

ĐẠI HỌC QUỐC GIA HÀ NỘI
TRƯỜNG ĐẠI HỌC KHOA HỌC TỰ NHIÊN

Nguyễn Văn Quảng

NGHIÊN CỨU CHUYỂN HOÁ NƯỚC THẢI
THÀNH DINH DƯỠNG CHO CÂY TRỒNG TRÊN CƠ SỞ
PHƯƠNG PHÁP HẤP PHỤ VÀ GIẢI HẤP SỬ DỤNG
THAN SINH HỌC CHẾ TẠO TỪ PHẾ PHẨM NÔNG NGHIỆP

LUẬN ÁN TIẾN SĨ KHOA HỌC MÔI TRƯỜNG

Hà Nội – 2026

ĐẠI HỌC QUỐC GIA HÀ NỘI
TRƯỜNG ĐẠI HỌC KHOA HỌC TỰ NHIÊN

Nguyễn Văn Quảng

NGHIÊN CỨU CHUYỂN HOÁ NƯỚC THẢI
THÀNH DINH DƯỠNG CHO CÂY TRỒNG TRÊN CƠ SỞ
PHƯƠNG PHÁP HẤP PHỤ VÀ GIẢI HẤP SỬ DỤNG
THAN SINH HỌC CHẾ TẠO TỪ PHẾ PHẨM NÔNG NGHIỆP

Chuyên ngành: Khoa học Môi trường
Mã số: 9440301

LUẬN ÁN TIẾN SĨ KHOA HỌC MÔI TRƯỜNG

NGƯỜI HƯỚNG DẪN KHOA HỌC
Hướng dẫn 1. GS.TS. Nguyễn Mạnh Khải
Hướng dẫn 2: TS. Trần Thị Minh Hằng

Hà Nội - 2026

LỜI CAM ĐOAN

Tôi xin cam đoan rằng nghiên cứu "**Nghiên cứu chuyển hóa nước thải thành dinh dưỡng cho cây trồng trên cơ sở phương pháp hấp phụ và giải hấp sử dụng than sinh học chế tạo từ phế phẩm nông nghiệp**" là công trình nghiên cứu của riêng tôi dưới sự hướng dẫn của tập thể cán bộ gồm GS.TS. Nguyễn Mạnh Khải và TS. Trần Thị Minh Hằng. Tất cả các kết quả, số liệu, tài liệu tham khảo trong nghiên cứu đều là do tôi thực hiện hoặc tham khảo từ các nguồn hợp pháp và được trích dẫn đầy đủ trong Luận án.

Tôi cam đoan rằng kết quả nghiên cứu của tôi chưa được công bố ở bất kỳ đâu và không sao chép từ bất kỳ công trình nghiên cứu nào khác. Nếu có bất kỳ sự vi phạm nào liên quan đến quyền tác giả, tôi hoàn toàn chịu trách nhiệm trước pháp luật.

Hà Nội, ngày ... tháng ... năm 2026

Nghiên cứu sinh

Nguyễn Văn Quảng

LỜI CẢM ƠN

Tôi xin chân thành cảm ơn các thầy cô giáo những người đã hỗ trợ tôi trong suốt quá trình thực hiện nghiên cứu *"Nghiên cứu chuyển hóa nước thải thành dinh dưỡng cho cây trồng trên cơ sở phương pháp hấp phụ và giải hấp sử dụng than sinh học chế tạo từ phế phẩm nông nghiệp"*.

Trước hết, tôi xin gửi lời cảm ơn sâu sắc tới 02 cán bộ hướng dẫn là **GS.TS. Nguyễn Mạnh Khải, TS. Trần Thị Minh Hằng** của Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, Đại học Quốc gia Hà Nội, người đã luôn đồng hành, chỉ bảo và cung cấp những hướng dẫn quý báu trong suốt quá trình nghiên cứu và viết luận án. Những lời khuyên của thầy/cô đã giúp tôi vượt qua nhiều khó khăn và hoàn thiện công trình này.

Tôi cũng xin chân thành cảm ơn các thầy/cô của Đại học Thái Nguyên, đặc biệt là Trường Đại học Nông Lâm – Đại học Thái Nguyên, những người đã cung cấp kiến thức, tài liệu và chia sẻ kinh nghiệm quý báu, giúp tôi có thêm nhiều góc nhìn mới trong quá trình triển khai nghiên cứu.

Tôi trân trọng ghi nhận sự hỗ trợ từ các đề tài, dự án nghiên cứu đã tạo nền tảng quan trọng cho công trình này, bao gồm:

Đề tài *"Nghiên cứu giảm thiểu hàm lượng N, P trong nước thải dịch đen nhằm giảm thiểu ô nhiễm nước thải đô thị, tiết kiệm chi phí xử lý cuối đường ống, thu hồi tài nguyên và tuần hoàn vật chất"* (Mã số: TN.23.20).

Đề tài *"Nghiên cứu thu hồi, tái chế rom rạ và phế phụ phẩm nông nghiệp thành sản phẩm có ích (nấm, biochar)"* (Mã số: QG.25.58).

Đề án 89 về *"Nâng cao năng lực đội ngũ giảng viên, cán bộ quản lý các cơ sở giáo dục đại học đáp ứng yêu cầu đổi mới căn bản toàn diện giáo dục và đào tạo giai đoạn 2019 – 2030"*.

Đề tài “*Nghiên cứu chiết xuất nước thải sinh hoạt thành dinh dưỡng cho cây trồng bằng phương pháp hấp phụ và giải hấp sử dụng than sinh học chế tạo từ phế phẩm nông nghiệp*” (Mã số: ĐH2023-TN03-01).

Xin chân thành cảm ơn tất cả mọi người!

Hà Nội, ngày ... tháng ... năm 2026

NCS. Nguyễn Văn Quảng

MỤC LỤC

LỜI CAM ĐOAN

LỜI CẢM ƠN

MỤC LỤC.....	1
DANH MỤC BẢNG.....	4
DANH MỤC HÌNH	5
MỞ ĐẦU.....	10
1. Tính cấp thiết của luận án.....	10
2. Mục tiêu nghiên cứu	12
3. Đối tượng và phạm vi nghiên cứu	12
3.2. Phạm vi nghiên cứu	13
4. Ý nghĩa khoa học và thực tiễn của luận án.....	13
5. Những đóng góp mới của luận án.....	14
6. Cấu trúc của luận án.....	14
Chương 1. TỔNG QUAN	15
1.1. Nước thải sinh hoạt và tiềm năng tái sử dụng	15
1.1.1. Phân loại nước thải sinh hoạt	15
1.1.2. Các công nghệ xử lý nước thải sinh hoạt	20
1.1.3. Tiềm năng thu hồi dưỡng chất từ nước thải sinh hoạt.....	23
1.2. Tổng quan về phụ phẩm nông nghiệp.....	25
1.2.1. Khái niệm phụ phẩm nông nghiệp	25
1.2.2. Vật liệu hấp phụ được chế tạo từ phụ phẩm nông nghiệp.....	25
1.2.3. Nguyên lý, cơ chế của phương pháp hấp phụ trong xử lý nước thải	32
1.3. Nghiên cứu sử dụng phương pháp hấp phụ trên nước thải giàu nitơ, photpho, kali ..	36
1.3.1. Nghiên cứu sử dụng phương pháp hấp phụ trên nước thải giàu nitơ, photpho, kali trên Thế Giới	36
1.3.2. Nghiên cứu sử dụng phương pháp hấp phụ trên nước thải giàu nitơ, photpho, kali tại Việt Nam	38

1.4. Nghiên cứu sử dụng dung dịch dinh dưỡng thu hồi từ nước thải sinh hoạt giàu nitơ, kali, photpho phục vụ hoạt động canh tác nông nghiệp.	42
1.4.1. Nghiên cứu sử dụng dung dịch dinh dưỡng thu hồi từ nước thải sinh hoạt giàu nitơ, kali, photpho phục vụ hoạt động canh tác nông nghiệp trên Thế Giới. ..	42
1.4.2. Nghiên cứu sử dụng dung dịch dinh dưỡng thu hồi từ nước thải sinh hoạt giàu nitơ, kali, photpho phục vụ hoạt động canh tác nông nghiệp tại Việt Nam. ..	47
1.4.3. Hạn chế trong những nghiên cứu ứng dụng dinh dưỡng thu hồi từ nước thải...	48
1.5. Đặc điểm của các đối tượng nghiên cứu trong luận án	50
1.5.1. Đặc điểm một số loại rau.....	50
1.5.2. Đặc điểm của một số biochar được chế tạo từ phế phụ phẩm nông nghiệp	53
1.5.3. Đặc điểm một số loại chất thải hữu cơ	54
1.6. Giả thuyết nghiên cứu của luận án.....	55
CHƯƠNG 2. ĐỐI TƯỢNG, NỘI DUNG PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU.....	56
2.1. Đối tượng nghiên cứu	56
2.1.1. Nước thải	56
2.1.2. Vật liệu phụ phẩm nông nghiệp	57
2.1.3. Giống cây trồng	59
2.2. Nội dung nghiên cứu.....	59
2.2.1. Nghiên cứu khả năng hấp phụ của biochar trên nước thải giả định.....	59
2.2.2. Nghiên cứu khả năng hấp phụ và giải hấp của biochar từ lõi ngô và vỏ trấu đối với nước tiểu người và nước thải sau bể tự hoại.....	59
2.2.3. Nghiên cứu thử nghiệm đánh giá chất lượng dinh dưỡng trên cây trồng	59
2.3. Phương pháp nghiên cứu	59
2.3.1 Phương pháp nghiên cứu nội dung 1.....	59
2.3.2. Phương pháp nghiên cứu nội dung 2.....	65
2.3.3. Phương pháp nghiên cứu nội dung 3.....	72
2.4. Phương pháp xử lý số liệu	77
CHƯƠNG 3. KẾT QUẢ NGHIÊN CỨU VÀ THẢO LUẬN.....	78
3.1. Đánh giá khả năng hấp phụ của biochar trên nước thải giả định	78

3.1.1. Nghiên cứu ảnh hưởng của mô hình hấp phụ và thời gian hấp phụ đến hiệu quả hấp phụ của biochar	78
3.1.2. Nghiên cứu ảnh hưởng của nồng độ ban đầu đến khả năng hấp phụ của biochar	81
3.1.3. Nghiên cứu ảnh hưởng của tỷ lệ biochar (tỷ lệ vật liệu/dung dịch) đến hiệu quả thu hồi các chất hữu cơ	86
3.2. Kết quả nghiên cứu khả năng hấp phụ và giải hấp của biochar từ lõi ngô và vỏ trấu đối với nước tiểu người và nước thải sau bể tự hoại.	91
3.2.1. Kết quả phân tích hình thái, vật lý, và hóa học của hai loại biochar lõi ngô (TSH-LN) và biochar vỏ trấu (TSH-VT)	91
3.2.2. Đánh giá khả năng hấp phụ và giải hấp của biochar lõi ngô (TSH-LN) và biochar vỏ trấu (TSH-VT) trên nước thải thực tế.....	102
3.3. Kết quả thử nghiệm đánh giá chất lượng dinh dưỡng trên cây trồng	133
3.3.1. Đánh giá chất lượng dung dịch	134
3.3.1. Kết quả thử nghiệm trên cây rau cải mè.....	135
3.3.2. Nghiên cứu thử nghiệm trên cây húng quế	142
KẾT LUẬN VÀ KIẾN NGHỊ.....	149
1. Kết luận.....	149
2. Kiến nghị.....	150
DANH MỤC CÔNG TRÌNH KHOA HỌC CỦA TÁC GIẢ LIÊN QUAN ĐẾN LUẬN ÁN.....	152
TÀI LIỆU THAM KHẢO.....	153
PHỤ LỤC.....	171

DANH MỤC BẢNG

Bảng 2.1. Thông số kỹ thuật của nước thải giả định sử dụng cho nghiên cứu	56
Bảng 2.2. Thông số kỹ thuật của hai loại nước thải sử dụng cho nghiên cứu	57
Bảng 3.1. Các thông số động học được tính toán của quá trình thu hồi dưỡng chất	124
Bảng 3.2. Chất lượng cuối cùng của các dung dịch dinh dưỡng mới thu được từ quá trình hấp phụ nước thải ở các mức pH ban đầu khác nhau.	126
Bảng 3.3. Các thông số động học được tính toán của quá trình thu hồi dưỡng chất ở các nồng độ pha loãng.....	132
Bảng 3.4: So sánh chất lượng DDHC với dung dịch Hoagland	134
Bảng 3.5. Giá trị dinh dưỡng trong rau cải mè được canh tác bởi các loại dung dịch dinh dưỡng mới	138
Bảng 3.6. Sản lượng của các mô hình thủy canh trồng rau cải mè sử dụng dung dịch dinh dưỡng mới	139
Bảng 3.7. Tính kinh tế của các mô hình thủy canh trồng rau cải mè sử dụng dung dịch dinh dưỡng mới	141
Bảng 3.8. Giá trị dinh dưỡng trong rau húng quế được canh tác bởi các loại dung dịch dinh dưỡng mới	144
Bảng 3.9. Sản lượng của các mô hình thủy canh trồng húng quế sử dụng dung dịch dinh dưỡng mới	145
Bảng 3.10. Tính kinh tế của các mô hình thủy canh trồng húng quế sử dụng dung dịch dinh dưỡng mới	147

DANH MỤC HÌNH

Hình 1.1. Sơ đồ khái quát quá trình hình thành nước thải sinh hoạt.....	15
Hình 1.2. Sơ đồ nguồn phát sinh nước thải sinh hoạt: nước thải đen, nước thải xám và nước thải hỗn hợp.....	17
Nguồn:(Trịnh và c.s., 2011)	31
Hình 1.3: Cấu trúc dưới kính hiển vi của biochar.....	31
Hình 1.3: Cây Cải mè (<i>Brassica juncea</i>)	50
Hình 1.4: Cây Húng quế (<i>Ocimum basilicum</i> L.)	52
Hình 2.1. Biochar vỏ trấu	58
Hình 2.2. Biochar lõi ngô	58
Hình 2.3. Mô hình hấp phụ động	61
Hình 2.5. Mô hình thủy canh hồi lưu	72
Hình 3.1. Hiệu suất thu hồi đạm tổng số (TN), kali hữu hiệu (TK) và lân hữu hiệu (TP) bằng mô hình hấp phụ động.....	78
Hình 3.2. Hiệu suất thu hồi đạm tổng số (TN), kali hữu hiệu (TK) và lân hữu hiệu (TP) bằng mô hình hấp phụ tĩnh	80
Hình 3.3. Hiệu suất thu hồi đạm tổng số (TN), kali hữu hiệu (TK) và lân hữu hiệu (TP) với nồng độ 125% so với nước thải thực.....	81
Hình 3.4. Hiệu suất thu hồi đạm tổng số (TN), kali hữu hiệu (TK) và lân hữu hiệu (TP) với nồng độ 100% so với nước thải thực.....	83
Hình 3.5. Hiệu suất thu hồi đạm tổng số (TN), kali hữu hiệu (TK) và lân hữu hiệu (TP) với nồng độ 70% so với nước thải thực.....	84
Hình 3.6. Hiệu suất thu hồi đạm tổng số (TN), kali hữu hiệu (TK) và lân hữu hiệu (TP) với tỷ lệ vật liệu (0.05/1).....	86
Hình 3.7. Hiệu suất thu hồi đạm tổng số (TN), kali hữu hiệu (TK) và lân hữu hiệu (TP) với tỷ lệ vật liệu (0.1/1).....	88
Hình 3.8. Hiệu suất thu hồi đạm, lân, kali với tỷ lệ vật liệu (0.15/1)	89
Hình 3.9. Ảnh SEM bề mặt TSH-LN và TSH-VT trước và sau thu hồi dinh dưỡng từ nước tiểu người và nước thải sau bể tự hoại.....	92
Hình 3.10. Kết quả phân tích EDS của TSH-LN và TSH-VT trước và sau hấp phụ (nước tiểu người, nước thải sau bể tự hoại).	95
Hình 3.11. (a) Kết quả phân tích XRD của bề mặt TSH-LN và TSH-VT trước và sau thu hồi dinh dưỡng (nước tiểu người, nước thải sau bể tự hoại)i.	97

Hình 3.12. (a) Kết quả phân tích FTIR của TSH-LN và TSH-VT trước và sau hấp phụ (nước tiểu người, nước thải sau bể tự hoại)	100
Hình 3.13. pH của dung dịch nước tiểu người và nước thải sau bể tự hoại trong quá trình hấp phụ	103
Hình 3.14. EC của dung dịch nước tiểu người và nước thải sau bể tự hoại trong quá trình hấp phụ	104
Hình 3.15. Hàm lượng carbon hữu cơ sau hấp phụ của (a) nước tiểu người và (b) nước thải sau bể tự hoại.	105
Hình 3.16. Hàm lượng carbon vô cơ sau hấp phụ của (a) nước tiểu người và (b) nước thải sau bể tự hoại.	107
Hình 3.17. Hàm lượng đạm tổng số (TN) sau hấp phụ của (a) nước tiểu người và (b) nước thải sau bể tự hoại.	108
Hình 3.18. Hàm lượng photpho sau hấp phụ của từ (a) nước tiểu người và (b) nước thải sau bể tự hoại.....	110
Hình 3.19. Hàm lượng kali sau hấp phụ của (a) nước tiểu người và (b) nước thải sau bể tự hoại.....	111
Hình 3.20. pH sau giải hấp của (a) nước tiểu người và (b) nước thải sau bể tự hoại.....	113
Hình 3.21. EC sau giải hấp của (a) nước tiểu người và (b) nước thải sau bể tự hoại.....	114
Hình 3.22. Hàm lượng carbon hữu cơ sau trong dung dịch dinh dưỡng sau khi giải hấp từ TSH hấp phụ (a) nước tiểu người và (b) nước thải sau bể tự hoại.....	115
Hình 3.23. Hàm lượng carbon vô cơ sau trong dung dịch dinh dưỡng sau khi giải hấp từ TSH hấp phụ (a) nước tiểu người và (b) nước thải sau bể tự hoại.....	116
Hình 3.24. Hàm lượng đạm tổng số (TN) sau trong dung dịch dinh dưỡng sau khi giải hấp từ TSH hấp phụ (a) nước tiểu người và (b) nước thải sau bể tự hoại.	117
Hình 3.25. Hàm lượng photpho sau trong dung dịch dinh dưỡng sau khi giải hấp từ TSH hấp phụ (a) nước tiểu người và (b) nước thải sau bể tự hoại.....	118
Hình 3.26. Hàm lượng kali sau trong dung dịch dinh dưỡng sau khi giải hấp từ TSH hấp phụ (a) nước tiểu người và (b) nước thải sau bể tự hoại.	119
Hình 3.27. Kết quả thí nghiệm hấp phụ dưỡng chất: (a) đạm tổng số, ...	121
Hình 3.28. Kết quả mô hình hóa động học: (a) mô hình bậc 1, (b) mô hình bậc 2	123
Hình 3.29. Kết quả thí nghiệm giải hấp dưỡng chất đối với (a) đạm tổng số và (b) lân hữu hiệu giải hấp vào nước khử ion.....	125
Hình 3.30. Ảnh hưởng của nồng độ đến khả năng hấp phụ đạm tổng số và lân hữu hiệu: (a) đạm tổng số, (b) lân hữu hiệu của TSH-LN của nước tiểu người và nước thải sau bể tự hoại.....	129

Hình 3.31. Kết quả mô hình hóa động học: (a) mô hình PFO, (b) mô hình PSO của hiệu suất quá trình thu hồi dưỡng chất ở các nồng độ pha loãng.....	130
Hình 3.32 Kết quả thí nghiệm giải hấp ậm tổng số và lân hữu hiệu, với (a) là khả năng giải hấp ậm tổng số và (b) là khả năng giải hấp lân hữu hiệu từ TSH-LN đã bão hòa dinh dưỡng.....	132
Hình 3.33. Các chỉ tiêu sinh trưởng của cây rau cải mè được trồng bởi các dung dịch dinh dưỡng mới.	136
Hình 3.34. Các chỉ tiêu sinh trưởng của cây húng quế được trồng bởi các dung dịch dinh dưỡng mới.	142

DANH MỤC TỪ VIẾT TẮT

Ký hiệu	Tiếng Anh	Tiếng Việt
BET	Brunauer- Emmett-Teller	Diện tích bề mặt riêng
BOD	Biological Oxygen Demand	Nhu cầu oxy sinh hoá
BW		Nước sau bể tự hoại
BW-LN		Dung dịch chiết xuất từ biochar lõi ngô sau hấp phụ với nước sau bể tự hoại
BW-LN-Đ		Biochar lõi ngô sau hấp phụ với nước sau bể tự hoại kết hợp với đất
COD	Chemical Oxygen Demand	Nhu cầu oxy hoá học
DD _{HC}		Dung dịch dinh dưỡng hữu cơ
DD _{VC}		Dung dịch dinh dưỡng vô cơ Hoagland
Dung dịch TSH-LN		Dung dịch dinh dưỡng chiết xuất từ than sinh học lõi ngô
Dung dịch TSH-VT		Dung dịch dinh dưỡng chiết xuất từ than sinh học vỏ trấu
EC		Độ dẫn điện
EDS	Energy Dispersive X-ray Spectroscopy	Phân Tán Năng Lượng
FTIR	Fourier Transform Infrared Spectroscopy	Phổ hồng ngoại
HU		Nước tiểu
IC		Carbon vô cơ
NT		Nước tiểu

Ký hiệu	Tiếng Anh	Tiếng Việt
NT-LN		Dung dịch chiết xuất từ biochar lõi ngô sau hấp phụ với nước tiểu
NT-LN-Đ		Biochar lõi ngô sau hấp phụ với nước tiểu kết hợp với đất
PFO		Mô hình giả bậc nhất
PSO		Mô hình giả bậc hai
SEM	Scanning Electron Microscopy	Ảnh hiển vi điện tử quét
TH		Nước thải sau bể tự hoại
TK		Kali hữu hiệu
TN		Đạm tổng số
TOC	Total Organic Carbon	Tổng carbon hữu cơ
TIC	Total Inorganic Carbon	Tổng Carbon vô cơ
TP		Lân hữu hiệu
TSH-LN		Than sinh học lõi ngô
TSH-VT		Than sinh học vỏ trấu
XRD	X-ray Diffraction	Nhiễu xạ tia X

MỞ ĐẦU

1. Tính cấp thiết của luận án

Nước thải sinh hoạt gia tăng nhanh chóng trên toàn cầu, đặc biệt nước thải xám thường xả thẳng ra môi trường, chứa hợp chất hữu cơ, nitrate, ammonium, phosphate, kim loại nặng và kháng sinh, gây nguy cơ phú dưỡng, suy thoái hệ sinh thái và ảnh hưởng sức khỏe cộng đồng (Bischel và c.s., 2015; Marcińczyk và c.s., 2022; Özel Duygan và c.s., 2021; Xu và c.s., 2023). Hậu quả như mùi hôi, vi sinh vật gây bệnh càng nhấn mạnh tính cấp bách của việc xử lý hiệu quả (Al-Mawla và c.s., 2023). Nước tiểu người và nước sau bể tự hoại là hai nguồn nước thải giàu hợp chất hữu cơ, nitrate, ammonium và phosphate, với tiềm năng tái sử dụng nhằm cung cấp dinh dưỡng cho cây trồng. Chúng chứa hàm lượng N, P, K cao, có thể thay thế phân bón hóa học, tuy nhiên, việc sử dụng trực tiếp nước thải này tiềm ẩn nhiều rủi ro môi trường và sức khỏe. Trong nước tiểu có thể tồn tại vi sinh vật gây bệnh, dư lượng thuốc, kháng sinh, hormone, và hàm lượng muối cùng ammonium cao, dẫn đến cháy lá, ngộ độc rễ, và phát sinh mùi hôi, đồng thời gia tăng nguy cơ ô nhiễm nguồn nước (Kim và c.s., 2021). Do đó, việc tái sử dụng cần có quy trình xử lý hoặc pha loãng nhằm đảm bảo an toàn môi trường và sức khỏe cộng đồng. Trong bối cảnh phân bón ngày càng khan hiếm, trong khi sản xuất phân hóa học vừa gây thoái hóa đất vừa tác động tiêu cực đến môi trường (Karmin và Siow, 2018; Osorio-Tejada và c.s., 2022). Việc thu hồi dinh dưỡng từ nước thải trở nên cần thiết. Giải pháp này không chỉ giảm áp lực cho hệ thống xử lý nước thải mà còn tạo ra nguồn dinh dưỡng thay thế bền vững, góp phần phục vụ nông nghiệp lâu dài.

Gần đây, nhiều nghiên cứu đã tập trung vào việc thu hồi và tái sử dụng dinh dưỡng từ nước thải. Các công nghệ hiện đại như trao đổi ion hay nitrate hóa tuy hiệu quả nhưng chi phí cao, trong khi phương pháp kết tủa struvite lại cần xử lý trung gian phức tạp và vẫn tốn kém (Yetilmezsoy và c.s., 2017). Hơn nữa, tính chọn lọc quá cao khiến các biện pháp này khó áp dụng cho nước thải sau bể tự hoại vốn có thành phần phức tạp. Trong bối cảnh đó, phương pháp hấp phụ nổi lên như một hướng đi triển vọng nhờ cơ chế đơn giản, chi phí thấp và khả năng sử dụng vật liệu có diện tích bề mặt lớn, thể tích lỗ xốp cao để thu hồi N, P, K (Leng và c.s., 2021).

Đặc biệt, vật liệu hấp phụ có thể được chế tạo từ phụ phẩm nông nghiệp như vỏ trấu, xơ dừa, lõi ngô và vỏ sắn... giúp vừa thu hồi dinh dưỡng, vừa xử lý rác thải nông nghiệp. Hiệu quả thu hồi dinh dưỡng của các loại than sinh học biochar từ phụ phẩm này đã được chứng minh đáng kể (Collivignarelli và c.s., 2022). Như vậy, hướng nghiên cứu sử dụng phụ phẩm nông nghiệp làm vật liệu hấp phụ không chỉ góp phần giảm áp lực ô nhiễm nước thải mà còn mang lại lợi ích kép trong quản lý chất thải nông nghiệp.

Mặc dù đã có nhiều nghiên cứu khai thác phụ phẩm nông nghiệp phổ biến như vỏ trấu, vỏ sắn đến các vật liệu đặc thù vùng miền như vỏ sấu riêng để chế tạo chất hấp phụ thu hồi dinh dưỡng từ nước thải, cũng như thử nghiệm tái sử dụng biochar sau hấp phụ để bón đất cho cây trồng (Masrura và Khan, 2022; Nguyễn Phan Việt, 2023; Saliu và Oladoja, 2021). song vẫn tồn tại khoảng trống lớn. Các nghiên cứu chủ yếu dừng ở việc chứng minh khả năng hấp phụ mà chưa làm rõ tính ứng dụng thực tế của dinh dưỡng đã thu hồi. Việc đưa trực tiếp biochar vào đất dựa vào cơ chế nhả chậm khiến liều lượng hấp thu của cây không được kiểm soát, đồng thời tiềm ẩn nguy cơ mất vệ sinh và ô nhiễm do vi sinh vật gây bệnh (Kuppusamy và c.s., 2016; Masrura và c.s., 2022). Vì vậy, cần có nghiên cứu toàn diện hơn, bao quát từ chế tạo vật liệu hấp phụ, kiểm soát quá trình thu hồi – giải phóng dinh dưỡng, đến tái sử dụng vật liệu và thử nghiệm trên nhiều loại cây trồng khác nhau, nhằm khắc phục những hạn chế hiện hữu và hướng tới ứng dụng thực tiễn.

Với tính cấp thiết trên ***“Nghiên cứu chuyển hoá nước thải thành dinh dưỡng cho cây trồng trên cơ sở phương pháp hấp phụ và giải hấp sử dụng than sinh học chế tạo từ phế phẩm nông nghiệp”*** Nghiên cứu này được thực hiện nhằm giải quyết ba tồn tại chính: (i) chưa kiểm soát hiệu quả liều lượng dinh dưỡng được giải phóng, (ii) nguy cơ ô nhiễm môi trường và lây nhiễm vi sinh vật gây bệnh, và (iii) thiếu bằng chứng thực nghiệm về hiệu quả ứng dụng trên nhiều loại cây trồng. Do đó, hướng tiếp cận toàn diện của nghiên cứu tập trung đồng thời vào ba khía cạnh chính: phát triển vật liệu hấp phụ phù hợp, xây dựng quy trình thu hồi và giải phóng dinh dưỡng có kiểm soát, và đánh giá hiệu quả ứng dụng trên cây trồng trong điều kiện thực nghiệm.

2. Mục tiêu nghiên cứu

2.1. Mục tiêu chung

Nghiên cứu đánh giá khả năng hấp phụ, lưu giữ và giải hấp các chất dinh dưỡng dạng khoáng của vật liệu biochar từ một số dòng nước thải sinh hoạt giàu dinh dưỡng, bao gồm nước thải nhân tạo, nước tiểu người và nước sau bể tự hoại; từ đó đề xuất khả năng thu hồi dinh dưỡng và tái sử dụng dung dịch sau giải hấp làm nguồn dinh dưỡng phục vụ canh tác nông nghiệp theo định hướng kinh tế tuần hoàn và nông nghiệp bền vững.

2.2. Mục tiêu cụ thể

- Đánh giá đặc tính cơ bản của vật liệu biochar và các nguồn nước thải sinh hoạt được sử dụng trong nghiên cứu, tập trung vào các thông số liên quan đến khả năng thu hồi dinh dưỡng như $\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$, K^+ , và một số chỉ tiêu đặc trưng khác.

- Xác định khả năng hấp phụ các chất dinh dưỡng dạng khoáng của biochar đối với nước thải nhân tạo, nước tiểu người và nước sau bể tự hoại; làm rõ ảnh hưởng của một số yếu tố vận hành như nồng độ đầu vào, thời gian tiếp xúc, liều lượng biochar và điều kiện pH đến hiệu quả hấp phụ.

- Đánh giá khả năng giải hấp và thu hồi các chất dinh dưỡng đã được lưu giữ trên biochar, nhằm xác định hiệu suất giải phóng dinh dưỡng, đặc tính của dung dịch sau giải hấp và tiềm năng sử dụng dung dịch này như một nguồn dinh dưỡng khoáng.

- Nghiên cứu khả năng ứng dụng dung dịch dinh dưỡng dạng khoáng thu được sau quá trình giải hấp trong canh tác nông nghiệp, thông qua đánh giá ảnh hưởng của dung dịch đến sinh trưởng cây trồng, hiệu quả sử dụng dinh dưỡng và các rủi ro môi trường liên quan.

- Đề xuất định hướng kỹ thuật cho mô hình thu hồi dinh dưỡng từ nước thải sinh hoạt bằng biochar và tái sử dụng dung dịch sau giải hấp trong sản xuất nông nghiệp theo hướng tuần hoàn tài nguyên..

3. Đối tượng và phạm vi nghiên cứu

3.1. Đối tượng nghiên cứu

- Mẫu nước thải nhân tạo, nước tiểu người, nước sau bể tự hoại

- Phụ phẩm nông nghiệp (lõi ngô, vỏ trấu) được chế tạo thành biochar

3.2. Phạm vi nghiên cứu

Nghiên cứu này được thực hiện ở quy mô phòng thí nghiệm, tập trung đánh giá khả năng thu hồi và chuyển hóa đạm tổng số, lân hữu hiệu và kali hữu hiệu từ nước tiểu người và nước thải sau bể tự hoại thành dạng dinh dưỡng khoáng có thể sử dụng cho cây trồng thông qua quy trình hấp phụ – giải hấp, sử dụng biochar được chế tạo từ phụ phẩm nông nghiệp.

4. Ý nghĩa khoa học và thực tiễn của luận án

4.1. Ý nghĩa khoa học

Nghiên cứu góp phần làm rõ khả năng hấp phụ – giải hấp và thu hồi các chất dinh dưỡng N, P, K của biochar chế tạo từ phụ phẩm nông nghiệp đối với các dòng nước thải sinh hoạt giàu dinh dưỡng như nước tiểu người và nước sau bể tự hoại. Điểm mới của nghiên cứu là chuyển trọng tâm từ xử lý ô nhiễm đơn thuần sang thu hồi tài nguyên dinh dưỡng, thông qua đánh giá đồng thời hiệu quả, cơ chế lưu giữ và khả năng giải phóng dinh dưỡng của biochar trong điều kiện nước thải thực tế. Kết quả nghiên cứu bổ sung cơ sở khoa học cho việc sử dụng biochar như một vật liệu trung gian trong thu hồi dinh dưỡng và tái sử dụng nguồn dinh dưỡng khoáng phục vụ canh tác nông nghiệp theo định hướng kinh tế tuần hoàn và phát triển bền vững.

4.2. Ý nghĩa thực tiễn.

Nghiên cứu cung cấp cơ sở thực nghiệm cho việc sử dụng biochar chế tạo từ phụ phẩm nông nghiệp để thu hồi một phần dinh dưỡng khoáng từ nước tiểu người và nước sau bể tự hoại. Thông qua quá trình hấp phụ – giải hấp, các chất dinh dưỡng như N, P, K có thể được chuyển vào dung dịch sau chiết xuất và xem xét sử dụng cho cây trồng trong điều kiện phù hợp.

Kết quả nghiên cứu có thể hỗ trợ đề xuất giải pháp xử lý và tái sử dụng nước thải sinh hoạt giàu dinh dưỡng ở quy mô nhỏ hoặc quy mô hộ gia đình, trang trại, khu dân cư. Cách tiếp cận này góp phần giảm tải lượng chất dinh dưỡng thải ra môi trường, tận dụng phụ phẩm nông nghiệp để tạo vật liệu xử lý, đồng thời cung cấp thêm lựa chọn về nguồn dinh dưỡng tái sử dụng cho canh tác nông nghiệp. Đây là

hướng ứng dụng có tính khả thi trong quản lý nước thải sinh hoạt và sử dụng tài nguyên theo hướng tuần hoàn.

5. Những đóng góp mới của luận án

Luận án đã đề xuất và kiểm chứng quy trình hấp phụ – giải hấp ở quy mô phòng thí nghiệm sử dụng biochar từ phụ phẩm nông nghiệp để thu hồi đạm tổng số, lân hữu hiệu và kali hữu hiệu từ nước tiểu người và nước sau bể tự hoại. Kết quả nghiên cứu xác định mô hình hấp phụ tĩnh trong 5 ngày với nước thải thực ở nồng độ 100% là điều kiện phù hợp, cho hiệu quả thu hồi ổn định, đặc biệt đối với đạm tổng số. Luận án chỉ ra biochar lõi ngô có khả năng hấp phụ dinh dưỡng tốt hơn biochar vỏ trấu trong cùng điều kiện thí nghiệm. Dung dịch sau giải hấp chứa các chất dinh dưỡng khoáng có tiềm năng sử dụng cho cây trồng, bước đầu định hướng ứng dụng trong thủy canh và góp phần đề xuất mô hình thu hồi, tái sử dụng dinh dưỡng từ nước thải sinh hoạt theo hướng nông nghiệp tuần hoàn.

6. Cấu trúc của luận án

1. Mở đầu
2. Chương 1. Tổng quan
3. Chương 2. Đối tượng, nội dung, phương pháp nghiên cứu
4. Chương 3: Kết quả và thảo luận
5. Kết luận

Chương 1. TỔNG QUAN

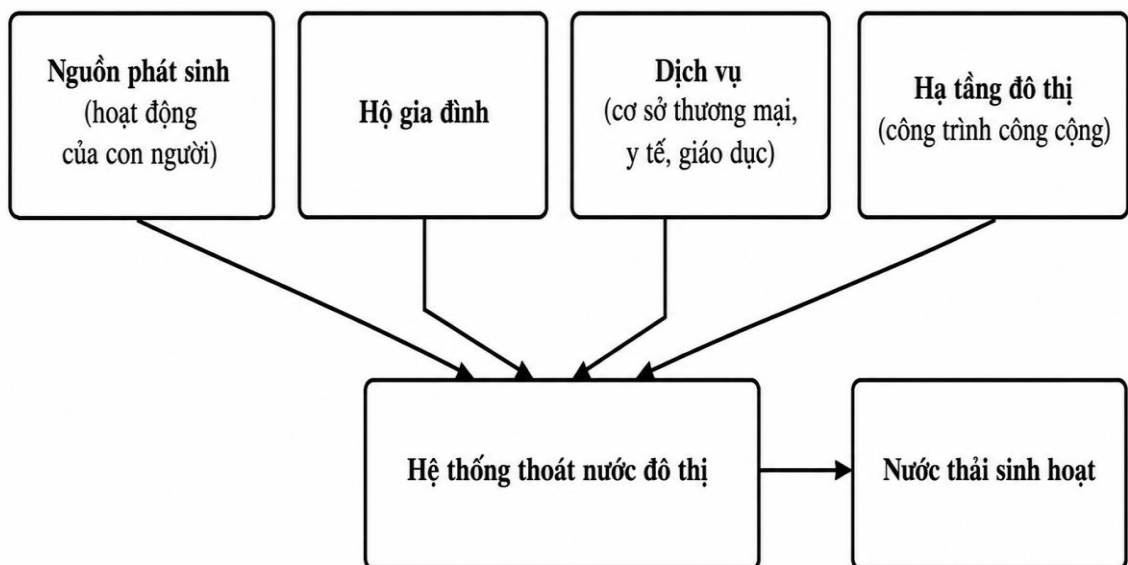
1.1. Nước thải sinh hoạt và tiềm năng tái sử dụng

1.1.1. Phân loại nước thải sinh hoạt

1.1.1.1. Giới thiệu về nước thải sinh hoạt

Nước thải sinh hoạt là thuật ngữ chỉ các loại nước phát sinh trong quá trình sử dụng nước sạch cho các hoạt động hàng ngày như vệ sinh cá nhân, lau dọn, và rửa các đồ dùng, dụng cụ. Nước thải sinh hoạt có mặt ở hầu hết các khu vực có người sinh sống và hoạt động, từ hộ gia đình, cơ sở hạ tầng đến các cơ sở dịch vụ thương mại, giáo dục và y tế. Điểm chung của chúng là thành phần hóa học rất phức tạp, bao gồm chất thải hữu cơ, các hợp chất tẩy rửa, vi sinh vật, kim loại nặng và các chất vô cơ khác. Sự đa dạng này khiến việc xử lý nước thải sinh hoạt trở thành một thách thức lớn, không chỉ liên quan đến bảo vệ môi trường mà còn ảnh hưởng trực tiếp đến sức khỏe cộng đồng. Theo tổng quan của tác giả Al-Mawla và cộng sự, nước thải sinh hoạt có thể được phân thành nhiều dạng khác nhau. Tuy nhiên, hai nhóm phổ biến và có ý nghĩa nghiên cứu nhất là nước thải xám (greywater) và nước thải đen (blackwater) (Al-Mawla và c.s., 2023)

Sơ đồ khái quát quá trình hình thành nước thải sinh hoạt



Hình 1.1. Sơ đồ khái quát quá trình hình thành nước thải sinh hoạt

1.1.1.2. Phân loại nước thải sinh hoạt

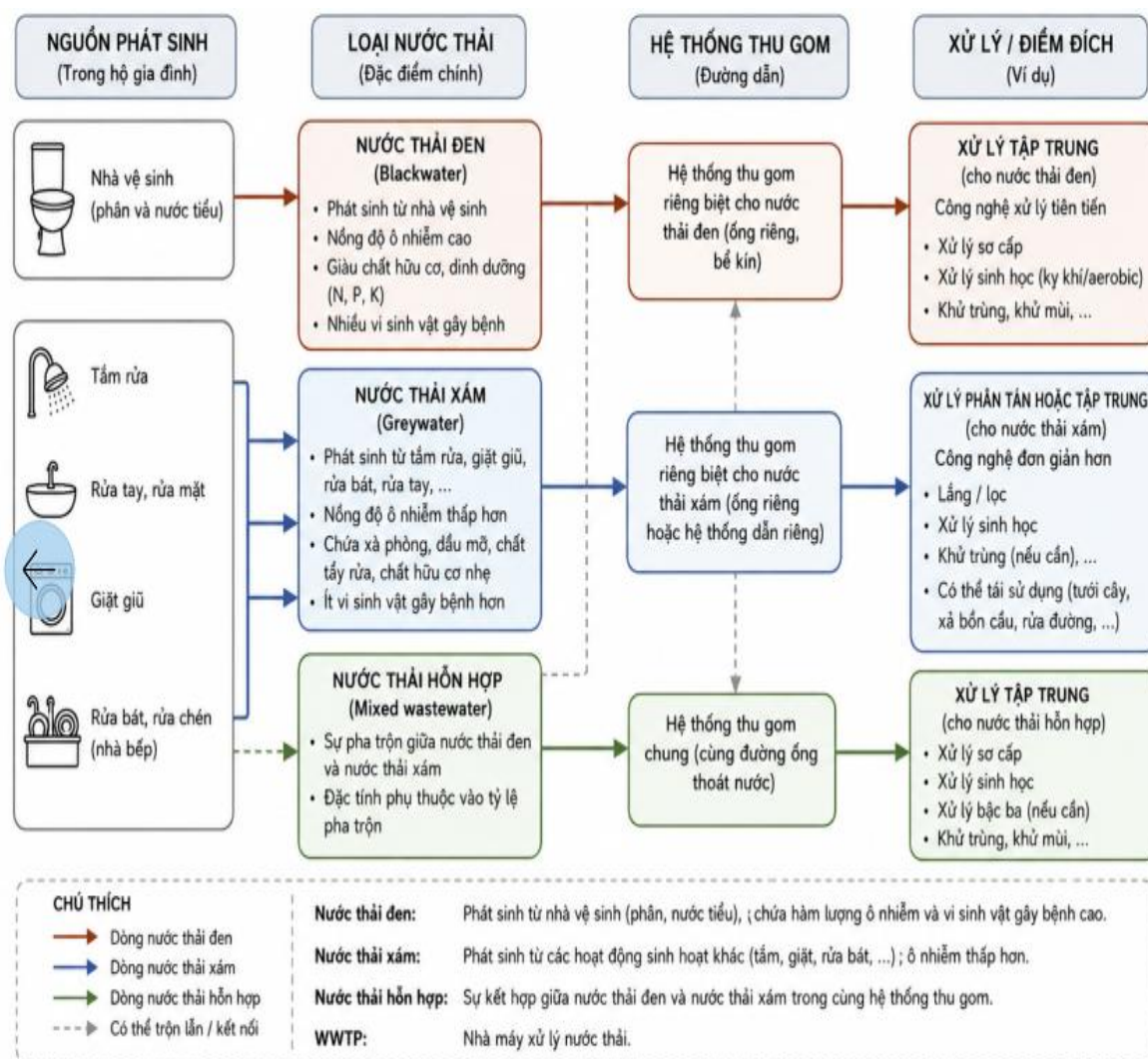
a. Phân loại theo tính chất

Nước thải sinh hoạt là nguồn giàu dinh dưỡng, chứa các hợp chất như nitơ (NH_4^+ , NO_3^-), photpho (orthophosphate), kali và vi lượng, có tiềm năng tái sử dụng trong nông nghiệp nếu được xử lý phù hợp (Metcalf & Eddy, 2014; Organization, 2018). Theo tính chất phát sinh, nước thải sinh hoạt được phân loại chủ yếu thành hai nhóm là nước thải đen (blackwater) và nước thải xám (greywater). Trong đó, nước thải đen phát sinh từ nhà vệ sinh, có hàm lượng chất hữu cơ, dinh dưỡng và vi sinh vật gây bệnh cao, là dòng thải có mức độ ô nhiễm và rủi ro sinh học lớn nhất (Tchobanoglous và c.s., 2022); ngược lại, nước thải xám từ tắm rửa, giặt giũ và rửa bát có mức ô nhiễm thấp hơn nhưng chứa các chất hoạt động bề mặt, dầu mỡ và hóa chất tẩy rửa (Organization, 2018). Sự phân loại này đóng vai trò quan trọng trong đánh giá mức độ ô nhiễm, lựa chọn công nghệ xử lý và định hướng tái sử dụng, trong đó blackwater thường cần xử lý phức tạp hơn, còn greywater có tiềm năng tái sử dụng cao hơn sau xử lý đơn giản. Nhìn chung, cách tiếp cận phân loại theo tính chất giúp tối ưu hóa quản lý nước thải và hỗ trợ phát triển mô hình tuần hoàn tài nguyên trong xử lý và tái sử dụng nước thải sinh hoạt (Daigger, 2007).

b. Phân theo theo nguồn phát sinh

Nước thải đen (blackwater) là dòng nước thải phát sinh từ nhà vệ sinh, bao gồm phân và nước tiểu người, đặc trưng bởi nồng độ chất ô nhiễm cao, đặc biệt là các hợp chất hữu cơ và vi sinh vật gây bệnh. Thành phần của nước thải đen chứa đồng thời các chất hữu cơ và vô cơ, trong đó có các dinh dưỡng quan trọng như nitơ và photpho, cùng với hàm lượng lớn chất rắn lơ lửng (SS) gồm hạt phân và cặn bã. Ngoài ra, nước thải sau bể tự hoại còn chứa mật độ cao vi khuẩn, vi rút và các tác nhân gây bệnh, do đó cần được xử lý nghiêm ngặt trước khi xả thải hoặc tái sử dụng. Khi xâm nhập vào nguồn nước mặt, nước thải đen có thể gây ô nhiễm vi sinh nghiêm trọng, làm suy giảm chất lượng nước và gia tăng nguy cơ đối với sức khỏe cộng đồng thông qua các bệnh như tiêu chảy, viêm gan và bệnh ngoài da. Đồng thời, hàm lượng dinh dưỡng cao cũng có thể gây hiện tượng phú dưỡng, dẫn đến

bùng phát tảo và suy giảm oxy hòa tan, ảnh hưởng tiêu cực đến hệ sinh thái thủy sinh.



