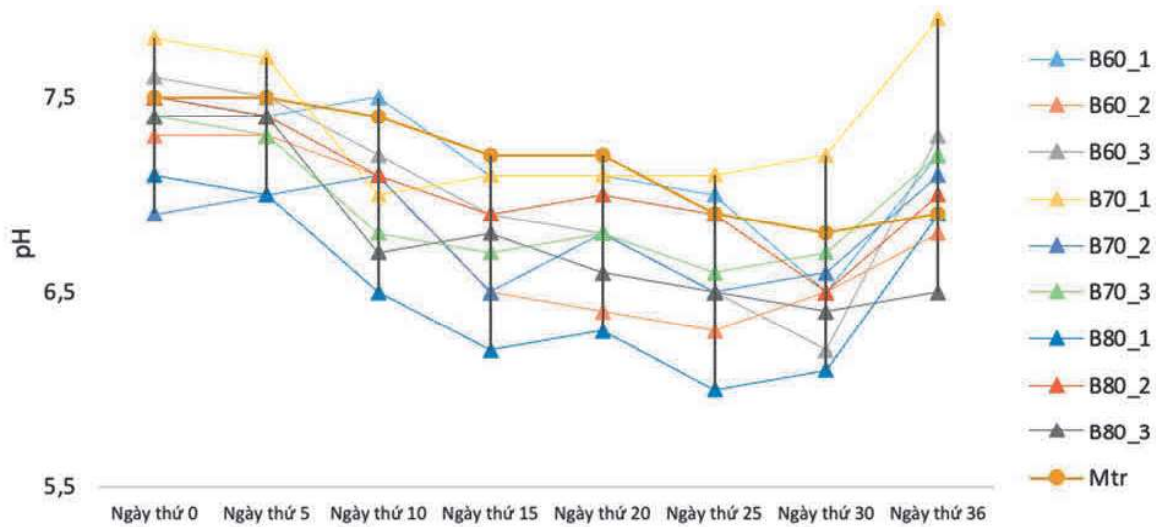


Hình 3.1. Biến thiên giá trị nhiệt độ của các mô hình thí nghiệm

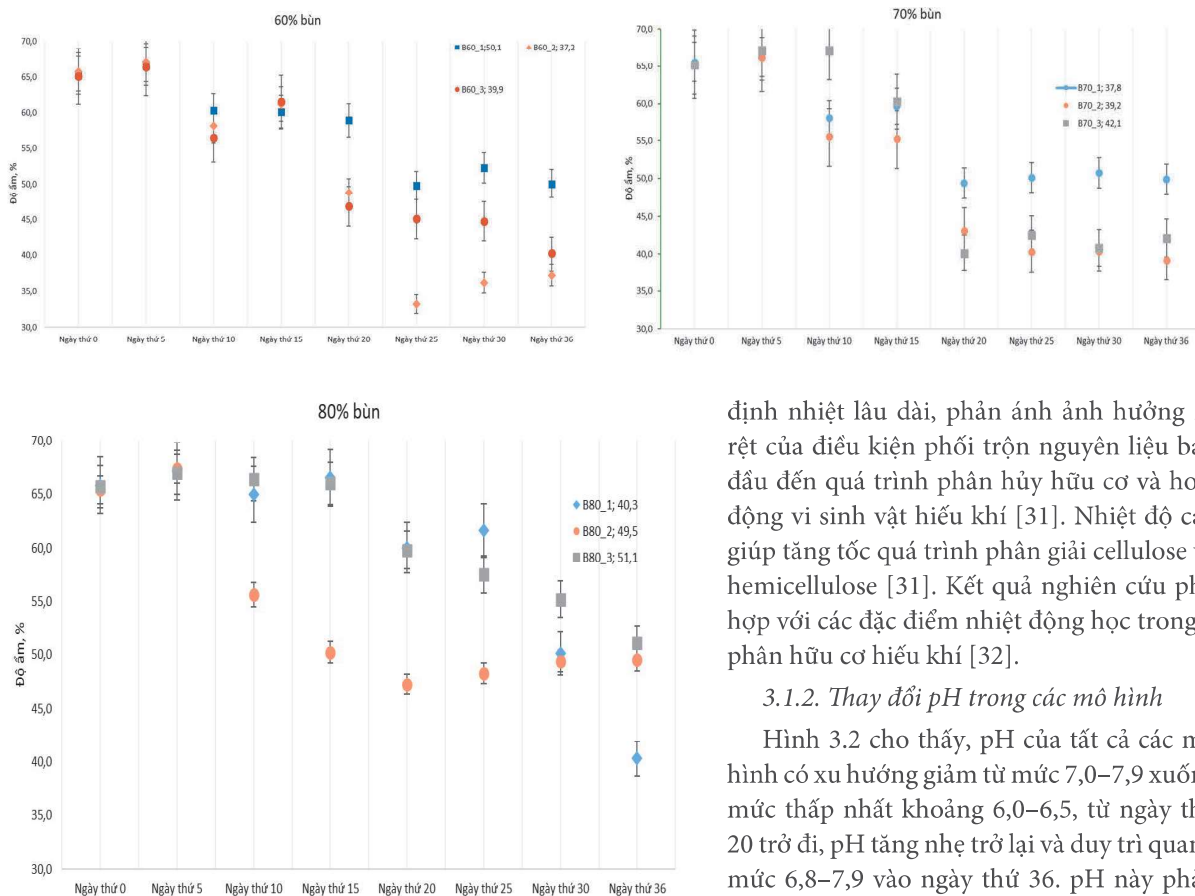
mô hình B60/B70/B80 có chung xu hướng tăng nhiệt nhanh ở giai đoạn đầu (do hoạt động vi sinh mạnh), sau đó giảm dần. Mức tăng ban đầu khác biệt rõ rệt: B80 > B70 > B60 so với MTr là nhiệt độ môi trường. Khoảng sai số lớn ở giai đoạn đầu có thể do quá trình lên men không đồng nhất.

Giai đoạn 0-15 ngày: Hiện tượng tăng nhiệt mạnh ở B80 (có thể do phản ứng phân hủy sinh học tỏa nhiệt). Sau 20 ngày: Cân bằng nhiệt đạt được khi tốc độ sinh nhiệt tương đương tốc độ tỏa nhiệt ra môi trường. B80 có tiềm năng ứng dụng trong xử lý chất thải cần nhiệt độ cao; B60 phù hợp cho các quy trình cần ổn

BIẾN ĐỘNG pH TRONG CÁC THÍ NGHIỆM



Hình 3.2. Biến thiên giá trị pH của các mô hình thí nghiệm

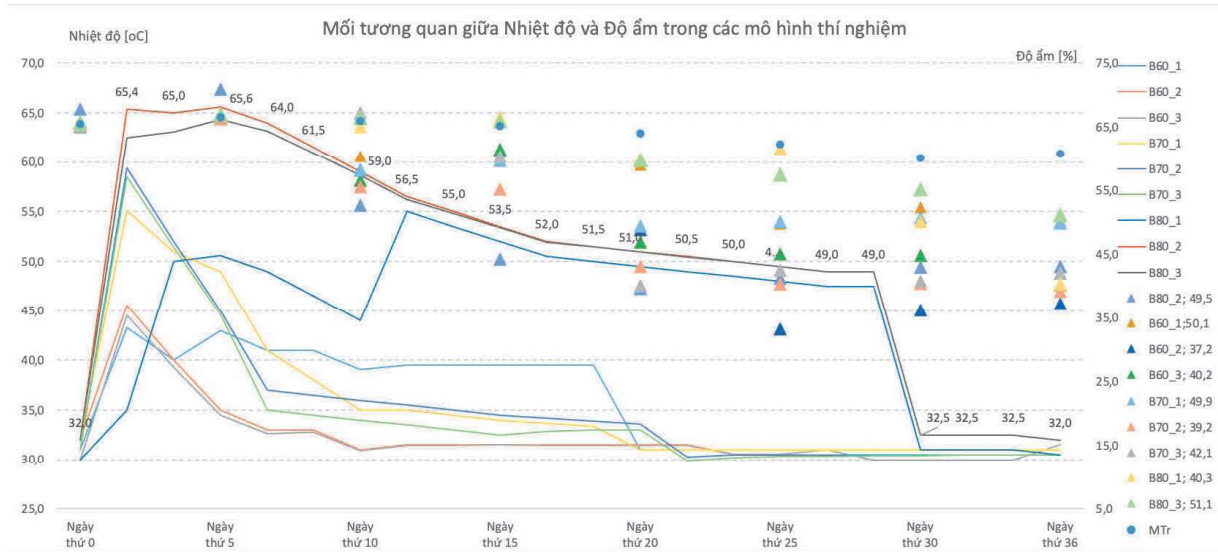


Hình 3.3. Biến thiên giá trị độ ẩm của các mô hình thí nghiệm

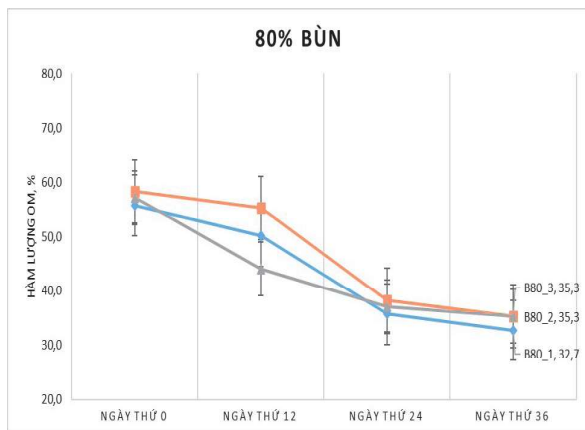
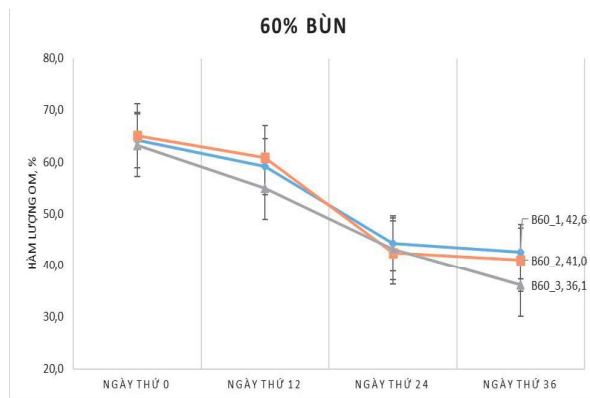
định nhiệt lâu dài, phản ánh ảnh hưởng rõ rệt của điều kiện phối trộn nguyên liệu ban đầu đến quá trình phân hủy hữu cơ và hoạt động vi sinh vật hiếu khí [31]. Nhiệt độ cao giúp tăng tốc quá trình phân giải cellulose và hemicellulose [31]. Kết quả nghiên cứu phù hợp với các đặc điểm nhiệt động học trong ủ phân hữu cơ hiếu khí [32].

3.1.2. Thay đổi pH trong các mô hình

Hình 3.2 cho thấy, pH của tất cả các mô hình có xu hướng giảm từ mức 7,0–7,9 xuống mức thấp nhất khoảng 6,0–6,5, từ ngày thứ 20 trở đi, pH tăng nhẹ trở lại và duy trì quanh mức 6,8–7,9 vào ngày thứ 36. pH này phản ánh quá trình phân giải các chất hữu cơ để phân hủy thành axit hữu cơ trong giai đoạn



Hình 3.4. Mối tương quan giữa nhiệt độ và độ ẩm trong các mô hình thí nghiệm



Hình 3.5. Biến thiên giá trị hàm lượng chất hữu cơ của các mô hình thí nghiệm

đầu, pH giảm, sau đó pH tăng dần khi các axit hữu cơ bị phân hủy hoặc chuyển hóa thành các hợp chất ổn định hơn [33]. Kết quả này phù hợp với nhận định của Bernal và cs. (2009), khi pH thường giảm trong giai đoạn đầu do quá trình axit hóa, rồi tăng nhẹ ở giai đoạn ổn định (maturation phase) [32].