Hình 1.2. Sơ đồ nguồn phát sinh nước thải sinh hoạt: nước thải đen, nước thải xám và nước thải hỗn hợp

Ngược lại, nước thải xám (greywater) phát sinh từ các hoạt động sinh hoạt như tắm rửa, giặt giũ và rửa bát đĩa. So với nước thải đen, nước thải xám có nồng độ chất ô nhiễm và mật độ vi sinh vật gây bệnh thấp hơn. Thành phần chủ yếu bao gồm chất hữu cơ từ xà phòng, dầu mỡ, cặn thức ăn và chất rắn lơ lửng, cùng với các hợp chất hóa học từ sản phẩm tẩy rửa như chất hoạt động bề mặt, chất tẩy trắng và chất tẩy rửa tổng hợp. Mặc dù nguy cơ vi sinh thấp hơn, nước thải xám vẫn có thể gây ô nhiễm môi trường nếu không được xử lý phù hợp, đặc biệt do sự tích lũy của các hợp chất hóa học có khả năng ảnh hưởng đến chất lượng nước và an toàn thực

phẩm khi đi vào chuỗi thức ăn. Tuy vậy, hiện nay việc quản lý và xử lý nước thải xám vẫn chưa được quan tâm đầy đủ tại nhiều khu vực, trong đó có Việt Nam.

Xét về tiềm năng tài nguyên, nước thải đen được xem là nguồn dinh dưỡng đáng kể, đặc biệt là nước tiểu người – thành phần chứa nhiều hợp chất như urea, creatinine, axit amin, ATP và phosphate (Martin và c.s., 2022) (Sakurai và c.s., 2022). Trong thành phần của nước thải sau bể tự hoại, nước tiểu người đã đóng góp tới 85% hàm lượng nito, 50% hàm lượng phốt-pho, và 55% hàm lượng kali trong nước thải sau bể tự hoại, mặc dù chỉ chiếm 1% tổng khối lượng của loại nước thải sinh hoạt này (Kim và c.s., 2021; Wei và c.s., 2018). Phân tích từ nghiên cứu của Hafiza và cộng sự cũng cho thấy hàm lượng photpho trong nước thải đen là rất cao, lên tới 21,3 mg/L bên cạnh những dinh dưỡng cơ bản cho cây trồng như đạm và kali (Hafiza và c.s., 2019). Ngoài ra, nghiên cứu của tác giả Kim và cộng sự cũng ghi nhận sự tồn tại của các nguyên tố quan trọng cho cây trồng như Fe và Mg (Kim và c.s., 2021). Trên thực tế, một số hộ gia đình đã thu gom nước tiểu, tiến hành lên men và sử dụng làm nguồn phân bón lỏng cho cây trồng, cho thấy hiệu quả tích cực đối với sinh trưởng thực vật. Tuy nhiên, phương pháp này vẫn tồn tại nhiều rủi ro, đặc biệt là do thiếu kiểm soát về liều lượng dinh dưỡng đầu vào và đầu ra. Sự thiếu hụt dinh dưỡng có thể làm giảm hiệu quả sinh trưởng cây trồng, trong khi dư thừa dinh dưỡng có thể gây độc cho cây và dẫn đến ô nhiễm môi trường đất và nước.

c. Nước tiểu người và nước sau bể tự hoại

** Nước tiểu người*

Nước tiểu người được xem là một loại giàu dinh dưỡng trong hệ thống nước thải sinh hoạt và có tiềm năng lớn trong nông nghiệp tuần hoàn. Xét theo nguồn phát sinh, nước tiểu thuộc nhóm nước thải đen (blackwater) khi được thu gom cùng phân và nước từ nhà vệ sinh. Tuy nhiên, trong các hệ thống tách nguồn (source-separation), nước tiểu được phân loại riêng thành dòng nước tiểu tách riêng (source-separated urine) – một dòng thải giàu dinh dưỡng có thể quản lý độc lập. Xét theo tính chất và thành phần, nước tiểu là một dòng thải giàu dinh dưỡng hòa tan (nutrient-rich liquid stream), đặc trưng bởi hàm lượng cao các chất dinh dưỡng khoáng dễ tiêu cho cây trồng. Hầu hết nito, phốt pho và kali trong cơ thể người

được bài tiết qua nước tiểu, chiếm khoảng 90% N, 50–65% P và 50–80% K trong tổng lượng thải (Krause, 2020; Lamichhane và Babcock Jr, 2013). Các chất này tồn tại chủ yếu ở dạng ion hòa tan (NH_4^+ , PO_4^{3-} , K^+), do đó có khả năng hấp thu trực tiếp bởi cây trồng. Nhiều nghiên cứu thực địa cho thấy hiệu quả nông học của nước tiểu có thể tương đương hoặc thậm chí cao hơn phân bón hóa học trong một số điều kiện canh tác (Pandorf và c.s., 2018). Thành phần 24h nước tiểu của một người bình thường ghi nhận N, P, K, Ca, Mg cùng các khoáng vi lượng thiết yếu (Mihelcic và c.s., 2011). Ước tính toàn cầu cho thấy lượng phốt pho trong nước tiểu có thể đáp ứng 1/5 nhu cầu P của thế giới nếu được thu hồi hiệu quả (Larsen, 2021), cho thấy vai trò quan trọng của dòng thải này trong kinh tế tuần hoàn dinh dưỡng.

Tuy nhiên, việc sử dụng trực tiếp còn gặp nhiều hạn chế như mùi, nguy cơ thất thoát nitơ dưới dạng NH_3 bay hơi, và chi phí vận chuyển cao do hàm lượng nước lớn. Vì vậy, nhiều công nghệ đã được phát triển nhằm thu hồi và ổn định dinh dưỡng, bao gồm kết tủa struvite ($\text{NH}_4\text{MgPO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$), nitrat hóa – cô đặc amoni, lọc màng và các công nghệ thẩm thấu ngược (Udert và Wächter, 2012). Các quá trình này giúp chuyển hóa nước tiểu thành phân bón lỏng hoặc rắn có giá trị thương mại (Ronteltap và c.s., 2010; Tarpeh và c.s., 2018), điển hình như sản phẩm Aurin tại Thụy Sĩ (Fumasoli và c.s., 2016).

** Nước sau bể tự hoại*

Nước sau bể tự hoại là sản phẩm của quá trình phân hủy sinh học trong bể tự hoại, trong đó chất hữu cơ trong nước thải được vi sinh vật phân hủy thành các hợp chất đơn giản như khí metan (CH_4), carbon dioxide (CO_2) và nước. Tuy nhiên, mặc dù quá trình phân hủy này giúp giảm bớt các chất ô nhiễm, nhưng nước sau bể tự hoại vẫn có thể chứa các thành phần chưa được xử lý hoàn toàn, bao gồm amoniac (NH_3), nitrat (NO_3^-), phốt-pho, vi khuẩn coliform và các vi sinh vật gây bệnh. Do đó, nước sau bể tự hoại không thể sử dụng trực tiếp mà cần phải qua các quá trình xử lý bổ sung để đảm bảo an toàn cho sức khỏe và môi trường (Cifuentes-Torres và c.s., 2021).

Nước sau bể tự hoại là dòng thải phát sinh từ quá trình xử lý sơ cấp nước thải sinh hoạt trong bể tự hoại, nơi diễn ra quá trình phân hủy kỵ khí các chất hữu cơ.

Xét theo nguồn phát sinh, dòng nước này thuộc nhóm nước thải đen đã qua xử lý sơ bộ (partially treated blackwater / septic effluent), vì nó có nguồn gốc từ nước thải nhà vệ sinh nhưng đã trải qua quá trình lắng và phân hủy trong bể tự hoại. Xét theo tính chất và thành phần, nước sau bể tự hoại là một dòng thải hữu cơ đã giảm tải nhưng vẫn còn ô nhiễm (partially treated wastewater). Mặc dù phần lớn chất hữu cơ dễ phân hủy đã được chuyển hóa thành CH_4 , CO_2 và nước, dòng thải này vẫn chứa các hợp chất dinh dưỡng còn dư như NH_4^+ , NO_3^- , photpho hòa tan, cùng với vi khuẩn chỉ thị như coliform và các mầm bệnh tiềm ẩn (Ali và c.s., 2013; Cifuentes-Torres và c.s., 2021).

Do đó, nước sau bể tự hoại không thể sử dụng trực tiếp mà cần tiếp tục xử lý nâng cao để đảm bảo an toàn môi trường và sức khỏe con người. Tuy nhiên, trong điều kiện được kiểm soát chất lượng tốt, dòng nước này có thể được tái sử dụng trong nông nghiệp, đặc biệt là tưới tiêu hoặc hệ thống thủy canh. Một số nghiên cứu cho thấy nếu các chỉ tiêu như pH, NH_4^+ , NO_3^- và E. coli được kiểm soát chặt chẽ, nước sau bể tự hoại có thể cung cấp một phần dinh dưỡng cho cây trồng (Ali và c.s., 2013). Tuy vậy, nguy cơ tồn dư vi sinh vật gây bệnh vẫn là rào cản lớn, do đó việc giám sát chất lượng nước trong suốt quá trình tái sử dụng là yêu cầu bắt buộc nhằm đảm bảo an toàn sinh học và môi trường.

1.1.2. Các công nghệ xử lý nước thải sinh hoạt

Trong hệ thống xử lý nước thải sinh hoạt, xử lý cơ học là công đoạn tiền xử lý quan trọng, có chức năng loại bỏ các tạp chất thô, cặn lắng và dầu mỡ nhằm bảo vệ các công trình phía sau và nâng cao hiệu quả cho các bước xử lý tiếp theo. Các thiết bị thường được sử dụng ở giai đoạn này gồm song chắn rác, bể lắng cát và bể tách dầu mỡ (Metcalf, 2003). Mặc dù không có khả năng loại bỏ đáng kể BOD hoặc vi sinh vật gây bệnh, nhưng đây là bước nền cần thiết trong toàn bộ dây chuyền xử lý.

Công nghệ sinh học chiếm vị trí trung tâm trong hệ thống xử lý nước thải sinh hoạt. Các quá trình hiếu khí như bể aeroten, SBR (Sequencing Batch Reactor), hoặc màng oxy hóa tuần hoàn sử dụng hệ vi sinh vật để chuyển hóa chất hữu cơ thành CO_2 và sinh khối. Trong khi đó, các hệ thống kỵ khí như bể UASB hoặc lọc kỵ khí

được đánh giá cao trong trường hợp có tải hữu cơ cao, đồng thời giúp tiết kiệm năng lượng và tạo ra khí sinh học (Rittmann và McCarty, 2001).

Đáng chú ý, trong những năm gần đây, công nghệ hấp phụ sử dụng biochar đã được nghiên cứu và ứng dụng như một giải pháp xử lý nước thải sinh hoạt hiệu quả, đặc biệt để loại bỏ các vi chất hữu cơ, hợp chất gây mùi và kim loại nặng. Than sinh học là sản phẩm của quá trình nhiệt phân sinh khối hữu cơ (như mùn cưa, vỏ trấu, phụ phẩm nông nghiệp) trong điều kiện yếm khí, có cấu trúc mao quản phát triển và khả năng trao đổi ion cao. Theo Tchobanoglous và cộng sự (2014), biochar không chỉ có hiệu suất hấp phụ cao mà còn thân thiện với môi trường và chi phí thấp hơn than hoạt tính truyền thống (Tchobanoglous và c.s., 2022). Việc tích hợp biochar trong các hệ thống lọc hoặc làm lớp vật liệu trong hồ sinh học đã được chứng minh giúp cải thiện đáng kể chất lượng nước đầu ra.

Các quá trình hóa lý khác cũng được sử dụng để xử lý các chất không phân hủy sinh học như keo tụ – tạo bông, trao đổi ion và hấp phụ bằng vật liệu tổng hợp. Tuy nhiên, so với than hoạt tính, việc sử dụng biochar có tiềm năng thay thế trong nhiều ứng dụng quy mô nhỏ và vừa, đặc biệt tại các khu vực nông thôn hoặc vùng chưa có hệ thống xử lý tập trung (Judd, 2010). Các phương pháp hóa lý trong xử lý nước thải sinh hoạt không chỉ dừng lại ở keo tụ, trao đổi ion và hấp phụ. Một trong những tiến bộ đáng chú ý là việc sử dụng biochar như một vật liệu hấp phụ thay thế cho các vật liệu truyền thống như than hoạt tính. Biochar, được sản xuất từ quá trình carbon hóa các vật liệu hữu cơ như rơm rạ, vỏ hạt, hoặc các phụ phẩm nông nghiệp, có diện tích bề mặt rất lớn và khả năng hấp phụ cao. Do đó, nó có thể hấp phụ các chất ô nhiễm hữu cơ và vô cơ, đặc biệt là các chất dinh dưỡng như nitơ (N), photpho (P), và kali (K), đồng thời giữ lại các chất này trong quá trình xử lý nước thải sinh hoạt. Biochar là vật liệu tự nhiên, chi phí thấp, dễ dàng sản xuất từ các phụ phẩm nông nghiệp, và có thể tái sử dụng trong nhiều chu kỳ xử lý, góp phần giảm thiểu chi phí và tăng tính bền vững của quá trình xử lý (Wang và c.s., 2020).

So với các vật liệu truyền thống như than hoạt tính, biochar mang lại một số ưu điểm đáng kể, đặc biệt trong các ứng dụng quy mô nhỏ và vừa, như tại các khu vực nông thôn hoặc vùng chưa có hệ thống xử lý nước thải tập trung. Theo nghiên

cứu biochar không chỉ có khả năng hấp phụ các chất ô nhiễm hữu cơ mà còn hấp thu hiệu quả các ion dinh dưỡng từ nước thải, giữ lại các chất dinh dưỡng có lợi cho cây trồng, như nitrat và phốt-pho. Ngoài ra, biochar còn có đặc tính kháng khuẩn, giúp giảm thiểu sự phát triển của vi sinh vật gây bệnh trong nước thải, tạo ra nguồn nước sạch hơn cho việc tái sử dụng trong nông nghiệp (Arrebola và c.s., 2020).

Các nghiên cứu gần đây của Ahmad và c.s., (2014) đã chỉ ra rằng biochar có thể cải thiện chất lượng đất trồng khi được sử dụng làm vật liệu bổ sung trong canh tác nông nghiệp. Nhờ khả năng hấp phụ các chất dinh dưỡng như kali và phốt-pho, biochar có thể giúp cây trồng phát triển tốt hơn và tăng năng suất (Ahmad và c.s., 2014). Điều này tạo cơ hội mới cho việc sử dụng nước thải sinh hoạt đã qua xử lý không chỉ như một nguồn dinh dưỡng bổ sung cho cây trồng mà còn góp phần bảo vệ môi trường và tài nguyên nước.

Hơn nữa, nghiên cứu của Ulah và cộng sự (2020) cho thấy, sử dụng biochar trong xử lý nước thải còn giúp hạn chế sự phát sinh các hợp chất độc hại và cải thiện chất lượng nước, đồng thời góp phần vào việc giảm thiểu ô nhiễm môi trường. Biochar cũng có thể được áp dụng trong hệ thống nông nghiệp tuần hoàn, nơi chất thải được tái sử dụng làm tài nguyên đầu vào, giúp giảm áp lực lên các nguồn tài nguyên nước sạch và tạo ra hệ sinh thái nông nghiệp bền vững (Ullah và c.s., 2024). Ngoài ra, biochar cũng được nghiên cứu sử dụng kết hợp với các công nghệ khác như màng lọc, keo tụ, tạo bông, và các phương pháp hóa học khác nhằm tối ưu hóa khả năng xử lý các chất ô nhiễm trong nước thải sinh hoạt. Việc kết hợp biochar với các vật liệu hấp phụ khác hoặc phương pháp xử lý hiện đại có thể mở ra những ứng dụng mới, nâng cao hiệu quả xử lý, đồng thời giúp giảm thiểu chi phí và nâng cao tính hiệu quả trong việc tái sử dụng nước thải.

Nước tiêu và nước sau bể tự hoại chứa nhiều hợp chất gây hại, bao gồm vi sinh vật, nitơ, phốt pho, và các chất hữu cơ. Do đó, việc xử lý nước thải là rất quan trọng để đảm bảo an toàn. Quá trình khử trùng bằng clo, ozone hoặc tia UV thường được áp dụng để loại bỏ vi sinh vật gây bệnh, đảm bảo nước thải đạt tiêu chuẩn xả thải hoặc có thể tái sử dụng. Tuy nhiên, cần lưu ý đến sản phẩm phụ có thể phát sinh trong quá trình này, như chloramine khi sử dụng clo hoặc ozone dư thừa, có thể

ảnh hưởng đến chất lượng nước và môi trường. Vì vậy, việc lựa chọn công nghệ khử trùng phù hợp với mục tiêu sử dụng nước sau xử lý là rất quan trọng (T. B. H. Nguyen và c.s., 2024)

1.1.3. Tiềm năng thu hồi dưỡng chất từ nước thải sinh hoạt

Nước thải sinh hoạt không chỉ là chất thải cần xử lý, mà còn được nhìn nhận như một nguồn tài nguyên thứ cấp chứa đựng nhiều tiềm năng tái sử dụng, đặc biệt là trong bối cảnh khan hiếm nước và yêu cầu phát triển bền vững. Theo báo cáo của UNEP (2020), hơn 80% lượng nước thải toàn cầu vẫn chưa được xử lý hoặc xử lý chưa đạt chuẩn, gây thất thoát nghiêm trọng các nguồn tài nguyên như nước sạch, năng lượng và chất dinh dưỡng.

Một trong những tiềm năng nổi bật là hàm lượng dinh dưỡng có trong nước thải, đặc biệt là nitơ (N), phospho (P), và kali (K) – ba yếu tố thiết yếu cho sự phát triển của thực vật. Các nghiên cứu đã chỉ ra rằng nước thải sinh hoạt chứa trung bình khoảng 30–90 mg/L tổng nitơ (TN), 4–20 mg/L phospho tổng (TP) và một lượng đáng kể kali (K), tùy thuộc vào nguồn phát sinh và thói quen sinh hoạt (Wilsenach và c.s., 2007). Nitơ chủ yếu tồn tại dưới dạng amoni (NH_4^+), nitrat (NO_3^-) và hợp chất hữu cơ, trong khi phospho tồn tại dưới dạng orthophosphat (PO_4^{3-}), polyphosphat hoặc phospho hữu cơ. Kali thường ở dạng ion K^+ , dễ hấp thu bởi cây trồng (Wilsenach và c.s., 2007). Nếu được tách lọc và kiểm soát tốt, các thành phần này hoàn toàn có thể thay thế phân bón hóa học, đặc biệt là trong nông nghiệp đô thị hoặc hệ thống nông nghiệp tuần hoàn (circular agriculture).

Một số mô hình xử lý tiên tiến, như bể phản ứng sinh học tích hợp nitrat hóa–khử nitrat kết hợp hấp phụ phospho hoặc kết tủa struvite ($\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) đã được ứng dụng để thu hồi đồng thời N và P dưới dạng phân bón có thể sử dụng trực tiếp (Wilsenach và c.s., 2007).

Ngoài ra, khi kết hợp với các vật liệu hấp phụ có tính thân thiện với môi trường, chẳng hạn như biochar, nước sau xử lý không chỉ đạt tiêu chuẩn xả thải, mà còn có thể được tái sử dụng cho tưới tiêu, thủy canh hoặc làm mát công nghiệp, mở ra một hướng tiếp cận toàn diện trong quản lý nước thải (Khan và c.s., 2023). Trong nghiên cứu này, việc thu hồi các chất dinh dưỡng như nitơ (N), photpho (P), và kali

(K) từ nước thải sinh hoạt sẽ được tập trung, đặc biệt là từ hai loại nước thải: nước tiểu người và nước thải sau bể tự hoại. Nước tiểu người chứa nhiều thành phần dinh dưỡng quý giá, bao gồm ure, creatinine, axit amin, ATP, và phosphate, là những chất dinh dưỡng quan trọng cho cây trồng. nước tiểu người có khả năng cung cấp một lượng lớn nitơ, phốt-pho và kali, với nghiên cứu chỉ ra rằng nước tiểu đóng góp đến 85% hàm lượng nito, 50% phốt-pho và 55% kali trong nước thải sau bể tự hoại, mặc dù chỉ chiếm khoảng 1% tổng khối lượng của nước thải sinh hoạt. Do đó, nước tiểu người có thể trở thành một nguồn tài nguyên quan trọng trong nông nghiệp, đặc biệt là trong các hệ thống thủy canh và tưới cây.

Bên cạnh nước tiểu người, nước thải sau bể tự hoại cũng chứa một lượng lớn chất dinh dưỡng, bao gồm nitơ, phốt-pho và kali, mà nếu được xử lý phù hợp, có thể tái sử dụng cho mục đích nông nghiệp. Nước thải sau bể tự hoại chứa nhiều hợp chất hữu cơ và vô cơ, bao gồm cả các chất dinh dưỡng cần thiết cho cây trồng như nitơ và phốt-pho. Việc thu hồi và tái sử dụng các chất dinh dưỡng này không chỉ giúp giảm thiểu lượng chất thải mà còn giúp tiết kiệm tài nguyên nước sạch, đóng góp vào sự phát triển của nền nông nghiệp bền vững và mô hình nông nghiệp tuần hoàn. Tuy nhiên, việc kiểm soát liều lượng dinh dưỡng đầu vào và đầu ra là rất quan trọng để tránh tình trạng thừa hoặc thiếu dinh dưỡng, có thể gây hại cho cây trồng và môi trường. Do đó, nghiên cứu này sẽ tập trung vào việc phát triển các phương pháp xử lý hiệu quả và kiểm soát chất lượng nước, nhằm thu hồi các chất dinh dưỡng một cách an toàn và bền vững từ nước tiểu người và nước thải sau bể tự hoại.

Nước thải sinh hoạt, mặc dù được coi là chất thải, lại chứa nhiều tiềm năng tái sử dụng quan trọng, đặc biệt là trong bối cảnh khan hiếm tài nguyên nước và yêu cầu phát triển nông nghiệp bền vững. Việc phân loại và xử lý nước thải sinh hoạt, đặc biệt là nước tiểu người và nước thải sau bể tự hoại, có thể giúp thu hồi nitơ, phốt-pho, và kali—các yếu tố dinh dưỡng quan trọng cho cây trồng. Thông qua các phương pháp xử lý hiệu quả như hấp phụ bằng biochar, các chất dinh dưỡng này có thể được tái sử dụng trong nông nghiệp hữu cơ hoặc nông nghiệp tuần hoàn, giúp giảm thiểu ô nhiễm và tiết kiệm tài nguyên nước. Tuy nhiên, việc kiểm soát chất lượng nước và liều lượng dinh dưỡng là vô cùng quan trọng để đảm bảo an toàn cho

cây trồng và môi trường. Nghiên cứu này mở ra một hướng tiếp cận mới, không chỉ trong việc xử lý nước thải mà còn trong việc chuyển hóa nước thải thành tài nguyên quý giá, góp phần vào phát triển nông nghiệp bền vững và kinh tế tuần hoàn.

1.2. Tổng quan về phụ phẩm nông nghiệp

1.2.1. Khái niệm phụ phẩm nông nghiệp

Phụ phẩm nông nghiệp là một trong những loại chất thải rắn phổ biến nhất ở các nước đang phát triển, chiếm tỷ trọng lớn trong tổng khối lượng chất thải từ ngành nông nghiệp. Chúng bao gồm các vật liệu như rơm rạ, trấu, vỏ cà phê, lõi ngô, bã mía, vỏ điều, vỏ sắn, xơ dừa và nhiều loại phế liệu sinh học khác. Phần lớn những phụ phẩm này chưa được tận dụng hiệu quả, dẫn đến lãng phí tài nguyên sinh học và phát sinh ô nhiễm môi trường nếu xử lý không đúng cách (Thông tư 19/2029/TT-BNNPTNT, 2019).

Phụ phẩm nông nghiệp tại Việt Nam đang được xem là một "kho báu ẩn mình" với sản lượng khổng lồ. Theo PGS.TS Đào Thế Anh từ Viện Khoa học Nông nghiệp Việt Nam, tổng lượng phụ phẩm từ trồng trọt, chăn nuôi, lâm nghiệp và thủy sản đạt khoảng 156,8 triệu tấn mỗi năm (Tu Nguyen và c.s., 2022). Tuy nhiên, chỉ khoảng 30% trong số đó được tận dụng hiệu quả, phần còn lại thường bị bỏ phí hoặc xử lý thủ công, dẫn đến lãng phí tài nguyên và ô nhiễm môi trường. Trong những năm gần đây, một hướng tiếp cận bền vững là chuyển đổi các phụ phẩm này thành vật liệu có giá trị gia tăng cao, đặc biệt là thông qua quá trình nhiệt phân (pyrolysis) để tạo ra biochar. Than sinh học là một loại vật liệu carbon xốp, giàu chức năng bề mặt, có khả năng hấp phụ tốt các chất ô nhiễm hữu cơ và vô cơ từ nước thải (Ahmad và c.s., 2014).

1.2.2. Vật liệu hấp phụ được chế tạo từ phụ phẩm nông nghiệp

1.2.2.1. Vật liệu hấp phụ

Vật liệu hấp phụ là các chất có khả năng thu hút và giữ lại các phân tử hoặc ion của một chất khác (thường là chất khí hoặc dung dịch) trên bề mặt của nó, thông qua các quá trình vật lý hoặc hóa học. Quá trình này gọi là hấp phụ và có thể xảy ra thông qua các lực Van der Waals, liên kết hydrogen hoặc các phản ứng hóa học. Vật

liệu hấp phụ thường được sử dụng trong nhiều ứng dụng, như xử lý nước, làm sạch không khí, trong các bộ lọc, hoặc trong các quá trình công nghiệp như hấp phụ khí và chất lỏng để tách hoặc loại bỏ các thành phần không mong muốn. Vật liệu hấp phụ có thể bao gồm than hoạt tính, silica gel, zeolite, nhựa trao đổi ion, hoặc các vật liệu tổng hợp khác tùy thuộc vào yêu cầu cụ thể của ứng dụng.

Vật liệu hấp phụ đóng vai trò quan trọng trong phương pháp hấp phụ vì chúng có khả năng hấp phụ các chất ô nhiễm hoặc các hợp chất cần loại bỏ từ môi trường, giúp giảm thiểu ô nhiễm và cải thiện chất lượng nước, không khí, hoặc các dung dịch công nghiệp. Sự hiệu quả của vật liệu hấp phụ phụ thuộc vào các tính chất vật lý và hóa học của chúng, như diện tích bề mặt, cấu trúc nhiều lỗ xốp, và khả năng tạo liên kết với các chất mục tiêu (Kumar và c.s., 2019). Vật liệu hấp phụ có thể được sử dụng trong nhiều lĩnh vực, từ xử lý nước thải, kiểm soát ô nhiễm trong đất, cho tới phục hồi, thu hồi tài nguyên.

Vật liệu hấp phụ rất đa dạng, có thể là tự nhiên hoặc nhân tạo, tùy thuộc vào nhu cầu sử dụng. Các vật liệu tự nhiên như than sinh học, đất sét, hoặc các sản phẩm nông nghiệp như vỏ hạt hoặc bã mía có sẵn và dễ tái chế. Bên cạnh đó, các vật liệu nhân tạo như các vật liệu nano, các polyme tổng hợp, hay các vật liệu sinh học cải tiến được nghiên cứu để tăng cường hiệu quả hấp phụ. Sự đa dạng này không chỉ tạo ra các lựa chọn phong phú cho nhiều ứng dụng khác nhau mà còn giúp giảm chi phí và cải thiện tính bền vững trong các quá trình xử lý môi trường. Tại Việt Nam, phụ phẩm nông nghiệp chiếm một lượng lớn trong tổng sản phẩm nông nghiệp hàng năm, bao gồm các loại như rơm rạ, vỏ trấu, bã mía, và bã cà phê. Những phụ phẩm này thường được xem là chất thải và chưa được tận dụng hiệu quả, gây lãng phí tài nguyên và ô nhiễm môi trường.

1.2.2.2. Vật liệu hấp phụ được chế tạo từ phụ phẩm nông nghiệp

Để nắm được nguyên nhân mà các sản phẩm chế biến từ phụ phẩm nông nghiệp có thể tham gia vào quá trình thu hồi dinh dưỡng, hấp phụ các chất hữu cơ từ nước thải, nhiều nghiên cứu chuyên sâu đã được thực hiện để phân tích những tính chất của vật liệu và cung cấp những góc nhìn đối chứng, so sánh. Trong đó có thể kể đến:

Phụ phẩm nông nghiệp đã phát hơn 159 triệu tấn phụ phẩm nông nghiệp mỗi năm, trong đó phế phụ phẩm trồng trọt chiếm 56,6%, phế phụ phẩm chăn nuôi 39%, từ thủy sản 0,6%, và lâm nghiệp 3,8% theo số liệu năm 2024 (Van Nguyen và c.s., 2025). Nhiều chính sách của nhà nước đã được ban hành nhằm thúc đẩy công tác quản lý phế phụ phẩm nông nghiệp. Tuy nhiên, do sự thiếu đồng bộ của các chính sách này, nhiều doanh nghiệp, cơ sở sản xuất và người nông dân vẫn gặp nhiều khó khăn trong quá trình triển khai. Tình trạng đốt rơm rạ sau thu hoạch và việc sử dụng không hợp lý các phế phụ phẩm gây ô nhiễm môi trường đã diễn ra tại nhiều nơi ở Việt Nam. Trong khi đó, những phụ phẩm như lõi ngô và vỏ trấu lại được ứng dụng với những vai trò thứ yếu không quan trọng. Thực tế, sự dư thừa về phụ phẩm nông nghiệp đã được cho thấy từ trước với nghiên cứu của Nguyễn Minh Nhựt và cộng sự. Kết quả của nghiên cứu cho thấy riêng tại Đồng bằng sông Cửu Long, mỗi năm có tới 29 triệu tấn rơm rạ và 8 triệu tấn bã mía được sản xuất. Mặc dù vậy, nghiên cứu này lại đề xuất hướng áp dụng trong lĩnh vực năng lượng tái tạo, thay vì thu hồi dinh dưỡng và quản lý nước thải (Nhựt và c.s., 2022).

Năm 2019, Kalaivani Lithnes và cộng sự đã thể hiện tầm quan trọng của việc đánh giá định tính bề mặt vật liệu hấp phụ sau khi tổng hợp biochar từ vỏ trấu và gỗ cao su. Việc định tính của nghiên cứu này có tính bao quát rất lớn khi khởi đầu bằng việc xác định độ ẩm, hàm lượng tro, hàm lượng các chất dễ bay hơi, và hàm lượng carbon cố định. Trong đó, nhiệt độ 400°C tạo ra các vật liệu hấp phụ có độ ẩm thấp nhất và hàm lượng tro cao nhất. Bên cạnh đó, nhiệt độ 650°C cũng tạo ra tính chất tốt như hàm lượng các chất dễ bay hơi thấp và hàm lượng carbon cố định cao. Sau đó, các loại biochar được phân tích về tính chất bền nhiệt, trong đó một lần nữa khẳng định biochar được tạo ra từ quá trình chưng nhiệt ở 650°C có mức bền nhiệt cao nhất. Ngoài ra, nghiên cứu cũng đã thực hiện phân tích FTIR để nắm được các gốc liên kết trên bề mặt của các loại biochar (Kalaivani và c.s., 2019).

Sau đó 02 năm, tác giả Yanling Zou đã thực hiện tổng hợp biochar từ bông (cotton) và sau đó tích hợp Fe_3O_4 và Fe_3C . Sử dụng các phương pháp bao gồm SEM, BET, FTIR, và XRD, nhóm tác giả đã khám phá các tính chất trên bề mặt của biochar cả trước và sau khi hấp phụ các ion chì (Pb) trong nước thải. Các hình ảnh

SEM cho thấy sau khi được biến tính, biochar từ cây bông sở hữu rất nhiều cấu trúc lỗ dạng tổ ong, không giống như bề mặt có phần khá mượt mà của biochar nguyên bản. Diện tích bề mặt sau khi biến tính cũng được tăng lên đáng kể là 613,69 m²/g so với 356,68 m²/g của than nguyên bản. Thực tế, hình ảnh SEM sau hấp phụ của biochar biến tính cho thấy ion Pb đã làm thay đổi hoàn toàn cấu trúc bề mặt. Trong khi đó, ở biochar nguyên bản thì cũng có thể quan sát một số thay đổi về hình thái nhưng không đáng kể. Ngoài ra, phân tích FTIR và XRD cũng đem lại nhiều góc nhìn chi tiết về tiềm năng của loại biochar mới này. Các phổ FTIR cho thấy các đỉnh đặc trưng liên quan đến các dao động kim loại-oxy, kim loại-hydroxit và nhóm hydroxyl. Sau quá trình hấp phụ ion chì, cường độ của các đỉnh giảm, chứng tỏ các nhóm chức này tham gia vào quá trình hấp phụ (Zou và c.s., 2021).

Như vậy là những chủng loại phụ phẩm nông nghiệp có thể được đưa vào sử dụng trong công cuộc thu hồi dinh dưỡng là cực kỳ đa dạng. Chúng đều sở hữu những đặc điểm về bề mặt hấp phụ đủ để giữ được các dạng dinh dưỡng như ammonium và phosphate, thậm chí là ion Kali. Hơn nữa, những cấu trúc tinh thể bề mặt cùng với bộ liên kết cực kỳ đa dạng có thể tạo ra nhiều kiểu tương tác, qua đó thay đổi khả năng hấp phụ dinh dưỡng. Ngoài ra, tiềm năng kết hợp với các vật liệu khác qua các kỹ thuật tiên tiến cũng hứa hẹn khả năng cải thiện hiệu suất thu hồi dinh dưỡng một cách đáng kể.

Về xu hướng nghiên cứu định tính bề mặt, có hai nghiên cứu quan trọng sau:

Năm 2021, tác giả Michele Castiglioni và các cộng sự đã thực hiện tổng hợp các phương pháp đánh giá bề mặt của than sinh học, qua đó khẳng định việc định tính bề mặt là một bước hỗ trợ rất quan trọng cho việc thể hiện quá trình hấp phụ các chất gây ô nhiễm trong nước thải. Tuy nhiên, các đặc tính lý hóa và hiệu suất của các loại biochar thường được nghiên cứu không đồng nhất, với nhiều nghiên cứu chỉ đánh giá các thông số hạn chế, tùy thuộc vào quan điểm cá nhân của tác giả. Qua đó, nghiên cứu đã áp dụng một phương pháp sáng tạo để khảo sát các phương pháp được sử dụng phổ biến để định tính các loại than hấp phụ nhằm đề xuất một cơ sở dữ liệu toàn diện và dễ sử dụng về các giao thức. Kết quả cho thấy các phương pháp định tính mà không đồng nhất hạn chế sự hiểu biết về mối tương quan

giữa các chất ô nhiễm cần loại bỏ và các đặc tính lý hóa của than sinh học. Hơn nữa, các nghiên cứu về hiện nay sử dụng loại vật liệu như một chất hấp phụ đòi hỏi các nghiên cứu song song chuyên dụng để so sánh đặc tính và hiệu suất với cả than hoạt tính (Castiglioni và c.s., 2021)

Trong khi đó, nghiên cứu của nhóm tác giả Zeghioud đã tập trung kỹ hơn vào các tính chất có thể giúp cho biochar thu hồi các chất gây ô nhiễm dạng hữu cơ. Nghiên cứu này đã đề xuất một quy trình định tính biochar theo 04 bước, tương ứng với 04 khía cạnh: (1) Tính chất hóa học, bao gồm thành phần hóa học, các nhóm liên kết, pH, và khả năng trao đổi ion; (2) Tính chất vật lý, bao gồm thể tích lỗ, phân bố trên bề mặt, và diện tích bề mặt; (3) cấu trúc và hình thái của bề mặt; và (4) tính chất ổn định về mặt nhiệt học. Bên cạnh đó, một khảo sát tổng hợp với 100 nghiên cứu về biochar sử dụng trong việc xử lý nước thải đã được thực hiện, qua đó thu được tần suất sử dụng của 17 phương pháp khác nhau. Những phương pháp được sử dụng nhiều nhất bao gồm FTIR, SEM, và BET với hơn 80% các nghiên cứu sử dụng. Bên cạnh đó, XRD và XPS cũng là hai phương pháp có tần suất sử dụng hơn 50%. (Zeghioud và c.s., 2022)

1.2.2.3. Biochar

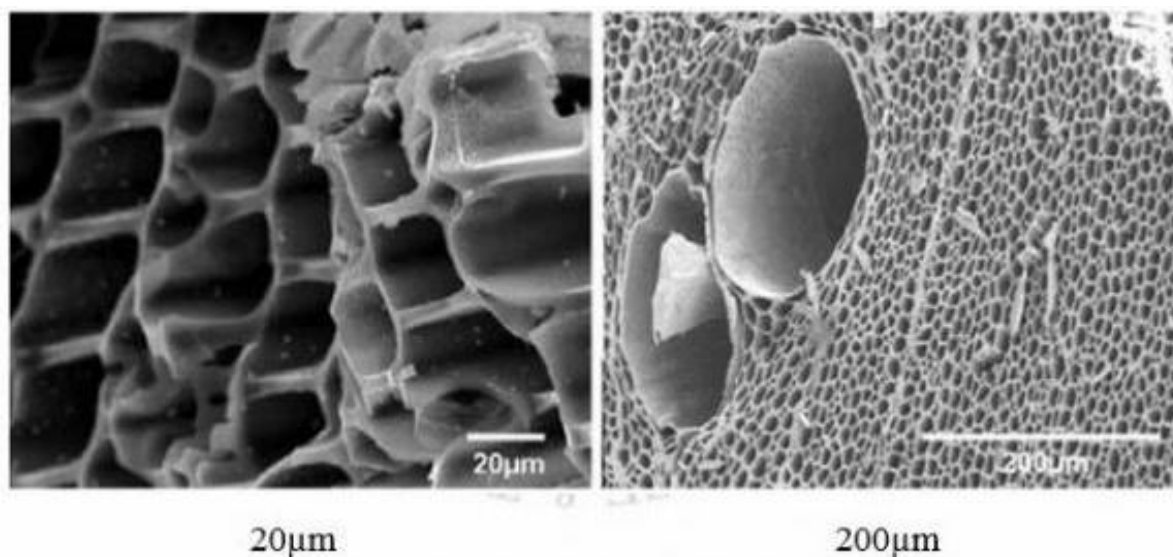
Biochar được tạo ra từ quá trình nhiệt phân yếm khí các nguyên liệu có nguồn gốc sinh khối như gỗ, thân, cành, lá, phụ phẩm nông nghiệp và rác thải hữu cơ. Trong nông nghiệp, biochar được sử dụng để cải tạo chất đất, giữ nước và tăng nhiệt độ trong đất, từ đó thúc đẩy sự nảy mầm của hạt và nâng cao hiệu suất nảy mầm. Trong sinh hoạt, biochar có thể dùng làm nhiên liệu đốt thay cho than đá và dầu mỏ, đồng thời làm vật liệu xử lý nguồn nước bị ô nhiễm hoặc nhiễm kim loại nặng (Diễm và c.s., 2024). Trong những năm gần đây, biochar đã trở thành tâm điểm của sự chú ý nhờ vào tính thân thiện với môi trường, đặc biệt trong bối cảnh các chiến lược giảm nhẹ biến đổi khí hậu. Biochar, còn được gọi là charcoal hoặc biochar, là một vật liệu giàu cacbon, dạng hạt mịn, và xốp, được sản xuất bằng cách nhiệt phân sinh khối hữu cơ trong điều kiện ít oxy và ở nhiệt độ tương đối thấp (<600°C). Than sinh học biochar chứa nhiều cacbon và có cấu trúc xốp với diện tích bề mặt lớn, điều này mang lại khả năng cải thiện độ giữ nước và khả năng giữ

dinh dưỡng trong đất. Nhiều nhà khoa học khuyến khích sử dụng biochar để cải thiện chất lượng đất, vì nó không chỉ có khả năng giảm thiểu biến đổi khí hậu bằng cách cô lập cacbon từ không khí mà còn giúp tăng độ phì đất, cải thiện độ ẩm và giữ dinh dưỡng. Điều này dẫn đến sự hoạt động tích cực của vi khuẩn trong đất, từ đó làm tăng năng suất cây trồng. Nguồn nguyên liệu để sản xuất biochar rất đa dạng, từ dăm gỗ, phân động vật, cho đến phế thải từ cây trồng như rơm rạ, trấu,... Sự linh hoạt trong nguyên liệu đầu vào, cùng với các lợi ích môi trường đa dạng, khiến biochar trở thành một giải pháp vừa hiệu quả về chi phí vừa hiệu quả trong việc xử lý môi trường. Tại Việt Nam, có hơn 100 công ty hiện đang sử dụng công nghệ nhiệt phân để sản xuất biochar cho xuất khẩu hoặc dùng trong sản xuất phân bón. Ngoài ra, nhiều cơ sở sản xuất đang sử dụng công nghệ khí hóa sinh khối để phục vụ sấy khô nông sản, lâm sản, tạo ra một lượng lớn biochar như là sản phẩm phụ. Mặc dù biochar từ quá trình khí hóa sinh khối có thể không có chất lượng cao như biochar sản xuất bằng công nghệ nhiệt phân, nhưng nó vẫn chứa một hàm lượng đáng kể cacbon và có giá trị trong nông nghiệp, như là nguồn nguyên liệu cho sản xuất phân bón, làm giá thể trồng cây, hoặc cải tạo đất (Nguyen và c.s., 2018).

1.2.2.4. Đặc tính của biochar

Tổng hợp dữ liệu từ nhiều nguồn cho thấy sản lượng biochar thu được đạt mức 28,5%, với hàm lượng cacbon trong biochar là 79,6% và hiệu suất cacbon là 49,9%. Có ba yếu tố chính ảnh hưởng đến đặc tính của biochar: (1) loại chất hữu cơ dùng để nhiệt phân, (2) môi trường nhiệt phân (như nhiệt độ và loại khí), và (3) các chất bổ sung trong quá trình nhiệt phân. Nguồn gốc hữu cơ được sử dụng để nhiệt phân có tác động đáng kể đến chất lượng biochar, cũng như hàm lượng dinh dưỡng và các thành phần dễ tiêu. Nhiệt độ nhiệt phân và nguồn gốc vật liệu là hai yếu tố chủ chốt quyết định đặc tính của biochar. Khi nhiệt độ nhiệt phân tăng, diện tích bề mặt của biochar cũng tăng, giúp tăng khả năng hấp phụ các hóa chất như thuốc trừ sâu. Ví dụ, biochar từ phụ phẩm lúa mì được nhiệt phân ở nhiệt độ từ 500 đến 700 độ C sẽ có mức độ cacbon hóa cao và diện tích bề mặt lớn ($>300 \text{ m}^2/\text{g}$). Trong khi đó, biochar sản xuất ở nhiệt độ từ 300 đến 400 độ C có độ cacbon hóa thấp hơn và diện tích bề mặt nhỏ hơn ($<200 \text{ m}^2/\text{g}$) (Thảo và c.s., 2023).

Biochar với diện tích bề mặt lớn hơn sẽ có khả năng hấp phụ cao đối với các hợp chất hữu cơ. Ví dụ, biochar làm từ rơm rạ có diện tích bề mặt là 234,9 m²/g, độ xốp là 0,4392 ml/g, và số lượng các nhóm chức năng là 2,995 mmol/g, tạo điều kiện cho hiệu suất cao trong việc giữ lại và giải phóng các dưỡng chất (Hình 1.2).



Nguồn: (Trịnh và c.s., 2011)

Hình 1.3: Cấu trúc dưới kính hiển vi của biochar

Có nhiều loại muối khác nhau có thể tìm thấy trong phần tro của biochar, chủ yếu phụ thuộc vào hàm lượng khoáng chất trong nguyên liệu. Các nghiên cứu chỉ ra rằng hàm lượng tro của biochar có thể dao động từ 0,5% đến 55%. Trong sản xuất than truyền thống, than có hàm lượng tro từ 0,5% đến 5,0% được coi là "chất lượng tốt." Tuy nhiên, biochar làm từ nguyên liệu như cỏ và phụ phẩm cây ngô đã được báo cáo có hàm lượng tro cao 7,3%, với nhiều thành phần là silica. Trong khi đó, tro từ gỗ cứng chủ yếu chứa các kim loại kiềm. Các yếu tố phổ biến nhất trong biochar bao gồm kali, canxi, silic, và một số kim loại khác như nhôm, sắt, magie, photpho, natri, và mangan. Những yếu tố này thường ở dạng bị ôxi hóa, như Na₂O, CaO, và K₂O, và có khả năng hòa tan trong nước ở các mức độ khác nhau. Đây cũng là nguồn gốc của hiệu ứng vôi trong biochar. Lúa là loại cây tích lũy silica, và silic có vai trò quan trọng về mặt vật lý và hóa học trong quá trình phát triển của cây lúa. Trấu và rơm rạ, phụ phẩm từ cây lúa, có hàm lượng silic rất cao (220 và 170 g/kg, tương ứng), so với một số cây trồng khác. Silic trong cây lúa tồn tại dưới dạng silica

thực vật, được gọi là phytoliths, nên khi bón biochar vào đất, nó trở thành một nguồn bổ sung silic đáng kể cho cây lúa.

1.2.3. Nguyên lý, cơ chế của phương pháp hấp phụ trong xử lý nước thải

Về bản chất, quá trình hấp phụ trong xử lý nước thải diễn ra thông qua nhiều cơ chế khác nhau, phụ thuộc vào đặc tính của chất ô nhiễm và vật liệu hấp phụ. Các cơ chế chính bao gồm: hấp phụ vật lý, hấp phụ hóa học, trao đổi ion và kết tủa bề mặt.

Hấp phụ vật lý (physisorption) là quá trình các phân tử chất ô nhiễm bị giữ lại trên bề mặt vật liệu hấp phụ thông qua các lực tương tác yếu như lực Van der Waals hoặc lực tĩnh điện. Cơ chế này thường xảy ra nhanh, thuận nghịch và phụ thuộc nhiều vào diện tích bề mặt và cấu trúc mao quản của vật liệu.

Ngược lại, hấp phụ hóa học (chemisorption) liên quan đến việc hình thành các liên kết hóa học bền vững giữa chất ô nhiễm và các nhóm chức trên bề mặt vật liệu hấp phụ, chẳng hạn như liên kết cộng hóa trị hoặc liên kết phối trí. Cơ chế này thường có tính chọn lọc cao và ít thuận nghịch hơn so với hấp phụ vật lý.

Bên cạnh đó, cơ chế trao đổi ion đóng vai trò quan trọng trong việc loại bỏ các ion hòa tan trong nước, đặc biệt là các kim loại nặng và các ion dinh dưỡng như amoni (NH_4^+), nitrat (NO_3^-) và photphat (PO_4^{3-}). Trong cơ chế này, các ion trong dung dịch sẽ được trao đổi với các ion có sẵn trên bề mặt vật liệu hấp phụ.

Ngoài ra, trong một số trường hợp, quá trình hấp phụ còn đi kèm với hiện tượng kết tủa bề mặt, khi các ion kim loại hoặc hợp chất hòa tan phản ứng với các nhóm chức trên vật liệu để tạo thành các hợp chất không tan và lắng đọng trên bề mặt. Cơ chế này góp phần nâng cao hiệu quả loại bỏ các chất ô nhiễm khó xử lý. Trên thực tế, các cơ chế này thường không xảy ra độc lập mà có thể đồng thời tồn tại và tương tác lẫn nhau, tạo nên hiệu quả hấp phụ tổng hợp của vật liệu trong xử lý nước thải. Các phương pháp hóa lý trong xử lý nước thải sinh hoạt không chỉ dừng lại ở các phương pháp cơ bản như keo tụ, trao đổi ion và hấp phụ, mà còn đang phát triển với những tiến bộ vượt bậc. Một trong những ứng dụng nổi bật gần đây là việc sử dụng than sinh học biochar như một vật liệu hấp phụ thay thế cho các vật liệu truyền thống như than hoạt tính. Than sinh học biochar, được sản xuất từ quá trình carbon hóa các vật liệu hữu cơ như rơm rạ, vỏ hạt, hoặc các phụ phẩm nông nghiệp,

sở hữu diện tích bề mặt rất lớn và cấu trúc mao quản phát triển, cho phép hấp phụ các chất ô nhiễm hữu cơ và vô cơ rất hiệu quả. Đặc biệt, than sinh học biochar có khả năng hấp phụ các chất dinh dưỡng thiết yếu như nitơ (N), phốt-pho (P), và kali (K), giúp giữ lại các chất này trong quá trình xử lý nước thải sinh hoạt, đồng thời giảm thiểu ô nhiễm môi trường nước (Santos và Pires, 2018).

Phương pháp hấp phụ là một kỹ thuật sử dụng vật liệu hấp phụ để loại bỏ các chất ô nhiễm hoặc hợp chất không mong muốn từ môi trường, thường là từ nước, không khí, hoặc dung dịch công nghiệp. Theo tổng quan về hấp phụ của Adeleke và cộng sự, nguyên lý hoạt động của phương pháp này dựa trên khả năng của các vật liệu hấp phụ có diện tích bề mặt lớn và các lỗ xốp nhỏ để hút và giữ các phân tử chất cần loại bỏ vào bề mặt của chúng (Adeleke và c.s., 2019). Các tương tác giữa các phân tử chất ô nhiễm và vật liệu hấp phụ có thể là tương tác vật lý như lực Van der Waals hoặc tương tác hóa học như liên kết ion hoặc liên kết hydro, tùy thuộc vào bản chất của chất ô nhiễm và vật liệu hấp phụ (Ambaye và c.s., 2021; Kecili và Hussain, 2018). Phương pháp này có ưu điểm rất lớn, bao gồm tính hiệu quả cao trong việc loại bỏ một loạt các chất ô nhiễm, từ kim loại nặng, thuốc trừ sâu đến các hợp chất hữu cơ, và khả năng dễ dàng kiểm soát và thực hiện trong các hệ thống xử lý môi trường quy mô nhỏ hoặc lớn. Hơn nữa, phương pháp này có thể áp dụng cho nhiều loại chất lỏng hoặc khí, làm cho nó trở thành một lựa chọn linh hoạt cho các ứng dụng xử lý nước thải, không khí và chất thải công nghiệp. Điểm đặc biệt nhất là tính đa dụng khi vật liệu được sử dụng để hấp phụ có thể được lựa chọn, tùy biến, và điều chỉnh, và tổng hợp để có những tính chất cần cho nhu cầu sử dụng. Ngoài ra, chi phí cũng có thể trở nên linh hoạt hơn cũng nhờ vào tính năng kể trên.

Phương pháp hấp phụ có một số ưu điểm vượt trội so với các phương pháp khác như kết tủa struvite, trao đổi ion, và màng sinh học trong nhiều trường hợp. Đầu tiên, phương pháp hấp phụ có khả năng xử lý một phạm vi rộng các chất ô nhiễm, bao gồm kim loại nặng, hợp chất hữu cơ, và các chất ô nhiễm vô cơ, trong khi các phương pháp như kết tủa struvite chỉ hiệu quả với một số loại ion cụ thể như amoni và photphat. Hấp phụ cũng không yêu cầu điều kiện pH đặc biệt, giúp quá trình linh hoạt hơn, trong khi các phương pháp như trao đổi ion hoặc kết tủa có thể

gặp khó khăn trong việc duy trì hiệu quả khi pH thay đổi. Ngoài ra, hấp phụ không yêu cầu quá trình phức tạp như trao đổi ion, nơi các hạt nhựa trao đổi ion phải được tái sinh sau mỗi chu trình sử dụng, dẫn đến chi phí vận hành cao. Màng sinh học cũng có thể yêu cầu một thời gian dài để phát triển và duy trì hiệu quả, trong khi hấp phụ có thể nhanh chóng loại bỏ chất ô nhiễm khỏi môi trường. Bên cạnh đó, hấp phụ có thể sử dụng vật liệu tự nhiên hoặc tái chế, giảm chi phí đầu vào và giúp tiết kiệm tài nguyên (Ronteltap và c.s., 2010; Tice và Kim, 2014).

Bên cạnh đó, than sinh học biochar là vật liệu tự nhiên, chi phí thấp, dễ dàng sản xuất từ các phụ phẩm nông nghiệp và có thể tái sử dụng trong nhiều chu kỳ xử lý, góp phần giảm chi phí và tăng tính bền vững của quá trình xử lý. Điều này đặc biệt có ý nghĩa đối với các khu vực nông thôn hoặc vùng chưa có hệ thống xử lý nước thải tập trung, nơi chi phí và tính khả thi của các giải pháp xử lý là một yếu tố quan trọng. Theo nghiên cứu của Trương và cộng sự (2023), than sinh học biochar không chỉ hấp phụ hiệu quả các chất ô nhiễm hữu cơ mà còn có khả năng hấp thu các ion dinh dưỡng từ nước thải, giữ lại các chất dinh dưỡng có lợi cho cây trồng, chẳng hạn như nitrat và photpho (Truong và c.s., 2023). Điều này mở ra cơ hội tái sử dụng nước thải đã qua xử lý làm nguồn nước cho nông nghiệp, góp phần tăng năng suất cây trồng mà không làm hại đến môi trường.

Ngoài khả năng hấp phụ các chất dinh dưỡng, than sinh học biochar còn mang lại những lợi ích vượt trội khác trong việc giảm thiểu sự phát triển của vi sinh vật gây bệnh. Theo nghiên cứu của Das và cộng sự (2023), than sinh học biochar có đặc tính kháng khuẩn, giúp giảm thiểu sự phát triển của các vi sinh vật gây bệnh trong nước thải, nhờ đó tạo ra nguồn nước sạch hơn cho việc tái sử dụng trong các hệ thống nông nghiệp (Das và c.s., 2023). Điều này không chỉ giúp đảm bảo an toàn cho sức khỏe con người mà còn tạo ra một quy trình xử lý nước thải hiệu quả và bền vững.

Hơn nữa, các nghiên cứu gần đây đã chỉ ra rằng than sinh học biochar còn giúp hạn chế sự phát sinh các hợp chất độc hại trong nước, đồng thời cải thiện chất lượng nước một cách rõ rệt (Das và c.s., 2023). Nhờ khả năng hấp phụ mạnh mẽ các

chất ô nhiễm, than sinh học biochar góp phần vào việc giảm thiểu ô nhiễm môi trường và giúp cải thiện chất lượng nước một cách bền vững. Các ứng dụng của than sinh học biochar trong xử lý nước thải không chỉ dừng lại ở việc giảm thiểu các chất độc hại mà còn hướng đến việc tạo ra một hệ sinh thái nông nghiệp tuần hoàn, nơi chất thải được tái sử dụng như một nguồn tài nguyên đầu vào, giúp giảm áp lực lên các nguồn tài nguyên nước sạch và tạo ra một mô hình nông nghiệp bền vững.

Ngoài ra, biochar còn có thể được kết hợp với các công nghệ xử lý khác như màng lọc, keo tụ, tạo bông, hoặc các phương pháp hóa học nhằm tối ưu hóa khả năng xử lý nước thải. Các nghiên cứu gần đây của đã chỉ ra rằng việc kết hợp than sinh học biochar với các vật liệu hấp phụ khác hoặc các phương pháp xử lý hiện đại có thể nâng cao hiệu quả loại bỏ các chất ô nhiễm trong nước thải sinh hoạt, đồng thời giúp giảm thiểu chi phí vận hành và nâng cao tính bền vững trong việc tái sử dụng nước thải (Fakhar và c.s., 2025; Santos và Pires, 2018). Việc kết hợp này mở ra một hướng đi mới trong xử lý nước thải, đặc biệt đối với các khu vực nông thôn hoặc những nơi không có hệ thống xử lý nước thải tập trung, nơi chi phí xử lý thấp nhưng hiệu quả cần được đảm bảo.

Nước thải sinh hoạt chứa nhiều hợp chất dinh dưỡng quan trọng như nitơ, phốt-pho và kali, có tiềm năng tái sử dụng trong nông nghiệp nếu được xử lý đúng cách. Tuy nhiên, để tận dụng hiệu quả nguồn tài nguyên này, cần có các phương pháp xử lý hiệu quả, trong đó biochar được xem là vật liệu hấp phụ lý tưởng. Than sinh học không chỉ có khả năng hấp phụ mạnh mẽ các chất ô nhiễm và dinh dưỡng, mà còn giúp giảm thiểu sự phát triển của vi sinh vật gây bệnh, cải thiện chất lượng nước thải sau xử lý. Việc sử dụng phụ phẩm nông nghiệp để sản xuất than sinh học mở ra một giải pháp tiết kiệm chi phí và thân thiện với môi trường, đồng thời góp phần vào việc phát triển nông nghiệp bền vững và kinh tế tuần hoàn. Các nghiên cứu gần đây chỉ ra rằng việc kết hợp than sinh học với các công nghệ xử lý hiện đại có thể nâng cao hiệu quả xử lý nước thải, đồng thời giúp giảm thiểu chi phí vận hành và nâng cao tính bền vững trong việc tái sử dụng nước thải.

1.3. Nghiên cứu sử dụng phương pháp hấp phụ trên nước thải giàu nitơ, photpho, kali

1.3.1. Nghiên cứu sử dụng phương pháp hấp phụ trên nước thải giàu nitơ, photpho, kali trên Thế Giới

Việc sử dụng các phụ phẩm nông nghiệp để phục vụ cho nhiệm vụ thu hồi dinh dưỡng cũng đã được thực hiện thông qua những nghiên cứu nổi bật như sau:

Nghiên cứu của Sarkhot và cộng sự cho thấy biochar gỗ cứng (nung ở 300 °C) có thể thu hồi NH_4^+ và PO_4^{3-} với dung lượng hấp phụ lần lượt đạt 5,3 mg/g và 0,24 mg/g, tương ứng với hiệu suất 18% và 50%. Về cơ chế, khả năng giữ NH_4^+ chủ yếu liên quan đến trao đổi cation, trong đó NH_4^+ được trao đổi với các cation sẵn có trên tro và bề mặt biochar như K^+ , Na^+ , Ca^{2+} và Mg^{2+} , đồng thời có sự tham gia của tương tác tĩnh điện tại các vị trí mang điện tích âm; trong khi đó, giữ phosphate thường chịu chi phối mạnh bởi tương tác với pha khoáng/tro và các vị trí hoạt tính trên bề mặt, làm tăng khả năng “giữ” PO_4^{3-} trong điều kiện nền thải phức tạp như nước thải chuồng trại. Nghiên cứu này cũng cho thấy tiềm năng của hướng “hấp phụ – giữ lại” để tạo biochar giàu dinh dưỡng có thể hoàn nguyên cho đất như một dạng vật liệu cải tạo/nguồn dinh dưỡng (Sarkhot và c.s., 2013).

Liu và cộng sự đề xuất Mg-biochar (biochar mang Mg) để thu hồi đồng thời phosphate và kali từ nước tiểu người đã thủy phân, với Q_{max} Langmuir rất cao (P: 197 mg/g; K: 175 mg/g). Cơ chế thu hồi phosphate được giải thích là sự kết hợp giữa hấp phụ/complex hoá bề mặt trên các pha Mg (tạo liên kết đặc hiệu) và kết tủa/khoáng hóa các muối phosphate chứa Mg khi điều kiện pH và nồng độ ion thuận lợi. Ngược lại, thu hồi K chủ yếu gắn với cơ chế kết tủa, đặc biệt là hình thành pha kết tủa kiểu struvite-K, nên hiệu quả thu hồi K phụ thuộc rất mạnh vào pH và thành phần ion nền (điều kiện thủy phân nước tiểu làm thay đổi cân bằng các dạng P và các ion đi kèm). Từ góc nhìn ứng dụng, vật liệu Mg-biochar sau thu hồi có thể đóng vai trò như phân bón P giải phóng chậm và nguồn K giải phóng nhanh, phù hợp với định hướng “thu hồi – tái sử dụng” theo kinh tế tuần hoàn (Liu và c.s., 2020)

Nghiên cứu tổng quan của Marcińczyk và cộng sự (Chemosphere) cho thấy cơ chế thu hồi dinh dưỡng của biochar phụ thuộc mạnh vào trạng thái vật liệu, tức

là biochar nguyên bản (pristine) hay biến tính (engineered). Đối với NH_4^+ , các cơ chế thường gặp là trao đổi cation và hấp phụ tĩnh điện. Đối với NO_3^- là anion, hiệu quả hấp phụ phụ thuộc vào khả năng hình thành các vị trí mang điện tích dương trên bề mặt vật liệu, thông qua proton hóa bề mặt ở pH thấp hoặc biến tính bằng kim loại/nhóm chức, từ đó làm tăng lực hút tĩnh điện và khả năng giữ anion. Trong khi đó, đối với PO_4^{3-} , cơ chế chi phối thường là tạo phức nội cầu, trao đổi phối tử trên các pha kim loại như Fe/Al, và/hoặc kết tủa bề mặt, đặc biệt khi biochar được biến tính hoặc bổ sung Mg/Ca. Điểm quan trọng của nghiên cứu là nhấn mạnh quy trình giải hấp có kiểm soát pH để giải phóng dinh dưỡng đã giữ và tái sử dụng biochar, qua đó hình thành chu trình hấp phụ – giải hấp như một chiến lược thu hồi dinh dưỡng đa chức năng thay vì chỉ xử lý loại bỏ (Marcinczyk và c.s., 2022).

Nghiên cứu về phương pháp hấp phụ để thu hồi dinh dưỡng từ nước thải giàu nitơ, photpho và kali tại Việt Nam và trên thế giới đang ngày càng thu hút sự quan tâm. Các nghiên cứu trong nước, như các nghiên cứu sử dụng biochar từ các phụ phẩm nông nghiệp như bã cà phê, bèo lục bình và vỏ trấu, đã chứng minh hiệu quả của phương pháp hấp phụ trong việc thu hồi ammonium và phosphate từ nước thải, đồng thời tạo ra nguồn dinh dưỡng phục vụ cho nông nghiệp. Những nghiên cứu này không chỉ khẳng định tiềm năng thu hồi dinh dưỡng mà còn nhấn mạnh tính bền vững và khả năng tái sử dụng của than sinh học như một vật liệu hấp phụ hiệu quả và thân thiện với môi trường. Tuy nhiên, các nghiên cứu hiện tại chủ yếu tập trung vào nước thải nhân tạo và mô hình thí nghiệm với các dung dịch đơn giản, chưa hoàn toàn phản ánh đầy đủ tính phức tạp của nước thải sinh hoạt, nơi chứa đựng nhiều hợp chất ô nhiễm khác ngoài dinh dưỡng. Do đó, trong tương lai, cần tiếp tục phát triển và mở rộng nghiên cứu, đặc biệt là về phương pháp hấp phụ - giải hấp, để giải quyết những thách thức liên quan đến quy mô thực tế và đặc thù thành phần nước thải. Những nghiên cứu này không chỉ góp phần giảm ô nhiễm mà còn giúp tái sử dụng tài nguyên nước một cách bền vững, góp phần vào mô hình nông nghiệp tuần hoàn và kinh tế xanh.

1.3.2. Nghiên cứu sử dụng phương pháp hấp phụ trên nước thải giàu nito, photpho, kali tại Việt Nam

Nhiều nghiên cứu tại Việt Nam, đặc biệt là trong lĩnh vực chế biến vật liệu hấp phụ, đã hướng tới việc sử dụng phụ phẩm nông nghiệp để phục vụ cho mục đích xử lý nước thải và thu hồi dinh dưỡng nói chung. Cụ thể có thể kể tới:

Năm 2021, tác giả Nguyễn Văn Trúc và cộng sự đã tổng hợp biochar từ bã cà phê để thu hồi nito từ môi trường nước thải nhân tạo. Nghiên cứu này nhấn mạnh vào tác hại của hiện tượng phú dưỡng tới môi trường cùng với tính thiết thực của phương pháp hấp phụ để thu hồi dinh dưỡng. Bên cạnh đó, điều kiện thu hồi ammonium tối ưu của biochar từ bã cà phê bao gồm pH 7, nồng độ ammonium ban đầu là 40 mg/L, và nồng độ biochar là 2 g/L. Bên cạnh đó, nghiên cứu về đẳng nhiệt và động học của quá trình hấp phụ cho thấy mô hình Langmuir có sự phù hợp với biochar nguyên bản, chứng minh quá trình hấp phụ xảy ra trên một lớp bề mặt duy nhất đối với ammonium. Ngoài ra, cơ chế hấp phụ về mặt hóa học được thể hiện qua việc khớp mô hình hấp phụ với mô hình động học pseudo-second-order. Khả năng hấp phụ tối đa được ghi nhận là 51.52 mg ammonium/g (Nguyen và c.s., 2021).

Có một nghiên cứu mặc dù không nhắm trực tiếp vào quá trình thu hồi dinh dưỡng nhưng lại thực hiện tổng hợp về số lượng và xu hướng nghiên cứu về biochar từ vật liệu phụ phẩm nông nghiệp trong công cuộc thu hồi photpho từ nhiều nguồn khác nhau. Đó là nghiên cứu của nhóm tác giả Truong Hai Bang và cộng sự. Kết quả cho thấy số lượng nghiên cứu có hai từ khóa là “thu hồi photpho” và “than sinh học” tăng mạnh từ năm 2019 với 43 bài đăng trên nguồn Scopus và 100 bài mỗi năm kể từ 2021. Điều này chứng tỏ mức độ quan tâm đang được tăng mạnh trên quy mô thế giới, qua đó liên hệ với định hướng trong nước. Ngoài ra, nghiên cứu còn tổng hợp lại các cơ chế để biochar thu hồi các dinh dưỡng chứa photpho, qua đó nhấn mạnh tính hiệu quả, khả năng tái sử dụng của than sinh học, và tính thân thiện với môi trường của phương pháp tiếp cận này. Bên cạnh thống kê xu hướng, nhóm tác giả tổng hợp các cơ chế thu hồi P điển hình của biochar, gồm: (i) hấp phụ tĩnh điện (khi bề mặt/kim loại biến tính tạo điện tích dương), (ii) tạo phức nội cầu

(inner-sphere complexation)/trao đổi phối tử với các pha oxit/hydroxit kim loại (Fe/Al), và đặc biệt (iii) kết tủa/khoáng hoá tạo các pha Ca–P hoặc Mg–P trên bề mặt biochar biến tính. Những cơ chế này lý giải vì sao biochar “engineering” thường cho hiệu quả P cao và có thể tái sử dụng theo hướng phân bón chậm tan (Truong và c.s., 2023).

Sử dụng phương pháp Bootstrap, nhóm tác giả Nguyễn Xuân Cường và cộng sự đã thực hiện so sánh hiệu suất hấp phụ ammonium và phosphate của biochar và biochar. Kết quả cho thấy mối tương quan giữa bốn yếu tố của vật liệu hấp phụ, bao gồm nhiệt độ hấp phụ, thể tích lỗ, diện tích bề mặt, và nhiệt độ chưng khô của vật liệu có giá trị R tương quan với khả năng hấp phụ tối đa lần lượt là 0,37, 0,23, 0,16, và 0,14. Điều này đồng nghĩa với việc là sự gia tăng của bốn yếu tố kể trên đều dẫn tới khả năng hấp phụ tối đa của vật liệu được cải thiện, mặc dù không cao. Nghiên cứu này cũng cho thấy mặc dù biochar nguyên bản không có khả năng hấp phụ mạnh bằng than hoạt tính nhưng chúng lại có tiềm năng được cải tiến qua sự kết hợp với vật liệu khác hoặc thiết kế đặc biệt (engineering). Những loại này cho giá trị hấp phụ ammonium và phosphate trung bình lần lượt là 12.13 mg/g và 24.73 mg/g. Như vậy là định hướng thu hồi và ứng dụng dinh dưỡng từ nước thải thông qua vật liệu phụ phẩm nông nghiệp còn có thể được bổ sung thêm về định hướng thiết kế vật liệu tổng hợp để nâng cao hiệu suất thu hồi. Kết quả cho thấy tương quan của diện tích bề mặt, thể tích lỗ, nhiệt độ nung... với Q_{max} tuy không quá cao nhưng có ý nghĩa, gợi ý cơ chế nền gồm: (i) lấp đầy mao quản/giữ vật lý (pore filling) và (ii) tăng số vị trí hoạt tính bề mặt khi cấu trúc xốp và nhóm chức được cải thiện. Đồng thời, nhóm “biochar engineered” thường tăng thêm cơ chế trao đổi ion (cho NH_4^+) và liên kết đặc hiệu/kết tủa (cho PO_4^{3-}) nhờ biến tính kim loại hoặc tổ hợp vật liệu (X. C. Nguyen và c.s., 2024).

Gần đây nhất có thể kể đến là nghiên cứu của nhóm tác giả Bùi Vũ Khắc Hoàng và cộng sự về mô hình thu hồi dinh dưỡng từ nước thải dựa trên dạng cột lọc cố định (fixed filter column) sử dụng biochar để thu hồi phosphate và ammonium. Nhìn chung, mức độ thu hồi trung bình của ammonium và phosphate từ dung dịch dịch đen thu từ cống đô thị của mô hình này lần lượt là $71 \pm 17.1 \%$ và $57 \% \pm 25.6$

%. Qua đó, nghiên cứu đã chứng minh một quá trình thu hồi tổng hợp có thể được thực hiện bởi biochar. Trong hệ cột, ngoài hấp phụ còn có “hiệu ứng lọc” theo lớp vật liệu. Cơ chế chính thường gồm: (i) trao đổi cation và hút tĩnh điện để giữ NH_4^+ , (ii) hấp phụ/complex hoá trên các tâm khoáng và/hoặc kết tủa P (đặc biệt nếu biochar có tro giàu Ca/Mg/Fe/Al), và (iii) động học chuyển khối theo vùng chuyển khối (mass transfer zone) khiến hiệu suất phụ thuộc lưu lượng–chiều cao lớp vật liệu (Bui và c.s., 2024).

Riêng với đối tượng là nước thải sinh hoạt, bao gồm nước tiểu người và nước thải sau bể tự hoại, Việt Nam có những cứu mang tính chuyên môn rất cao. Cụ thể:

Năm 2020, nhóm tác giả Nguyễn Đạt Phương và các cộng sự đã thực hiện thu hồi dinh dưỡng dạng nito (nitrate) trong nước thải sử dụng phương pháp hấp phụ. Điểm đặc biệt của nghiên cứu này là loại vật liệu dùng để chế biến ra biochar là cây bèo lục bình (*Eichhornia crassipes*). Loại vật liệu hấp phụ được tạo ra đã có thể thu hồi lên tới tối đa là 5.96 mg NO_3^-/g than sinh học. Điều kiện hấp phụ tối ưu là pH 4, thời gian hấp phụ 2 giờ, và nồng độ nitrate trong dung dịch là 50 mg/L. Loại biochar này có cơ chế hấp phụ có thể được mô tả bằng cả pseudo-first-order và pseudo-second-order, cho thấy sự đa dạng trong khả năng tạo ra tương tác thu hồi dinh dưỡng. Ngoài ra, mô hình đẳng nhiệt Langmuir có sự phù hợp lớn với biểu đồ hấp phụ của biochar làm từ bèo lục bình. Với NO_3^- là anion, điều kiện pH axit (pH $\approx$ 4) làm bề mặt biochar proton hoá, tạo nhiều vị trí mang điện dương $\rightarrow$ tăng hút tĩnh điện đối với NO_3^- . Bên cạnh đó có thể có trao đổi anion với các anion nền ($\text{OH}^-/\text{Cl}^- \dots$) và tương tác yếu thông qua nhóm chức bề mặt; việc Langmuir phù hợp gợi ý hấp phụ theo đơn lớp trên các vị trí tương đối đồng nhất. Những kết quả của nghiên cứu này cho thấy tiềm năng sử dụng cả những loại cây dại có tính xâm lấn để chế biến ra các vật liệu hấp phụ (Phương và c.s., 2021).

Nhóm tác giả Tran Dinh Trinh đã tiến hành việc khảo sát thu hồi ammonium và phosphate bằng hai loại phụ phẩm nông nghiệp phổ biến nhất tại Việt Nam. Cụ thể, nghiên cứu này tập trung vào việc loại bỏ (NH_4^+ : amoni) và (PO_4^{3-} : Photphat) từ nước bằng các chất hấp phụ được sản xuất từ phụ phẩm vỏ trấu và lõi ngô, với sự cải tiến thông qua việc kích hoạt biochar bằng Mg ở nhiệt độ cao. Quá trình này làm

thay đổi các đặc tính vật liệu, như diện tích bề mặt và tính chất hóa học, giúp tăng cường khả năng hấp phụ NH_4^+ và PO_4^{3-} . Kết quả cho thấy khả năng hấp phụ tối ưu và hiệu quả tái sử dụng cao của các nanocomposite này, mở ra cơ hội phát triển các chất hấp phụ chi phí thấp và hiệu quả cho việc xử lý và thu hồi chất dinh dưỡng trong nước. Phương pháp này không chỉ có tiềm năng trong việc giảm ô nhiễm nước mà còn góp phần vào việc tạo ra các vật liệu hấp phụ bền vững và hiệu quả cho các ứng dụng môi trường (Tran và c.s., 2022).

Nghiên cứu của Nguyễn Lan Thanh và cộng sự (2023) tập trung vào việc sử dụng biochar làm từ bã cây và bã lọc nước để thu hồi nitơ và photpho từ nước thải chuồng trại gia cầm. Thí nghiệm cho thấy khả năng hấp phụ tối ưu đạt 60,64 mg N/g và 66,24 mg P/g, với các điều kiện tối ưu gồm tỷ lệ N/P là 1,25, nồng độ ban đầu 90 mg/L, pH 6 và khối lượng biochar 0,105 g. Vật liệu có bùn nhôm (giàu Al/Fe hydroxide/oxide) tạo cơ chế mạnh cho phosphate thông qua trao đổi phối tử/inner-sphere complexation (liên kết đặc hiệu với Al/Fe). Thành phần Mg bổ sung thêm khả năng kết tủa Mg–P, còn nitơ/amoni được giữ chủ yếu qua trao đổi ion và tương tác trên các nhóm chức bề mặt của phần carbon. Những kết quả này mở ra tiềm năng cho việc sản xuất phân bón chậm tan từ phụ phẩm nông nghiệp và bùn nhôm, góp phần vào phát triển nông nghiệp sinh thái trong tương lai (Thanh và c.s., 2023)

Nguyễn Thị Phương Thảo và cộng sự cũng đóng góp vào cơ sở khoa học kể trên với một công trình rất mới mẻ khi áp dụng kết hợp giữa biochar từ phụ phẩm nông nghiệp và phương pháp ozone hóa (ozonation) để thu hồi dinh dưỡng từ nước thải chuồng lợn. Sự kết hợp này tạo ra hiệu suất thu hồi của N, P, K và tổng lượng carbon hữu cơ lần lượt là 93,3%, 76,0%, 80,4%, và 90%. Việc sử dụng biochar đã hấp phụ làm phân bón hữu cơ đã được chứng minh là hữu ích cho việc trồng cây xà lách. Trong tổ hợp này, biochar đóng vai trò lọc–hấp phụ (giữ dinh dưỡng, hữu cơ, một phần vi chất), còn ozone hóa chủ yếu oxy hoá chất hữu cơ, giảm các hợp chất gây màu/mùi và giảm cạnh tranh hấp phụ (giảm “fouling”), nhờ đó cải thiện hiệu quả thu hồi tổng thể và tăng khả năng tái sử dụng đầu ra cho canh tác. Bằng cách kết hợp các phụ phẩm sinh khối địa phương và tái sử dụng các vật liệu đã qua xử lý,

ngiên cứu đã chứng minh lợi ích của mô hình kinh tế bền vững cho các gia đình thu nhập thấp ở các khu vực nông thôn, đặc biệt là ở Việt Nam (Thao và c.s., 2023).

Gần đây, nhóm tác giả Hoàng Minh Thảo và các cộng sự đã phát triển một chất hấp phụ carbon hoạt tính mới từ vỏ trấu và được xử lý bằng KOH (K-RHAC) để đánh giá khả năng loại bỏ ammonium (NH_4^+) và phosphate (PO_4^{3-}) từ nước, đồng thời tái sử dụng nó để cải tạo đất theo phương pháp kinh tế tuần hoàn. Khả năng hấp phụ tối đa (Q_{max}) của K-RHAC đối với NH_4^+ và PO_4^{3-} ở nhiệt độ 30°C lần lượt là 17,85 mg/g và 0,57 mg/g, đạt trạng thái cân bằng trong vòng 30 phút. Sự có mặt của các cation đồng thời (Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , và Mg^{2+}) đã làm giảm đáng kể hiệu quả loại bỏ NH_4^+ . Trong thí nghiệm cột, khả năng hấp phụ tối đa đạt 0,681 mg/g với nồng độ ban đầu 30 mg/l, lưu lượng 2 ml/phút và chiều cao cột 10 cm. Kết quả từ các thí nghiệm thử nghiệm thực tế với nước ngầm cho thấy K-RHAC có thể được áp dụng hiệu quả trong việc loại bỏ NH_4^+ . Việc sử dụng K-RHAC cải tạo đất hỗ trợ sự nảy mầm và phát triển của cây trồng, chứng tỏ tính khả thi của phương pháp kinh tế tuần hoàn (Hoang-Minh và c.s., 2024).

1.4. Nghiên cứu sử dụng dung dịch dinh dưỡng thu hồi từ nước thải sinh hoạt giàu nitơ, kali, photpho phục vụ hoạt động canh tác nông nghiệp.

1.4.1. Nghiên cứu sử dụng dung dịch dinh dưỡng thu hồi từ nước thải sinh hoạt giàu nitơ, kali, photpho phục vụ hoạt động canh tác nông nghiệp trên Thế Giới.

Năm 2021, tổng hợp của tác giả Saliu và Oladoja đã xem xét các quy trình thu hồi dinh dưỡng từ các nguồn nước thải chính như nước thải nông nghiệp, sinh hoạt và công nghiệp. Nghiên cứu đã đề cập về việc tái sử dụng dinh dưỡng thu hồi làm phân bón trong nông nghiệp bằng cách áp dụng trực tiếp vào đất và sử dụng cơ chế giải phóng dinh dưỡng chậm. Bên cạnh đó, nhiều chiến lược hiệu quả đã được phát triển để thu hồi dinh dưỡng từ nước thải. Tiềm năng tăng trưởng và năng suất cây trồng với dinh dưỡng thu hồi có thể tương đương hoặc tốt hơn so với phân bón truyền thống trong một số thí nghiệm. Mặc dù vậy, tiềm năng tái sử dụng dinh dưỡng thu hồi làm phân bón thường dựa trên các giả thuyết. Chính vì vậy, việc đánh giá tiềm năng tái sử dụng dinh dưỡng thu hồi cần phải có các thử nghiệm thực địa thay vì chỉ thử nghiệm trong chậu. Ngoài ra, cần phải tìm cách tránh sự ô nhiễm của

dinh dưỡng thu hồi với các hợp chất độc hại có thể gây ra cho đất nông nghiệp (Saliu và Oladoja, 2021). Dần dần nắm được các cơ sở lý luận trong nghiên cứu này, nhiều nhà khoa học ngoài nước đã tiến hành đưa các dinh dưỡng được thu hồi vào thực nghiệm canh tác cây trồng. Trong đó nổi bật nhất có thể kể đến bao gồm:

Năm 2022, tác giả Masura và Khan đã tổng hợp biochar thu hồi dinh dưỡng từ nước thải để tạo ra biochar giàu dinh dưỡng, và sau đó áp dụng vào đất để trồng cây nông nghiệp. Mục đích là để xác định tác động của các chất dinh dưỡng tái chế đối với đất và năng suất cây trồng. Nghiên cứu này đã đề xuất phát triển biochar chế tạo đặc biệt để hỗ trợ việc loại bỏ từng chất ô nhiễm riêng biệt như một hướng nghiên cứu trong tương lai. Nguyên nhân là bởi việc sử dụng rộng rãi các hợp chất được phẩm đã làm gia tăng sự hiện diện của chúng trong nước tiểu của con người. Ngoài ra, cần lưu ý đến sự hiện diện của các vi sinh vật gây bệnh như vi khuẩn, virus và động vật nguyên sinh trong nước tiểu người. Khi biochar được áp dụng để thu hồi dinh dưỡng, nó có thể tiếp nhận một số chất ô nhiễm không mong muốn này. Mặc dù đã có nhiều nghiên cứu và đánh giá về than sinh học, nhưng vẫn còn một khoảng trống kiến thức trong việc ứng dụng biochar để thu hồi dinh dưỡng mà không làm lây nhiễm các chất ô nhiễm từ nước tiểu người. (Masrura và Khan, 2022).

Tại Hàn Quốc, Lee Jae-in và cộng sự đã đem các loại vỏ hoa quả vào sử dụng cho việc thu hồi ammonium từ nước thải và sau đó khám phá tiềm năng áp dụng làm phân đạm. Cụ thể, một loại vỏ hạt dẻ đặc trưng ở vùng Đông Bắc Á (*Aesculus turbinata*) đã được chưng nhiệt ở 300°C để tạo ra than sinh học, sau đó đưa vào dung dịch ammonium nhân tạo để khảo sát khả năng hấp phụ. Nghiên cứu cho thấy cả hấp phụ vật lý và hóa học đã tham gia vào cơ chế thu hồi ammonium, với chủ đạo là khuếch tán vật lý và phản ứng hóa học. Sau đó, biochar đã hấp phụ ammonium được sử dụng để trồng lúa. Kết quả có tính hứa hẹn cao khi liều lượng áp dụng 594,5 kg/ha đã tạo ra những cây lúa có tính chất tương đồng với các cây sử dụng phân đạm trên thị trường (Lee và c.s., 2024).

Năm 2024, tác giả Lugo-Arias và cộng sự đã thực hiện tổng hợp việc thu hồi dinh dưỡng bằng biochar làm từ các phụ phẩm của việc trồng lúa và trồng ngô. Các chế phẩm từ hai loại vật liệu kể trên có tác dụng tốt trong việc loại bỏ chất dinh

dưỡng, đồng thời đóng góp vào quá trình phát triển bền vững. Bên cạnh đó, bài viết cũng nhấn mạnh tầm quan trọng của việc áp dụng các quy trình này cho quản lý nguồn phụ phẩm nông nghiệp và nước. Kết quả cho thấy hiệu quả loại bỏ 95 - 99% nitơ và photpho bằng chất hấp phụ sinh học từ vỏ trấu và dư lượng ngô. Các cơ hội nghiên cứu bao gồm phục hồi chất dinh dưỡng để cải thiện đất và phân tích vòng đời sản phẩm. Một sơ đồ được đề xuất để lựa chọn và ứng dụng các chất hấp phụ sinh học bền vững trong loại bỏ chất dinh dưỡng (Lugo-Arias và c.s., 2024).

Cũng giống như Việt Nam, một số nghiên cứu về vấn đề ứng dụng dinh dưỡng thu hồi vào thực nghiệm trồng trọt đã được triển khai trên các mô hình trồng cây thủy canh. Tiềm năng ứng dụng dinh dưỡng thu hồi trong canh tác thủy canh chắc chắn cao hơn rất nhiều so với canh tác truyền thống khi phương pháp này không có sự can thiệp của đất trồng mà chỉ sử dụng dung dịch dinh dưỡng để duy trì dưỡng chất cho cây trồng. Cụ thể hơn, tính năng này không đòi hỏi phải chôn giữ biochar và chờ đợi sự giải phóng chậm chạp của các chất dinh dưỡng ra đất. Thay vào đó, sử dụng nguyên lý giải hấp bằng cách đưa biochar đã hấp phụ dinh dưỡng vào nước, dung dịch dinh dưỡng có thể được tạo ra và sử dụng, đồng thời kiểm soát liều lượng cũng dễ dàng hơn và tối ưu hơn nhiều. Thực tế, đã có nghiên cứu hiện thực hóa viển cảnh kể trên:

Năm 2023, hai tác giả Clyde-Smith và Campos đã tối ưu hóa hệ thống thủy canh để xử lý nước thải và thu hồi dinh dưỡng, đồng thời thúc đẩy sự phát triển của cây trồng. Các hệ thống thủy canh khác nhau (bơm phun, dòng chảy hoàn toàn, dòng chảy luân hồi, kỹ thuật màng dinh dưỡng, khí canh, phun sương) sử dụng ống PVC và bể chứa nước thải thứ cấp để trồng lúa, dây thường xuân, cà chua và cỏ lúa mì. Các thông số như chiều cao cây, sinh khối, pH, oxy hòa tan, và các chất dinh dưỡng được theo dõi. Kết quả cho thấy sự thay đổi nhỏ về pH, EC, và TDS theo thời gian trong các hệ thống có và không có cây, không có sự khác biệt đáng kể. Độ đục giảm đáng kể ($p \leq 0.001$) ở tất cả các hệ thống, trong khi mức TOC chỉ giảm đáng kể ($p \leq 0.05$) khi có cây. Mức BOD và COD giảm tương tự nhau trong cả hai hệ thống. Mức amoni giảm trong hệ thống có cây, trong khi mức nitrit không thay đổi. Mức nitrat tăng đáng kể trong hệ thống có cây, và mức photphat không có sự

khác biệt đáng kể. Ngoài ra, chiều dài cây (12.84–46.75%) và sinh khối (31.90–57.86%) tăng đáng kể ở tất cả các hệ thống thủy canh, kèm theo mức oxy hòa tan cao hơn (36.26–53.65%) so với đối chứng (4.59%). Nghiên cứu cũng chứng minh rằng hệ thống thủy canh tạo môi trường ẩm ướt giúp cây phát triển tốt nhất (Clyde-Smith và Campos, 2023).

Gần đây, Hofmann và cộng sự đã chứng minh tầm quan trọng của hướng đi này khi một lần nữa khẳng định hầu hết các nghiên cứu tập trung vào sản phẩm rắn cho nông nghiệp truyền thống, gây ra những nghi ngờ về tính phù hợp cho thủy canh. Nghiên cứu này thực hiện đánh giá chi tiết đầu tiên về khả năng các quy trình thu hồi dinh dưỡng tiên tiến có thể tạo ra sản phẩm hữu ích cho thủy canh. Kết quả cho thấy hiện tại chỉ có thể thu hồi dưới 11,5% dinh dưỡng cần thiết cho cây trồng thủy canh. Kali nitrate (KNO_3), canxi nitrate ($\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$), và magie sulfate (MgSO_4), chiếm hơn 75% nhu cầu dinh dưỡng của thủy canh, không thể thu hồi ở dạng phù hợp do độ hòa tan cao. Để vượt qua thách thức này, nghiên cứu đề xuất một phương pháp thu hồi dinh dưỡng mới nhấn mạnh việc tạo ra các dung dịch dinh dưỡng đa nguyên tố đáp ứng yêu cầu của thủy canh. Đánh giá lý thuyết về dòng chảy dinh dưỡng và chất ô nhiễm trong một WWTP đô thị điển hình, sử dụng mô hình trạng thái ổn định, ước tính phương pháp này có thể cung cấp đến 56% nhu cầu dinh dưỡng của hệ thống thủy canh. Thiết kế này có thể khả thi thông qua kết hợp các quy trình bùn hoạt tính cho quá trình nitrat hóa, quy trình khử muối màng, và loại bỏ chọn lọc NaCl cản trở. Tuy nhiên, cần có thêm nghiên cứu để khám phá các thiết kế hệ thống khả thi cho việc thu hồi dinh dưỡng hiệu quả cho thủy canh (Hofmann và c.s., 2024). Xét về khía cạnh an toàn, nước tiểu người thường chứa ít mầm bệnh hơn phân và nồng độ kim loại nặng cũng thấp (Bischel và c.s., 2015). WHO (2006) khuyến nghị nước tiểu người có thể an toàn để bón cho cây trồng nếu được lưu trữ ≥ 6 tháng ở 20 °C (Vinnerås và Jönsson, 2002). Bên cạnh đó, sự đa dạng về pH, thời gian lưu trữ và điều kiện khí hậu cũng ảnh hưởng đến mức độ bất hoạt mầm bệnh và hiệu quả sử dụng. Các nghiên cứu gần đây còn thử nghiệm hệ thống thủy canh sử dụng nước tiểu người đã xử lý, cho kết quả khả quan trên rau muống, cà chua, xà lách và Pak Choi, với năng suất tương đương dung dịch thủy

canh thương mại (Maggi và Daly, 2013; Zhang và c.s., 2015). Điều này mở ra tiềm năng mở rộng việc ứng dụng trong nông nghiệp đô thị và sản xuất thực phẩm an toàn.