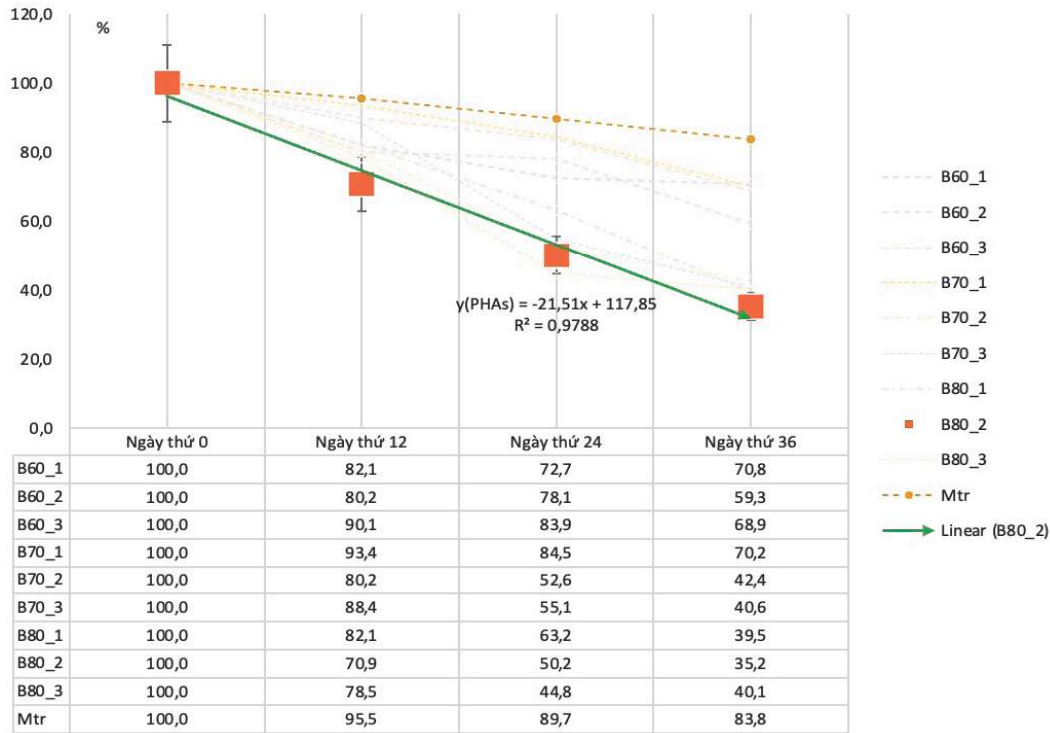
3.1.3. Thay đổi độ ẩm trong các mô hình

Hình 3.3 cho thấy, sự thay đổi độ ẩm của các mô hình ủ hiếu khí (B60, B70, B80) trong suốt 36 ngày ủ. Nhìn chung, tất cả các mô hình đều có xu hướng giảm độ ẩm liên tục, phản ánh sự mất nước do bay hơi và hoạt động của vi sinh vật hiếu khí.

Đặc biệt, mô hình B60_2 có mức giảm độ ẩm mạnh nhất (từ 65,7% xuống 37,2%), cho thấy sự mất nước hiệu quả nhất trong nhóm này.

Mối tương quan giữa nhiệt độ và độ ẩm trong

Hiệu quả xử lý PAHs ở các mô hình thí nghiệm



Hình 3.6. Khả năng phân hủy PAH tổng số

các mô hình thí nghiệm được trình bày trong Hình 3.4 cho thấy, nhiệt độ và độ ẩm có mối tương quan nghịch trong phần lớn thời gian thí nghiệm. Sự thay đổi của độ ẩm và nhiệt độ đều có sự khác biệt rõ rệt so với lô đối chứng, ở lô đối chứng nhiệt độ và độ ẩm đều ít biến động hơn, do ít có sự tham gia của hoạt động vi sinh vật.

3.1.4. Thay đổi hàm lượng chất hữu cơ trong các mô hình

Hàm lượng chất hữu cơ (OM) của các mô hình ủ hiếu khí trong Hình 3.5 cho thấy, OM giảm đáng kể trong quá trình ủ hiếu khí 36 ngày. Mô hình B80_1 có mức giảm OM mạnh nhất, còn 32,7%, cho thấy khả năng phân hủy chất hữu cơ tốt hơn trong điều kiện tỷ lệ bùn cao.

Sự suy giảm hàm lượng chất hữu cơ là do hoạt động của vi sinh vật hiếu khí, tiêu thụ chất hữu cơ để phân hủy để tạo năng lượng và duy trì sự phát triển. Điều này phù hợp với nhận định của Awasthi và cs. (2014), khi OM giảm mạnh trong giai đoạn nhiệt độ cao, chứng tỏ quá trình phân hủy chất hữu cơ diễn ra mạnh mẽ [33]. Theo Liang và cs. (2003), OM giảm ổn định cũng phản ánh quá trình ổn định sinh học của compost [31]. Haug (2018) cũng chỉ ra rằng, giảm hàm lượng chất hữu cơ là chỉ tiêu quan trọng đánh giá

mức độ ổn định của compost, khi tỷ lệ OM giảm dưới 40% thường gắn với sản phẩm compost có chất lượng tốt và an toàn môi trường [34].

Ở Hình 3.1 nhiệt độ tăng nhanh ở ngày thứ hai nhưng OM giảm chậm (Hình 3.5) ở những ngày sau đó, điều này phù hợp với [35], giai đoạn đầu các vi khuẩn và nấm ưa nhiệt khống chế quần thể khối ủ, xảy ra phản ứng thủy phân, phân giải nhanh carbohydrate làm sinh nhiệt mạnh. Sau 2 ngày vi sinh ưa nhiệt tiếp tục phân hủy các chất khó phân hủy hơn như cellulose, lignin làm tốc độ phân hủy OM chậm lại [36], ngoài ra nhiệt độ cao trên 60°C làm một số vi sinh bị bất hoạt làm giảm hiệu suất phân hủy [37].