Mặc dù vậy, những hạn chế vẫn còn tồn tại, bao gồm sự mất cân bằng dinh dưỡng (Na, Cl, Mg), chi phí năng lượng cao cho quá trình xử lý, và hiệu suất chưa ổn định khi áp dụng ở quy mô lớn. Do đó, các nghiên cứu tương lai cần tập trung vào tối ưu hóa công nghệ thu hồi, tích hợp hệ thống xử lý với năng lượng tái tạo, và đánh giá vòng đời (LCA) để đảm bảo hiệu quả bền vững về cả kinh tế lẫn môi trường. Việc kết hợp quản lý chất thải đô thị với sản xuất nông nghiệp có thể là một giải pháp quan trọng trong tiến trình hướng tới nền kinh tế tuần hoàn và nông nghiệp bền vững.

Việc tái sử dụng nước thải sau bể tự hoại trong nông nghiệp đang được xem là một giải pháp tiềm năng nhằm thúc đẩy kinh tế tuần hoàn và giảm áp lực môi trường. Nước sau bể tự hoại, mặc dù chỉ mới xử lý kỵ khí sơ bộ, vẫn chứa hàm lượng đáng kể các chất dinh dưỡng thiết yếu như nitơ, photpho và kali (Drechsel và c.s., 2015; Hoffmann và c.s., 2021). Nhiều nghiên cứu cho thấy nguồn nước thải này, khi được xử lý bổ sung nhằm loại bỏ vi sinh vật gây bệnh và kiểm soát kim loại nặng, có thể thay thế một phần phân bón hóa học, đồng thời cải thiện chất hữu cơ trong đất (Jiménez và Asano, 2008; Qadir và c.s., 2020). Ứng dụng thực tế ở một số quốc gia châu Á cho thấy việc tưới tiêu bằng nước thải đã qua xử lý góp phần tăng năng suất cây trồng từ 10–25% và giảm chi phí đầu vào cho nông dân (Raschid-Sally và Jayakody, 2009).

Tuy nhiên, sự hiện diện của các vi sinh vật gây hại (vi khuẩn đường ruột, trứng giun sán, virus và protozoa) vẫn là rào cản chính đối với việc tái sử dụng trực tiếp. Các giải pháp đã được chứng minh hiệu quả bao gồm: khử trùng bằng clo hoặc ozone, xử lý sinh học bổ sung (constructed wetlands, hồ sinh học), chiếu tia cực tím (UV), và công nghệ màng lọc (microfiltration, ultrafiltration) (Ensink và c.s., 2008; Qadir và c.s., 2020). Các phương pháp này không chỉ làm giảm tải vi sinh vật gây bệnh đến mức an toàn mà còn đảm bảo tính bền vững khi tái sử dụng nước thải trong sản xuất nông nghiệp. Việc tích hợp xử lý bổ sung này là điều kiện tiên quyết để cân bằng giữa lợi ích dinh dưỡng và an toàn sức khỏe cộng đồng.

Nhìn chung, số lượng nghiên cứu ít ỏi kể trên là chưa đủ để chứng minh tiềm năng của hướng nghiên cứu này. Hơn nữa, để có thể đưa vào ứng dụng thực tế, các nghiên cứu sẽ cần phải thử nghiệm thu hồi dinh dưỡng với nhiều nguồn hơn, nhiều loại vật liệu hấp phụ hơn, và nhiều loại cây trồng hơn nữa.

1.4.2. Nghiên cứu sử dụng dung dịch dinh dưỡng thu hồi từ nước thải sinh hoạt giàu nitơ, kali, photpho phục vụ hoạt động canh tác nông nghiệp tại Việt Nam.

Thực trạng nghiên cứu kể trên cho thấy số lượng các công trình khoa học liên quan đến thu hồi dinh dưỡng, xử lý nước thải bằng biochar thông qua phương pháp hấp phụ là khá nhiều. Tuy nhiên, con số cũng những nghiên cứu thực sự đưa dinh dưỡng đã thu hồi vào sử dụng lại có chiều hướng ngược lại. Tại Việt Nam hiện nay chỉ có những nghiên cứu nổi bật, mang tính bao quát khía cạnh này bao gồm:

Nghiên cứu của Nguyễn Phan Việt và cộng sự vào năm 2023 tại Hà Nội đã sử dụng biochar từ vỏ trấu để giảm dư lượng nitrate trong nước mặt ruộng và điều chỉnh lượng phân bón. Trong thí nghiệm, vỏ trấu được chuyển đổi thành biochar và sử dụng trong nước tưới cho cây lúa trồng tại khu vực nghiên cứu. Khi bổ sung biochar từ vỏ trấu với tỷ lệ 1 – 5% khối lượng đất, hàm lượng nitrate trong nước mặt ruộng giảm từ 10 – 20,9%. Thí nghiệm cũng kiểm tra hiệu quả của việc giảm lượng phân đạm. Kết quả cho thấy, khi cắt giảm 50 – 100% phân đạm, hàm lượng nitrate trong nước mặt giảm đáng kể từ 29,5 – 76,1%, nhưng năng suất lúa cũng giảm sâu từ 28,7 – 63,7%. Đáng chú ý, khi giảm 20% lượng phân đạm so với công thức đối chứng, hàm lượng nitrate trong nước mặt ruộng giảm 3,7 – 14,3%, cho thấy tiềm năng điều chỉnh hợp lý phân bón để cân bằng hiệu quả sản xuất và bảo vệ môi trường (Nguyễn Phan Việt, 2023).

Nghiên cứu của Nguyễn Thị Phương Thảo và cộng sự mang tính đột phá khi kết hợp biochar từ phụ phẩm nông nghiệp với phương pháp ozone hóa (ozonation) để thu hồi dinh dưỡng từ nước thải chuồng lợn. Phương pháp này đạt hiệu suất thu hồi ấn tượng, với N, P, K và tổng carbon hữu cơ lần lượt đạt 93,3%, 76,0%, 80,4%, và 90%. Biochar sau khi hấp phụ dinh dưỡng được sử dụng làm phân bón hữu cơ, mang lại hiệu quả rõ rệt khi áp dụng trong canh tác xà lách. Nghiên cứu không chỉ tận dụng phụ phẩm sinh khối địa phương mà còn tái sử dụng các vật liệu đã qua xử lý, mở ra tiềm năng phát triển một mô hình kinh tế bền vững. Đặc biệt, giải pháp

này phù hợp với các hộ gia đình có thu nhập thấp tại các vùng nông thôn, giúp giảm chi phí, tăng hiệu quả sử dụng tài nguyên và đóng góp tích cực vào mục tiêu phát triển bền vững ở Việt Nam (Thao và c.s., 2023).

Trong khi hai nghiên cứu nổi bật kể trên tiến tới ứng dụng thực tiễn bằng việc đưa biochar sau hấp phụ vào đất để tận dụng cơ chế giải phóng chậm, có một nghiên cứu dưới đây lại hướng tới việc tận dụng dinh dưỡng thu hồi từ nước thải qua phương pháp canh tác khác. Cụ thể:

Năm 2021, nhóm tác giả Nguyễn Văn Quảng và các cộng sự đã thực hiện một nghiên cứu theo định hướng đề ra của đề tài này. Trong đó, vỏ dừa là vật liệu phụ phẩm nông nghiệp được sử dụng để chế tạo biochar phục vụ cho hấp phụ, thu hồi dinh dưỡng từ nước tiểu người được pha loãng ở ba nồng độ khác nhau. Qua đo đạc về TOC (carbon hữu cơ), TIC (carbon vô cơ), NH_4^+ , (NO_3^- : nitrat), và PO_4^{3-} trong nước tiểu người sau khi hấp phụ và nước sau giải hấp, nghiên cứu này đã cho thấy khả năng thu hồi dinh dưỡng một cách tổng hợp và ngẫu nhiên trong dung dịch nước thải sinh hoạt. Nghiên cứu còn tạo ra dung dịch dinh dưỡng với nồng độ của 5 chỉ tiêu kể trên lần lượt là 1610 mg/l, 326,30 mg/l, 2,61 mg/l, 7,24 mg/l, và 256,87 mg/l. Sau đó, thí nghiệm tiến hành trồng rau thủy canh bằng dung dịch dinh dưỡng mới. Có thể nói nghiên cứu này có tính bao quát rất cao và đề xuất ra một hướng đi mới với đa mục đích. Mặc dù vậy, vẫn còn rất nhiều tiềm năng để nghiên cứu thêm như các loại vật liệu khác nhau và các loại cây trồng khác nhau (Van và c.s., 2021).

Mặc dù nghiên cứu này có thể nói là tiền đề của định hướng kể trên, còn rất nhiều loại vật liệu chưa được bao quát để có thể thu được nhiều góc nhìn trong quá trình thu hồi dinh dưỡng từ nước thải. Hơn nữa, nước tiểu người chỉ là một trong nhiều loại nước thải, trong đó bao gồm cả nước thải đen – một loại phổ quát hơn nước tiểu người trong phân loại nước thải sinh hoạt.

1.4.3. Hạn chế trong những nghiên cứu ứng dụng dinh dưỡng thu hồi từ nước thải

Mặc dù nền tảng nghiên cứu về việc thu hồi dinh dưỡng từ nguồn tiềm năng, đặc biệt là nước thải sinh hoạt và nước thải nông nghiệp, đã được phát triển khá đầy đủ, phương pháp áp dụng dành cho canh tác nông nghiệp truyền thống lại có một số hạn chế. Thứ nhất, việc áp dụng các vật liệu hấp phụ sau khi thu hồi dinh dưỡng vào đất trồng cây có thể sẽ giải phóng lại các chất dinh dưỡng đã hấp phụ vào đất trong

điều kiện không phù hợp. Theo tổng hợp của tác giả Kuppusamy và cộng sự, nếu đất không có điều kiện tối ưu (ví dụ, độ ẩm, pH, hoặc nhiệt độ không phù hợp), các chất này có thể bị giải phóng trở lại vào môi trường, gây ô nhiễm nguồn nước hoặc ảnh hưởng xấu đến hệ sinh thái đất (Kuppusamy và c.s., 2016). Ngược lại, chưa chắc dinh dưỡng trong biochar có thể được giải phóng một cách đầy đủ để các dưỡng chất được thu hồi đóng vai trò chủ đạo và điều này sẽ không khắc phục được thực trạng phải sử dụng phân bón hóa học một cách hiệu quả và triệt để. Nghiên cứu của tác giả Masura và cộng sự cho thấy nguy cơ rò rỉ các chất kháng sinh ra đất khi sử dụng dinh dưỡng thu hồi từ nước tiểu người thông qua biochar (Masrura và c.s., 2022). Thêm vào đó, khi chôn biochar vào đất, một số hợp chất có thể phân hủy và tạo ra khí nhà kính như metan hoặc CO₂ (Karmin và Siow, 2018; Maggi và Daly, 2013). Điều này sẽ làm giảm lợi ích của việc sử dụng biochar nếu không có các biện pháp kiểm soát quá trình phân hủy. Hơn nữa, việc sử dụng biochar có thể làm thay đổi cấu trúc đất, đặc biệt nếu lượng sử dụng quá lớn, dẫn đến sự thay đổi trong khả năng thoát nước, sự phát triển của cây trồng, và ảnh hưởng đến sự sinh trưởng của các vi sinh vật trong đất. Ngoài ra, thành phần của biochar sẽ cần phải được kiểm soát để tránh các kim loại nặng hoặc chất độc hại từ nguyên liệu đầu vào, gây tác động tiêu cực đến đất và cây trồng khi áp dụng vào đất.

Chính vì những hạn chế kể trên, để các nguồn dinh dưỡng thay thế như nước thải có thể đóng vai trò lớn hơn và khắc phục những vấn đề về môi trường một cách tốt hơn, những nghiên cứu về tối ưu hóa hoặc thử nghiệm áp dụng trên những phương pháp canh tác khác sẽ tạo ra nhiều góc nhìn mới mẻ và có nhiều hứa hẹn hơn. Cụ thể chính là phương pháp thủy canh. Tuy nhiên, hạn chế của các tài liệu về ứng dụng dinh dưỡng thu hồi từ nước thải vào các mô hình không sử dụng đất để trồng cây như thủy canh lại là về mặt số lượng. Mặc dù tiềm năng của việc sử dụng dinh dưỡng thu hồi trong thủy canh là rất lớn, nhưng hiện tại chỉ có một số ít nghiên cứu tập trung vào vấn đề này. Đa phần các nghiên cứu hiện tại chỉ tập trung vào việc thu hồi và sử dụng trực tiếp các vật liệu hấp phụ như biochar vào đất, mà không khai thác triệt để các lợi ích của thủy canh. Sự thiếu hụt này dẫn đến một khoảng trống lớn trong việc hiểu biết về hiệu quả thực tế và tiềm năng dài hạn của dinh dưỡng thu hồi khi áp dụng vào hệ thống thủy canh. Hơn nữa, số ít nghiên cứu

hiện có, chẳng hạn như của Nguyễn Văn Quảng, mặc dù đưa ra những kết quả khả quan, nhưng vẫn cần được kiểm chứng thêm với nhiều loại vật liệu hấp phụ và cây trồng khác nhau để có thể đưa ra kết luận chắc chắn và toàn diện hơn.

Việc thu hồi dinh dưỡng từ nước thải sinh hoạt giàu nitơ, phốt-pho và kali đã mở ra một hướng nghiên cứu đầy tiềm năng trong việc phát triển nông nghiệp bền vững và kinh tế tuần hoàn. Các nghiên cứu tại Việt Nam đã cho thấy sự khả thi của việc sử dụng biochar để thu hồi dinh dưỡng từ nước thải và sử dụng chúng trong canh tác nông nghiệp, đặc biệt là qua hệ thống thủy canh. Những nghiên cứu này không chỉ tận dụng phụ phẩm nông nghiệp mà còn mở ra cơ hội tạo ra nguồn phân bón hữu cơ từ nước thải, giảm thiểu ô nhiễm và tiết kiệm chi phí cho nông dân. Việc kết hợp giữa công nghệ thu hồi dinh dưỡng và các mô hình canh tác hiện đại như thủy canh có thể là một giải pháp hứa hẹn trong việc tạo ra một nền nông nghiệp xanh và bền vững trong tương lai.

1.5. Đặc điểm của các đối tượng nghiên cứu trong luận án

1.5.1. Đặc điểm một số loại rau

- Rau Cải mềo

Nguồn gốc, phân bố: Cải mềo (*Brassica junce*) thuộc họ Cải (Brassicaceae), có nguồn gốc ôn đới. Ở Việt Nam, Cải mềo phân bố phổ biến ở Mộc Châu hay Sapa.



Hình 1.3: Cây Cải mềo (*Brassica junce*)

Đặc điểm hình thái: Rễ rau Cải mè thuộc rễ chùm, phân nhánh. Bộ rễ ăn nông trên tầng đất màu, tập trung nhiều nhất ở tầng đất 0 - 20 cm. Lá cải mọc đơn, không có lá kèm, phiến lá dài, viền lá xoắn, loại có lông, loại trơn. Hoa có dạng chùm, không có lá bắc. Quả thuộc loại quả giác, hạt có phôi lớn và cong, nghèo nội nhũ.

Nhu cầu dinh dưỡng và điều kiện canh tác: Trong canh tác truyền thống, cải mè là cây rau ăn lá có nhu cầu dinh dưỡng trung bình đến cao, đặc biệt cần cung cấp đầy đủ đạm (N) để phát triển thân lá, kali (K) giúp tăng chất lượng mô thực vật và canxi (Ca) nhằm tăng độ cứng mô lá. Cây sinh trưởng tốt trên đất giàu hữu cơ, nhiều mùn và có khả năng giữ ẩm cao. Trong hệ thống thủy canh, nghiên cứu của Phạm Quốc Toán và cộng sự (2021) cho thấy, ở nồng độ dung dịch dinh dưỡng 1100 ppm sau 60 ngày trồng, cải mè đạt sinh trưởng tối ưu với số lá trung bình 9,86 lá/cây và chiều cao 24,24 cm/cây, chứng tỏ cây phản ứng tích cực với mức dinh dưỡng phù hợp trong dung dịch thủy canh (Phạm Quốc và c.s., 2021).

Điều kiện sinh thái: Nhiệt độ cho sinh trưởng và phát triển là từ 15 - 22°C. Cải mè yêu cầu ánh sáng thích hợp với thời gian chiếu sáng ngày dài, cường độ ánh sáng yếu. Lượng nước trong cây rất cao chiếm từ 75 - 95% do đó Cải mè cần nhiều nước để sinh trưởng phát triển. Cây cải mè không kén đất, có thể sinh trưởng và phát triển, cho năng suất cao ở các loại đất khác nhau. Nhưng thích hợp nhất là đất giàu dinh dưỡng, nhiều mùn, khả năng giữ ẩm tốt.

Công dụng: Cải mè có tính hàn mát, vị đắng nhẹ, tác dụng thanh nhiệt và giải độc. Cải mè chứa nhiều chất xơ, rất cần thiết cho hoạt động của hệ tiêu hóa. Một số nghiên cứu nhận thấy rằng chất đắng glucosinolate được tìm thấy trong rau cải mè có đặc tính hoạt động như chất chống oxy hóa mạnh. Ngoài ra rau Cải mè còn có tác dụng bảo vệ tim mạch, kiểm soát đường huyết...

- Cây Húng quế (*Ocimum basilicum* L.) là một loài rau thơm đa niên thuộc họ Bạc hà (Lamiaceae).



Hình 1.4: Cây Húng quế (*Ocimum basilicum* L.)

Nguồn gốc, phân bố: Húng quế có nguồn gốc ở Châu Á, cụ thể là Trung Quốc và Ấn Độ. Hiện nay, loài phân bố ở khắp nơi trên thế giới đặc biệt là các nước vùng nhiệt đới.

Điều kiện sinh thái và sinh trưởng trong thủy canh: Trong hệ thống thủy canh, húng quế sinh trưởng tốt trong khoảng TDS 700–1100 ppm. Ở điều kiện này, cây đạt sinh trưởng vượt trội với chiều cao trung bình khoảng 40 cm, cao hơn 1–6 cm so với các công thức khác; sinh khối đạt trên 1000 g ở 4/8 lần thu hoạch và chiều dài rễ nhìn chung lớn hơn (Van Quang và c.s., 2020)

Đặc điểm hình thái: Húng quế thân thảo, chiều cao trung bình từ 40 – 70 cm. Thân cây hình vuông màu tím. Rễ ăn nông, có khi nổi trên đất. Lá Húng quế hình thoi, dài khoảng 3 – 6 cm, rộng 1,5 – 2,5 cm. Lá có cuống dài màu tím, lá màu xanh lục (có cây tím than), mép lá có răng cưa nhỏ. Nách lá có nhiều mầm non có thể phát triển thành cành lớn. Hoa húng quế mọc ở đầu cành, cánh hoa nhỏ màu tím bám quanh cuống hoa. Mỗi vòng có tới 6 hoa, mỗi cuống hoa có khoảng 10 – 15 tầng. Quả húng quế có các hạt đen, nhỏ, có vị ngọt, cay.

Điều kiện sinh thái: Nhiệt độ thích hợp để trồng húng quế từ 25 – 30°C, lượng mưa 1.500 – 1.800 mm. Húng quế là cây ưa ẩm, ưa sáng, thích hợp với đất thoát

nước, có nhiều mùn, sinh trưởng quanh năm, tốt nhất là vào mùa hè, về mùa đông cây ra hoa, kết hạt và lụi. Đất thích hợp để trồng húng quế là đất phù sa, giàu dinh dưỡng. Húng quế có thể trồng được ở các vùng khí hậu của nước ta, trong đó tập trung tại các tỉnh đồng bằng bắc bộ như Hưng Yên, Hải Dương đã trồng với quy mô lớn để phục vụ nhu cầu trong nước và xuất khẩu.

Công dụng: Tinh dầu Húng quế có màu vàng nhạt, trong đó chứa linalol (60%), cineol, estragol methyl – chavicol (25-60-70%) và nhiều chất khác. Ở một số nơi trên thế giới, húng quế được dùng làm gia vị. Ở Việt Nam Húng quế thường được trồng để làm rau gia vị và lấy tinh dầu phục vụ cho chế thực phẩm và thuốc đông y.

1.5.2. Đặc điểm của một số biochar được chế tạo từ phế phụ phẩm nông nghiệp

Biochar là sản phẩm giàu carbon được tạo ra thông qua quá trình nhiệt phân sinh khối trong điều kiện thiếu oxy, và đặc tính của nó phụ thuộc mạnh vào loại nguyên liệu đầu vào. Trong số các phụ phẩm nông nghiệp, lõi ngô (corn cob) được xem là nguồn nguyên liệu tiềm năng do có hàm lượng lignocellulose cao, dễ thu gom và phân bố rộng rãi.

Các nghiên cứu trên thế giới cho thấy biochar từ lõi ngô có hàm lượng carbon cố định cao, cấu trúc xốp phát triển và diện tích bề mặt riêng đáng kể, đặc biệt khi được nhiệt phân ở nhiệt độ trung bình đến cao (400–700°C). Ví dụ, nghiên cứu của Selvam cho thấy biochar từ lõi ngô có thể đạt hàm lượng carbon cố định lên tới 83,9%, đồng thời hình thành hệ thống mao quản đa dạng, giúp tăng khả năng hấp phụ và cải thiện tính chất đất (Selvam và c.s., 2021). Bên cạnh đó, quá trình nhiệt phân còn làm tăng đáng kể hàm lượng carbon tổng số (tăng khoảng 36%) và cải thiện độ ổn định nhiệt của vật liệu (Wakudkar và Sahu, 2025).

Ngoài ra, đặc tính bề mặt của biochar lõi ngô có thể được điều chỉnh theo điều kiện nhiệt phân. Ở nhiệt độ cao hơn, cấu trúc aromatic hóa tăng lên, giúp biochar ổn định hơn và phù hợp cho mục tiêu cô lập carbon dài hạn trong đất. Ngược lại, ở nhiệt độ thấp hơn, biochar có xu hướng giữ lại nhiều nhóm chức hữu cơ hơn, làm tăng khả năng tương tác hóa học với dinh dưỡng và chất ô nhiễm trong môi trường.

Các nghiên cứu quốc tế cũng ghi nhận rằng biochar từ lõi ngô chứa hàm lượng khoáng chất như K, P và Mg tương đối cao, do ảnh hưởng từ thành phần tro của nguyên liệu ban đầu, qua đó góp phần bổ sung dinh dưỡng cho đất khi sử dụng làm chất cải tạo (Wang và c.s., 2022). Đồng thời, cấu trúc xốp phát triển giúp tăng khả năng giữ nước, cải thiện độ thoáng khí và hoạt động vi sinh trong đất, đặc biệt trong điều kiện hạn hán hoặc đất nghèo dinh dưỡng (Ali và c.s., 2021).

Tại Việt Nam, các nghiên cứu về biochar từ phụ phẩm nông nghiệp, trong đó có lõi ngô, bước đầu cho thấy tiềm năng ứng dụng lớn trong cải tạo đất nông nghiệp và xử lý môi trường. Tuy nhiên, đa số các công trình vẫn tập trung vào đánh giá tính chất vật lý – hóa học cơ bản, trong khi các hướng ứng dụng nâng cao như hấp phụ chất ô nhiễm, xúc tác hoặc vật liệu chức năng vẫn còn hạn chế. Điều này mở ra hướng nghiên cứu tiếp theo nhằm tối ưu hóa điều kiện nhiệt phân và biến tính biochar để nâng cao hiệu quả sử dụng.

1.5.3. Đặc điểm một số loại chất thải hữu cơ

Nước tiểu người từ máu lọc ra, máu đi khắp cơ thể nên trong nước tiểu người có đủ các chất do các cơ quan máu đã đi qua bài tiết ra đồng thời có những chất cặn bã của chuyển hóa. Những nghiên cứu hiện đại ngày nay cho thấy, nước tiểu người có nhiều chất có lợi như ure, acid uric, acid hipuric, kiềm puric, acid amin, acid béo, các chất nội tiết (hormone) vitamin và các men. Tuy nhiên do chưa được xử lý thành sản phẩm có ích nên hiện tại nước tiểu người được xem như là nguồn chất thải gây ô nhiễm môi trường. Chỉ tính riêng khu vực thành phố Thái Nguyên với dân số khoảng 420.000 người theo số liệu năm 2019, sẽ thải ra mỗi ngày khoảng từ 252.000 – 1.050.000 lít nước tiểu người (mỗi một người sẽ thải ra từ 0,6 – 2,5 lít nước tiểu/ngày). Nếu chúng ta có những phương án xử lý hiệu quả thì đây sẽ là một nguồn tài nguyên vô cùng lớn cho phát triển nông nghiệp hữu cơ, giảm thiểu tác động tới ô nhiễm môi trường.

Nước thải sau bể tự hoại, được hiểu là nước thải sinh hoạt đã qua xử lý kỵ khí sơ bộ, được lựa chọn làm đối tượng nghiên cứu do mang đặc tính kép: vừa có khả năng giảm một phần chất ô nhiễm, vừa chứa hàm lượng dinh dưỡng cao. Hệ thống bể tự hoại có thể loại bỏ đáng kể chất rắn lơ lửng và một phần chất hữu cơ, tuy nhiên, nước sau bể vẫn còn tồn tại hàm lượng đáng kể cacbon hữu cơ hòa tan,

nitơ, phốt pho và vi sinh vật gây bệnh. Những đặc điểm này khiến nước thải sau bể tự hoại vừa tiềm ẩn nguy cơ ô nhiễm môi trường nếu xả thải trực tiếp, vừa có tiềm năng trở thành nguồn tài nguyên cho thu hồi dinh dưỡng trong các hệ thống nông nghiệp tuần hoàn. Do đó, việc hiểu rõ thành phần hóa học và sinh học của loại nước thải này là hết sức cần thiết để thiết kế các công nghệ xử lý phù hợp và xây dựng các chiến lược tái sử dụng bền vững

1.6. Giả thuyết nghiên cứu của luận án

Trên cơ sở tổng quan tài liệu và các khoảng trống nghiên cứu đã được xác định, luận án đề xuất các giả thuyết nghiên cứu sau:

- Nước tiểu người và nước thải sau bể tự hoại là các dòng nước thải sinh hoạt giàu dinh dưỡng, đặc biệt là các thành phần N, P, K, có khả năng được thu hồi và tái sử dụng làm nguồn dinh dưỡng cho cây trồng nếu được xử lý bằng quy trình phù hợp.

- Biochar chế tạo từ phụ phẩm nông nghiệp có khả năng hấp phụ và lưu giữ các chất dinh dưỡng trong nước thải sinh hoạt, thông qua sự kết hợp của các cơ chế như trao đổi ion, tương tác tĩnh điện, hấp phụ bề mặt và kết tủa/kết hợp khoáng trên bề mặt vật liệu.

- Quá trình giải hấp có thể giải phóng một phần các chất dinh dưỡng đã được biochar lưu giữ, tạo thành dung dịch dinh dưỡng dạng khoáng có tiềm năng sử dụng cho cây trồng, trong đó hiệu quả giải hấp phụ thuộc vào loại biochar, đặc tính nước thải và điều kiện chiết xuất.

- Hiệu quả hấp phụ – giải hấp dinh dưỡng phụ thuộc vào điều kiện vận hành, bao gồm nồng độ nước thải đầu vào, liều lượng biochar, thời gian tiếp xúc và dạng nước thải; do đó, việc xác định điều kiện phù hợp có thể giúp nâng cao tính ổn định của quá trình thu hồi dinh dưỡng trong điều kiện nước thải thực tế.

Từ các giả thuyết trên, luận án tập trung kiểm chứng khả năng hấp phụ – giải hấp và thu hồi N, P, K bằng biochar từ phụ phẩm nông nghiệp đối với nước tiểu người và nước sau bể tự hoại; đồng thời đánh giá bước đầu khả năng sử dụng dung dịch sau giải hấp làm nguồn dinh dưỡng cho cây trồng, hướng tới đề xuất giải pháp tái sử dụng dinh dưỡng trong quản lý nước thải sinh hoạt.

CHƯƠNG 2

ĐỐI TƯỢNG, NỘI DUNG PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

2.1. Đối tượng nghiên cứu

2.1.1. Nước thải

2.1.1.1. Nước thải giả lập

Mẫu nước thải giả được tiến hành pha giống với nước tiểu người giàu hàm lượng đạm tổng số để đánh giá khả năng hấp phụ của vật liệu. Để pha một lít nước thải giả định, cân lần lượt 0,828g urê, 0,605g KCl và 2,149g $\text{NaH}_2\text{PO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$, hòa tan trong khoảng 700–800mL nước cất, sau đó bổ sung nước đến đủ 1L trong bình định mức. Dung dịch được khuấy đều để đảm bảo đồng nhất, và pH được điều chỉnh về khoảng 6,0–6,5 (gần với giá trị pH của nước tiểu người) bằng HCl 0,1M. Cuối cùng, dung dịch tổng hợp được bảo quản trong chai nhựa polyethylene sạch, đầy kín và lưu giữ ở 4°C, tránh ánh sáng trực tiếp cho đến khi sử dụng (Sarigul và c.s., 2019).

Bảng 2.1. Thông số kỹ thuật của nước thải giả định sử dụng cho nghiên cứu

	TOC (mg/L)	TIC (mg/L)	Đạm tổng số (mg/L)	Lân hữu hiệu (mg/L)	kali hữu hiệu (mg/L)	pH	EC (ms/cm)
Nước thải giả định	289.77	1514.5	2371.2	110.243	214.863	9.62	28

Ghi chú: TOC – Carbon hữu cơ tổng số, TIC – Carbon vô cơ tổng số, EC – độ dẫn điện.

2.1.1.2. Nước thải thực tế

Mẫu nước tiểu được thu thập trực tiếp từ các khu vực vệ sinh của nam giới tại Trường Đại học Khoa học – Đại học Thái Nguyên. Mẫu nước tiểu được thu thập trong vòng 24 giờ sau khi thải ra. Mẫu được lấy một lần duy nhất, đảm bảo tính đại diện cho dòng nước tiểu trong 24 giờ. Mẫu được chứa trong các can nhựa polyethylene (PE) sạch với thể tích 20 lít, có nắp kín. Trước khi sử dụng, các can nhựa được rửa kỹ bằng nước cất và tráng bằng dung dịch HCl 0,1 M để loại bỏ khả năng nhiễm bẩn chéo. Ngay sau khi thu thập, mẫu được bảo quản trong điều kiện

kín, ở nhiệt độ 4 °C và tránh ánh sáng trực tiếp, nhằm giảm thiểu sự phát triển của vi sinh vật và hạn chế sự bay hơi của NH₃.

Mẫu nước thải sau bể tự hoại được lấy tại điểm thoát ra (outlet) của bể tự hoại thuộc khu ký túc xá K5, khu nội trú của Đại học Thái Nguyên, nhằm đảm bảo tính đại diện cho dòng nước thải sau xử lý sơ bộ kỵ khí. Quy trình lấy mẫu tương tự như đối với nước tiểu người

Thông số kỹ thuật của nước tiểu người và nước thải sau bể tự hoại sử dụng cho các thí nghiệm hấp phụ - giải hấp được thể hiện qua bảng 2.1 dưới đây.

Bảng 2.2. Thông số kỹ thuật của hai loại nước thải sử dụng cho nghiên cứu

	TOC (mg/L)	TIC (mg/L)	Đạm tổng số (mg/L)	Lân hữu hiệu (mg/L)	kali hữu hiệu (mg/L)	pH	EC (ms/cm)
Nước tiểu người	4050.8	628.9	4145.4	485.1	56.8	9	43.5
Nước thải sau bể tự hoại	34.8	81.2	399.75	276.7	57.1	8.02	3.2

Ghi chú: TOC – Carbon hữu cơ tổng số, TIC – Carbon vô cơ tổng số, EC – độ dẫn điện.

2.1.2. Vật liệu phụ phẩm nông nghiệp

Phụ phẩm nông nghiệp gồm vỏ trấu và lõi ngô, được thu thập trực tiếp tại các hộ có sản xuất nông nghiệp tại phường Quyết Thắng, tỉnh Thái Nguyên. Sau đó được chế tạo thành biochar.



Hình 2.1. Biochar vỏ trấu



Hình 2.2. Biochar lõi ngô

2.1.3. Giống cây trồng

Giống cây trồng được sử dụng vào thí nghiệm là cây rau cải mè (Brassica juncea) và rau húng quế (Ocimum basilicum) của Công ty TNHH thương mại & Phú Điền.

2.2. Nội dung nghiên cứu

2.2.1. Nghiên cứu khả năng hấp phụ của biochar trên nước thải giả định

- Nghiên cứu ảnh hưởng của mô hình hấp phụ và thời gian hấp phụ đến hiệu quả hấp phụ của biochar
- Nghiên cứu ảnh hưởng của nồng độ ban đầu đến khả năng hấp phụ của biochar
- Nghiên cứu ảnh hưởng của tỷ lệ biochar (tỷ lệ vật liệu/dung dịch) đến hiệu quả thu hồi các chất hữu cơ

2.2.2. Nghiên cứu khả năng hấp phụ và giải hấp của biochar từ lõi ngô và vỏ trấu đối với nước tiểu người và nước thải sau bể tự hoại

- Nghiên cứu hình thái, vật lý, và hóa học của hai loại biochar lõi ngô (TSH-LN) và biochar vỏ trấu (TSH-VT)
- Nghiên cứu khả năng hấp phụ và giải hấp của biochar lõi ngô (TSH-LN) và biochar vỏ trấu (TSH-VT) trên nước thải thực tế

2.2.3. Nghiên cứu thử nghiệm đánh giá chất lượng dinh dưỡng trên cây trồng

- Nghiên cứu thử nghiệm trên cây rau cải mè
- Nghiên cứu thử nghiệm trên cây húng quế

2.3. Phương pháp nghiên cứu

2.3.1 Phương pháp nghiên cứu nội dung 1: Nghiên cứu khả năng hấp phụ của biochar trên nước thải giả định

Thí nghiệm được thực hiện nhằm xác định các điều kiện tối ưu (mô hình, nồng độ và tỷ lệ vật liệu) để triển khai nội dung 2 trên nước thải thực tế

2.3.1.1. Nghiên cứu ảnh hưởng của mô hình hấp phụ và thời gian hấp phụ đến hiệu quả hấp phụ của biochar

Thí nghiệm 1: Nghiên cứu khả năng thu hồi đạm tổng số, lân hữu hiệu, kali hữu hiệu bằng mô hình hấp phụ động

Mô tả thí nghiệm: Thí nghiệm được tiến hành nhằm xác định khả năng thu hồi các nguyên tố dinh dưỡng chính (N, P, K) từ nước thải giả định bằng mô hình hấp phụ động. Hai loại biochar được sử dụng gồm TSH-LN (than sinh học từ lõi ngô) và TSH-VT (than sinh học từ vỏ trấu). Thí nghiệm được bố trí theo kiểu hoàn toàn ngẫu nhiên (CRD) với 2 công thức và 3 lần lặp lại.

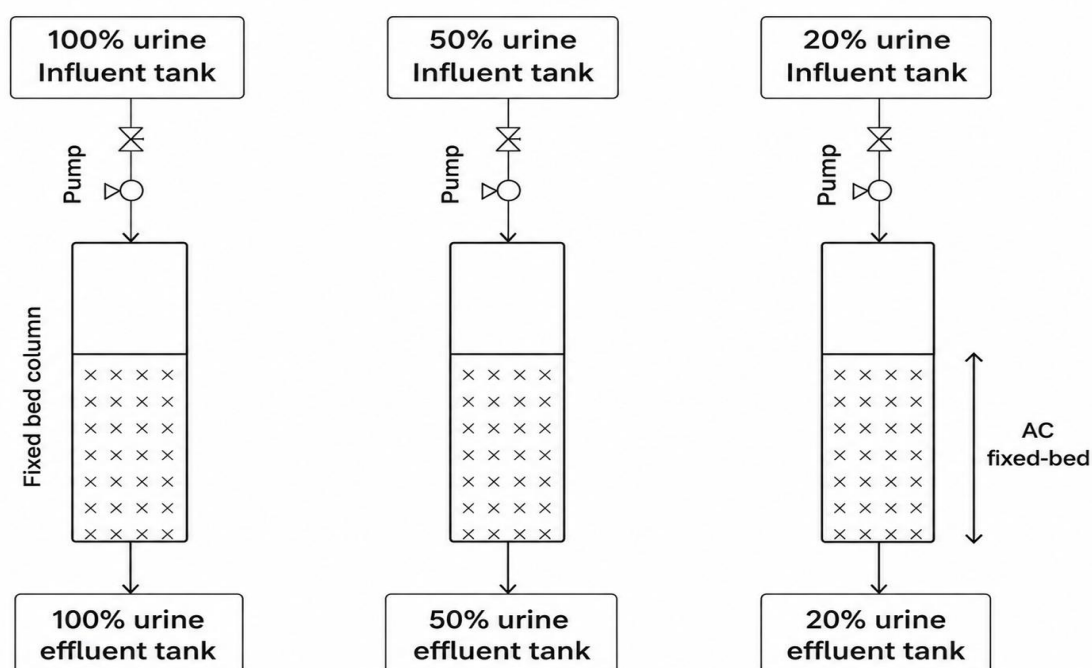
Công thức thí nghiệm:

CT1: Nước thải và biochar (TSH-LN)

CT2: Nước thải và biochar (TSH-VT)

Phương pháp chế tạo than sinh học: Chế tạo biochar: lõi ngô, vỏ trấu được nung ở nhiệt độ 400°C trong điều kiện yếm khí trong 2h (Jagadeesh và Sundaram, 2023), sau 8 h được lấy ra ngay lập tức dập lửa bằng nước sạch phương pháp này được chứng minh là phù hợp cho các sinh khối dạng phụ phẩm nông nghiệp. Sau đó, biochar được tạo thành và nghiền với kích thước hạt < 1 mm.

Mô hình hấp phụ động: Mô hình hấp phụ động (gồm: một cột PVC có đường kính trong $10\pm 0,1$ cm, chiều cao 100 cm được thiết kế làm cột cố định; bình 1 đựng NT (nước thải) ban đầu, bình 2 đựng NT sau hấp phụ; Bơm định lượng): Cho một lớp đá dày 5 cm và một lớp cát 1 cm ở dưới đáy cột để giữ cho than không bị trôi, tiếp đến là lớp vật liệu dày 50 cm, phía trên lớp vật liệu cũng được bao phủ 1 lớp cát dày 2 cm để tránh mất chất hấp phụ. NT ở các công thức thí nghiệm (bình 1) sử dụng bơm định lượng bơm qua cột hấp phụ theo chiều từ dưới lên trên (tốc độ bơm: 10 ml/phút), sau đó chảy qua bình 2 (NT sau hấp phụ). Cứ sau mỗi 2h, mẫu NT sau hấp phụ được lấy và phân tích đến khi giá trị các thông số này ít thay đổi, lúc này than sinh học đã hấp phụ bão hòa các chất trong NT.



Hình 2.3. Mô hình hấp phụ động

Nguồn: Nguyễn Văn Quảng và cộng sự 2025 (Van Nguyen và c.s., 2025)

Oxy hóa than sinh học bão hòa: Tháo biochar đã bão hòa được đem phơi ở nhiệt độ phòng trong 7 ngày đêm để bắt đầu quá trình phân hủy (oxy hóa) chuyển hóa chất hữu cơ thành những ion vô cơ dễ tiêu cho cây trồng

b. Giải hấp

Giải hấp, tạo DD (dung dịch): Sau quá trình oxy hóa, than sinh học được nhồi lại vào các cột hấp phụ (thực hiện như quá trình hấp phụ, trong đó bình 1 đựng nước sạch, bình 2 đựng DD sau giải hấp). Sử dụng nước sạch ở bình 1 bơm theo chiều từ dưới đáy cột lên và ra ở đầu ra phía trên đổ vào bình 2. Cứ sau mỗi 2h, mẫu DD sau giải hấp ở bình 2 được lấy và phân tích các chỉ tiêu đến khi giá trị các thông số này ổn định.

Chỉ tiêu phân tích bao gồm: Phân tích 6 mẫu cho 2 công thức bao gồm 3 chỉ tiêu (đạm tổng số, lân hữu hiệu, kali hữu hiệu)

Phương pháp phân tích: Hàm lượng đạm tổng số (N_{ts}) theo TCVN 5815: 2018, lân hữu hiệu ($P_{2O_{5hh}}$) theo TCVN 8559: 2010, và kali hữu hiệu ($K_{2O_{hh}}$) theo TCVN 8560: 2018.

Thí nghiệm 2: Nghiên cứu khả năng thu hồi đạm tổng số, lân hữu hiệu, kali hữu hiệu bằng mô hình hấp phụ tĩnh

Mô tả thí nghiệm: Thí nghiệm được tiến hành nhằm xác định khả năng thu hồi các nguyên tố dinh dưỡng chính (N, P, K) từ nước thải giả định bằng mô hình hấp phụ tĩnh. Hai loại biochar được sử dụng gồm TSH-LN (than sinh học từ lõi ngô) và TSH-VT (than sinh học từ vỏ trấu). Thí nghiệm được bố trí theo kiểu hoàn toàn ngẫu nhiên (CRD) với 2 công thức và 3 lần lặp lại.

Công thức thí nghiệm:

CT3: Nước thải và biochar (TSH-LN)

CT4: Nước thải và biochar (TSH-VT)

a. Hấp phụ

Mô hình hấp phụ tĩnh: Quá trình hấp phụ được thực hiện trên hệ thống các thùng chứa có van xả ở đáy. Cho biochar vào các túi lưới (kích thước mắt lưới ≤ 1 mm), đặt trong thùng chứa với tỷ lệ vật liệu trên nước thải (1 kg biochar/10L nước thải) (Jagadeesh và Sundaram, 2023) ngâm trong 5 ngày đêm để biochar hấp phụ bão hòa các chất trong nước thải.

Sau khi hấp phụ đã đạt điểm bão hoà, xả hết nước ở trong thùng chứa vào bể thu hồi (hầm sau bể tự hoại). Biochar được đem phơi ở nhiệt độ phòng trong 7 ngày đêm để bắt đầu quá trình phân hủy (oxy hóa) chuyển hóa chất hữu cơ thành những ion vô cơ dễ tiêu cho cây trồng.

b. giải hấp

Sau khi thực hiện quá trình oxy hóa, biochar được cho lại vào túi lưới (kích thước mắt lưới ≤ 1 mm) và tiến hành giải hấp với nước sạch. Quá trình giải hấp sẽ giúp các ion vô cơ giải phóng khỏi bề mặt của vật liệu hấp phụ, tạo thành dung dịch.

Chỉ tiêu phân tích bao gồm: Phân tích 6 mẫu cho 2 công thức bao gồm 3 chỉ tiêu (đạm tổng số, lân hữu hiệu, kali hữu hiệu)

Phương pháp phân tích mẫu nước: như thí nghiệm 1

2.3.1.2. Nghiên cứu ảnh hưởng của nồng độ ban đầu đến khả năng hấp phụ của biochar

Thí nghiệm 3: Đánh giá ảnh hưởng của nồng độ dung dịch (125% nồng độ trong nước thải thực) đến khả năng hấp phụ của biochar từ lõi ngô và vỏ trấu

Mô tả thí nghiệm: sử dụng mô hình hấp phụ động và bố trí thí nghiệm giống thí nghiệm 1.

Công thức thí nghiệm:

CT5: Nước thải và biochar (TSH-LN)

CT6: Nước thải và biochar (TSH-VT)

Chỉ tiêu phân tích bao gồm: Phân tích 6 mẫu cho 2 công thức bao gồm 3 chỉ tiêu (đạm tổng số, lân hữu hiệu, kali hữu hiệu)

Phương pháp phân tích mẫu nước: như thí nghiệm 1

Thí nghiệm 4: Đánh giá ảnh hưởng của nồng độ (100% nước thải thực) đến khả năng hấp phụ của biochar từ lõi ngô và vỏ trấu.

Mô tả thí nghiệm: sử dụng mô hình hấp phụ động và bố trí thí nghiệm giống thí nghiệm 1.

Công thức thí nghiệm:

CT7: Nước thải và biochar (TSH-LN)

CT8: Nước thải và biochar (TSH-VT)

Chỉ tiêu phân tích bao gồm: Phân tích 6 mẫu cho 2 công thức bao gồm 3 chỉ tiêu (đạm tổng số, lân hữu hiệu, kali hữu hiệu)

Phương pháp phân tích mẫu nước: như thí nghiệm 1

Thí nghiệm 5: Đánh giá ảnh hưởng của nồng độ (70% so với nước thải thực) đến khả năng hấp phụ của biochar từ lõi ngô và vỏ trấu

Mô tả thí nghiệm: sử dụng mô hình hấp phụ động và bố trí thí nghiệm giống thí nghiệm 1.

Công thức thí nghiệm:

CT9: Nước thải và biochar (TSH-LN)

CT10: Nước thải và biochar (TSH-VT)

Chỉ tiêu phân tích bao gồm: Phân tích 6 mẫu cho 2 công thức bao gồm 3 chỉ tiêu (đạm tổng số, lân hữu hiệu, kali hữu hiệu)

Phương pháp phân tích mẫu nước: như thí nghiệm 1

2.3.1.3. *Nghiên cứu ảnh hưởng của tỷ lệ biochar (tỷ lệ vật liệu/dung dịch) đến hiệu quả thu hồi các chất hữu cơ*

Thí nghiệm 6: Đánh giá ảnh hưởng của tỷ lệ vật liệu đến khả năng thu hồi các chất hữu cơ của biochar (lõi ngô, vỏ trấu) với tỷ lệ vật liệu trên nước thải (0.05 kg/1L)

Mô tả thí nghiệm: sử dụng mô hình hấp phụ động và bố trí thí nghiệm giống thí nghiệm 1.

Công thức thí nghiệm:

CT11: Nước thải và biochar (TSH-LN)

CT12: Nước thải và biochar (TSH-VT)

Chỉ tiêu phân tích bao gồm: Phân tích 6 mẫu cho 2 công thức bao gồm 3 chỉ tiêu (đạm tổng số, lân hữu hiệu, kali hữu hiệu)

Phương pháp phân tích mẫu nước: như thí nghiệm 1

Thí nghiệm 7: Đánh giá ảnh hưởng của tỷ lệ vật liệu đến khả năng thu hồi các chất hữu cơ của biochar (lõi ngô, vỏ trấu) với tỷ lệ vật liệu trên nước thải (0.1kg/1L)

Mô tả thí nghiệm: sử dụng mô hình hấp phụ động và bố trí thí nghiệm giống thí nghiệm 1.

Công thức thí nghiệm:

CT13: Nước thải và biochar (TSH-LN)

CT14: Nước thải và biochar (TSH-VT)

Chỉ tiêu phân tích bao gồm: Phân tích 6 mẫu cho 2 công thức bao gồm 3 chỉ tiêu (đạm tổng số, lân hữu hiệu, kali hữu hiệu)

Phương pháp phân tích mẫu nước: như thí nghiệm 1

Thí nghiệm 8: Đánh giá ảnh hưởng của tỷ lệ vật liệu đến khả năng thu hồi các chất hữu cơ của biochar (lõi ngô, vỏ trấu) với tỷ lệ vật liệu trên nước thải (0.15kg/1L)

Mô tả thí nghiệm: sử dụng mô hình hấp phụ động và bố trí thí nghiệm giống thí nghiệm 1.

Công thức thí nghiệm:

CT15: Nước thải và biochar (TSH-LN)

CT16: Nước thải và biochar (TSH-VT)

Chỉ tiêu phân tích bao gồm: Phân tích 6 mẫu cho 2 công thức bao gồm 3 chỉ tiêu (đạm tổng số, lân hữu hiệu, kali hữu hiệu)

Phương pháp phân tích mẫu nước: như thí nghiệm 1

2.3.2. Phương pháp nghiên cứu nội dung 2: Nghiên cứu khả năng hấp phụ và giải hấp của biochar từ lõi ngô và vỏ trấu đối với nước tiểu người và nước thải sau bể tự hoại.

Nội dung 1 được thực hiện trên nước thải giả định để xác định các điều kiện tối ưu về mô hình hấp phụ, nồng độ và tỷ lệ vật liệu. Sau khi tìm ra các điều kiện này, nội dung 2 sẽ được tiến hành trên nước thải thực tế để đánh giá khả năng thu hồi các nguyên tố dinh dưỡng (đạm tổng số, lân hữu hiệu, kali hữu hiệu) từ nước tiểu người và nước sau bể tự hoại. Các thí nghiệm trên nước thải giả định sẽ giúp tối ưu hóa quy trình và đảm bảo hiệu quả hấp phụ khi áp dụng vào thực tế.

2.3.2.1. Nghiên cứu hình thái, vật lý, và hóa học của hai loại biochar lõi ngô (TSH-LN) và biochar vỏ trấu (TSH-VT)

Mô tả: Phương pháp nghiên cứu hình thái, vật lý và hóa học của hai loại biochar lõi ngô (TSH-LN) và vỏ trấu (TSH-VT) được thực hiện qua các phương pháp phân tích hiện đại như: Hiển vi điện tử quét (SEM) để quan sát hình thái bề mặt và cấu trúc vật liệu, Phân tích tán sắc năng lượng (EDS) để xác định thành phần nguyên tố, Nhiễu xạ tia X (XRD) để đánh giá cấu trúc tinh thể, và Phổ hồng ngoại biến đổi Fourier (FTIR) để xác định nhóm chức trên bề mặt vật liệu. Những phân tích này giúp đánh giá đặc trưng vật liệu trước và sau quá trình hấp phụ, từ đó hiểu rõ khả năng hấp phụ và cơ chế tương tác của than sinh học với các chất ô nhiễm trong nước thải thực tế.

- *Phương pháp kính hiển vi điện tử quét (SEM):* Về việc tạo ảnh bề mặt với độ phân giải cao, luận án sử dụng phương pháp Scanning Electron Microscopy (SEM).

Phương pháp này sử dụng thiết bị kính hiển vi đa năng Hitachi S-4800 để chiếu các chùm tia điện tử có năng lượng cao được phát ra từ một súng điện tử và được hội tụ thành một chùm tia nhỏ thông qua các thấu kính điện tử lên bề mặt của than sinh học.

- *Phương pháp phổ tán sắc năng lượng tia X (EDS)*: Chùm tia chạy qua bề mặt theo dạng mạng lưới (raster scan), qua đó gây ra hiện tượng phát xạ điện tử thứ cấp (secondary electrons) và điện tử phản xạ (backscattered electrons) và phát ra tia X. Những tín hiệu thu được từ những tia phản xạ sẽ được sử dụng để tạo ra hình ảnh. Đây cũng chính là nguyên lý của phương pháp phân tích thành phần nguyên tử EDS, tuy nhiên với một điểm khác biệt là cường độ phản hồi của các tia X sẽ được ghi lại để dựng bản đồ quang phổ và sau đó sử dụng các đỉnh quang phổ để xác định nguyên tố cũng như là hàm lượng % ở trên bề mặt của than sinh học.

- *Phương pháp nhiễu xạ tia X (XRD)*: Phương pháp này sử dụng máy phân tích hấp phụ khí Trista 3000 V6.07 A. Thiết bị này bơm khí nito được hấp phụ lên bề mặt của vật liệu ở nhiệt độ thấp, và tạo thành một lớp mỏng trên bề mặt của vật liệu. Đo lượng khí hấp phụ ở các áp suất khác nhau giúp tính toán diện tích bề mặt.

- *Phương pháp phổ hồng ngoại (FTIR)*: Phương pháp FTIR được sử dụng để xác định các liên kết trên bề mặt của vật liệu hấp phụ. Phương pháp này sử dụng máy quang phổ FTIR 4600 chạy trên dải bước sóng từ 4000 – 5000 cm^{-1} .

2.3.2.2. Nghiên cứu khả năng hấp phụ và giải hấp của biochar lõi ngô (TSH-LN) và biochar vỏ trấu (TSH-VT) trên nước thải thực tế

Thí nghiệm 9: Nghiên cứu hiệu quả hấp phụ và giải hấp trên nước thải (nước tiểu người, nước sau bể tự hoại) của than sinh học lõi ngô (TSH-LN) và than sinh học vỏ trấu (TSH-VT).

a. Đánh giá khả năng hấp phụ của than sinh học (TSH-LN) và (TSH-VT) gồm các chỉ số sau (pH, Ec, TOC, TIC, đạm tổng số, lân hữu hiệu, kali hữu hiệu) trên nước tiểu người và nước thải sau bể tự hoại

Mô tả thí nghiệm hấp phụ: Thí nghiệm được tiến hành với hai loại than sinh học (TSH-LN và TSH-VT). Bố trí thí nghiệm theo kiểu hoàn toàn ngẫu nhiên, mỗi công thức được lặp lại 3 lần. Quá trình hấp phụ được thực hiện trong mô hình hấp phụ tĩnh nhằm đánh giá khả năng hấp phụ các chất dinh dưỡng.

Công thức thí nghiệm:

CT17: nước tiểu người và than sinh học (TSH-LN)

CT18: nước tiểu người và biochar (TSH-VT)

CT19: Nước sau bể tự hoại và biochar (TSH-LN)

CT20: Nước sau bể tự hoại và biochar (TSH-VT)

Chỉ tiêu phân tích bao gồm: Phân tích 12 mẫu cho 4 công thức bao gồm 7 chỉ tiêu (pH, Ec, TOC, TIC, đạm tổng số, lân hữu hiệu, kali hữu hiệu)

Phương pháp phân tích mẫu nước:

- pH và EC (ms/cm): được đo bằng máy HQ40D, Hach.

- TOC (mg/l), TIC(mg/l): Được phân tích bằng thiết bị Multi N/C 3100, Germany

- đạm tổng số, lân hữu hiệu, kali hữu hiệu được phân tích như thí nghiệm 1

b. Đánh giá khả năng giải hấp của biochar (TSH-LN) và (TSH-VT) gồm các chỉ số sau (pH, Ec, TOC, TIC, đạm tổng số, lân hữu hiệu, kali hữu hiệu) trên nước tiểu người và nước thải sau bể tự hoại.

Mô tả thí nghiệm giải hấp: Thí nghiệm được tiến hành trên hai loại biochar (TSH-LN và TSH-VT) đã được sử dụng trong thí nghiệm hấp phụ trước đó. Bố trí thí nghiệm theo kiểu hoàn toàn ngẫu nhiên, mỗi công thức lặp lại 3 lần. Quá trình giải hấp được thực hiện bằng mô hình giải hấp tĩnh dung dịch sau giải hấp được đem phân tích để xác định khả năng giải phóng dinh dưỡng.

Công thức thí nghiệm:

CT21: Biochar (TSH-LN) đã hấp phụ với nước tiểu người

CT22: Biochar (TSH-VT) đã hấp phụ với nước tiểu người

CT23: Biochar (TSH-LN) đã hấp phụ với nước sau bể tự hoại

CT24: Biochar (TSH-VT) đã hấp phụ với nước sau bể tự hoại

Chỉ tiêu phân tích bao gồm: Phân tích 12 mẫu cho 4 công thức bao gồm 7 chỉ tiêu (pH, Ec, TOC, TIC, đạm tổng số, lân hữu hiệu, kali hữu hiệu)

Phương pháp phân tích mẫu nước:

- pH và EC (ms/cm): được đo bằng máy HQ40D, Hach.

- TOC (mg/l), TIC(mg/l): Được phân tích bằng thiết bị Multi N/C 3100, Germany

- đạm tổng số, lân hữu hiệu, kali hữu hiệu được phân tích như thí nghiệm 1

Thí nghiệm 10: Nghiên cứu ảnh hưởng của độ pH đến hiệu suất thu hồi đạm tổng số và lân hữu hiệu từ nước tiểu người (HU) và nước sau bể tự hoại (BW) bằng biochar lõi ngô (TSH-LN).

Sau khi lựa chọn được loại biochar có khả năng hấp phụ cao hơn từ thí nghiệm 9, ta tiến hành thực hiện thí nghiệm 10 nhằm nghiên cứu ảnh hưởng của độ pH đến hiệu suất thu hồi đạm tổng số, lân hữu hiệu từ nước tiểu người (HU) và nước sau bể tự hoại (BW) bằng biochar lõi ngô (TSH-LN).

a. Đánh giá ảnh hưởng của độ pH đến khả năng và hiệu suất thu hồi đạm tổng số và lân hữu hiệu từ nước tiểu người (HU) và nước sau bể tự hoại (BW) bằng biochar lõi ngô (TSH-LN) bằng mô hình hấp phụ

Mô tả thí nghiệm: Thí nghiệm đánh giá ảnh hưởng của pH đến hiệu suất thu hồi đạm tổng số, lân hữu hiệu của biochar lõi ngô (TSH-LN) trên nước tiểu người (HU, pH= 5-9) và nước sau bể tự hoại (BW, pH = 5-8,02). Thí nghiệm bố trí hoàn toàn ngẫu nhiên, 3 lần lặp, theo mô hình hấp phụ tĩnh. pH được điều chỉnh bằng H_2SO_4 về các mức khác nhau.

Công thức thí nghiệm:

CT25: Nước tiểu người (HU) và biochar (TSH-LN), pH5-HU

CT26: Nước tiểu người (HU) và biochar (TSH-LN), pH7-HU

CT27: Nước tiểu người (HU) và biochar (TSH-LN), pH9-HU

CT28: Nước sau bể tự hoại (BW) và biochar (TSH-LN), pH5-BW

CT29: Nước sau bể tự hoại (BW) và biochar (TSH-LN), pH7-BW

CT30: Nước sau bể tự hoại (BW) và biochar (TSH-LN), pH8.02-BW

Chỉ tiêu phân tích bao gồm: Phân tích 18 mẫu cho 6 công thức bao gồm 2 chỉ tiêu (đạm tổng số, lân hữu hiệu). Ngoài ra còn sử dụng mô hình động học hấp phụ để đánh giá khả năng hấp phụ của từng chỉ số pH của vật liệu.

Phân tích mẫu nước: đạm tổng số, lân hữu hiệu, được phân tích như thí nghiệm 1

Mô hình động học hấp phụ: Mô hình động học được sử dụng nhằm xác định tốc độ và cơ chế hấp phụ các hợp chất chứa đạm tổng số và lân hữu hiệu trong nước thải bởi than sinh học, đồng thời chỉ ra sự khác biệt giữa các cơ chế này. Trong nghiên cứu này, hai mô hình được áp dụng là: mô hình động học giả bậc nhất và mô hình động học giả bậc hai.

Khi loại bỏ dưỡng chất từ nước tiểu người hoặc nước thải đen, quá trình hấp phụ được giả định là chủ yếu do tương tác vật lý giữa ion amoni và phosphate với bề mặt chất hấp phụ. Do đó, mô hình giả bậc nhất thường phản ánh tốt các giai đoạn ban đầu của quá trình hấp phụ. Tuy nhiên, trong trường hợp các chất hấp phụ hình thành liên kết hóa học với vật liệu hấp phụ, mô hình giả bậc hai sẽ phù hợp hơn vì nó phản ánh các tương tác hóa học mạnh, giúp giữ các dưỡng chất trên bề mặt hấp phụ ngay cả ở nồng độ thấp.

Hai mô hình này được mô tả bằng các phương trình sau:

Mô hình bậc 1: $q_t = q_e(1 - e^{-k_1 t})$ (1)

Mô hình bậc 2: $q_t = \frac{q_e^2 k_2 t}{1 + q_e k_2 t}$ (2)

Trong đó:

- q_e : khả năng hấp phụ tại trạng thái cân bằng (mg/g)
- q_t : khả năng hấp phụ tại thời điểm t (mg/g)
- k_1 : hằng số tốc độ của mô hình bậc nhất (phút⁻¹)
- k_2 : hằng số tốc độ của mô hình bậc hai (g·mg⁻¹·phút⁻¹)

b. Đánh giá khả năng giải hấp đạm tổng số và lân hữu hiệu trên vật liệu hấp phụ của thí nghiệm 10a

Mô tả thí nghiệm giải hấp: Thí nghiệm đánh giá khả năng giải hấp đạm tổng số, lân hữu hiệu được thực hiện trên biochar lõi ngô (TSH-LN) sau khi hấp phụ ở thí nghiệm 10a. Bố trí theo kiểu hoàn toàn ngẫu nhiên, lặp lại 3 lần, áp dụng mô hình giải hấp tĩnh.

Công thức thí nghiệm:

CT31: biochar (TSH-LN) đã hấp phụ trên nước tiểu người(HU) với pH5-HU

CT32: biochar (TSH-LN) đã hấp phụ trên nước tiểu người(HU) với pH7-HU

CT33: biochar (TSH-LN) đã hấp phụ trên nước tiểu người(HU) với pH9-HU

CT34: biochar (TSH-LN) đã hấp phụ trên nước sau bể tự hoại (BW) với pH5-BW

CT35: biochar (TSH-LN) đã hấp phụ trên nước sau bể tự hoại (BW) với pH7-BW

CT36: biochar (TSH-LN) đã hấp phụ trên nước sau bể tự hoại (BW) với pH8.02-BW

Chỉ tiêu phân tích bao gồm: Phân tích 18 mẫu cho 6 công thức bao gồm 2 chỉ tiêu (đạm tổng số, lân hữu hiệu)

Phương pháp phân tích: giống ở thí nghiệm 9

Thí nghiệm 11: Nghiên cứu ảnh hưởng của nồng độ đến hiệu suất thu hồi đạm tổng số, lân hữu hiệu từ nước tiểu người (HU) và nước sau bể tự hoại (BW) bằng biochar lõi ngô (TSH-LN).

a. Đánh giá ảnh hưởng của nồng độ đến hiệu suất thu hồi đạm tổng số, lân hữu hiệu từ nước tiểu người (HU) và nước sau bể tự hoại (BW) bằng biochar lõi ngô (TSH-LN) bằng mô hình hấp phụ

Mô tả thí nghiệm: Thí nghiệm đánh giá ảnh hưởng của nồng độ đến hiệu suất thu hồi N và P từ nước tiểu người (HU) và nước sau bể tự hoại (BW) bằng biochar lõi ngô (TSH-LN). Thí nghiệm được bố trí hoàn toàn ngẫu nhiên, mỗi công thức lặp lại 3 lần, tiến hành theo mô hình hấp phụ tĩnh với các mức nồng độ dung dịch khác nhau.

Công thức thí nghiệm:

CT37: nước tiểu người và biochar (TSH-LN), 25% nước tiểu người

CT38: nước tiểu người và biochar (TSH-LN), 50% nước tiểu người

CT39: nước tiểu người và biochar (TSH-LN), 75% nước tiểu người

CT40: Nước sau bể tự hoại và biochar (TSH-LN), 25% nước sau bể tự hoại

CT41: Nước sau bể tự hoại và biochar (TSH-LN), 50% nước sau bể tự hoại

CT42: Nước sau bể tự hoại và biochar (TSH-LN), 75% nước sau bể tự hoại

Chỉ tiêu phân tích bao gồm: Phân tích 18 mẫu cho 6 công thức bao gồm 2 chỉ tiêu (đạm tổng số, lân hữu hiệu). Ngoài ra còn sử dụng mô hình động học hấp phụ để đánh giá khả năng hấp phụ ở các điều kiện nồng độ khác nhau của vật liệu.

Phương pháp phân tích mẫu nước: giống thí nghiệm 9

Mô hình động học: giống thí nghiệm 9

b. Đánh giá khả năng giải hấp đạm tổng số, lân hữu hiệu trên vật liệu hấp phụ của thí nghiệm 11a

Mô tả thí nghiệm giải hấp: Thí nghiệm được tiến hành trên biochar lõi ngô (TSH-LN) sau khi đã hấp phụ đạm tổng số, lân hữu hiệu trong thí nghiệm 11. Bố trí theo kiểu hoàn toàn ngẫu nhiên, mỗi công thức lặp lại 3 lần, thực hiện bằng mô hình giải hấp tĩnh. Các mẫu sau giải hấp được phân tích để xác định đạm tổng số, lân hữu hiệu.

Công thức thí nghiệm:

CT43: biochar (TSH-LN) đã hấp phụ trên nước tiểu người(HU) với 25% nước tiểu người

CT44: biochar (TSH-LN) đã hấp phụ trên nước tiểu người(HU) với 50% nước tiểu người

CT45: biochar (TSH-LN) đã hấp phụ trên nước tiểu người(HU) với 75% nước tiểu người

CT46: biochar (TSH-LN) đã hấp phụ trên nước sau bể tự hoại (BW) với 25% nước sau bể tự hoại

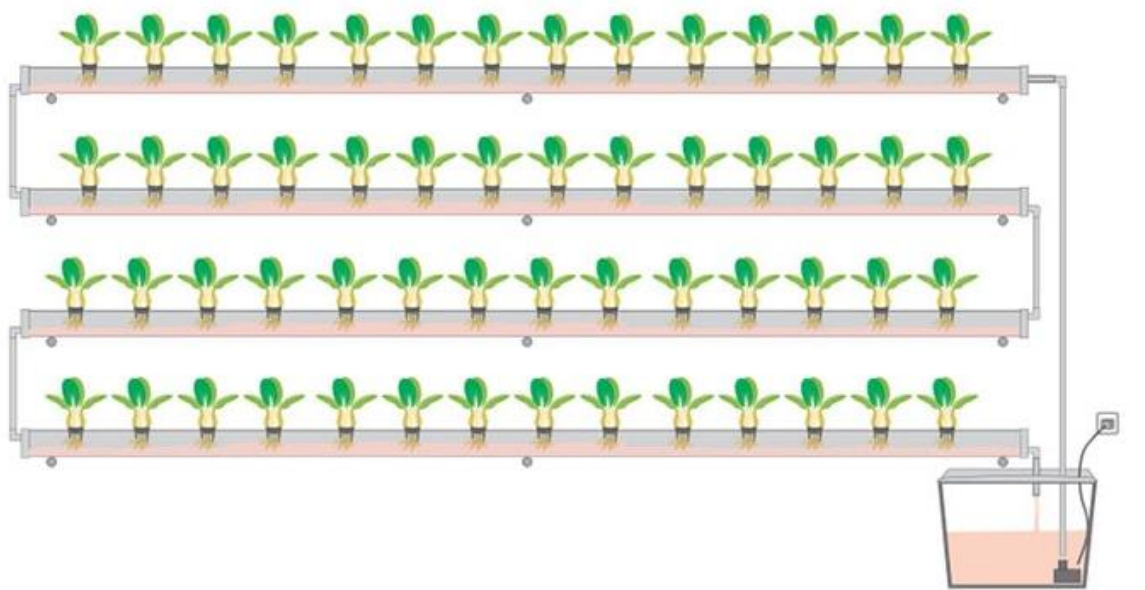
CT47: biochar (TSH-LN) đã hấp phụ trên nước sau bể tự hoại (BW) với 50% nước sau bể tự hoại

CT48: biochar (TSH-LN) đã hấp phụ trên nước sau bể tự hoại (BW) với 50% nước sau bể tự hoại

Chỉ tiêu phân tích bao gồm: Phân tích 18 mẫu cho 6 công thức bao gồm 2 chỉ tiêu (đạm tổng số, lân hữu hiệu)

Phương pháp phân tích mẫu nước: giống thí nghiệm 9

2.3.3. Phương pháp nghiên cứu nội dung 3: Nghiên cứu thử nghiệm đánh giá chất lượng dinh dưỡng trên cây trồng



Hình 2.5. Mô hình thủy canh hồi lưu

Chú thích: Sơ đồ hệ thống thủy canh tuần hoàn hồi lưu (NFT): dung dịch dinh dưỡng được bơm từ bể chứa lên hệ thống máng trồng, chế độ vận hành 1 giờ bơm 5 phút, chảy thành lớp mỏng qua vùng rễ của cây trên từng máng, sau đó hồi lưu về bể chứa để tuần hoàn liên tục.

Từ hai loại dung dịch dinh dưỡng dạng khoáng giải hấp tốt nhất trong nội dung 2, ta tiến hành thử nghiệm trên cây rau để đánh giá hiệu quả của chúng đối với sự phát triển và năng suất cây trồng. Tiến hành phân tích chất lượng của dung dịch dinh dưỡng theo các tiêu chí quy định tại thông tư số 09/2019/TT – BNNPTNT về quy chuẩn kỹ thuật quốc gia về chất lượng phân bón.

* Chỉ tiêu chất lượng chính

- Mật độ vi sinh vật có ích (CFU/ml)

* Chỉ tiêu chất lượng chính bổ sung phải đăng ký:

- pH: Theo tiêu chuẩn Việt Nam TCVN 6492 : 2011

* Chỉ tiêu bổ sung được đăng ký

STT	Tên chỉ tiêu	Phương pháp xác định
1	Đạm tổng số (Nts)	TCVN 5818 : 2018
2	Lân hữu hiệu (P_2O_5 hh)	TCVN 8559 : 2010
3	Kali hữu hiệu (K_2O hh)	TCVN 8560 : 2018
4	Hàm lượng Canxi (Ca)	TCVN 9284 : 2018; TCVN 12598 : 2018
5	Hàm lượng magie (Mg)	TCVN 9255 : 2018; TCVN 12598 : 2018
6	Hàm lượng sắt (Fe)	TCVN 9283 : 2018
7	Hàm lượng đồng (Cu)	TCVN 9286 : 2018
8	Hàm lượng kẽm (Zn)	TCVN 9289 : 2012

- Yếu tố hạn chế: bao gồm các chỉ tiêu về kim loại nặng và vi sinh vật gây hại.

STT	Tên chỉ tiêu	Phương pháp xác định
1	Asen (As)	TCVN 11403 : 2016
2	Thủy ngân (Hg)	TCVN 10676 : 2018
3	Cadimi (Cd)	TCVN 9291 : 2018
4	Vi khuẩn E.coli	TCVN 6846 : 2007

2.3.3.1. Nghiên cứu thử nghiệm trên cây rau cải mè

Thí nghiệm 12: Nghiên cứu thử nghiệm trên cây rau cải mè

Công thức thí nghiệm:

CT33: Dung dịch nước tiểu người được giải hấp từ lõi ngô (NT-LN)

CT34: Dung dịch nước sau bể tự hoại được giải hấp từ lõi ngô (BW-LN)

CT35: Than sinh học lõi ngô sau hấp phụ nước tiểu người+Đất (NT-Đ) (đối chứng)

CT36: Than sinh học lõi ngô sau hấp phụ nước sau bể tự hoại+Đất (BW-Đ) (đối chứng)

CT37: Hoangland (dung dịch thủy canh vô cơ, đối chứng)

Mô tả thí nghiệm: Thí nghiệm được bố trí với 5 công thức, lặp lại 3 lần để đảm bảo độ tin cậy trong thống kê và xử lý số liệu. Vật liệu thí nghiệm gồm dung dịch dạng khoáng giải hấp phục vụ cho canh tác thủy canh và biochar lõi ngô sau hấp phụ, so sánh với đối chứng.

Diện tích ô thí nghiệm: $6,4 \text{ m}^2/\text{giàn} \times 3 \text{ lần nhắc lại} \times 3 \text{ công thức}$

Thí nghiệm đối chứng ô thí nghiệm trồng đất: $5 \text{ m}^2/\text{ô tiêu chuẩn} \times 3 \text{ lần nhắc lại} \times 2 \text{ công thức (đối chứng)}$

Thời gian thực hiện: từ 10/11/2023 – 01/04/2024

Thời gian từ gieo đến đưa lên hệ thống thủy canh là 20 ngày (khi cây đạt trên 3 lá thật). Số liệu sinh trưởng, tính kinh tế trình bày là giá trị trung bình, phân tích số liệu chất lượng rau.

Phương pháp chọn mẫu: Chọn ngẫu nhiên 1 điểm theo dõi/giàn thí nghiệm, mỗi điểm dõi 10 cây liên tục.

Các chỉ tiêu nghiên cứu và phương pháp theo dõi: Rau cải mè theo phương pháp nghiên cứu các giống rau cải xanh (Long, 2014).

Thành phần (dung dịch Hoagland): NO_3^- : 37,51 g/l, Ca: 43,54 g/l, K_2O : 39,77 g/l, Fe: 0,98 g/l (chai A); P_2O_5 : 10,5 g/l, NH_4^+ : 2 g/l, S: 6,68 g/l, Mg: 5 g/l, Mn: 395 mg/l, B: 140 mg/l, Zn: 100 mg/l, Cu: 24 mg/l, Mo: 20 mg/l (chai B).

- Kỹ thuật cung cấp dinh dưỡng:

+ Bồn A: Đổ đầy DD_{CNT} nồng độ chất hòa tan 1.300 ppm, pH từ 6,5 – 7.

+ Bồn B (DD_{VC}): Pha 1 lít dung dịch ở chai A và 1 lít dung dịch ở chai B vào 998 lít nước.

* Quy trình kỹ thuật áp dụng trong thí nghiệm: Theo quy trình kỹ thuật trồng rau ăn lá bằng phương pháp thủy canh của TT Khuyến nông thành phố Hồ Chí Minh.

- Gieo ươm hạt giống: Hạt rau ươm trực tiếp vào viên giá thể mụn dừa (2 – 3 hạt/viên) và đặt vào khay ươm hạt. Các khay đã gieo hạt, được xếp chồng lên nhau để ủ 2 ngày cho nảy mầm, sau đó đưa lên giàn ươm. Mỗi ngày cây trong khay cần tưới nước 1 lần, đảm bảo cho thấm đủ nước lên mặt giá thể trong khay. Thời gian ươm là 20 ± 2 ngày.

Tiêu chuẩn cây con: cây con khỏe, to mập, cứng cáp, có từ 2 - 3 lá thật, không sâu bệnh và dập nát.

- Kỹ thuật trồng cây con: Đặt cây con đã ươm trong viên mụn dừa vào giỏ nhựa $\Phi=50$ mm, rồi đặt vào máng trồng cây.

- Kỹ thuật cung cấp dinh dưỡng

+ Trong 7 ngày đầu: DD được pha với nồng độ chất hòa tan là 720 ppm (các thí nghiệm khác lần đầu sử dụng nồng độ bằng 80% các lần tiếp theo).

+ Thời gian tiếp theo đến khi thu hoạch DD được pha với nồng độ chất hòa tan là 900 ppm.

Định kỳ hàng ngày kiểm tra pH vào thời điểm nhiệt độ giống nhau để điều chỉnh pH phù hợp với nhu cầu của cây trồng. Nếu pH xuống 5,5 thì dùng KOH hay một số chất thích hợp khác thêm vào dung dịch để có thể nâng pH lên. Nếu pH quá cao, sử dụng H_3PO_4 để điều chỉnh hạ.

- Thu hoạch, bảo quản: Khi cây rau đạt tuổi thu hoạch (20 -25 ngày sau trồng), tiến hành nhổ cây, cắt gốc, bỏ lại giò trồng.

** Mẫu cây*

Chỉ tiêu sinh trưởng: Kết quả của 15 ô thí nghiệm cho 5 công thức bao gồm 7 chỉ số (Chiều cao cây trung bình, Số lá trung bình, Chiều dài lá trung bình, Chiều rộng lá trung bình, Khối lượng trung bình mỗi cá thể, Năng suất lý thuyết, Năng suất thực tế)

- Đánh giá khả năng sinh trưởng

+ Động thái ra lá: Dùng sơn đánh dấu lá số 3, 5, 7. Đếm số lá/cây, 5 ngày/lần

+ Động thái tăng trưởng chiều cao cây: Đo từ gốc (sát mặt giá thể) đến chóp lá cao nhất, 5 ngày/lần.

- Đặc điểm hình thái: Xác định chiều cao cây cuối cùng, tổng số lá/cây ở thời điểm thu hoạch

- Năng suất:

+ Đối với rau Cải mè: Thu hoạch toàn bộ các cây/ô, cắt bỏ gốc và lá già, cân khối lượng và quy ra kg/1000 m².

Chỉ tiêu phân tích bao gồm: Phân tích 15 mẫu cho 5 công thức bao gồm 6 chỉ tiêu (Hàm lượng khô (%), Hàm lượng nitrate, Vitamin C, Carbohydrate tổng, Pb, Cd)

+ Hàm lượng chất khô: Sấy khô đến khối lượng không đổi cân và tính % khối lượng tươi.

+ Hàm lượng vitamin C (mg/100 g): Xác định Vitamin C bằng sắc kí lỏng hệ nâng cao HPLC theo TCVN 8977 : 2011.

+ Hàm lượng đường tổng số (mg/100 g): Phương pháp Bectrand

+ Hàm lượng nitrate (mg NO₃/kg tươi): Xác định hàm lượng nitrate trong rau và sản phẩm rau bằng sắc kí lỏng hiệu năng cao TCVN 7814 : 2007.

+ Kim loại nặng (Pb, Cd): Phương pháp quang phổ hấp thụ nguyên tử sau khi đã phân hủy bằng lò vi sóng.

Đánh giá tính kinh tế: 5 công thức bao gồm 3 chỉ số (Doanh thu, Chi phí, lợi nhuận)

2.3.3.2. Nghiên cứu thử nghiệm trên cây húng quế

Thí nghiệm 13: Nghiên cứu thử nghiệm trên cây húng quế

Mô tả thí nghiệm: Thí nghiệm được bố trí với 5 công thức, lặp lại 3 lần để đảm bảo độ tin cậy trong thống kê và xử lý số liệu. Vật liệu thí nghiệm gồm dung dịch dạng khoáng giải hấp phục vụ cho canh tác thủy canh và biochar lõi ngô sau hấp phụ, so sánh với đối chứng.

Lần 1 (sau khi đưa lên giàn thủy canh 30 ngày): Dùng dao hoặc kéo sắc cắt để lại 3 đốt tính từ gốc để cây tiếp tục ra nhánh mới. Lần 2 (sau lần 1 từ 15 – 20 ngày): để lại 1 – 2 đốt/nhánh. Lần 3 trở đi chỉ để lại 1 đốt/nhánh.

Công thức thí nghiệm:

CT38: Dung dịch nước tiểu người được giải hấp từ lõi ngô (NT-LN)

CT39: Dung dịch nước sau bể tự hoại được giải hấp từ lõi ngô (BW-LN)

CT40: Than sinh học lõi ngô sau hấp phụ nước tiểu người +Đất (NT-Đ) (đối chứng)

CT41: Than sinh học lõi ngô sau hấp phụ nước sau bể tự hoại+Đất (BW-Đ) (đối chứng)

CT42: Hoangland (dung dịch thủy canh vô cơ, đối chứng)

* *Mẫu cây*

Chỉ tiêu sinh trưởng: Kết quả của 15 ô thí nghiệm cho 5 công thức bao gồm 7 chỉ số (Chiều cao trung bình, Số lá trung bình, Số cành trung bình, Khối lượng trung bình mỗi cá thể, Năng suất lý thuyết, Năng suất thực tế) đo giống thí nghiệm 12

Chỉ tiêu phân tích bao gồm: Phân tích 15 mẫu cho 5 công thức bao gồm 6 chỉ tiêu (Hàm lượng khô (%), Hàm lượng nitrate, Vitamin C, Carbohydrate tổng, Pb, Cd) đo giống thí nghiệm 12

Đánh giá tính kinh tế: 5 công thức bao gồm 3 chỉ số (Doanh thu, Chi phí, lợi nhuận)
Lập bảng thống kê các thí nghiệm, tóm lược cách bố trí, vật liệu nghiên cứu, chỉ tiêu theo dõi (kiểm định giả thuyết nào); có được bảng này thì diễn giải ở trên có thể đưa vào phục lục => nâng tầm khái quát

2.4. Phương pháp xử lý số liệu

Các số liệu thí nghiệm được xử lý bằng phương pháp thống kê để đảm bảo độ tin cậy và tính khoa học. Cụ thể, số liệu được nhập và thống kê mô tả trên Excel; các phép kiểm định thống kê được thực hiện trên SPSS, bao gồm: so sánh hai giá trị trung bình (t-test), so sánh nhiều giá trị trung bình bằng ANOVA (một nhân tố hoặc đa nhân tố), cùng với các phép so sánh cặp sau ANOVA (post-hoc test như Tukey HSD, Duncan, LSD...). Đồng thời, các thông số thống kê khác như phân tích phương sai, phân tích biến động, đánh giá độ phân tán và phân bố dữ liệu được áp dụng dưới dạng box-plot, histogram hoặc các mô hình hồi quy khi cần thiết. Kết quả được trình bày trực quan bằng Origin thông qua biểu đồ so sánh, đồ thị hộp và đồ thị tương quan, giúp minh họa rõ ràng và tăng tính thuyết phục cho nghiên cứu.

CHƯƠNG 3

KẾT QUẢ NGHIÊN CỨU VÀ THẢO LUẬN

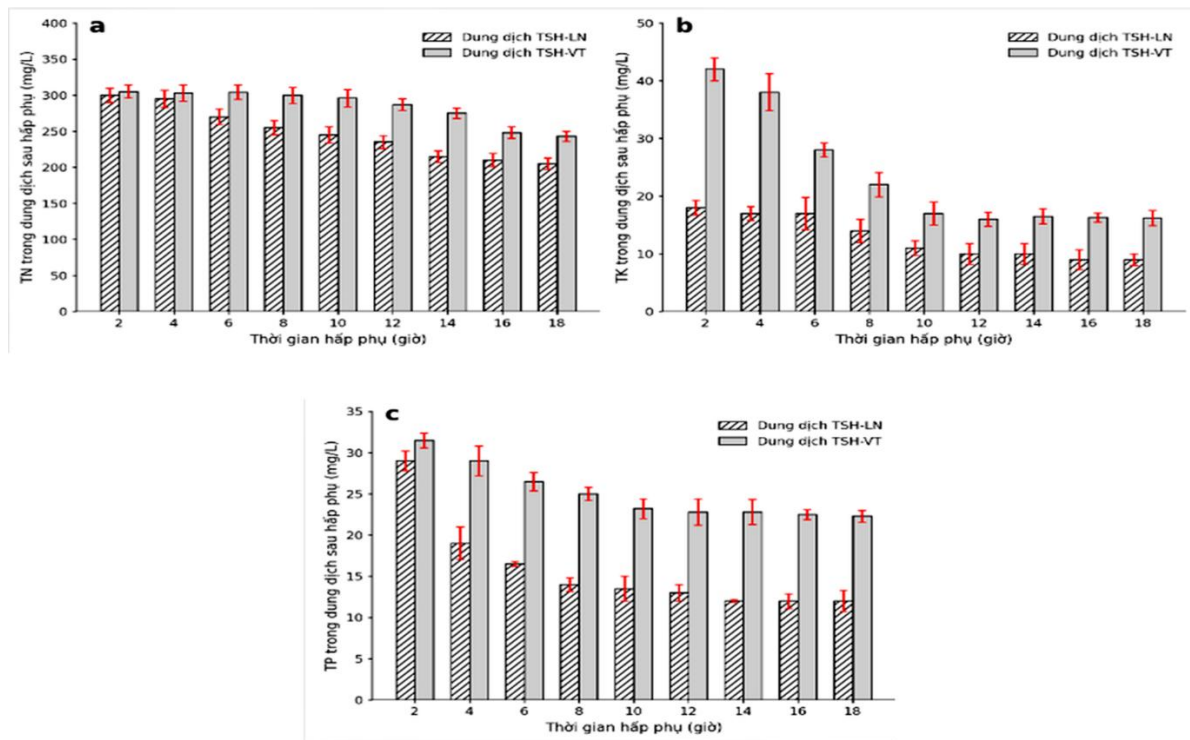
3.1. Đánh giá khả năng hấp phụ của biochar trên nước thải giả định

3.1.1. Nghiên cứu ảnh hưởng của mô hình hấp phụ và thời gian hấp phụ đến hiệu quả hấp phụ của biochar

3.1.1.1. Đánh giá hiệu suất thu hồi đạm tổng số (TN), kali hữu hiệu (TK) và lân hữu hiệu (TP) bằng mô hình hấp phụ động

Hình 3.1 trình bày sự biến đổi nồng độ đạm tổng số (TN), kali hữu hiệu (TK) và lân hữu hiệu (TP) còn lại trong dung dịch sau quá trình hấp phụ động, với hai loại vật liệu hấp phụ là than sinh học lõi ngô (TSH-LN) và than sinh học vỏ trấu (TSH-VT).

Hình 3.1. Hiệu suất thu hồi đạm tổng số (TN), kali hữu hiệu (TK) và lân hữu hiệu (TP) bằng mô hình hấp phụ động



Ở Hình 3.1a, nồng độ TN giảm theo thời gian ở cả hai loại biochar, song mức giảm ở TSH-VT rõ rệt hơn so với TSH-LN, đặc biệt sau 8 giờ. Cụ thể, TN ban đầu (300–320 mg/L) giảm xuống còn 250 mg/L ở TSH-VT và 270 mg/L ở TSH-LN sau 18 giờ. Hình 3.1b cho thấy TK giảm nhanh trong 6 giờ đầu, từ khoảng 40 mg/L (TSH-LN) và 20 mg/L (TSH-VT) xuống còn 10–15 mg/L ở cả hai vật liệu. Sau 12

giờ, giá trị TK ổn định, cho thấy quá trình hấp phụ kali đạt trạng thái cân bằng sớm hơn so với TN. Ở Hình 3.1c, TP ban đầu của TSH-LN (25–30 mg/L) cao hơn so với TSH-VT (15–20 mg/L). Trong 6 giờ đầu, TSH-VT cho thấy tốc độ giảm TP nhanh hơn, sau đó cả hai vật liệu duy trì ở mức 15–20 mg/L.

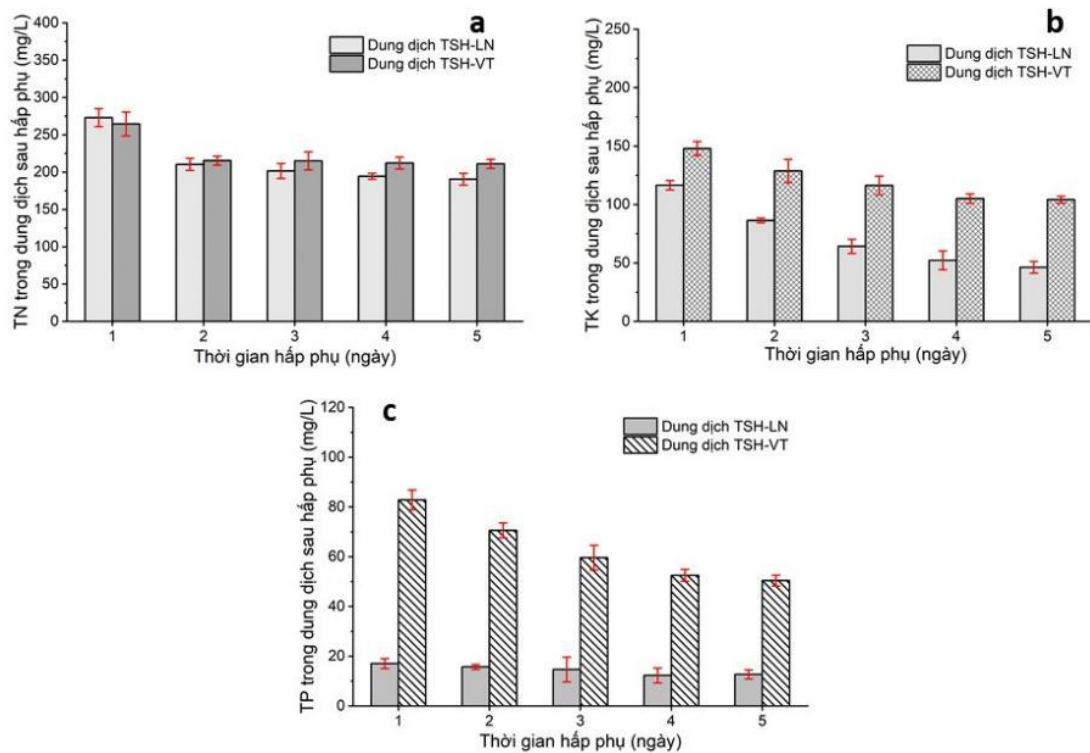
Kết quả cho thấy cả hai loại biochar đều có khả năng thu hồi TN, TK và TP khỏi dung dịch, với hiệu suất hấp phụ cao nhất ở giai đoạn đầu (4–8 giờ), sau đó tiến tới trạng thái cân bằng. Sự khác biệt về hiệu suất giữa TSH-LN và TSH-VT có thể xuất phát từ đặc tính bề mặt và cấu trúc lỗ rỗng khác nhau của hai loại vật liệu. Biochar lõi ngô (TSH-LN) thường có cấu trúc xốp lớn, bề mặt kỵ nước hơn và hàm lượng tro thấp, giúp giữ lại các ion như K^+ tốt hơn ở giai đoạn đầu, nhưng khả năng giữ TN dạng amoni hoặc nitrat có thể thấp hơn so với biochar vỏ trấu. Ngược lại, biochar vỏ trấu (TSH-VT) chứa nhiều silica và khoáng chất, có bề mặt giàu nhóm chức oxy ($-OH$, $-COOH$) thuận lợi cho việc hấp phụ TN và TP, đặc biệt ở giai đoạn hấp phụ kéo dài (Conz và c.s., 2017; Hossain và c.s., 2020).