3.1.5. Khả năng phân hủy PAH tổng số trong quá trình ủ

Dựa trên kết quả thu được, Hình 3.6, cho thấy hiệu suất xử lý PAHs có sự khác biệt đáng kể giữa các mô hình. Nhìn chung, nồng độ PAHs giảm theo thời gian ở tất cả các mô hình, với hiệu suất dao động từ 29,2% đến 64,8% sau 36 ngày. Đáng chú ý, các mô hình có tỷ lệ bùn cao hơn (80%) như B80_2 và B80_1 đạt hiệu suất xử lý cao nhất, lần lượt là 64,8% và 60,5%. Điều này cho thấy, việc tăng tỷ lệ chất nền (bùn) tạo điều kiện thuận lợi cho sự phát triển và



Bảng 3.1. Tương quan Pearson R

Biến số	Hệ số R	Ý nghĩa
pH – Nhiệt độ	-0.78	Nhiệt độ càng cao, pH càng giảm (mạnh nhất ở B80).
pH – Độ ẩm	+0.62	Độ ẩm cao giúp ổn định pH, nhưng tác động yếu hơn nhiệt độ.
pH – OM	+0.71	OM phân hủy làm giảm pH; mất OM càng nhanh, thúc đẩy pH giảm càng mạnh.
Nhiệt độ – OM	-0.85	Nhiệt độ cao đẩy nhanh phân hủy OM (rất mạnh).

hoạt động của vi sinh vật, từ đó nâng cao khả năng phân hủy PAHs. Bên cạnh đó, tỷ lệ bổ sung *Bacillus subtilis* cũng ảnh hưởng rõ rệt đến hiệu suất xử lý. Khi tăng nồng độ bổ sung từ 0,01% đến 0,02%, hiệu suất xử lý PAHs theo khuynh hướng tăng lên, đặc biệt ở mô hình B80.

Tuy nhiên, hiệu quả không phải lúc nào cũng tỷ lệ thuận với liều lượng, ví dụ như B60_3 (0,02%) có hiệu suất thấp hơn B60_2 (0,015%), cho thấy hiệu quả xử lý còn phụ thuộc vào sự tương tác giữa mật độ vi sinh vật, nguồn dinh dưỡng và điều kiện môi trường trong bùn. Trong các nghiệm thức thì B80_2 với tỷ lệ bùn là 80%, bổ sung 0,015% *Bacillus subtilis* có hiệu quả phân hủy PAHs cao nhất, sau ngày thứ 36 hàm lượng PAHs còn lại là 35,2ug/kg (hiệu quả xử lý đạt 64,8%). Nhằm xác định tương quan hồi quy, các yếu tố được lập ma trận và kết quả phương trình hồi quy tuyến tính của quá trình phân hủy tuân theo hàm số sau:

$$y \text{ (PAHs)} = -21,51x + 117,85 \text{ với } R^2 = 0,9788$$

Kết quả nghiên cứu này phù hợp với Haritash và Kaushik (2009) cho rằng vi khuẩn như *Bacillus subtilis* có khả năng phân hủy PAHs hiệu quả nhờ sản sinh enzyme như oxygenase và dehydrogenase, hỗ trợ phá vỡ cấu trúc vòng thơm bền vững của PAHs [38]. Nghiên cứu của Li và cs. (2021) cũng chỉ ra hiệu suất xử lý tối đa bằng ozon hóa trong bùn hoạt tính đạt khoảng 55,5% ở pH kiềm, thấp hơn so với mô hình vi sinh vật hoạt động tốt [39]. Như vậy, bổ sung *Bacillus subtilis* trong điều kiện tối ưu về tỷ lệ bùn và liều lượng vi sinh vật có thể mang lại hiệu quả xử lý PAHs vượt trội hơn so với các phương pháp hóa học hoặc oxy hóa đơn thuần.

Nguyên nhân chính dẫn đến sự khác biệt hiệu suất giữa các mô hình có thể xuất phát từ ba yếu tố: (i) tỷ lệ chất nền bùn, giúp cung cấp dinh dưỡng và bề mặt cho vi sinh vật hoạt động; (ii) tỷ lệ bổ sung *Bacillus subtilis*, ảnh hưởng đến mật độ và hiệu quả phân hủy;

và (iii) thời gian xử lý, cần đủ dài để vi khuẩn sản sinh enzyme và thích nghi với môi trường ô nhiễm. Kết quả này khẳng định tiềm năng áp dụng phương pháp sinh học, đặc biệt là sử dụng *Bacillus subtilis*, trong xử lý bùn thải ô nhiễm PAHs.