Xu hướng giảm nhanh kali và photpho trong giai đoạn đầu phù hợp với cơ chế trao đổi ion và hấp phụ bề mặt đã được ghi nhận trong các nghiên cứu trước (Ghodsad và c.s., 2022; Sarkhot và c.s., 2013). Trong khi đó, quá trình loại bỏ TN diễn ra chậm hơn, có thể liên quan đến cơ chế khuếch tán nội hạt và liên kết hóa học yếu giữa các dạng TN hòa tan và bề mặt biochar (Rasse và c.s., 2022). Như vậy, việc lựa chọn loại biochar phù hợp cho mục tiêu thu hồi dinh dưỡng nên dựa vào đặc tính của từng nguyên tố cần thu hồi: TSH-LN có thể đạt hiệu quả cao trong thu hồi kali ở giai đoạn đầu, trong khi TSH-VT phù hợp hơn cho thu hồi TN và TP ở thời gian hấp phụ kéo dài.

Sau 18 giờ, biochar vỏ trấu (TSH-VT) hấp phụ được khoảng 16–20% TN và 20–40% TP, hiệu quả hơn TSH-LN (10–13% TN). Với kali, cả hai vật liệu đạt hiệu suất cao (60–75%), cân bằng sau 6–12 giờ. Nhìn chung, TSH-LN phù hợp thu hồi K, trong khi TSH-VT hiệu quả hơn với N và P.

3.1.1.2. Đánh giá hiệu suất thu hồi đạm tổng số (TN), kali hữu hiệu (TK) và lân hữu hiệu (TP) bằng mô hình hấp phụ tĩnh

Hình 3.2 thể hiện sự thay đổi nồng độ đạm tổng số (TN), kali hữu hiệu (TK) và lân hữu hiệu (TP) trong dung dịch sau quá trình hấp phụ tĩnh, được theo dõi liên tục từ 1 đến 5 ngày đối với hai loại vật liệu là than sinh học lõi ngô (TSH-LN) và than sinh học vỏ trấu (TSH-VT).



Hình 3.2. Hiệu suất thu hồi đạm tổng số (TN), kali hữu hiệu (TK) và lân hữu hiệu (TP) bằng mô hình hấp phụ tĩnh

Nồng độ TN (Hình 3.2a) giảm liên tục theo thời gian ở cả hai loại biochar, từ 270 mg/L (TSH-LN) và 260 mg/L (TSH-VT) trong ngày đầu xuống còn khoảng 190–200 mg/L vào ngày thứ 5, phản ánh quá trình khuếch tán và tương tác ion diễn ra chậm nhưng liên tục, phù hợp với cơ chế hấp phụ nội hạt và liên kết hóa học yếu (Conz và c.s., 2017). TK (Hình 3.2b) giảm mạnh trong 3 ngày đầu, đặc biệt ở TSH-LN (từ 180 mg/L xuống dưới 50 mg/L vào ngày thứ 3) và ở TSH-VT (từ 200 mg/L xuống dưới 50 mg/L vào ngày thứ 4), cho thấy vai trò nổi bật của cơ chế trao đổi ion K^+ với các cation trên bề mặt biochar giàu lỗ rỗng (Sarkhot và c.s., 2013).

Đối với TP (Hình 3.2c), sự khác biệt rõ rệt được quan sát giữa hai loại vật liệu: TSH-LN duy trì TP ở mức rất thấp ngay từ ngày đầu (20 mg/L) và giảm nhẹ về sau, trong khi TSH-VT có TP ban đầu cao hơn (110 mg/L) và giảm dần xuống khoảng 70 mg/L vào ngày thứ 5. Sự khác biệt này có thể liên quan đến đặc tính khoáng chất của nguyên liệu ban đầu. Biochar vỏ trấu (TSH-VT) chứa hàm lượng silica cao, có khả năng hấp phụ photpho thông qua tạo phức với nhóm hydroxyl bề mặt và các oxit kim loại (Šimanský và c.s., 2018), nhưng cũng có thể giải phóng một phần photpho từ bản thân vật liệu. Ngược lại, biochar lõi ngô (TSH-LN) với

hàm lượng tro thấp và cấu trúc bề mặt ít khoáng hơn giúp duy trì TP trong dung dịch ở mức thấp ngay từ đầu.

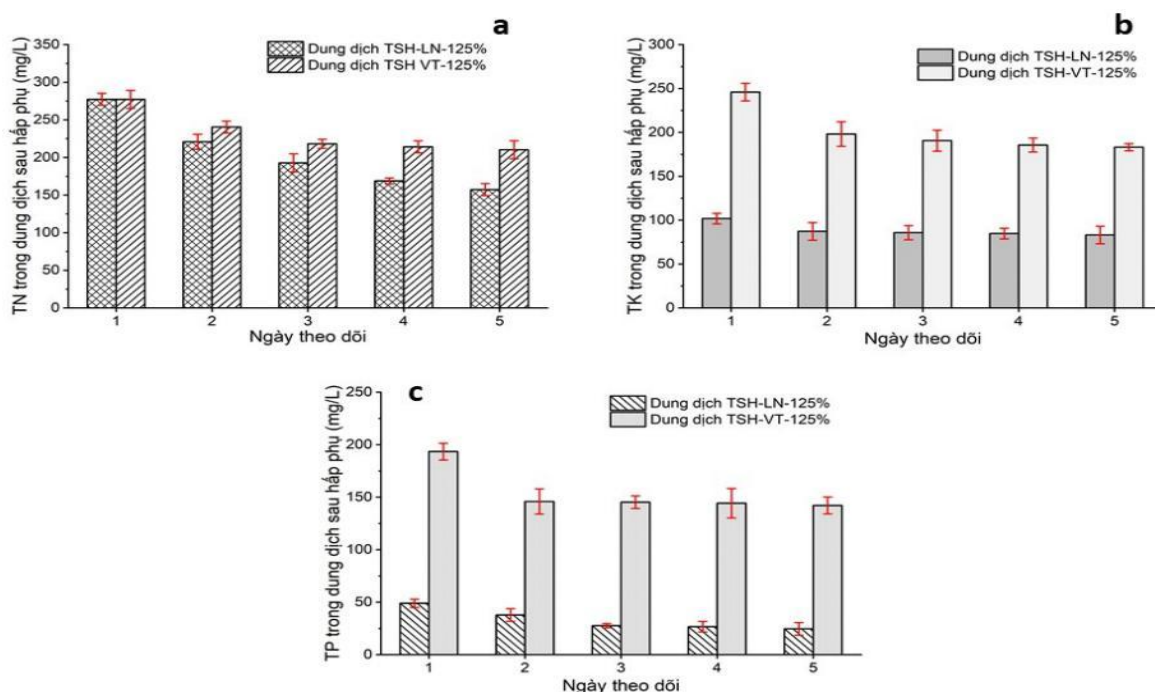
Trong mô hình hấp phụ tĩnh, nồng độ TN giảm chậm nhưng ổn định (25–30% sau 5 ngày), TK giảm mạnh trong 3–4 ngày đầu (70–75%), còn TP thể hiện sự khác biệt: TSH-LN duy trì mức rất thấp, trong khi TSH-VT giảm dần từ 110 xuống 70 mg/L. So với hấp phụ động, hấp phụ tĩnh cho hiệu quả lâu dài hơn, đặc biệt đối với TN.

Với các kết quả trên, để thực hiện các thí nghiệm tiếp theo của luận án, mô hình hấp phụ tĩnh được lựa chọn do khả năng duy trì hiệu quả ổn định trong thời gian xử lý kéo dài, đặc biệt đối với TN, phù hợp với mục tiêu thu hồi dinh dưỡng lâu dài.

3.1.2. Nghiên cứu ảnh hưởng của nồng độ ban đầu đến khả năng hấp phụ của biochar

3.1.2.1. Đánh giá hiệu suất thu hồi đạm tổng số (TN), kali hữu hiệu (TK) và lân hữu hiệu (TP) với nồng độ 125% trên nước thải giả định

Biểu đồ Hình 3.3 mô tả hiệu suất thu hồi các chất dinh dưỡng (đạm tổng số (TN), kali hữu hiệu (TK) và lân hữu hiệu (TP)) trong dung dịch sau khi sử dụng biochar từ lõi ngô (TSH-LN-125%) và vỏ trấu (TSH-VT-125%) trong các ngày theo dõi từ ngày thứ 1 đến ngày thứ 5.



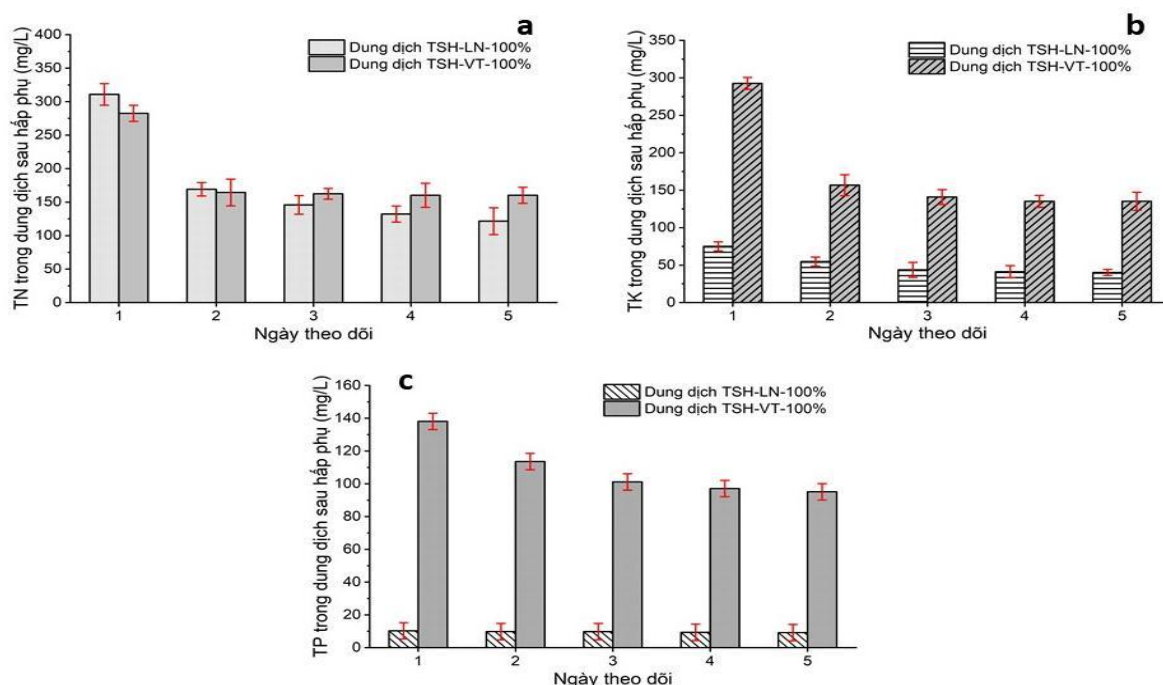
Hình 3.3. Hiệu suất thu hồi đạm tổng số (TN), kali hữu hiệu (TK) và lân hữu hiệu (TP) với nồng độ 125% so với nước thải thực

Hình 3.3a (TN – đạm tổng số) cho thấy nồng độ TN trong dung dịch sau khi sử dụng biochar từ lõi ngô và vỏ trấu. Trong suốt 5 ngày theo dõi, nồng độ TN có xu hướng giảm dần. Dung dịch TSH-LN-125% (lõi ngô) thể hiện hiệu suất thu hồi TN tốt hơn ở các ngày đầu, nhưng sau đó giảm nhẹ so với dung dịch TSH-VT-125% (vỏ trấu). Điều này có thể do khả năng hấp phụ của biochar từ lõi ngô cao hơn trong điều kiện đầu tiên của quá trình hấp phụ, điều này được (Zhao và c.s., 2021) chỉ ra, rằng biochar từ lõi ngô có thể cung cấp các vị trí hấp phụ dễ tiếp cận hơn cho các ion TN. Biểu đồ b (TK - Kali) cho thấy sự thay đổi nồng độ kali trong dung dịch, với nồng độ kali giảm đều đặn trong suốt 5 ngày theo dõi đối với cả hai loại dung dịch. Tuy nhiên, dung dịch TSH-LN-125% vẫn duy trì hiệu suất thu hồi kali cao hơn so với dung dịch TSH-VT-125%. Kết quả này có thể liên quan đến cấu trúc của biochar từ lõi ngô, vốn có đặc điểm hấp phụ cao đối với các ion kali, đồng nhất với nghiên cứu của (Xie và c.s., 2025), khi họ chỉ ra rằng biochar có khả năng hấp phụ kali hiệu quả hơn khi chế biến từ các nguyên liệu hữu cơ chứa nhiều carbon. Trong biểu đồ c (TP - Phốt pho), nồng độ phốt pho giảm mạnh nhất trong những ngày đầu, đặc biệt là trong dung dịch TSH-LN-125%. Nồng độ phốt pho giảm đều sau 5 ngày đối với cả hai loại dung dịch, cho thấy khả năng hấp phụ phốt pho mạnh mẽ của biochar từ lõi ngô. Các nghiên cứu của (Lu và c.s., 2025) cũng chỉ ra rằng biochar từ lõi ngô có khả năng hấp phụ phốt pho nhờ vào các nhóm chức năng trong cấu trúc của nó. Biochar từ lõi ngô có hiệu suất hấp phụ vượt trội so với biochar từ vỏ trấu, đặc biệt trong những ngày đầu của quá trình hấp phụ, và các kết quả này đồng nhất với những nghiên cứu đã công bố về khả năng hấp phụ của biochar từ nguyên liệu hữu cơ khác nhau. Sự giảm dần nồng độ các chất sau mỗi ngày phản ánh hiệu quả hấp phụ của biochar, có thể được cải thiện qua các yếu tố như cấu trúc và tính chất bề mặt của vật liệu biochar.

3.1.2.2. Đánh giá hiệu suất thu hồi đạm tổng số (TN), kali hữu hiệu (TK) và lân hữu hiệu (TP) với nồng độ 100%

Biểu đồ Hình 3.4 trình bày kết quả đánh giá hiệu suất thu hồi các chất dinh dưỡng (đạm tổng số (TN), kali hữu hiệu (TK) và lân hữu hiệu (TP)) từ dung dịch nước thải thực sau khi sử dụng biochar từ lõi ngô (TSH-LN-100%) và vỏ trấu

(TSH-VT-100%) qua 5 ngày theo dõi. Các chỉ tiêu này được quan sát và so sánh giữa hai loại biochar để đánh giá hiệu quả hấp phụ trong môi trường giả định của nước thải.



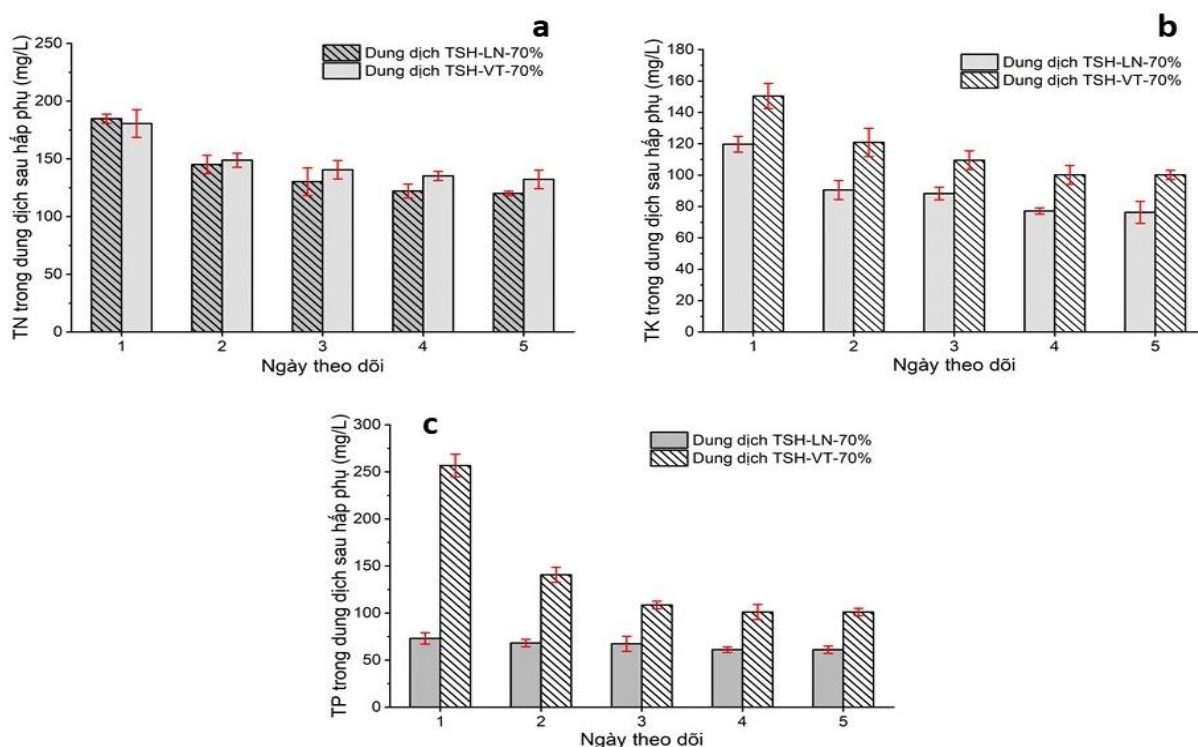
Hình 3.4. Hiệu suất thu hồi đạm tổng số (TN), kali hữu hiệu (TK) và lân hữu hiệu (TP) với nồng độ 100% so với nước thải thực

Biểu đồ Hình 3.4 cho thấy hiệu suất thu hồi đạm tổng số (TN), kali hữu hiệu (TK) và lân hữu hiệu (TP) từ dung dịch nước thải thực sau khi xử lý bằng biochar từ lõi ngô (TSH-LN-100%) và vỏ trấu (TSH-VT-100%) qua 5 ngày theo dõi. Đối với đạm tổng số, dung dịch TSH-LN-100% thể hiện hiệu suất thu hồi cao hơn trong ngày đầu tiên và duy trì mức giảm ổn định sau 5 ngày, cho thấy khả năng hấp phụ mạnh mẽ của biochar từ lõi ngô, điều này được hỗ trợ bởi nghiên cứu của (H El-Gamal và c.s., 2017). Đối với kali, nồng độ kali giảm mạnh trong ngày đầu tiên, và dung dịch TSH-LN-100% tiếp tục duy trì hiệu suất thu hồi tốt hơn so với TSH-VT-100%, nhờ vào cấu trúc của biochar từ lõi ngô, điều này được xác nhận bởi (Wei và c.s., 2021). Cuối cùng, đối với photpho, dung dịch TSH-LN-100% cho thấy hiệu suất thu hồi vượt trội trong suốt quá trình theo dõi, nhờ vào các nhóm chức năng trên bề mặt của biochar, kết quả này tương đồng với nghiên cứu của (Masrura và c.s., 2022; Wilsenach và c.s., 2007). Tổng thể, các kết quả thu hồi đạm tổng số

(TN), kali hữu hiệu (TK) và lân hữu hiệu (TP) từ dung dịch nước thải thực cho thấy biochar từ lõi ngô có hiệu suất hấp phụ vượt trội so với biochar từ vỏ trấu, mở ra triển vọng ứng dụng cao cho biochar trong xử lý nước thải. Kết quả khẳng định cấu trúc và nhóm chức bề mặt của biochar lõi ngô giúp tăng khả năng hấp phụ dinh dưỡng so với biochar vỏ trấu

3.1.2.3. Đánh giá hiệu suất thu hồi đạm tổng số (TN), kali hữu hiệu (TK) và lân hữu hiệu (TP) với nồng độ 70% so với nước thải thực

Hình 3.5, dưới đây phân tích về hiệu suất thu hồi đạm tổng số (TN), kali hữu hiệu (TK) và lân hữu hiệu (TP) từ dung dịch có nồng độ 70% so với nước thải thực khi sử dụng biochar từ lõi ngô (TSH-LN-70%) và vỏ trấu (TSH-VT-70%).



Hình 3.5. Hiệu suất thu hồi đạm tổng số (TN), kali hữu hiệu (TK) và lân hữu hiệu (TP) với nồng độ 70% so với nước thải thực

Biểu đồ Hình 3.5 trình bày hiệu suất thu hồi đạm tổng số (TN), kali hữu hiệu (TK) và lân hữu hiệu (TP) từ dung dịch nước thải có nồng độ 70% so với nước thải thực khi sử dụng biochar từ lõi ngô (TSH-LN-70%) và vỏ trấu (TSH-VT-70%) qua 5 ngày theo dõi. Kết quả cho thấy dung dịch TSH-LN-70% (lõi ngô) thể hiện hiệu suất thu hồi TN cao hơn so với dung dịch TSH-VT-70% (vỏ trấu), đặc biệt trong

ngày đầu tiên, với sự giảm dần nồng độ TN qua các ngày. Điều này cho thấy biochar từ lõi ngô có khả năng hấp phụ tốt các ion TN, như đã chỉ ra trong nghiên cứu của (Natarajan và c.s., 2022; Zhou và c.s., 2019), khi họ tìm thấy rằng biochar từ nguyên liệu này có diện tích bề mặt lớn giúp hấp phụ TN hiệu quả. Đối với kali, dung dịch TSH-LN-70% cũng duy trì hiệu suất thu hồi tốt hơn so với TSH-VT-70%, nhờ vào cấu trúc hấp phụ mạnh mẽ của biochar từ lõi ngô, điều này được chứng minh trong nghiên cứu của (He và c.s., 2023). Cuối cùng, đối với photpho, nồng độ photpho giảm mạnh ngay từ ngày đầu và tiếp tục giảm ổn định, đặc biệt là trong dung dịch TSH-LN-70%, cho thấy biochar từ lõi ngô có khả năng hấp phụ photpho mạnh mẽ nhờ vào các nhóm chức năng trên bề mặt của nó, kết quả này phù hợp với nghiên cứu của (Nelson và c.s., 2011), khi họ khẳng định rằng biochar từ nguyên liệu hữu cơ như lõi ngô có khả năng hấp phụ photpho rất hiệu quả. Tổng thể, biochar từ lõi ngô cho thấy hiệu suất thu hồi các chất dinh dưỡng vượt trội, mở ra cơ hội ứng dụng trong xử lý nước thải.

Kết quả cho thấy ở nồng độ 70% nước thải thực, cả hai loại biochar đều có khả năng thu hồi dinh dưỡng, trong đó biochar lõi ngô (TSH-LN-70%) thể hiện hiệu suất vượt trội hơn so với biochar vỏ trấu (TSH-VT-70%). Sau 5 ngày, nồng độ TN giảm khoảng 25–30%, kali giảm mạnh tới 72–75%, còn photpho giảm khoảng 35–40% đối với TSH-VT và 10–15% đối với TSH-LN. Điều này khẳng định biochar lõi ngô có ưu thế trong thu hồi kali và photpho, trong khi biochar vỏ trấu hiệu quả hơn với TN ở giai đoạn kéo dài, mở ra tiềm năng ứng dụng phù hợp theo từng mục tiêu xử lý nước thải

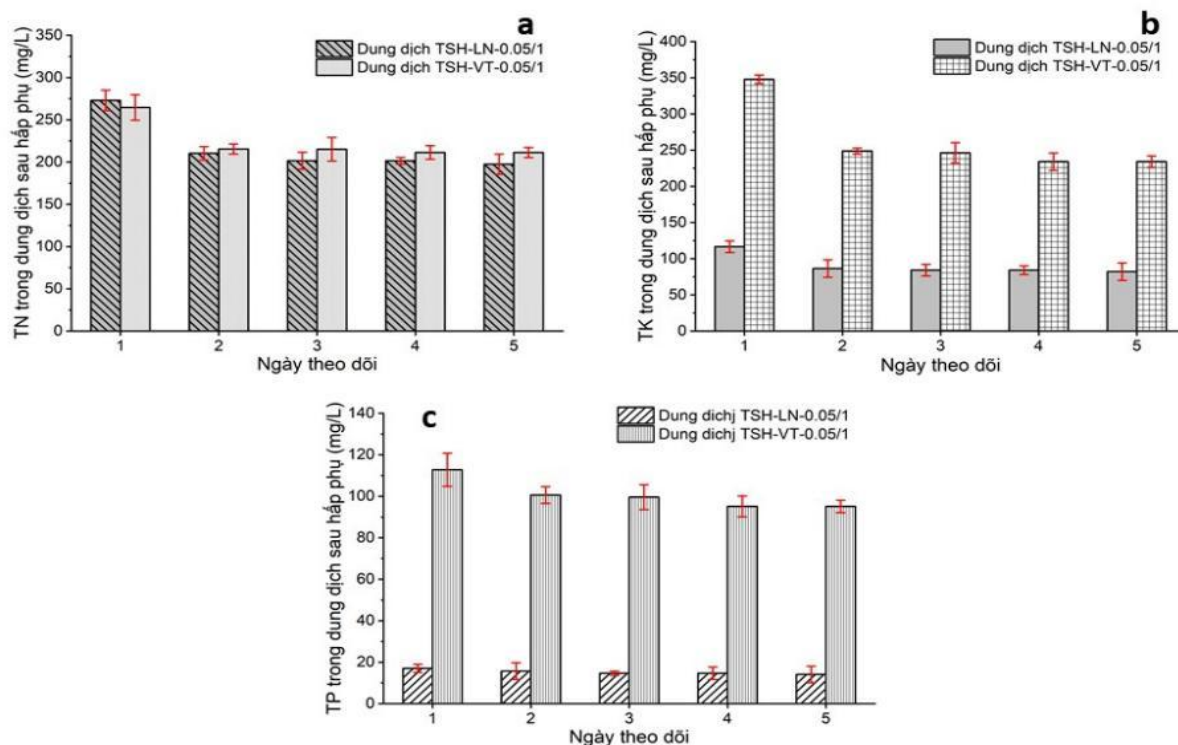
Tổng thể, kết quả thu hồi đạm tổng số (TN), kali hữu hiệu (TK) và lân hữu hiệu (TP) từ nước thải giả định cho thấy điều kiện nồng độ 100% tương đương nước thải thực (nước tiểu người) là mức nồng độ phù hợp nhất để lựa chọn cho các thí nghiệm tiếp theo. Ở nồng độ này, biochar từ lõi ngô (TSH-LN) thể hiện hiệu suất hấp phụ vượt trội so với biochar từ vỏ trấu (TSH-VT) trên cả ba chỉ tiêu TN, TK và TP, đặc biệt trong những ngày đầu của quá trình hấp phụ. Do đó, nồng độ 100% (tương ứng $N = 2371,2 \text{ mg/L}$; $P = 110,243 \text{ mg/L}$; $K = 214,863 \text{ mg/L}$) được chọn làm điều kiện thí nghiệm nhằm đảm bảo tính đại diện cho mẫu thực tế và tối ưu hóa

hiệu quả thu hồi dinh dưỡng. Việc thực hiện thí nghiệm trên ba nồng độ nước thải khác nhau giúp đánh giá toàn diện hiệu quả thu hồi dinh dưỡng của biochar, từ đó tối ưu hóa quy trình xử lý nước thải và đảm bảo tính ứng dụng thực tế trong các điều kiện đa dạng.

3.1.3. Nghiên cứu ảnh hưởng của tỷ lệ biochar (tỷ lệ vật liệu/dung dịch) đến hiệu quả thu hồi các chất hữu cơ

3.1.3.1. Đánh giá hiệu suất thu hồi đạm tổng số (TN), kali hữu hiệu (TK) và lân hữu hiệu (TP) với tỷ lệ vật liệu (0.05/1)

Hình 3.6 trình bày sự thay đổi nồng độ đạm tổng số (TN), kali hữu hiệu (TK) và lân hữu hiệu (TP) trong dung dịch sau quá trình hấp phụ khi sử dụng tỷ lệ vật liệu 0,05/1 đối với than sinh học lõi ngô (TSH-LN) và than sinh học vỏ trấu (TSH-VT).



Hình 3.6. Hiệu suất thu hồi đạm tổng số (TN), kali hữu hiệu (TK) và lân hữu hiệu (TP) với tỷ lệ vật liệu (0.05/1)

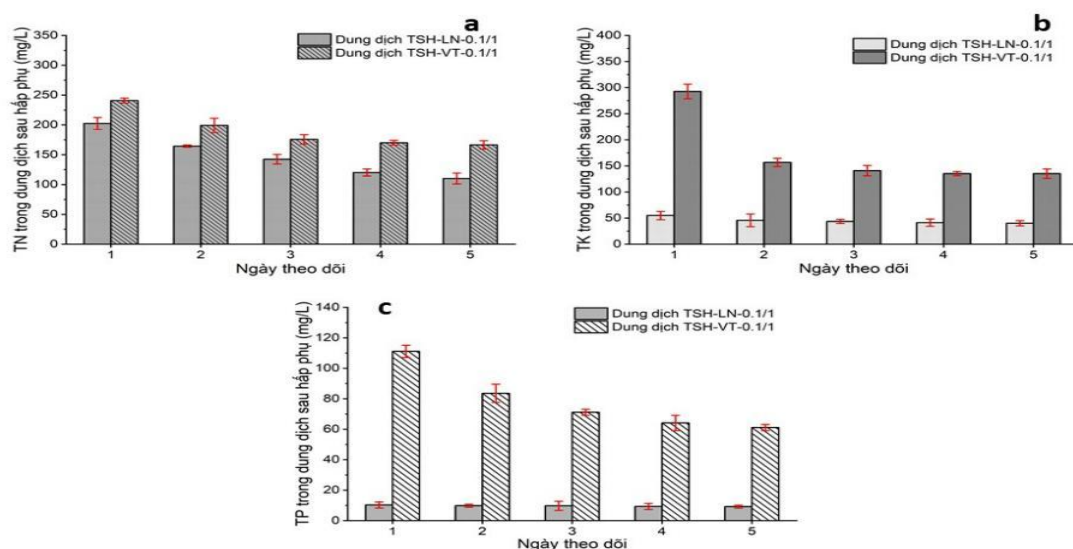
Với TN (Hình 3.6a), cả TSH-LN và TSH-VT đều cho thấy xu hướng giảm nồng độ theo thời gian, nhưng mức giảm tương đối hạn chế so với các thí nghiệm ở tỷ lệ vật liệu cao hơn (mục 3.1.1 và 3.1.2). Cụ thể, nồng độ TN của TSH-LN giảm từ khoảng 260 mg/L ở ngày đầu xuống 210 mg/L vào ngày thứ 5, trong khi TSH-

VT giảm từ 250 mg/L xuống 200 mg/L. Điều này phản ánh khả năng loại bỏ TN bị giới hạn bởi diện tích bề mặt và số lượng vị trí hấp phụ sẵn có ở tỷ lệ vật liệu thấp. Đối với TK (Hình 3.6b), tốc độ giảm diễn ra nhanh trong giai đoạn đầu, đặc biệt ở TSH-LN, từ khoảng 150 mg/L xuống 50 mg/L ngay sau 2 ngày, và duy trì ổn định sau đó. Ở TSH-VT, TK ban đầu cao hơn (380 mg/L) và giảm xuống 230 mg/L sau 5 ngày, cho thấy hiệu quả thu hồi kali của vật liệu này bị hạn chế hơn so với TSH-LN ở tỷ lệ thấp.

TP (Hình 3.6c) thể hiện sự khác biệt rõ rệt giữa hai loại vật liệu: TSH-LN duy trì nồng độ TP ở mức rất thấp ngay từ ngày đầu (10 mg/L) và ổn định suốt thời gian theo dõi, trong khi TSH-VT có nồng độ TP ban đầu rất cao (120 mg/L) và giảm không đáng kể (110 mg/L ở ngày thứ 5). Việc giảm tỷ lệ vật liệu xuống 0,05/1 dẫn tới tổng diện tích bề mặt và dung lượng hấp phụ sẵn có giảm, từ đó làm giảm hiệu suất thu hồi TN, TK và TP. Kết quả này phù hợp với nguyên lý hấp phụ, khi số vị trí hoạt động (active sites) tỷ lệ thuận với khối lượng vật liệu sử dụng (Cao và c.s., 2020; Hossain và c.s., 2020). TSH-LN, với cấu trúc xốp lớn và khả năng trao đổi ion mạnh, vẫn thể hiện ưu thế trong thu hồi kali ở giai đoạn đầu, trong khi TSH-VT, nhờ hàm lượng khoáng chất và nhóm chức oxy bề mặt, thường có hiệu quả tốt hơn ở thu hồi TN và TP trong thời gian dài (Ippolito và c.s., 2015; Zeng và c.s., 2013). Ở tỷ lệ vật liệu 0,05/1, hiệu suất thu hồi thấp: TN giảm 20%, TK giảm mạnh với TSH-LN (67%) nhưng thấp hơn ở TSH-VT (39%), TP gần như không thay đổi (TSH-LN giữ 10 mg/L, TSH-VT chỉ giảm 8%). TSH-LN nổi trội hơn ở thu hồi TK, trong khi TSH-VT phù hợp hơn với TN và TP.

Kết hợp với các kết quả ở tỷ lệ vật liệu cao hơn, có thể thấy rằng tỷ lệ vật liệu là một thông số quan trọng cần tối ưu hóa; ở quy mô thực tế, cần cân đối giữa chi phí vật liệu và hiệu suất thu hồi dinh dưỡng để đạt hiệu quả kinh tế – kỹ thuật tối ưu.

3.1.3.2. Đánh giá hiệu suất thu hồi đạm tổng số (TN), kali hữu hiệu (TK) và lân hữu hiệu (TP) với tỷ lệ vật liệu (0.1/1)



Hình 3.7. Hiệu suất thu hồi đạm tổng số (TN), kali hữu hiệu (TK) và lân hữu hiệu (TP) với tỷ lệ vật liệu (0.1/1)

Với TN (Hình 3.7a), cả TSH-LN và TSH-VT đều thể hiện khả năng loại bỏ TN đáng kể, với mức giảm rõ rệt hơn so với thí nghiệm ở tỷ lệ vật liệu 0,05/1 (mục 3.1.3.1). Nồng độ TN của TSH-LN giảm từ khoảng 230 mg/L ở ngày đầu xuống 150 mg/L vào ngày thứ 5, trong khi TSH-VT giảm từ 280 mg/L xuống 180 mg/L. Kết quả này cho thấy khi tăng lượng vật liệu, diện tích bề mặt và số lượng vị trí hấp phụ tăng, từ đó nâng cao hiệu suất loại bỏ TN.

Đối với TK (Hình 3.6b), TSH-LN tiếp tục thể hiện ưu thế vượt trội với tốc độ giảm nhanh trong 2 ngày đầu, từ khoảng 150 mg/L xuống 50 mg/L và duy trì ổn định. Ngược lại, TSH-VT có nồng độ TK ban đầu rất cao (370 mg/L) và giảm xuống 180 mg/L sau 5 ngày, nhưng hiệu suất loại bỏ vẫn thấp hơn đáng kể so với TSH-LN. Điều này củng cố nhận định rằng cấu trúc xốp và khả năng trao đổi ion mạnh của TSH-LN giúp tối ưu quá trình thu hồi kali.

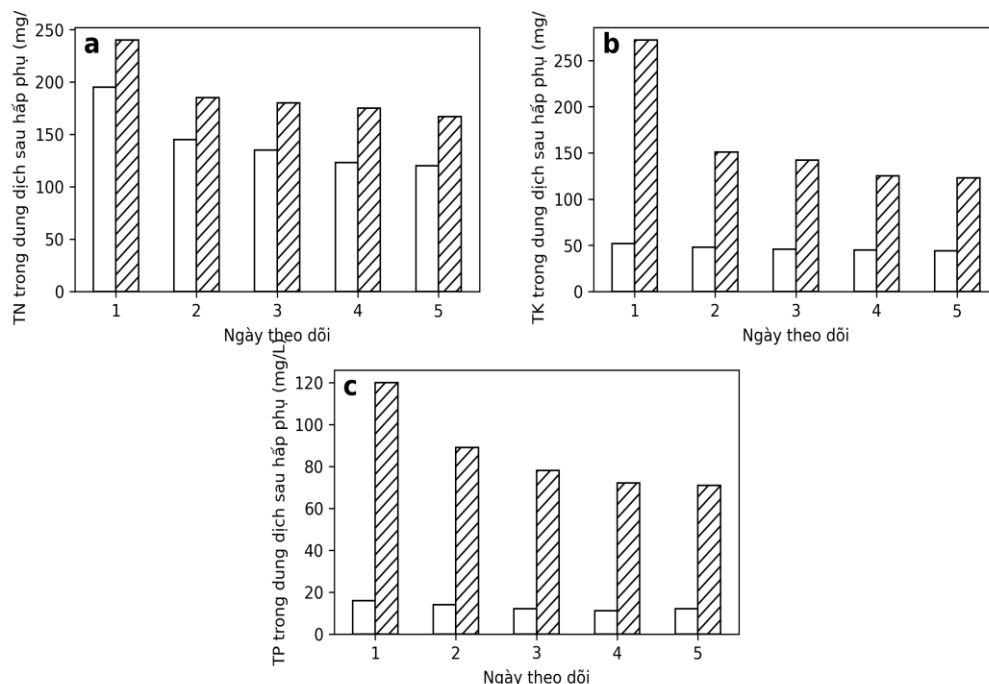
TP (Hình 3.6c) cho thấy sự phân hóa rõ rệt giữa hai loại vật liệu: TSH-LN duy trì nồng độ TP ở mức rất thấp ngay từ đầu (10 mg/L) và gần như không thay đổi, trong khi TSH-VT có TP ban đầu rất cao (130 mg/L) và giảm dần xuống 90 mg/L vào ngày thứ 5. Sự khác biệt này có thể bắt nguồn từ thành phần khoáng và hàm lượng silica cao của TSH-VT, dẫn đến khả năng giải phóng photpho từ vật liệu song song với quá trình hấp phụ (Rodriguez và c.s., 2020). Ở tỷ lệ 0,1/1, hiệu

suất thu hồi dinh dưỡng tăng rõ rệt so với 0,05/1. TN giảm 35–40% (TSH-LN: 230 → 150 mg/L; TSH-VT: 280 → 180 mg/L), TK giảm 67% ở TSH-LN nhưng chỉ 51% ở TSH-VT. Với TP, TSH-LN giữ ổn định ở mức thấp (10 mg/L), trong khi TSH-VT giảm từ 130 xuống 90 mg/L (31%). Như vậy, TSH-LN nổi bật về thu hồi TK, còn TSH-VT phù hợp hơn cho TN và TP trong thời gian dài

Kết quả cho thấy việc tăng tỷ lệ vật liệu từ 0,05/1 lên 0,1/1 giúp nâng cao hiệu suất thu hồi TN, TK và TP, phù hợp với nguyên lý hấp phụ khi số vị trí hoạt động tỷ lệ thuận với lượng vật liệu sử dụng (Rodriguez và c.s., 2020). TSH-LN tỏ ra hiệu quả hơn trong thu hồi TK, trong khi TSH-VT thích hợp hơn để thu hồi TN và TP trong quá trình kéo dài (Cui và c.s., 2017). Việc lựa chọn tỷ lệ vật liệu tối ưu cần cân nhắc giữa chi phí đầu tư và mục tiêu thu hồi dinh dưỡng, đặc biệt ở quy mô ứng dụng thực tế.

3.1.3.3. Đánh giá hiệu suất thu hồi đạm tổng số (TN), kali hữu hiệu (TK) và lân hữu hiệu (TP) với tỷ lệ vật liệu (0.15/1)

Hình 3.8. Sự thay đổi nồng độ đạm tổng số (TN), kali hữu hiệu (TK) và lân hữu hiệu (TP) trong dung dịch sau quá trình hấp phụ ở tỷ lệ vật liệu 0,15/1 đối với than sinh học lõi ngô (TSH-LN) và than sinh học vỏ trấu (TSH-VT). (a) Nồng độ TN, (b) Nồng độ TK, (c) Nồng độ TP theo thời gian theo dõi.



Hình 3.8. Hiệu suất thu hồi đạm, lân, kali với tỷ lệ vật liệu (0.15/1)

Với TN (Hình 3.8a), cả TSH-LN và TSH-VT đều cho thấy mức giảm nồng độ rõ rệt so với các tỷ lệ vật liệu thấp hơn. Nồng độ TN của TSH-LN giảm từ khoảng 230 mg/L ở ngày đầu xuống 150 mg/L vào ngày thứ 5, trong khi TSH-VT giảm từ 280 mg/L xuống 180 mg/L. Kết quả này chứng tỏ rằng việc tăng tỷ lệ vật liệu lên 0,15/1 tiếp tục nâng cao diện tích bề mặt và số lượng vị trí hấp phụ, từ đó cải thiện hiệu suất loại bỏ TN so với các tỷ lệ 0,05/1 và 0,1/1.

Đối với TK (Hình 3.8b), TSH-LN tiếp tục vượt trội với mức giảm nhanh trong hai ngày đầu, từ khoảng 150 mg/L xuống 50 mg/L và duy trì ổn định đến cuối thí nghiệm. Trong khi đó, TSH-VT có TK ban đầu cao hơn (300 mg/L) và giảm xuống khoảng 150 mg/L sau 5 ngày, cho thấy khả năng trao đổi ion của TSH-VT vẫn kém hơn so với TSH-LN ở thông số này.

TP (Hình 3.8c) cho thấy sự khác biệt rất rõ giữa hai loại vật liệu: TSH-LN duy trì nồng độ TP ở mức thấp ngay từ ngày đầu (10 mg/L) và gần như không thay đổi, trong khi TSH-VT có TP ban đầu rất cao (120 mg/L) và giảm xuống còn khoảng 80 mg/L vào ngày thứ 5. Điều này phù hợp với đặc tính vật liệu: TSH-VT chứa nhiều khoáng chất và silica, có thể giải phóng một phần photpho từ cấu trúc bề mặt trong quá trình tiếp xúc với dung dịch (Ippolito và c.s., 2015).

Nhìn chung, khi tăng tỷ lệ vật liệu từ 0,1/1 lên 0,15/1, hiệu suất thu hồi TN, TK và TP được cải thiện, song mức cải thiện nhỏ hơn so với khi tăng từ 0,05/1 lên 0,1/1. Điều này cho thấy hiệu suất hấp phụ có thể đạt gần trạng thái bão hòa ở tỷ lệ 0,15/1, phù hợp với nguyên lý hấp phụ khi số vị trí hoạt động tăng đến mức giới hạn (Hossain và c.s., 2020). TSH-LN tiếp tục khẳng định ưu thế trong thu hồi kali, trong khi TSH-VT cho hiệu quả thu hồi TN và TP tốt hơn khi thời gian hấp phụ kéo dài (Yao và c.s., 2012).