3.2. Xác định tương quan giữa các yếu tố

3.2.1. pH: Giảm dần theo thời gian (từ ~7.5 xuống ~6.5–7.0 ở ngày 36). Mẫu B80 có pH thấp nhất (6.0–6.9), trong khi B60/B70 dao động mạnh hơn. Do sự phân hủy OM sinh ra axit hữu cơ làm giảm pH. Hoặc nhiệt độ cao (đặc biệt ở B80) thúc đẩy quá trình này.

3.2.2. Nhiệt độ: B80 đạt nhiệt độ cao nhất (50–65°C) và duy trì thời gian lâu, có thể liên quan đến tốc độ phân hủy OM nhanh.

3.2.3. Độ ẩm và OM: Độ ẩm cao (>60%) trong 10 ngày đầu là yếu tố hỗ trợ vi sinh vật phân hủy OM. OM giảm mạnh từ ngày 0–36 (trung bình 64% tới 35%) (Bảng 3.1).

pH dựa trên các yếu tố:

$$ypH = 8,2 - 0,05 \cdot X_{\text{nhiệt độ}} + 0,03 \cdot X_{\text{độ ẩm}} - 0,12 \cdot X_{\text{OM}}$$

(Với X_1 : nhiệt độ; X_2 : độ ẩm; X_3 : OM)

Như vậy, yếu tố ảnh hưởng mạnh nhất đến pH là nhiệt độ và tốc độ phân hủy OM.

4. KẾT LUẬN

Với hiệu quả xử lý PAHs, mô hình ủ hiếu khí kết hợp men vi sinh (đặc biệt là bổ sung *Bacillus subtilis*) cho thấy hiệu suất phân hủy PAHs cao nhất ở tỷ lệ bùn 80% (đạt 64.8%). Nhiệt độ và độ ẩm có mối tương quan nghịch, nhiệt độ tăng mạnh ở giai đoạn đầu nhưng độ ẩm giảm theo thời gian, đặc biệt ở mô hình B80. Ngoài ra các yếu tố ảnh hưởng bao gồm tỷ lệ bùn, liều lượng *Bacillus subtilis* và thời gian ủ đồng thời - pH giảm nhẹ theo thời gian (từ 7.5 xuống 6.5–7.0).

Tuy nhiên, nghiên cứu chỉ tập trung vào PAHs tổng mà chưa khảo sát các thành phần khác trong PAHs. Các hoạt động nghiên cứu thời gian tới cần triển khai mô hình B80 (80% bùn) trong xử lý chất thải

công nghiệp ô nhiễm PAHs, kết hợp kiểm soát nhiệt độ và độ ẩm tối ưu. Nghiên cứu thêm về khả năng kết hợp *Bacillus subtilis* với chủng vi sinh khác để nâng cao hiệu suất. Đánh giá tác động của pH đến hoạt tính vi sinh và bổ sung chất đệm để ổn định pH trong giai đoạn ủ dài ngày ■