Dựa trên kết quả ở mục 3.1 có thể nhận thấy rằng cả hai loại biochar từ lõi ngô (TSH-LN) và vỏ trấu (TSH-VT) đều có khả năng thu hồi đáng kể đạm tổng số (TN), kali hữu hiệu (TK) và lân hữu hiệu (TP). Từ các kết quả đánh giá hiệu suất hấp phụ động, hấp phụ tĩnh và ảnh hưởng của nồng độ dung dịch, có thể kết luận rằng than sinh học lõi ngô (TSH-LN) với nồng độ 100% nước thải thực hấp phụ tĩnh cho thời gian dài là lựa chọn tối ưu, vừa tận dụng hiệu quả khả năng thu hồi

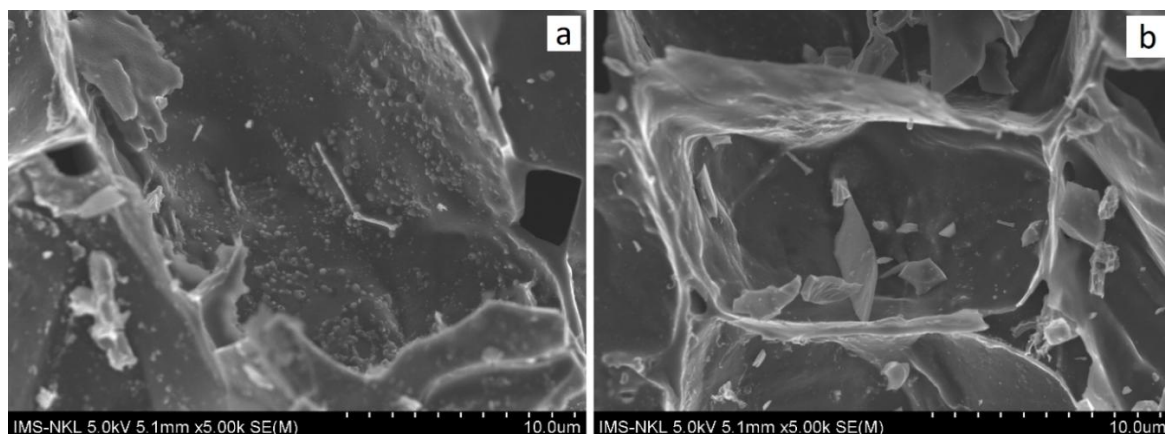
kali và lân, vừa duy trì hiệu suất hấp phụ đạm ổn định, đồng thời cho phép xác định tỷ lệ vật liệu phù hợp để đạt hiệu quả cao nhất trong xử lý nước thải (Borchard và c.s., 2019; Nelson và c.s., 2011). Bổ sung thực hiện các thí nghiệm trên sẽ giúp đánh giá thêm hiệu quả xử lý trong điều kiện thực tế, khi các đặc tính của nước thải có thể thay đổi theo từng loại và theo mùa. Các thí nghiệm này còn giúp xác định các yếu tố tác động đến hiệu suất thu hồi các chất ô nhiễm, chẳng hạn như nhiệt độ, pH, hoặc sự hiện diện của các chất ô nhiễm khác. Thêm vào đó, việc thử nghiệm lâu dài sẽ giúp đánh giá sự ổn định và khả năng bền vững của biochar trong việc duy trì hiệu quả xử lý. Cùng với đó, việc thực hiện các thử nghiệm trên quy mô lớn sẽ cung cấp thông tin quan trọng về chi phí vận hành và hiệu quả môi trường, từ đó giúp đánh giá tính khả thi và ưu điểm của phương pháp này so với các phương pháp xử lý khác.

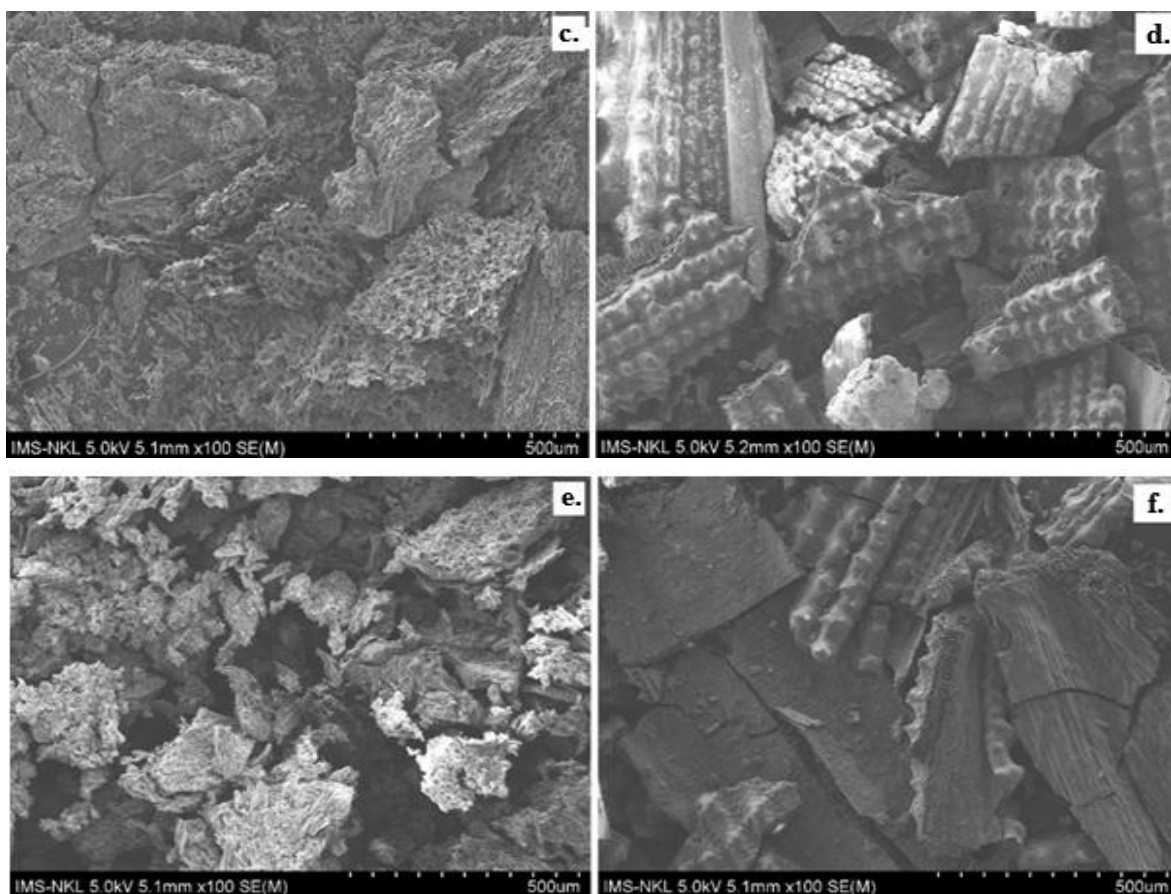
3.2. Kết quả nghiên cứu khả năng hấp phụ và giải hấp của biochar từ lõi ngô và vỏ trấu đối với nước tiểu người và nước thải sau bể tự hoại.

3.2.1. Kết quả phân tích hình thái, vật lý, và hóa học của hai loại biochar lõi ngô (TSH-LN) và biochar vỏ trấu (TSH-VT)

3.2.1.1. Kết quả phân tích hình ảnh bề mặt SEM (trước và sau hấp phụ), của hai loại biochar (TSH-LN) và (TSH-VT)

Hình 3.9 trình bày ảnh SEM của TSH-LN và TSH-VT trước và sau quá trình thu hồi dinh dưỡng từ nước tiểu người và nước thải sau bể tự hoại:





Hình 3.9. Ảnh SEM bề mặt TSH-LN và TSH-VT trước và sau thu hồi dinh dưỡng từ nước tiểu người và nước thải sau bể tự hoại..

Chú thích: (a) TSH-LN; (b) TSH-VT; (c) TSH-LN sau hấp phụ nước tiểu; (d) TSH-VT sau hấp phụ nước tiểu; (e) TSH-LN sau hấp phụ nước thải sau bể tự hoại; (f) TSH-VT sau hấp phụ nước thải sau bể tự hoại.

Nhìn chung, cả hai loại biochar đều thể hiện cấu trúc xốp đặc trưng; tuy nhiên, hình thái lỗ xốp và mức độ gồ ghề bề mặt khác nhau rõ rệt giữa hai vật liệu. TSH-LN cho thấy bề mặt gồ ghề với nhiều vùng nhô, kèm các vi cấu trúc dạng hạt/“bong bóng” có kích thước dưới 1 µm nằm trong lòng lỗ, gợi ý tiềm năng tăng diện tích bề mặt tiếp xúc. Ngược lại, TSH-VT biểu hiện hệ lỗ xốp rõ nét hơn với các “vách” bao quanh lỗ, đồng thời xuất hiện nhiều mảnh/phiến nhỏ (fragments) trên bề mặt bên trong lỗ xốp. Các đặc trưng như diện tích bề mặt lớn, độ nhám cao và cấu trúc bề mặt phức tạp đã được ghi nhận là những yếu tố quan trọng thúc đẩy tương tác hấp phụ thông qua liên kết hydro và tương tác tĩnh điện (Lugo-Arias và c.s., 2024). Hình thái SEM của biochar từ vỏ trấu trong nghiên cứu này cũng tương đồng với

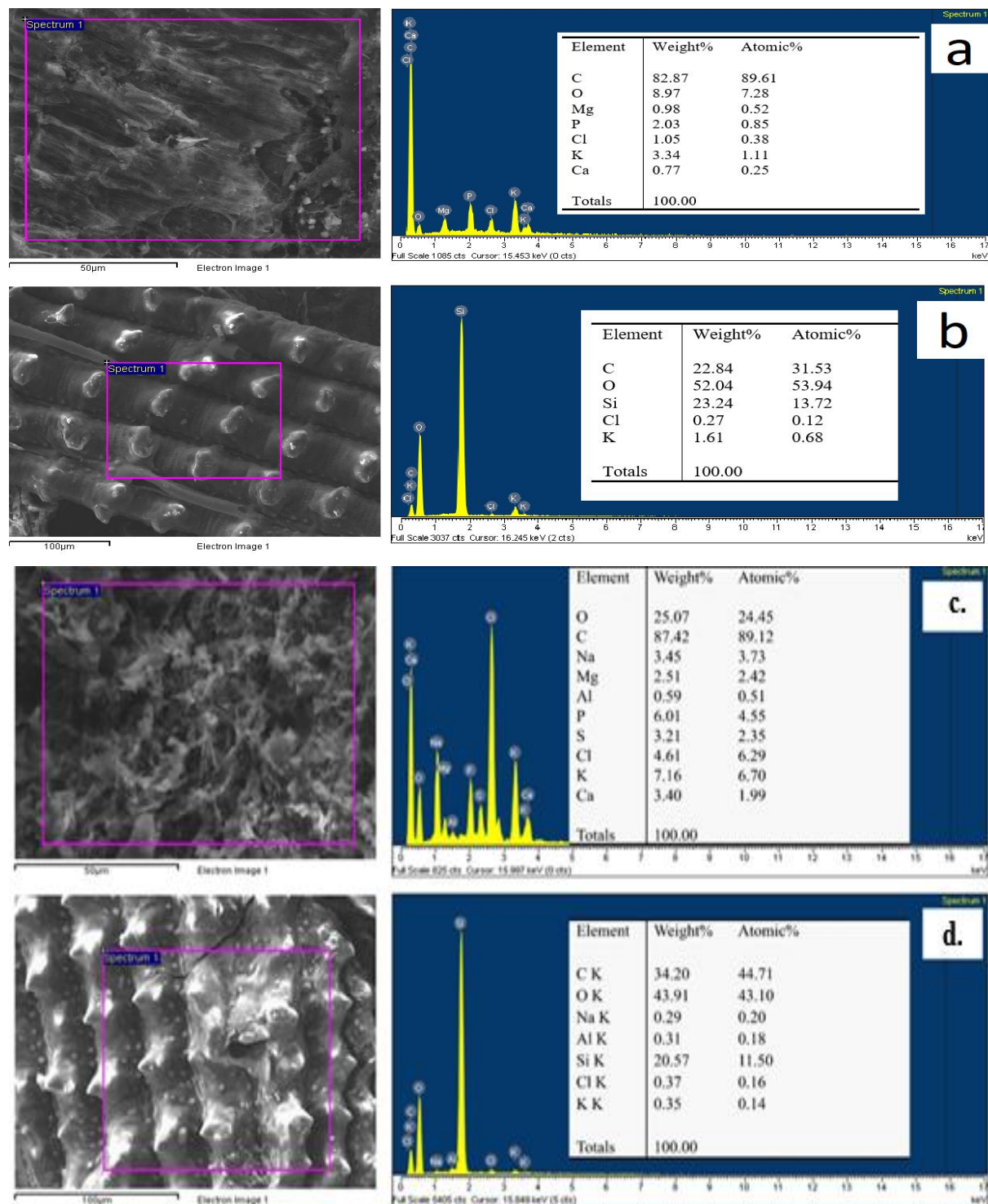
mô tả của Nardon và cộng sự, và có thể liên quan đến sự phân hủy cellulose và hemicellulose trong quá trình nhiệt phân (Nardon và c.s., 2014).

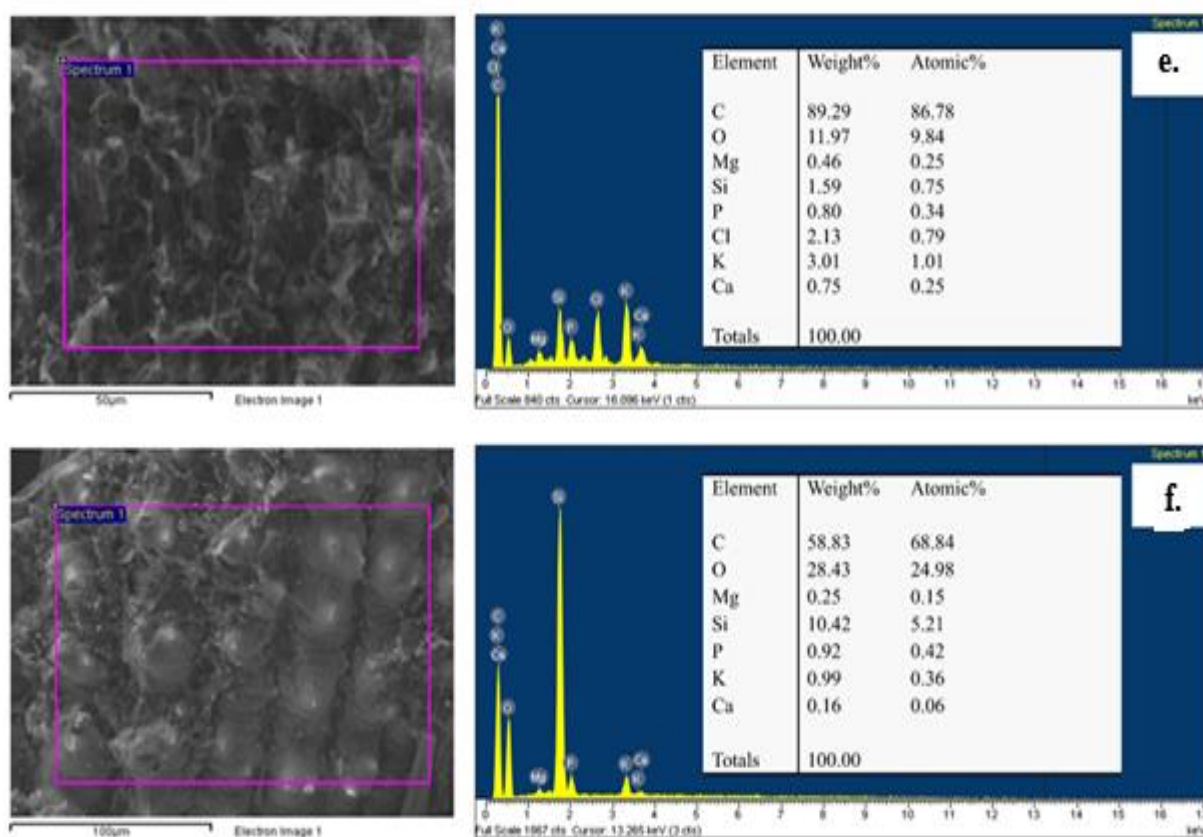
Sau khi hấp phụ với nước tiểu người (Hình 3.9c–d), cả hai vật liệu đều xuất hiện dấu hiệu lắng đọng/kết tụ các hạt trên bề mặt. Đối với TSH-LN (Hình 3.9c), các vùng lỗ xốp vẫn còn quan sát được nhưng một phần bị che phủ; đồng thời xuất hiện các hạt sáng (white particles) phân bố xung quanh khu vực lỗ xốp với kích thước không đồng nhất, cho thấy quá trình hấp phụ kèm theo kết tủa xảy ra trên bề mặt. Sự lắng đọng không đồng đều phản ánh tính không đồng nhất của các vị trí hoạt tính trên bề mặt vật liệu. Trong khi đó, TSH-VT (Hình 3.9d) cho thấy biến đổi bề mặt rõ rệt hơn với sự hình thành các cấu trúc nhô mới và lớp phủ bề mặt tương đối đồng đều, gợi ý mức độ tích tụ/kết tụ pha khoáng hoặc các hợp chất giàu dinh dưỡng mạnh hơn so với TSH-LN. Sự khác biệt này có thể liên quan đến thành phần hóa học và phân bố pha khoáng trên bề mặt, chẳng hạn vai trò của silica trong vỏ trấu trong việc tạo bề mặt tương tác tương đối đồng nhất, trong khi TSH-LN chịu ảnh hưởng nhiều hơn từ nền carbon và các pha khoáng chứa Mg, Ca—những thành phần có thể hỗ trợ quá trình giữ phosphate thông qua cơ chế hấp phụ hoặc kết tủa (Lugo-Arias và c.s., 2024). Sau khi thu hồi dinh dưỡng từ nước thải sau bể tự hoại (Hình 3.9e–f), bề mặt TSH-LN xuất hiện các lớp kết tủa sáng dày và phân bố theo nhiều lớp, cho thấy sự hình thành mạnh của pha khoáng trên bề mặt. Ngược lại, TSH-VT không quan sát thấy các vùng kết tủa trắng rõ rệt tương tự, dù vẫn xuất hiện các hạt nhỏ; đồng thời bề mặt thể hiện tính không đồng nhất với sự xen kẽ giữa vùng phẳng và vùng gồ ghề. Sự khác biệt này có thể được giải thích bởi cơ chế thu hồi phosphate, trong đó sự hiện diện của Mg (và/hoặc Ca) trong TSH-LN có thể thúc đẩy hình thành kết tủa liên quan đến phosphate (ví dụ các pha kiểu struvite), như đã được đề cập trong các nghiên cứu liên quan (Lugo-Arias và c.s., 2024). Ngoài ra, đặc tính nền của nước thải sau bể tự hoại (nồng độ phosphate và mức độ cạnh tranh ion) có thể tạo điều kiện thuận lợi hơn cho quá trình kết tủa/giữ phosphate trên TSH-LN so với TSH-VT, dẫn đến mức độ phủ kết tủa quan sát được rõ rệt hơn.

Tổng hợp ảnh SEM cho thấy cả hai biochar đều có tiềm năng hấp phụ, tuy nhiên TSH-LN nổi bật hơn do hình thành lớp kết tủa trắng dày và đa lớp sau hấp phụ, do thu hồi phosphate theo cơ chế khoáng hóa/kết tủa.

3.2.1.2 Kết quả phân tích thành phần hóa học EDS (trước và sau hấp phụ), của hai loại biochar (TSH-LN) và (TSH-VT)

Hình 3.10 trình bày phổ EDS của TSH-LN và TSH-VT trước và sau hấp phụ từ nước tiểu người và nước thải sau bể tự hoại (hình. 3.10a–f):





Hình 3.10. Kết quả phân tích EDS của TSH-LN và TSH-VT trước và sau hấp phụ (nước tiểu người, nước thải sau bể tự hoại).

Chú thích: (a) TSH-LN; (b) TSH-VT; (c) TSH-LN sau hấp phụ nước tiểu; (d) TSH-VT sau hấp phụ nước tiểu; (e) TSH-LN sau hấp phụ nước thải sau bể tự hoại; (f) TSH-VT sau hấp phụ nước thải sau bể tự hoại.

Ở trạng thái ban đầu, điểm khác biệt nổi bật giữa hai vật liệu là sự hiện diện của Si ở TSH-VT (hình. 3.10b), với hàm lượng đạt 23,24 wt% (13,72 at%), phản ánh đặc tính giàu silica của vỏ trấu và sự hình thành pha khoáng SiO_2 /tro khoáng trên bề mặt biochar (Kalderis và c.s., 2014). Đồng thời, O cũng chiếm tỷ lệ cao nhất, phù hợp với sự tồn tại của các pha oxit/silicat. Trong phổ EDS của TSH-VT, Mg và P không được ghi nhận tại vùng khảo sát, có thể do hàm lượng thấp và/hoặc phân bố không đồng đều, đồng thời bị che khuất bởi lớp khoáng giàu SiO_2 . Cần lưu ý rằng EDS là kỹ thuật phân tích cục bộ, do đó các nguyên tố vết hoặc nằm ở pha bên dưới có thể không xuất hiện trong phổ tại vị trí phân tích (Goldstein và c.s., 2018).

Ngược lại, TSH-LN (hình. 3.10a) không ghi nhận Si nhưng thể hiện tỷ lệ C cao cùng với sự hiện diện của các kim loại như Mg và Ca. Các thành phần này có

thể góp phần vào cơ chế thu hồi phosphate thông qua hấp phụ/trao đổi ion và/hoặc tạo kết tủa các pha phosphate trên bề mặt, phù hợp với các quan sát hình thái sau hấp phụ. Ngoài ra, tỷ lệ C và O cao, cùng với việc không ghi nhận hoặc ghi nhận rất thấp các nguyên tố thường gặp trong cấu trúc hữu cơ (như N) cho thấy quá trình nhiệt phân đã tạo ra vật liệu carbon ổn định và loại bỏ phần lớn các hợp chất dễ bay hơi.

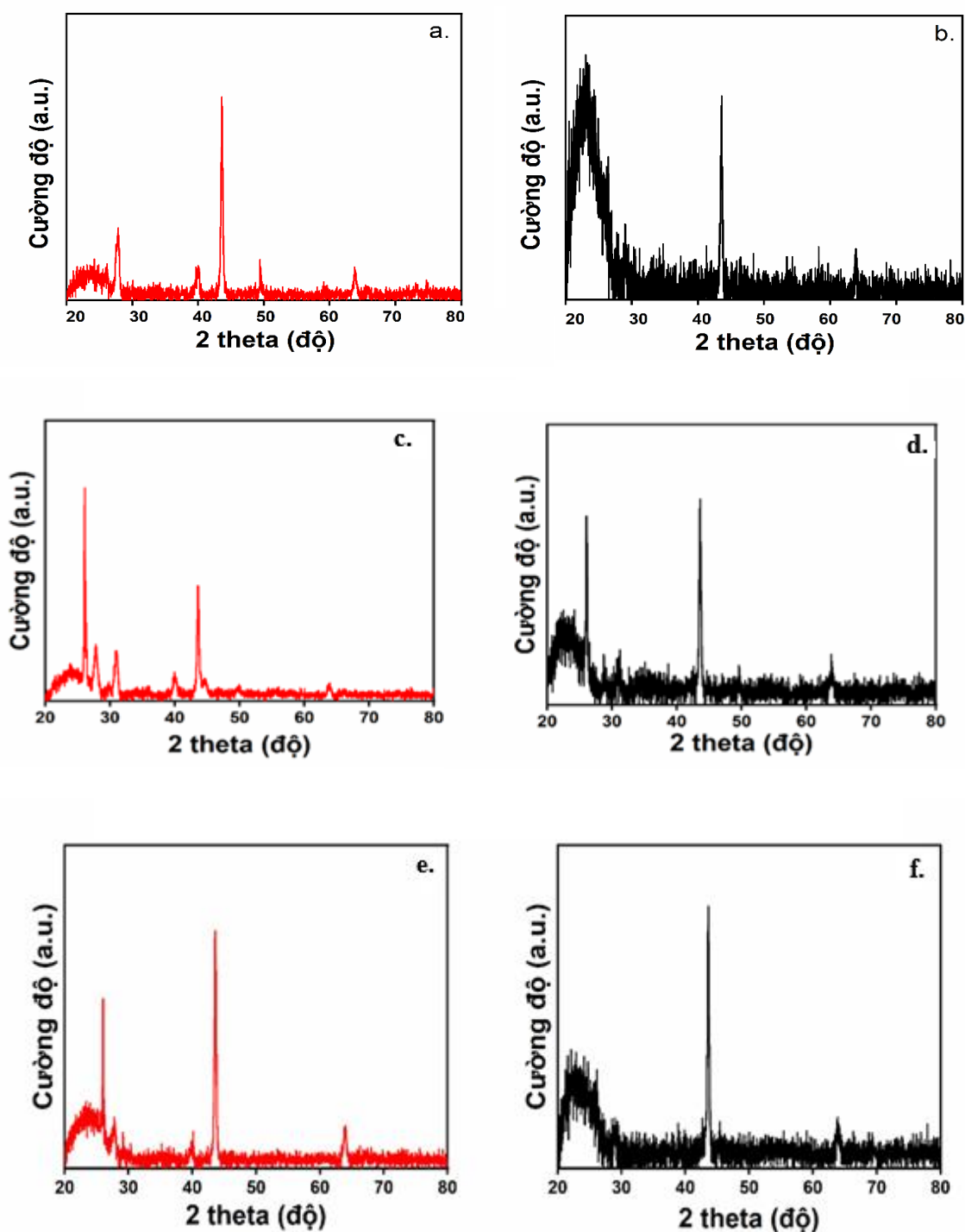
Sau hấp phụ từ nước tiểu người, thành phần bề mặt của cả hai vật liệu đều thay đổi đáng kể (hình. 3.10c–d). Đối với TSH-LN, các nguyên tố khoáng như Mg, Ca, K và P tăng lên, đồng thời xuất hiện thêm một số nguyên tố vết (Na, S, Al), cho thấy sự tích tụ của các thành phần vô cơ và/hoặc các pha khoáng giàu dinh dưỡng trên bề mặt. Hàm lượng C cũng tăng (từ 82,87 lên 87,42 wt%), gợi ý sự đồng hấp phụ của các hợp chất hữu cơ/hòa tan trong nền nước tiểu. Đối với TSH-VT, hàm lượng Si giảm (23,24 xuống 20,57 wt%) trong khi C tăng (22,84 lên 34,2 wt%), cho thấy bề mặt giàu SiO₂ đã tham gia tương tác với các cấu tử trong nước tiểu, đồng thời có hiện tượng phủ/đóng các chất hữu cơ hoặc pha giàu carbon lên bề mặt vật liệu.

Sau hấp phụ từ nước thải sau bể tự hoại, sự thay đổi thành phần nguyên tố tiếp tục được ghi nhận (hình. 3.10e–f). Với TSH-LN, hàm lượng C, O và Cl tăng trong khi một số nguyên tố khoáng giảm, cho thấy bề mặt vật liệu có xu hướng bị phủ bởi các cấu tử trong nền nước thải phức tạp. Tương tự, TSH-VT ghi nhận mức tăng mạnh của C (22,84 lên 58,83 wt%) đồng thời Si giảm (23,24 xuống 10,42 wt%), cho thấy sự hấp phụ đáng kể các thành phần (đặc biệt là chất hữu cơ/hợp chất hòa tan) lên bề mặt, làm suy giảm tỷ phần biểu kiến của pha SiO₂ trên phổ EDS.

Nhìn chung, phổ EDS cho thấy TSH-LN có xu hướng ưu thế trong thu hồi dinh dưỡng vô cơ (Mg/Ca/K/P tăng rõ, do pha khoáng giàu dinh dưỡng), đặc biệt với nước thải sau bể tự hoại.

3.2.1.3. Kết quả phân tích cấu trúc tinh thể trên bề mặt XRD (trước và sau hấp phụ), của hai loại biochar (TSH-LN) và (TSH-VT)

Phân tích XRD sử dụng tia X để chiếu lên bề mặt, qua đó tạo ra các chùm tia phản hồi và việc đọc cường độ để xác định các đỉnh sẽ làm rõ những cấu trúc tinh thể trên bề mặt của than sinh học. Dưới đây là kết quả phân tích XRD của hai loại than sinh học trong nghiên cứu này:



Hình 3.11. (a) Kết quả phân tích XRD của bề mặt TSH-LN và TSH-VT trước và sau thu hồi dinh dưỡng (nước tiểu người, nước thải sau bể tự hoại).

Chú thích: (a) TSH-LN (trước); (b) TSH-VT (trước); (c) TSH-LN sau hấp phụ nước tiểu; (d) TSH-VT sau hấp phụ nước tiểu; (e) TSH-LN sau hấp phụ nước thải sau bể tự hoại; (f) TSH-VT sau hấp phụ nước thải sau bể tự hoại.

Trong điều kiện ban đầu, TSH-LN (Fig. 3.11a) thể hiện các đỉnh đặc trưng của pha carbon có trật tự, cùng với một số đỉnh yếu phân bố trong khoảng $20\text{--}70^\circ$, phản ánh sự tồn tại của các pha khoáng ở hàm lượng thấp và/hoặc phân bố không đồng đều trên bề mặt. Sự hiện diện đồng thời của các pha carbon và khoáng trong biochar từ phụ phẩm nông nghiệp là phù hợp với tổng quan của El-Gamal và cộng sự, trong đó graphite/calcite có thể được ghi nhận tùy thuộc vào nguyên liệu và điều kiện nhiệt phân (H El-Gamal và c.s., 2017). Những tín hiệu khoáng yếu này cũng phù hợp với quan sát hình thái bề mặt bằng SEM.

Đối với TSH-VT (Hình. 3.11b), phổ XRD cho thấy sự hiện diện nổi bật của pha SiO_2 , phản ánh đặc tính giàu silica của vỏ trấu. Đồng thời, phổ vẫn ghi nhận các đỉnh liên quan đến pha carbon có trật tự ở vùng góc chiếu tương tự như TSH-LN. Xu hướng này cũng tương đồng với kết quả của Islam và cộng sự khi khảo sát biochar từ vỏ trấu và các vật liệu biến tính từ trường, cho thấy vai trò của các pha SiO_2 và carbon trong cấu trúc vật liệu (Islam và c.s., 2021). Nhìn chung, sự tồn tại của SiO_2 được xem là đặc trưng của các vật liệu carbon chế tạo từ phụ phẩm cây lúa và có thể góp phần tạo các đặc tính bề mặt thuận lợi cho hấp phụ.

Sau khi hấp phụ nước tiểu người, phổ XRD của cả hai vật liệu cho thấy một số đặc điểm tương đồng, với các đỉnh xuất hiện ở khoảng 26° , 43° và 64° (Fig. 3.11c–d), cho thấy các pha nền vẫn được duy trì nhưng có sự thay đổi về cường độ và/hoặc sự xuất hiện của pha mới.

Với TSH-LN (Fig. 3.11c), đỉnh tại 26° vẫn liên quan đến cấu trúc carbon có trật tự. Tuy nhiên, cần lưu ý rằng cường độ XRD là giá trị tương đối và có thể bị ảnh hưởng bởi nền vô định hình cũng như sự thay đổi tỷ phần của các pha khoáng sau quá trình hấp phụ–rửa–sấy; do đó, sự tăng cường độ của đỉnh 26° không nhất thiết phản ánh mức độ graphit hóa tăng lên mà có thể do thay đổi tương đối giữa các pha. Đáng chú ý, sự xuất hiện rõ hơn của các đỉnh tại 29° và 31° gợi ý sự hình thành các pha khoáng liên quan đến phosphate. Hai vùng đỉnh này có thể tương ứng với struvite ($\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$), phù hợp với việc TSH-LN có sự hiện diện của Mg và Ca trong phân tích EDS. Những pha kết tinh này thường có dạng kết tủa màu trắng, có thể tồn tại ở dạng tinh thể trên bề mặt vật liệu.

Ngược lại, TSH-VT (Hình. 3.11d) cho thấy sự suy giảm cường độ của các đỉnh liên quan đến SiO_2 sau hấp phụ, gợi ý rằng mạng lưới silica có thể tham gia mạnh vào tương tác bề mặt với các cấu tử trong nước tiểu, từ đó làm thay đổi tín hiệu nhiễu xạ. Sự thay đổi này có thể liên quan đến tương tác của nhóm silanol (Si-OH) và sự tái sắp xếp/che phủ bề mặt trong quá trình hấp phụ, đồng thời làm nổi bật tương đối các pha khác. Điều này cũng góp phần giải thích sự khác biệt về cường độ của đỉnh $\sim 43^\circ$ giữa hai vật liệu sau hấp phụ.

Sau khi hấp phụ nước thải sau bể tự hoại, phổ XRD của hai mẫu nhìn chung vẫn duy trì các vùng đỉnh tương tự trường hợp nước tiểu người (Fig. 3.11e–f), tuy nhiên cường độ tổng thể có xu hướng thấp hơn. Đối với TSH-LN (Fig. 3.11e), các đỉnh tại 26° , 29° , 31° , 43° và 64° vẫn được ghi nhận nhưng yếu hơn, gợi ý rằng lượng pha kết tinh hình thành trên bề mặt ít hơn so với trường hợp nước tiểu. Điều này có thể liên quan đến nồng độ dinh dưỡng thấp hơn và nền nước thải phức tạp hơn (có chất rắn lơ lửng và chất hữu cơ), làm giảm mức độ hình thành kết tủa/khoáng hóa có thể quan sát bằng XRD.

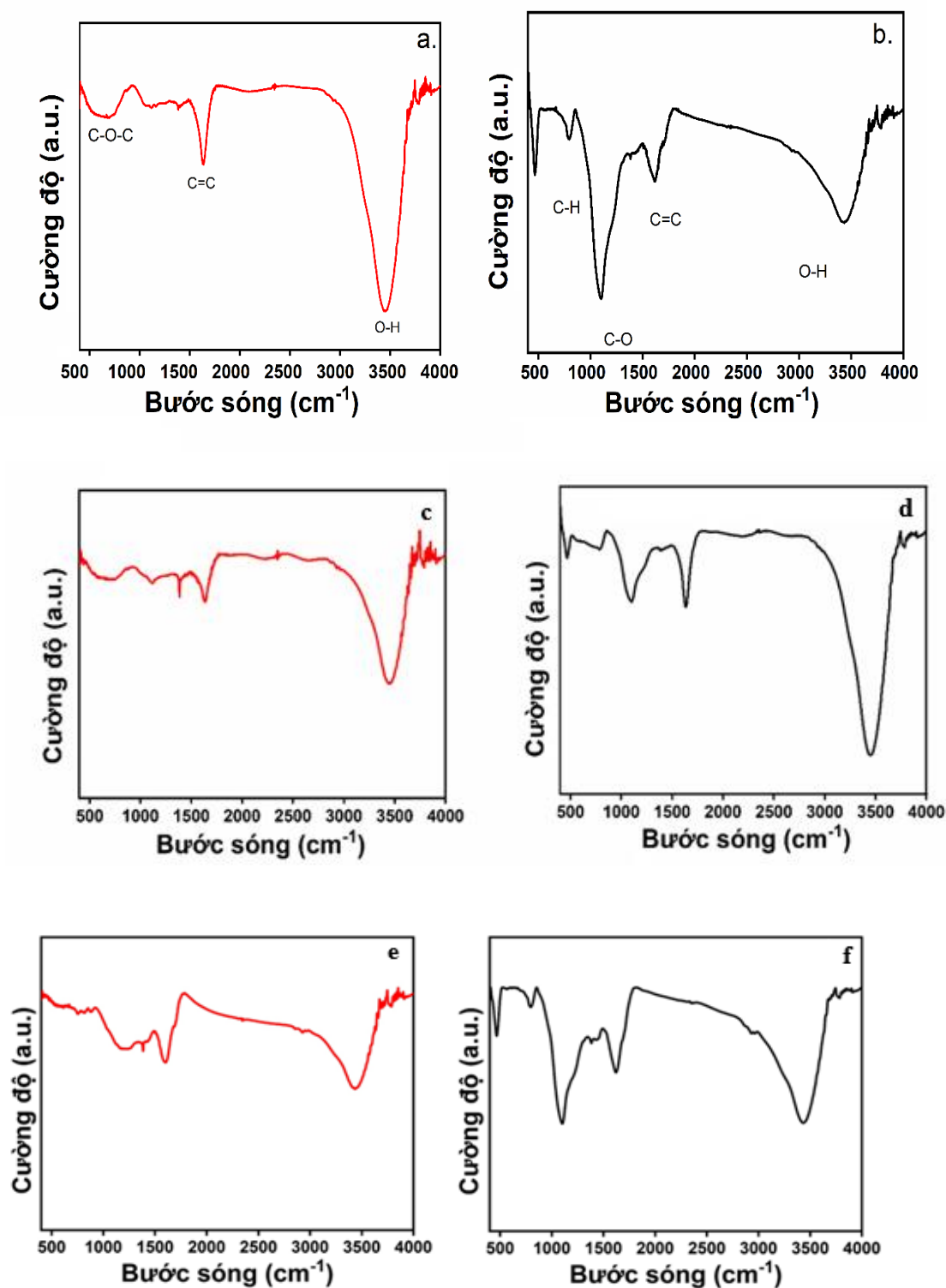
Tương tự, TSH-VT (Hình. 3.11f) cũng cho thấy các đỉnh ở các góc chiếu tương tự nhưng khác biệt về cường độ. Sự khác biệt này phản ánh vai trò chi phối của pha SiO_2 và cấu trúc bề mặt trong quá trình tương tác với các cấu tử trong nước thải sau bể tự hoại, đồng thời cho thấy mức độ hình thành/biến đổi pha khoáng trên bề mặt có thể thấp hơn so với trường hợp hấp phụ nước tiểu.

Phân tích XRD cho thấy TSH-LN có nền carbon trật tự và sau hấp phụ xuất hiện rõ các đỉnh ở 29° và 31° phosphate (ví dụ struvite), trong khi TSH-VT đặc trưng bởi pha SiO_2 và sau hấp phụ cường độ các đỉnh SiO_2 giảm. Nhìn chung, nước tiểu người tạo biến đổi pha rõ hơn so với nước thải sau bể tự hoại, thể hiện qua cường độ đỉnh kết tinh cao hơn.

3.2.1.4. Kết quả phân tích thành phần các gốc liên kết FTIR trên bề mặt (trước và sau hấp phụ), của hai loại biochar (TSH-LN) và (TSH-VT)

Phổ FTIR được sử dụng để nhận diện các nhóm chức bề mặt của biochar thông qua dao động đặc trưng của các liên kết hóa học dưới bức xạ hồng ngoại. Kết

quả FTIR của TSH-LN và TSH-VT trước và sau hấp phụ từ nước tiểu người và nước thải sau bể tự hoại được trình bày trong Hình 3.12a–f.



Hình 3.12. (a) Kết quả phân tích FTIR của TSH-LN và TSH-VT trước và sau hấp phụ (nước tiểu người, nước thải sau bể tự hoại)

Chú thích: (a) TSH-LN (trước); (b) TSH-VT (trước); (c) TSH-LN sau hấp phụ nước tiểu; (d) TSH-VT sau hấp phụ nước tiểu; (e) TSH-LN sau hấp phụ nước thải sau bể tự hoại; (f) TSH-VT sau hấp phụ nước thải sau bể tự hoại.

Đối với TSH-LN (Hình 3.12a), dải hấp thụ mạnh tại $3500\text{--}3400\text{ cm}^{-1}$ được gán cho dao động kéo giãn O–H, phản ánh sự hiện diện của các nhóm hydroxyl và/hoặc carboxyl trên bề mặt. Đặc trưng này phù hợp với các quan sát FTIR đối với biochar từ lõi ngô trong nghiên cứu của Gupta và cộng sự (Gupta và c.s., 2017). Ngoài ra, đỉnh tại 1555 cm^{-1} liên quan đến dao động của liên kết C=C trong cấu trúc vòng thơm/khung carbon, gợi ý mức độ aromaticity nhất định của vật liệu. Các tín hiệu trong vùng $1500\text{--}500\text{ cm}^{-1}$ có thể liên quan đến dao động của các nhóm C–O–C và dao động uốn cong C–H, phản ánh sự hiện diện của các nhóm chức chứa oxy và cấu trúc khung carbon.

Đối với TSH-VT (Hình 3.12b), dải hấp thụ trong khoảng $3100\text{--}3500\text{ cm}^{-1}$ cũng được gán cho dao động O–H, cho thấy tính ưa nước và tiềm năng tương tác với các hợp chất phân cực trong dung dịch (Van der Hoek và c.s., 2018). Bên cạnh đó, các tín hiệu tại 480 cm^{-1} , vùng $900\text{--}1200\text{ cm}^{-1}$ và 1650 cm^{-1} lần lượt liên quan đến dao động của các nhóm C–H, C–O và C=C, cho thấy bề mặt vật liệu có thể tham gia tương tác với cả các cấu tử hữu cơ và vô cơ.

Sau hấp phụ nước tiểu người, FTIR của TSH-LN (Hình 3.12c) cho thấy sự thay đổi cường độ của dải O–H ($3500\text{--}3400\text{ cm}^{-1}$), gợi ý vai trò của các nhóm hydroxyl trong tương tác với các cấu tử trong dung dịch. Đồng thời, đỉnh C=C (1555 cm^{-1}) và vùng $1500\text{--}500\text{ cm}^{-1}$ cũng có xu hướng biến đổi, cho thấy sự điều chỉnh của môi trường hóa học bề mặt và khả năng xuất hiện các tương tác liên quan đến nhóm chức chứa oxy trong quá trình hấp phụ.

Tương tự, phổ FTIR của TSH-VT sau hấp phụ nước tiểu (Hình 3.12d) ghi nhận sự giảm/thay đổi cường độ của dải O–H ($3100\text{--}3500\text{ cm}^{-1}$), cho thấy nhóm hydroxyl tham gia vào cơ chế hấp phụ. Các biến đổi tại 480 cm^{-1} , $900\text{--}1200\text{ cm}^{-1}$ và 1650 cm^{-1} phản ánh các tương tác bề mặt xảy ra trong môi trường nước tiểu—một hệ giàu ion và hợp chất hòa tan—qua đó gợi mở vai trò của các nhóm chức C–O/C=C trong việc neo giữ hoặc tương tác với các cấu tử trong dung dịch.

Sau hấp phụ từ nước thải sau bể tự hoại, phổ FTIR của TSH-LN (Hình 3.12e) tiếp tục cho thấy sự suy giảm cường độ của dải O–H ($3500\text{--}3400\text{ cm}^{-1}$) so với trạng thái ban đầu, hàm ý rằng nhóm hydroxyl là một trong các vị trí tương tác chủ đạo đối với các cấu tử trong nước thải thực tế. Ngoài ra, đỉnh C=C có xu hướng dịch chuyển nhẹ (ví dụ gần 1609 cm^{-1}), phản ánh sự thay đổi môi trường hóa học của cấu trúc aromatic/carbon khi bề mặt bị tương tác hoặc phủ bởi các cấu tử hấp phụ. Các biến đổi trong vùng $500\text{--}1500\text{ cm}^{-1}$ cũng cho thấy sự tham gia của các nhóm chức chứa oxy trong quá trình tương tác với nền nước thải phức tạp.

Đối với TSH-VT (Hình 3.12f), phổ FTIR sau hấp phụ cũng thể hiện thay đổi rõ rệt ở dải O–H ($3100\text{--}3500\text{ cm}^{-1}$), đồng thời vùng C–O ($900\text{--}1200\text{ cm}^{-1}$) biến đổi đáng kể so với mẫu ban đầu. Điều này cho thấy các nhóm chức chứa oxy trên bề mặt TSH-VT có vai trò quan trọng trong quá trình hấp phụ các thành phần hữu cơ và vô cơ trong nước thải sau bể tự hoại.

Phổ FTIR cho thấy cả hai biochar đều giàu các nhóm chức chứa oxy, trong đó dải O–H ($3100\text{--}3500\text{ cm}^{-1}$) và vùng C–O/C=C biến đổi rõ rệt sau hấp phụ, khẳng định vai trò của các nhóm hydroxyl/carboxyl và nhóm chứa oxy trong cơ chế tương tác với các cấu tử trong nước tiểu và nước thải sau bể tự hoại. Biến đổi mạnh hơn của các dải O–H và C–O ở các mẫu sau hấp phụ cho thấy quá trình hấp phụ không chỉ mang tính vật lý mà còn có sự tham gia của tương tác hóa học trên bề mặt.