TÀI LIỆU THAM KHẢO

- [1] Joy A McGrath, Namita Joshua, Amanda S Bess, Thomas F Parkerton. Review of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) Sediment Quality Guidelines for the Protection of Benthic Life. *Integr Environ Assess Manag.*;15(4):505–518. doi: 10.1002/ieam.4142, 2019.
- [2] B. Beran , K. Arnolds , M. Shockley , K. Rivas , M. Medina, III , P. F. Escobar , A. Tzakis , T. Falcone , M. L. Sprague , S. Zimberg. Livebirth and uteroplacental insufficiency in *Papio hamadryas* baboons with uterus angiosome perfused by bilateral uterovarian microsurgical anastomoses alone. *Human Reproduction*, Volume 32, Issue 9, Pages 1819–1826, <https://doi.org/10.1093/humrep/dex242>, 2017.
- [3] Ann C Olsson et al. Occupational exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons and lung cancer risk: a multicenter study in Europe. *Occupational and Environmental Medicine*. Volume 67, Issue 2, 2010.
- [4] Bobb Sun et al. Prenatal exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons and cognition in early childhood. *Environmental International*, 2023.
- [5] Mojiri, A., Zhou, J. L., Ohashi, A., Ozaki, N., and Kindaichi, T. Comprehensive review of polycyclic aromatic hydrocarbons in water sources, their effects and treatments. *Sci. Total Environ.* doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.133971, 2019.
- [6] Adeniji, A., Okoh, O., and Okoh, A. Levels of polycyclic aromatic hydrocarbons in the water and sediment of Buffalo River Estuary, South Africa and their health risk assessment. *Arch. Environ. Con. Tox.* 76, 657–669. doi: 10.1007/s00244-019-00617-w, 2019.
- [7] Lu, X.-Y., Zhang, T., and Fang, H. H.-P. Bacteria-mediated PAH degradation in soil and sediment. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 89, 1357–1371. doi: 10.1007/s00253-010-3072-7, 2011.
- [8] Kuppusamy, S., Thavamani, P., Venkateswarlu, K., Lee, Y. B., Naidu, R., and Megharaj, M. Remediation approaches for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) contaminated soils: technological constraints, emerging trends and future directions. *Chemosphere* 168, 944–968. doi: 10.1016/j.chemosphere, 2016.10.115, 2017.
- [9] Wu, Y., Xu, Y., and Zhou, N. A newly defined dioxygenase system from *Mycobacterium vanbaalenii* PYR-1 endowed with an enhanced activity of dihydroxylation of high-molecular-weight polyaromatic hydrocarbons. *Front. Env. Sci. Eng.* 14:14. doi: 10.1007/s11783-019-1193-5, 2020.
- [10] Duy, V.D. Đánh giá ô nhiễm các hợp chất hydrocarbon thơm đa vòng benzen (PAH) trong không khí ở Hà Nội và nguy cơ ảnh hưởng đến sức khỏe cộng đồng. Trường Đại học Bách khoa Hà Nội, 2017.
- [11] Ngọc, N.T.; Kim, T.T.; Anh, D.H.; Việt, P.H.; Anh, P.T.L.; Vi, P.T. Hàm lượng, sự biến thiên và mối tương quan tới phương tiện giao thông cơ giới đường bộ của PAHs trong bụi mặt đường ở Hà Nội. *Bản B của Tạp chí Khoa học và Công nghệ Việt Nam*, 64(6), 40–44, 2022.
- [12] Anh, H.Q.; Takahashi, S.; Thao, D.T.; Thai, N.H.; Khiet, P.T.; Hoa, N.T.Q.; Quynh, L.T.P.; Da, L.N.; Minh, T.B.; Tri, T.M. Analysis and Evaluation of Contamination Status of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Settled House and Road Dust Samples from Hanoi. *VNU J. Sci.: Nat. Sci. Technol.*, 35(4), 63–71, 2019.
- [13] Ngọc, N.T.; Kim, T.T.; Anh, P.T.L.; Anh, D.H.; Vi, P.T.; Viet, P.H. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in road dust collected from Quang Ninh: Contamination levels and potential sources. *VNU J. Sci.: Nat. Sci. Technol.*, 37(1), 19–27, 2021.
- [14] Trang, V.K.; Tuấn, Đ.H. Đánh giá hiện trạng nồng độ hợp chất Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) trong nước sông Nhuệ đoạn chảy qua các quận nội thành Hà Nội. *Tạp chí Khí tượng Thủy văn*, 740, 46–56, 2022.
- [15] Chi, Đ.T.L. Nghiên cứu sự tồn lưu và rủi ro môi trường của các chất hữu cơ thơm đa vòng (PAHs) trong đất rừng ngập mặn xã Đông Rui, huyện Tiên Yên, tỉnh Quảng Ninh. Trường Đại học Thủy Lợi, 2018.
- [16] Hoang, T.T.T., Luu, P.T.; Loan, T.T.C.; Dong, N.V.; Bao, L.D.; Yen, T.T.H.; Xuan Huy, D.X. Bioaccumulation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Green Mussels (*Perna viridis*) from Cangio Area, Hochiminh City. *VNU J. Sci.: Earth Environ. Sci.*, 36(1), 38–45. 2020.
- [17] A. K. Haritash và C. P. Kaushik, “Biodegradation aspects of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs): A review,” *Journal of Hazardous Materials*, vol. 169, pp. 1-15, 2009.



- [18] Gan S. Lau E. V. Ng H. K. J. Hazard. Mater. 172(2-3):532-549. doi: 10.1016/j.jhazmat.2009.07.118, 2009.
- [19] Kuppusamy S. Thavamani P. Venkateswarlu K. Lee Y. B. Naidu R. Megharaj M. Chemosphere. 168: 944-968, 2017.
- [20] García-Sánchez M. Košnář Z. Mercl F. Aranda E. Tlustos P. Ecotoxicol. Environ. Saf.;147:165-174, 2018.
- [21] Semple, K.T.; Reid, B.J.; Fermor, T.R. Impact of composting strategies on the treatment of soils contaminated with organic pollutants. Environ. Pollut. 112, 269-283, 2001.
- [22] Loick, N.; Hobbs, P.J.; Hale, M.D.C.; Jones, D.L. Bioremediation of Poly-Aromatic Hydrocarbon (PAH)-Contaminated Soil by Composting. Crit. Rev. Environ. Sci. Technol. 39, 271-332, 2009.
- [23] Sayara, T.; Sarrà, M.; Sánchez, A. Preliminary screening of co-substrates for bioremediation of pyrene-contaminated soil through composting. J. Hazard. Mater. 172, 1695-1698, 2009.
- [24] Gandolfi, I.; Sicolo, M.; Franzetti, A.; Fontanarosa, E.; Santagostino, A.; Bestetti, G. Influence of compost amendment on microbial community and ecotoxicity of hydrocarbon-contaminated soils. Bioresour. Technol. 101, 568-575, 2010.
- [25] Hwang, S.; Cutright, T.J. Biodegradability of aged pyrene and phenanthrene in a natural soil. Chemosphere, 47, 891-899, 2002.
- [26] Kennedy, T.A.; Naeem, S.; Howe, K.M.; Knops, J.M.H.; Tilman, D.; Reich, P. Biodiversity as a barrier to ecological invasion. Nature, 417, 636-638, 2002.
- [27] Methods for remediation of PAHs from contaminated soil; <https://torrentlab.com/methods-for-remediation-of-PAHs-from-contaminated-soil>
- [28] Tahseen Sayara and Antoni Sánchez. Bioremediation of PAH-Contaminated Soils: Process Enhancement through Composting/Compost. Appl. Sci., 10(11), 3684; <https://doi.org/10.3390/app10113684>, 2020.
- [29] Bastida, F.; Jehmlich, N.; Lima, K.; Morris, B.E.L.; Richnow, H.H.; Hernández, T.; von Bergen, M.; García, C. The ecological and physiological responses of the microbial community from a semiarid soil to hydrocarbon contamination and its bioremediation using compost amendment. J. Proteomics 135, 162-169, 2016.
- [30] Abdel-Shafy, H. I., Mansour, M. S. M, "A review on polycyclic aromatic hydrocarbons: Source, environmental impact, effect on human health and remediation," Egyptian Journal of Petroleum, pp. 25(1), 107-123, 2016.
- [31] Guo, R., Li, G., Jiang, T., Schuchardt, F., Chen, T., Zhao, Y., & Shen, Y., "Effect of aeration rate, C/N ratio and moisture content on the stability and maturity of compost," Bioresource Technology, vol. 112, p. 171-178, 2012.
- [32] Liang, C., Das, K. C., & McClendon, R. W. , "The influence of temperature and moisture contents regimes on the aerobic microbial activity of a biosolids composting blend," Bioresource Technology, vol. 86, no. 2, p. 131-137, 2003.
- [33] Bernal, M. P., Alburquerque, J. A., & Moral, R., "Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review," Bioresource Technology, vol. 100, no. 22, pp. 5444-5453, 2009.
- [34] Awasthi, M. K., Pandey, A. K., Bundela, P. S., Khan, J., & Wong, J. W. C. , "Evaluation of thermophilic fungal consortium for organic municipal solid waste composting," Bioresource Technology, vol. 168, p. 214-221, 2014.
- [35] Bernal, M. P., Alburquerque, J. A., & Moral, R. (2009). Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment: A review. Bioresource Technology, 100(22), 5444-5453. DOI: 10.1016/j.biortech.,2008.
- [36] Insam, H., & de Bertoldi, M. Microbiology of the composting process. Vol. 8, pp. 25-48. Elsevier. DOI: 10.1016/S1478-7482(07)80004-6, 2007.
- [37] Mason, I. G. Mathematical modelling of the composting process: A review. Waste Management, 26(1), 3-21. DOI: 10.1016/j.wasman, 2006.
- [38] R. T. Haug, The practical handbook of compost engineering, Lewis Publishers, 2018.
- [39] A. K. Haritash và C. P. Kaushik, "Biodegradation aspects of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs): A review," Journal of Hazardous Materials, vol. 169, pp. 1-15, 2009.
- [40] W. Li, N. Zhu, Y. Shen, và H. Yuan, "Towards efficient elimination of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) from waste activated sludge by ozonation," Environmental Research, vol. 195, pp. 1-10,, 2021.
- [41] Canadian ISQG: The Interim Sediment Quality Guidelines. http://www.ec.gc.ca/ceqg-rcqe/English/Pdf/sediment_summary_table.htm.