3.2.2. Đánh giá khả năng hấp phụ và giải hấp của biochar lõi ngô (TSH-LN) và biochar vỏ trấu (TSH-VT) trên nước thải thực tế

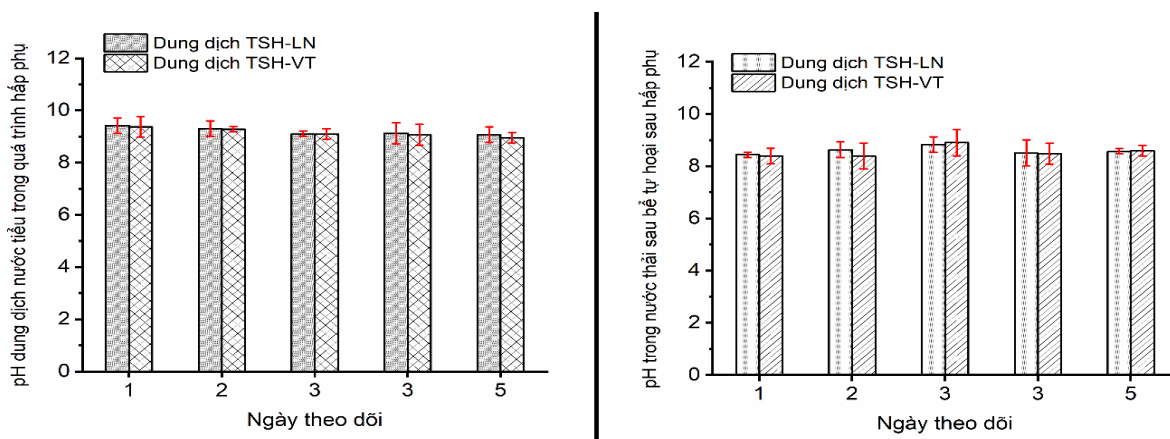
Dựa trên kết quả ở mục 3.1, có thể nhận thấy rằng cả hai loại biochar từ lõi ngô (TSH-LN) và vỏ trấu (TSH-VT) đều có khả năng thu hồi đáng kể đạm tổng số (TN), kali hữu hiệu (TK) và lân hữu hiệu (TP). Các kết quả từ mô hình hấp phụ động, hấp phụ tĩnh và sự ảnh hưởng của nồng độ dung dịch đã chỉ ra rằng biochar từ lõi ngô (TSH-LN) với nồng độ 100% nước thải thực là lựa chọn tối ưu, vì nó vừa tận dụng hiệu quả khả năng thu hồi kali và lân, vừa duy trì hiệu suất hấp phụ đạm ổn định. Điều này giúp xác định tỷ lệ vật liệu phù hợp để đạt hiệu quả cao nhất trong xử lý nước thải. Tuy nhiên, để ứng dụng vào thực tế, việc thực hiện thêm các thí nghiệm sẽ là cần thiết để đánh giá hiệu quả xử lý trong các điều kiện thực tế

khác nhau, chẳng hạn như sự thay đổi về nhiệt độ, pH, hoặc sự có mặt của các chất ô nhiễm khác. Các thí nghiệm này cũng sẽ cung cấp dữ liệu quan trọng về sự ổn định và khả năng bền vững của biochar khi duy trì hiệu quả xử lý trong thời gian dài, đồng thời đánh giá chi phí vận hành và tác động môi trường, giúp so sánh với các phương pháp xử lý nước thải khác.

3.2.2.1. Đánh giá hiệu quả hấp phụ và giải hấp trên nước thải thực tế (nước tiểu người, nước sau bể tự hoại) của biochar lõi ngô (TSH-LN) và biochar vỏ trấu (TSH-VT)

a. Đánh giá khả năng hấp phụ của biochar (TSH-LN) và biochar (TSH-VT) gồm các chỉ số sau (pH, Ec, TOC, TIC, đạm tổng số (TN), kali hữu hiệu (TK) và lân hữu hiệu (TP)) trên nước tiểu người và nước thải sau bể tự hoại

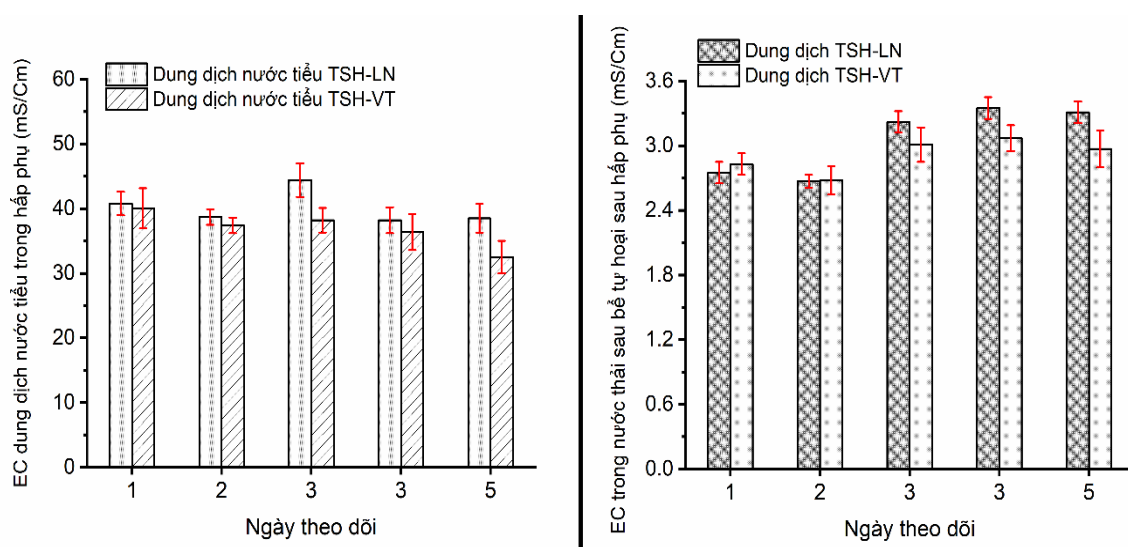
** pH và Ec trên nước tiểu người và nước thải sau bể tự hoại*



Hình 3.13. pH của dung dịch nước tiểu người và nước thải sau bể tự hoại trong quá trình hấp phụ

Biểu đồ thể hiện sự biến đổi độ pH của nước tiểu người và nước sau bể tự hoại trong quá trình hấp phụ sử dụng hai loại biochar (TSH-LN) và biochar (TSH-VT) trên 2 nguồn thải là nước tiểu người và nước sau bể tự hoại. Kết quả cho thấy, độ pH của nước tiểu người duy trì ổn định trong khoảng 9–9.5, phản ánh khả năng đệm tốt của hệ thống trong điều kiện kiềm mạnh. Trong khi đó, độ pH của nước sau bể tự hoại giảm nhẹ theo thời gian, dao động từ 7.5 đến 9.5, cho thấy sự trung hòa một phần độ kiềm trong quá trình hấp phụ. Sự giảm pH này có thể được giải thích bởi

các phản ứng hóa học và sinh học xảy ra trong quá trình xử lý. Theo nghiên cứu của (Wei và c.s., 2018), quá trình hấp phụ các ion kim loại nặng có thể dẫn đến sự giải phóng các ion H^+ vào dung dịch, làm giảm pH. Ngoài ra, các phản ứng trao đổi ion và phân hủy các hợp chất hữu cơ cũng góp phần vào sự thay đổi pH trong hệ thống xử lý nước thải. Mặc dù sự thay đổi pH không đáng kể, việc duy trì độ pH trong khoảng 7.5–9.5 là quan trọng để đảm bảo hiệu quả của quá trình xử lý và tuân thủ các tiêu chuẩn xả thải môi trường.



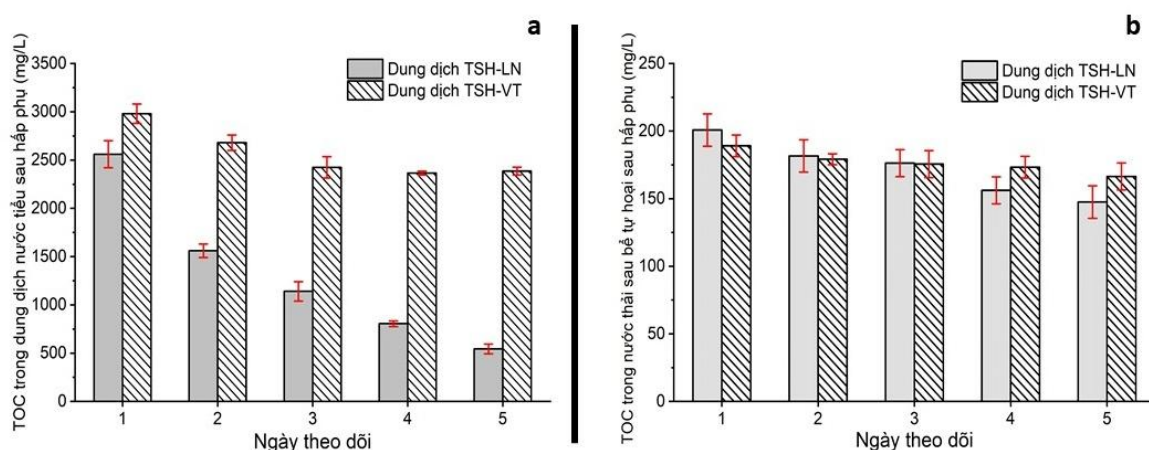
Hình 3.14. EC của dung dịch nước tiểu người và nước thải sau bể tự hoại trong quá trình hấp phụ

Biểu đồ mô tả sự thay đổi độ dẫn điện (EC) trong nước tiểu người đầu vào và nước thải sau bể tự hoại cho thấy sự tương tác ion học đáng chú ý trong quá trình xử lý bằng hai loại biochar (TSH-LN) và biochar (TSH-VT) trên 2 nguồn thải là nước tiểu người và nước sau bể tự hoại. Kết quả cho thấy EC của nước tiểu người đầu vào duy trì ở mức cao (38–47 mS/cm) và có xu hướng giảm dần theo thời gian, phản ánh hiệu quả của quá trình hấp phụ trong việc giữ lại các ion hòa tan. Ngược lại, EC của nước sau bể tự hoại dao động trong khoảng 1.7–2.5 mS/cm và có xu hướng tăng nhẹ theo thời gian, đặc biệt đối với dung dịch TSH-LN. Điều này gợi ý rằng quá trình khoáng hóa các hợp chất hữu cơ và sự giải phóng ion từ vật liệu hoặc hoạt động vi sinh có thể làm gia tăng tổng lượng chất hòa tan trong nước thải đầu ra. Theo (Sukmana và c.s., 2021), EC là một chỉ số quan trọng phản ánh nồng độ ion tổng thể trong nước thải và thường được sử dụng để giám sát chất lượng xử lý

theo thời gian. Hơn nữa, nghiên cứu của (Šimanský và c.s., 2018) cũng chỉ ra rằng sự phân hủy urê và chuyển hóa đạm trong hệ thống kỵ khí có thể dẫn đến tăng EC do tích tụ các ion amoni và nitrat. Như vậy, EC không chỉ phản ánh mức độ khoáng hóa mà còn có thể cung cấp thông tin gián tiếp về các quá trình sinh hóa đang diễn ra trong hệ thống xử lý nước thải

*** Kết quả thu hồi carbon hữu cơ (TOC)**

Carbon hữu cơ trong nước tiểu người của con người hoặc nước thải sau bể tự hoại có ý nghĩa quan trọng vì nó đến từ nhiều thành phần như urea, là sắc tố tạo ra màu vàng đặc trưng và mùi hôi của nước thải. Nó cũng có mặt trong các chất thải được phẩm và các chất ô nhiễm hữu cơ khác. Chính vì vậy mà carbon hữu cơ có hàm lượng dồi dào trong nước tiểu người và cũng đồng thời hiện diện trong cả nước thải sau bể tự hoại. Hai loại than sinh học đã thu hồi được carbon hữu cơ và làm cho nồng độ thay đổi, được thể hiện qua hình 3.15 dưới đây.



Hình 3.15. Hàm lượng carbon hữu cơ sau hấp phụ của (a) nước tiểu người và (b) nước thải sau bể tự hoại.

Đối với nước tiểu người, hàm lượng TOC ban đầu là 4050.8 mg/L. Sau 03 ngày đầu tiên hấp phụ, cả hai loại than sinh học đều khiến cho TOC giảm mạnh (Hình 3.15a). Mặc dù vậy, mức giảm của dung dịch có TSH-LN cao hơn rất nhiều. TOC của nước tiểu người bị TSH-VT được ghi nhận ở mức 2424 mg/L vào ngày thứ 03, trong khi con số này của dung dịch TSH-LN chỉ còn 1140 mg/L, gần như thấp hơn một nửa. Trong hai ngày còn lại, TOC của cả hai thí nghiệm đều tiếp tục giảm nhưng tốc độ không đáng kể như ba ngày đầu tiên. Con số cuối cùng ghi nhận

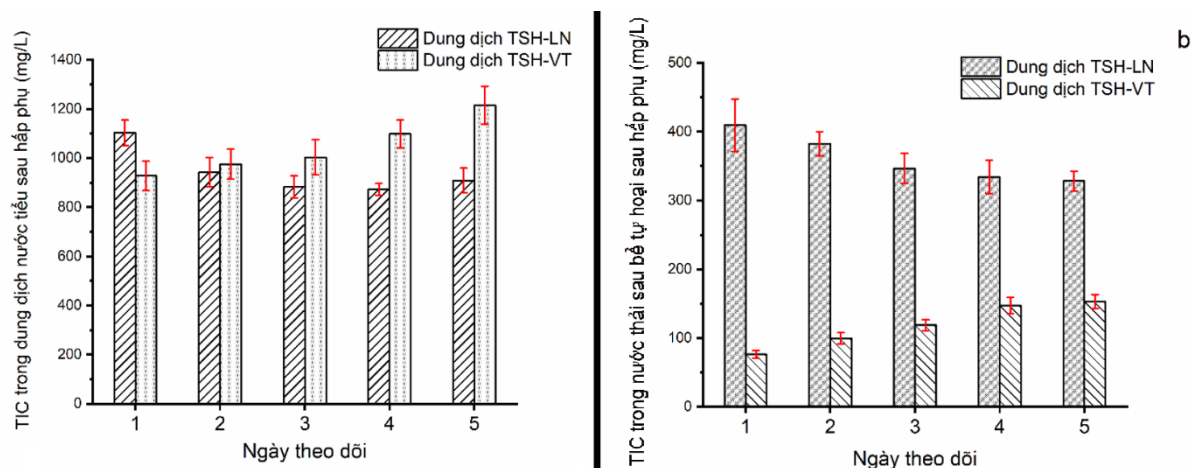
ở dung dịch nước tiểu người có TSH-VT và TSH-LN lần lượt là 2386 mg/L và 544 mg/L. Như vậy, TSH-LN có khả năng hấp phụ carbon hữu cơ tốt hơn khá nhiều so với TSH-VT. Đầu tiên chắc chắn phải kể đến diện tích bề mặt và thể tích lỗ xốp vượt trội của TSH-LN so với TSH-VT, khiến cho khả năng thu hồi nhìn chung trở nên tốt hơn. Thứ hai là dạng tồn tại của các carbon hữu cơ chủ yếu là trong các phân tử chứa dinh dưỡng như urea, creatinine, và các acid amin (Sakurai và c.s., 2022). Với khả năng giữ được nhiều lượng chất hơn cùng với cấu trúc tinh thể đa dạng hơn, việc thu hồi các nhóm chất kể trên trở nên dễ dàng hơn, đặc biệt là khi hình thành tương tác lực Van der Waals hoặc phản ứng este hóa với gốc -COOH (Zeng và c.s., 2024). Chính vì vậy mà khả năng thu hồi carbon hữu cơ của TSH-LN không chỉ tốt hơn mà còn đều đặn hơn theo thời gian.

Đối với môi trường nước thải sau bể tự hoại (Hình 3.15b), xu hướng phản hồi của quá trình hấp phụ là khá tương đồng với môi trường nước tiểu người khi lượng carbon hữu cơ cuối cùng được ghi nhận trong dung dịch có TSH-LN thấp hơn so với dung dịch có TSH-VT. Con số cụ thể lần lượt cho hai loại than kể trên là 145.7 mg/L và 166.4 mg/L. Mặc dù vậy, một số mốc thời gian có biến thiên đặc biệt. Ví dụ, trong ba ngày đầu tiên, TOC trong dung dịch nước biogas có TSH-LN lại cao hơn so với dung dịch có TSH-VT, chứng tỏ hoạt động thu hồi carbon hữu cơ của TSH-LN thấp hơn so với TSH-VT. Tuy nhiên, hai ngày cuối cùng thì ngược lại. Sở dĩ hiện tượng này xảy ra là do thành phần trong nước thải sau bể tự hoại phức tạp hơn nhiều so với nước tiểu người (Hafiza và c.s., 2019; Sun và c.s., 2020). Chính vì vậy mà loại than sinh học vừa có diện tích bề mặt cao hơn, vừa có tinh thể SiO_2 dạng trung tính sẽ dễ dàng bị chiếm lĩnh bởi cả các vô cơ khác, qua đó giảm hiệu suất thu hồi carbon hữu cơ (Collivignarelli và c.s., 2022).

** Kết quả thu hồi carbon vô cơ (TIC)*

Khác với carbon hữu cơ, carbon vô cơ trong nước tiểu người và nước thải sau bể tự hoại tồn tại dưới dạng ion như CO_3^{2-} , HCO_3^- , và cả CO_2 hòa tan. Trong điều kiện tiếp xúc với môi trường bên ngoài, carbon vô cơ có thể dễ dàng bị thay đổi do các hoạt động vi sinh. Thông thường, hiện tượng này khiến cho carbon hữu cơ bị hóa thành carbon vô cơ, qua đó có thể khiến cho hàm lượng carbon vô cơ trong

dung dịch tăng cao hơn (Nasr và Haroun, 2013)(Jiang và c.s., 2022). Những carbon vô cơ lại chỉ có thể được hấp phụ thông qua một số kênh nhất định như kết tủa với kim loại, trao đổi ion, và tĩnh điện với bề mặt có điện tích dương. Chính vì vậy, với hai tính chất bề mặt khác biệt nhiều về thành phần hóa học, TSH-LN và TSH-VT đã tạo ra hai tương tác trái ngược khi hấp phụ dinh dưỡng trong các dung dịch nước thải, được thể hiện qua hình 3.16 dưới đây.



Hình 3.16. Hàm lượng carbon vô cơ sau hấp phụ của (a) nước tiểu người và (b) nước thải sau bể tự hoại.

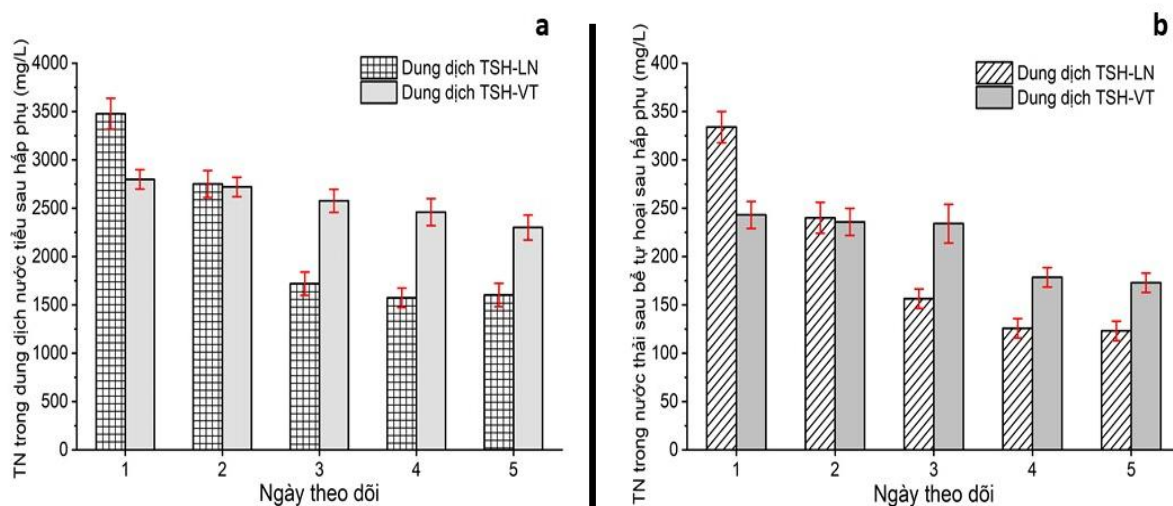
Trong dung dịch nước tiểu người (Hình 3.16a), TSH-LN khiến cho TIC giảm dần từ 1103 mg/L vào ngày đầu xuống còn 908.4 mg/L vào ngày thứ năm. Về mặt thành phần nguyên tố, TSH-LN có sở hữu các kim loại rất dễ hình thành kết tủa như Ca và Mg, đồng thời có cả ion âm để trao đổi. Hơn nữa, một số gốc tự do trên bề mặt của loại than sinh học này có tiềm năng tạo ra tích điện dương. Chính vì vậy mà lượng carbon vô cơ trong dung dịch đã giảm. Ngược lại, TSH-VT lại không có những đặc điểm kể trên mà chỉ có bề mặt tích điện âm cùng với nhiều cấu trúc tinh thể trung tính. Chính vì vậy mà lượng carbon vô cơ trong dung dịch nước tiểu người có TSH-VT lại tăng đều từ 927.5 mg/L tới 1215 mg/L. Mặc dù vậy, con số ghi nhận trong ngày đầu tiên cho thấy là carbon vô cơ đã có thể bị hấp phụ đáng kể, hoặc bị mất do thoát khí CO₂ ra môi trường.

Xu hướng tăng giảm của TIC trong dung dịch nước thải sau bể tự hoại với tác động của TSH-LN và TSH-VT là rất giống với quá trình hấp phụ trong nước tiểu người khi TIC của dung dịch có TSH-LN giảm từ 409.5 mg/L xuống còn 328.2

mg/L vào ngày cuối. Trong khi đó, con số tương tự của TSH-VT lần lượt là 76.3 mg/L vào ngày đầu và 153.2 mg/L vào ngày cuối cùng. Mặc dù vậy, một nét đặc biệt là hàm lượng TIC trong dung dịch nước thải sau bể tự hoại có TSH-VT thấp hơn rất nhiều so với dung dịch có TSH-LN mặc dù hàm lượng bị tăng theo thời gian. Sự tăng trở lại TIC ở ngày cuối là do quá trình hấp phụ TIC đã đạt trạng thái bão hòa sớm trong những ngày đầu, dẫn đến sự tái tăng TIC ở những ngày sau đó. Điều này có thể do biochar vỏ trấu (TSH-VT) không có khả năng duy trì sự hấp phụ lâu dài như TSH-LN, làm cho một phần TIC bị giải phóng trở lại vào dung dịch.

** Kết quả thu hồi đạm tổng số (TN)*

Các dạng dinh dưỡng tiềm năng nhất của đạm tổng số trong hai loại nước thải là NH_3 , NH_4^+ , và NO_3^- . Tuy nhiên, chúng cũng có thể tồn tại trong các thể hữu cơ như urea và creatinine. Cũng vì vậy mà hàm lượng đạm tổng số trong nước tiểu người rất cao, khiến cho việc hấp phụ cũng dễ trở nên bão hòa hơn rất nhiều. Trong hai loại nước thải, TSH-LN và TSH-VT đã tạo ra phản hồi về tổng lượng nito trong dung dịch như hình 3.17 dưới đây.



Hình 3.17. Hàm lượng đạm tổng số (TN) sau hấp phụ của (a) nước tiểu người và (b) nước thải sau bể tự hoại.

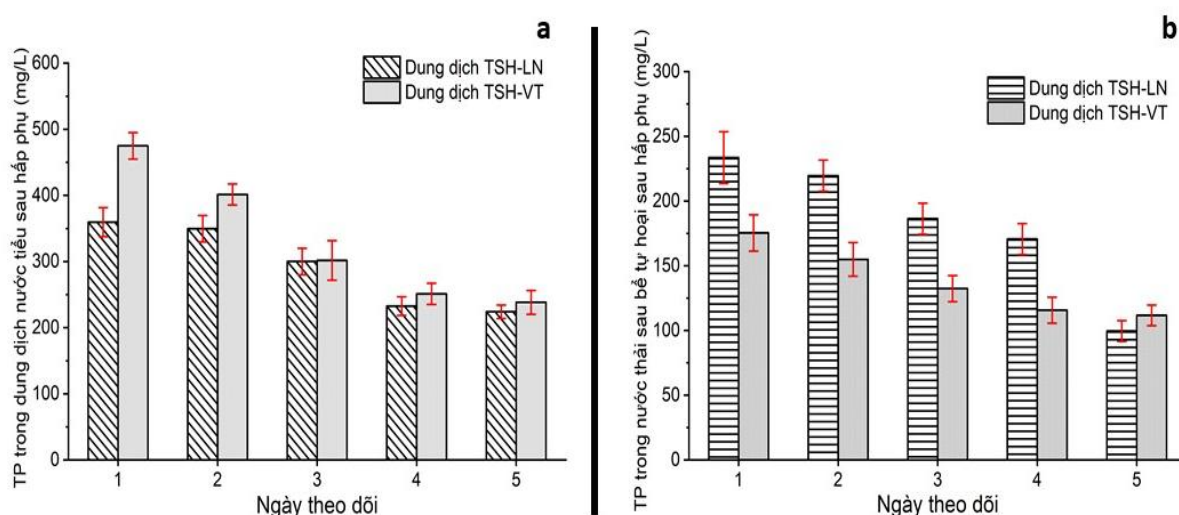
TSH-VT đã khiến TN trong dung dịch nước tiểu người giảm từ 2798,4 mg/L vào ngày đầu tiên xuống còn 2301,6 mg/L sau 5 ngày (Hình 3.17a). Kết quả này cho thấy than sinh học từ vỏ trấu có khả năng hấp phụ tốt, và mức độ hấp phụ này

có thể cung cấp một nguồn TN đáng kể cho việc sử dụng trong cây trồng. Tuy nhiên, khả năng hấp phụ TN của TSH-LN lại vượt trội hơn. Mặc dù ngày đầu tiên, loại vật liệu hấp phụ này chỉ làm hàm lượng TN trong dung dịch nước tiểu người giảm xuống 3477.6 mg/L so với 2798.4 mg/L của TSH-VT, con số cuối cùng được ghi nhận lại là 1602.8 mg/L, thấp hơn 1,4 lần so với con số cuối cùng của dung dịch TSH-VT. Bề mặt có diện tích rộng hơn, có điện tích âm, cùng với sự hiện diện của SiO_2 khiến cho áp lực với các thể TN cao hơn nhiều so với TSH-VT.

Xu hướng phản hồi kể trên gần như được lặp lại y hệt khi hai loại than sinh học này thu hồi TN trong nước thải sau bể tự hoại. Điểm khác biệt lớn duy nhất là do hàm lượng TN trong nước thải sau bể tự hoại thấp hơn nước tiểu người rất nhiều, khiến cho lượng TN được thu hồi cũng thấp hơn. Cụ thể, TSH-VT khiến cho TN trong dung dịch này giảm từ 243.12 mg/L vào ngày đầu tiên xuống còn 172.92 mg/L vào ngày cuối cùng của thí nghiệm. TSH-LN tiếp tục chỉ hấp phụ lượng TN ít hơn vào ngày một, khiến cho TN trong dung dịch khá cao ở mức 333.96 mg/L. Tuy nhiên, vào ngày cuối, TN ghi nhận chỉ còn 123.16 mg/L. Như vậy là cả hai loại than sinh học đều có tương tác thu hồi TN tích cực. Tuy nhiên TSH-LN lại tạo ra hiệu quả tốt hơn so với TSH-VT. Điều này càng được củng cố qua kết quả nghiên cứu của tác giả Y. Zhang và cộng sự khi sử dụng than sinh học từ lõi ngô để thu hồi TN trong urea và được bón trực tiếp vào đất (Zhang và c.s., 2015).

** Kết quả thu hồi photpho*

Trong các loại nước thải sinh hoạt, photpho thường tồn tại dưới cả dạng hữu cơ và vô cơ. Dạng vô cơ phổ biến nhất là phosphate (PO_4^{3-}), trong khi dạng hữu cơ là các axit amin hoặc các bã kháng sinh (Solanki và Boyer, 2017; Zeghioud và c.s., 2022). Cũng vì vậy mà chúng có thể tương tác một cách rất đa dạng với các chất hấp phụ. Kết quả thu hồi photpho trong dung dịch nước tiểu người và nước thải sau bể tự hoại của hai loại than sinh học trong nghiên cứu này được thể hiện qua hình 3.18 sau:



Hình 3.18. Hàm lượng photpho sau hấp phụ của từ (a) nước tiểu người và (b) nước thải sau bể tự hoại.

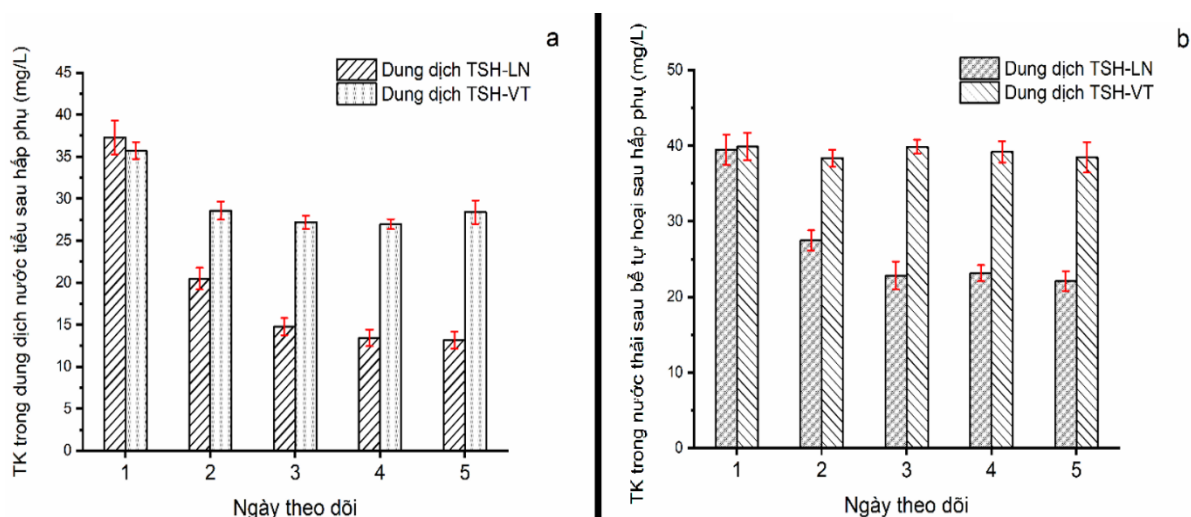
Hình 3.18a cho thấy hàm lượng photpho trong nước tiểu người sau khi bị thu hồi bởi cả hai loại than sinh học đều dừng lại ở mức khá giống nhau vào ngày cuối cùng, lần lượt là 238.304 mg/L và 224.127 mg/L tương ứng với TSH-VT và TSH-LN. Mặc dù vậy, vào ngày đầu tiên, hàm lượng TP khác nhau rất rõ rệt khi TSH-VT chỉ làm dung dịch nước tiểu người giảm xuống còn 475.013 mg/L, trong khi TSH-LN lại tạo ra con số 359.570 mg/L. Điều này chứng tỏ ái lực hấp phụ các thể photpho trong nước tiểu người của TSH-LN là tốt hơn so với TSH-VT, mặc dù diện tích bề mặt hạn chế hơn khiến cho tổng lượng hấp phụ trên một đơn vị khối lượng nhỏ hơn. TSH-LN có sự hiện diện của Mg và Ca trên bề mặt. Đây là hai nguyên tố chủ chốt trong việc tạo kết tủa struvite – nguyên lý thu hồi phosphate được sử dụng rất rộng rãi trong nhiều nghiên cứu (Deng *et al.*, 2022; Lugo-Arias *et al.*, 2024, Xu *et al.*, 2020). Ngược lại, tương tác đáng kể của TSH-VT lại thường chỉ là lực Van der Waals yếu và tạo liên kết với SiO₂.

Xu hướng kể trên lại không xuất hiện khi TSH-LN và TSH-VT tương tác với photpho trong dung dịch nước thải sau bể tự hoại. Trong vòng 04 ngày đầu tiên, hàm lượng TP trong loại nước thải này khi được tác động bởi TSH-VT giảm xuống rất thấp so với dung dịch có TSH-LN. Tuy nhiên, vào ngày cuối cùng, TSH-LN lại thu hồi được nhiều photpho hơn khi con số còn lại trong dung dịch là 99.57 mg/L,

so với 111.72 mg/L còn lại trong dung dịch nước thải sau bể tự hoại có TSH-VT vào ngày 05.

** Kết quả thu hồi kali*

Khác với các chỉ tiêu còn lại khi chúng đều có hàm lượng ban đầu cao hơn nhiều ở trong nước tiểu người so với nước thải sau bể tự hoại, kali trong hai dung dịch này lại có hàm lượng ban đầu khá giống nhau (Bảng 3.1). Điều này khiến cho những con số thu được từ kết quả khá giống nhau về mặt thang đo. Tuy nhiên, vẫn có nhiều nét khác biệt giữa hai loại chất hấp phụ cũng như là hai loại dung dịch nước thải trong khi thu hồi kali, được thể hiện qua hình 3.19 dưới đây.



Hình 3.19. Hàm lượng kali sau hấp phụ của (a) nước tiểu người và (b) nước thải sau bể tự hoại

Trong dung dịch nước tiểu người, cả hai loại than sinh học đều làm giảm hàm lượng kali tổng số một cách đáng kể trong hai ngày đầu tiên (hình 3.19a). Xu hướng giảm mạnh ở giai đoạn đầu này do liên quan chủ yếu đến cơ chế trao đổi cation, trong đó K^+ trong dung dịch được trao đổi với các cation sẵn có trên bề mặt vật liệu như Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ hoặc K^+ liên kết yếu trong pha tro của biochar; đồng thời, lực hút tĩnh điện giữa K^+ và các vị trí mang điện âm trên bề mặt vật liệu cũng góp phần làm tăng khả năng giữ kali. Cụ thể, vào ngày 02, TK trong dung dịch TSH-VT và TSH-LN lần lượt là 20.47 mg/L và 28.58 mg/L so với mức ban đầu là 56.87 mg/L. Tuy nhiên, trong ba ngày còn lại, TK còn lại trong dung dịch không có thay đổi đáng kể, thậm chí còn tăng vào ngày cuối đối với dung dịch nước tiểu người có

TSH-VT. Sự xuất hiện của “peak” hoặc xu hướng tăng nhẹ này cho thấy hệ hấp phụ có thể đã đạt trạng thái cân bằng động, khi quá trình hấp phụ và giải hấp xảy ra đồng thời; ngoài ra, sự tái phân bố ion trên bề mặt vật liệu hoặc sự xuất hiện của các ion cạnh tranh trong dung dịch cũng có thể làm giảm khả năng giữ K^+ . Con số cuối cùng được ghi nhận cho dung dịch có TSH-LN và TSH-VT lần lượt là 13.14 mg/L và 28.39 mg/L. Kết quả này cũng cho thấy khả năng thu hồi kali của TSH-LN là vượt trội.

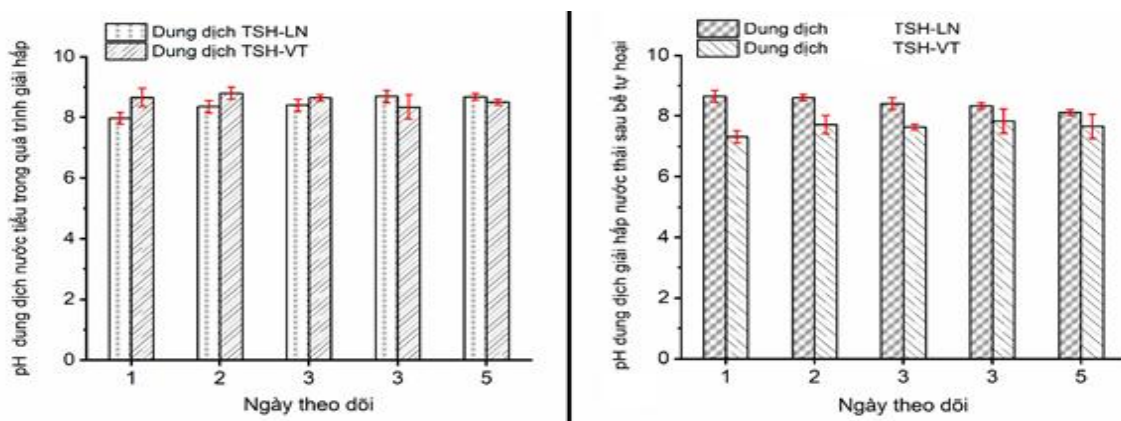
Đối với dung dịch nước thải sau bể tự hoại (Hình 3.19b), TSH-VT gần như chỉ làm giảm hàm lượng kali ban đầu xuống mức khoảng 39 mg/L vào ngày đầu tiên và trong toàn bộ 05 ngày sau đó, con số này không thay đổi về mặt thống kê. Ngược lại, TSH-LN có mức giảm đều trong vòng 03 ngày đầu, từ 39.49 mg/L ghi nhận vào ngày đầu tiên xuống còn 22.82 mg/L vào ngày thứ ba, tuy nhiên gần như không thay đổi gì trong hai ngày tiếp theo. Xu hướng không làm giảm, thậm chí làm tăng nồng độ kali trong hai loại dung dịch nước thải sau ngày thứ 3 được cho là do sự cạnh tranh giữa bề mặt tích điện âm của TSH-LN và các ion mang điện tích âm được tạo ra từ quá trình phân hủy hóa học và hoạt động của vi sinh vật. Cụ thể, sự gia tăng của các anion như CO_3^{2-} và HCO_3^- có thể làm thay đổi môi trường bề mặt, gây hiệu ứng che chắn điện tích hoặc cạnh tranh gián tiếp với quá trình giữ K^+ , từ đó tạo nên các “peak” thứ cấp hoặc xu hướng giảm hiệu suất hấp phụ ở giai đoạn sau. Ví dụ, CO_3^{2-} và HCO_3^{2-} được phát hiện làm giảm hiệu suất hấp phụ trong nghiên cứu của Wijnja & Schulthess (2002). Kết quả cho thấy rất rõ rằng sau một mức tăng nhất định của nồng độ carbonat, hiệu suất hấp phụ bắt đầu giảm (Wijnja và Schulthess, 2002).

Kết quả cho thấy cả biochar lõi ngô (TSH-LN) và vỏ trấu (TSH-VT) đều có khả năng hấp phụ các chỉ tiêu trong nước tiểu người và nước sau bể tự hoại, nhưng mức độ khác nhau. TSH-LN cho hiệu suất vượt trội, đặc biệt với TOC (giảm 87%), TN (giảm 54–63%) và TK (giảm 42–77%), trong khi TSH-VT chỉ đạt mức trung bình (18–50%) và kém ổn định hơn. Đối với photpho, cả hai loại biochar đều có khả năng thu hồi, song TSH-LN thường hiệu quả hơn ở giai đoạn dài nhờ có Ca và

Mg hỗ trợ tạo kết tủa. Nhìn chung, TSH-LN là vật liệu hấp phụ tiềm năng, thích hợp cho mục tiêu thu hồi dinh dưỡng từ nước thải sinh hoạt.

b. *Đánh giá khả năng giải hấp của biochar (TSH-LN) và (TSH-VT) gồm các chỉ số sau (pH, Ec, TOC, TIC, đạm tổng số (TN), kali hữu hiệu (TK) và lân hữu hiệu (TP)) trên nước tiểu người và nước thải sau bể tự hoại*

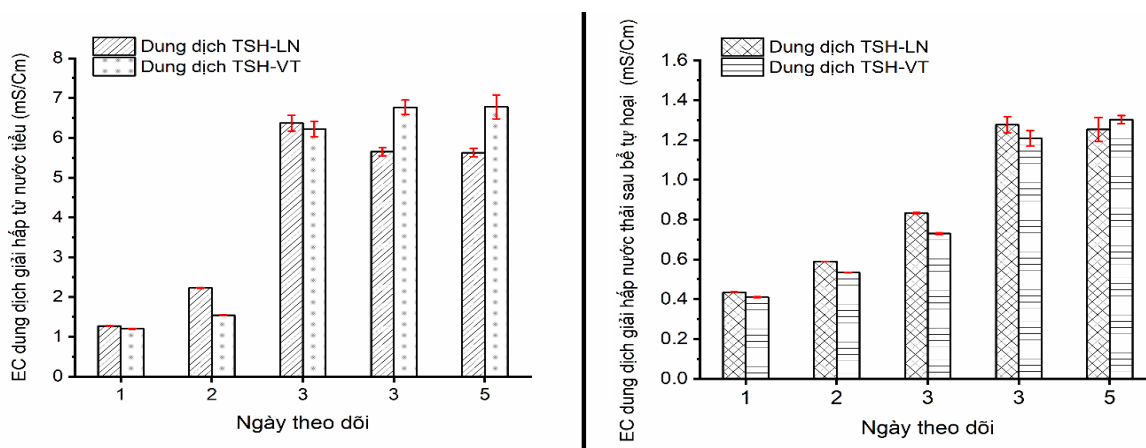
* pH và EC của dung dịch sau giải hấp



Hình 3.20. pH sau giải hấp của (a) nước tiểu người và (b) nước thải sau bể tự hoại

Kết quả cho thấy pH trong quá trình giải hấp cho thấy cả hai dung dịch xử lý TSH-LN và TSH-VT đều duy trì được môi trường kiềm ổn định, với nước tiểu người dao động từ khoảng 9.2 đến 10.5 và nước thải biogas từ 6.5 đến 8.2. Sự khác biệt này có thể liên quan đến bản chất các liên kết hình thành trong quá trình hấp phụ trước đó. Trong môi trường nước tiểu người, sự giải hấp có khả năng đi kèm với quá trình giải phóng các dạng N liên kết yếu trên bề mặt biochar, đặc biệt là NH_4^+ , cùng với sự hiện diện của các cặp đệm $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$, làm cho pH duy trì ở mức kiềm cao. Ngược lại, trong nước thải sau bể tự hoại, sự hiện diện của các hợp chất hữu cơ hòa tan và sản phẩm phân hủy sinh học có thể làm tăng các thành phần có tính axit yếu, dẫn đến pH thấp hơn. Sự ổn định này phản ánh khả năng tái sử dụng của vật liệu hấp phụ sau quá trình xử lý ban đầu, cũng như mức độ kiểm soát tốt môi trường hóa học trong giai đoạn giải hấp. Đối với nước tiểu người, pH duy trì ở mức cao cho thấy khả năng giữ ion và tính đệm tốt của dung dịch, trong khi mức pH thấp hơn ở nước thải biogas có thể liên quan đến sự giải phóng các hợp chất hữu cơ và sản phẩm phân hủy có tính axit nhẹ từ quá trình xử lý sinh học ban đầu. Điều này phù hợp với nhận định của Gómez-Aguilar, và cs. (2022), rằng quá trình giải

hấp có thể dẫn đến sự tái hòa tan của các axit yếu và hợp chất chứa amoni từ bề mặt vật liệu, ảnh hưởng trực tiếp đến pH của dung dịch giải hấp (Gómez-Aguilar và c.s., 2022). Ngoài ra, nếu tại một số thời điểm xuất hiện giá trị pH tăng hoặc giảm cục bộ (“peak”), hiện tượng này có thể gắn với sự giải phóng tức thời các ion hấp phụ yếu, sự hòa tan các muối khoáng trên bề mặt biochar, hoặc sự thay đổi cân bằng giữa $\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ và các anion như $\text{HCO}_3^-/\text{CO}_3^{2-}$ trong dung dịch. Việc duy trì pH trong giới hạn trung tính đến kiềm nhẹ là điều kiện lý tưởng để đảm bảo độ bền và hiệu quả của vật liệu hấp phụ trong các chu trình tái sử dụng tiếp theo.



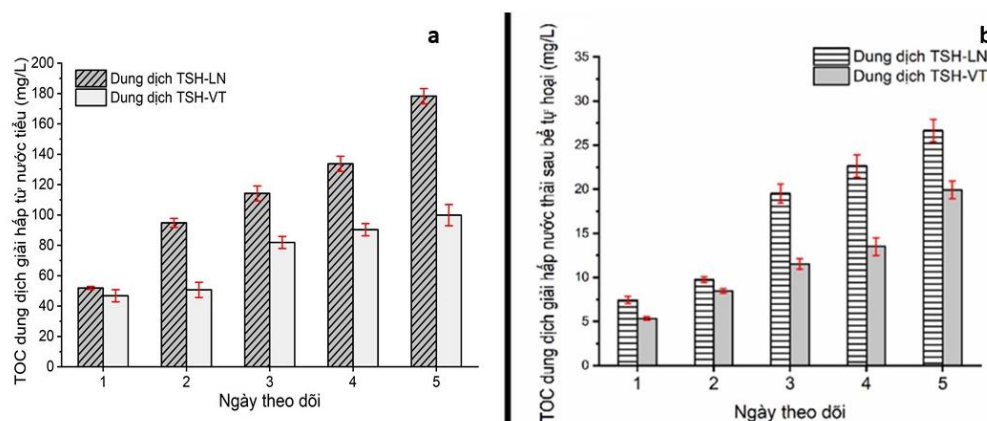
Hình 3.21. EC sau giải hấp của (a) nước tiểu người và (b) nước thải sau bể tự hoại

Kết quả độ dẫn điện (EC) trong quá trình giải hấp phản ánh rõ rệt khả năng giải phóng các ion hòa tan từ vật liệu hấp phụ sau khi tiếp xúc với hai loại môi trường khác nhau: nước tiểu người và nước thải sau bể tự hoại. Trong điều kiện giải hấp từ nước tiểu người, EC tăng mạnh theo thời gian, từ mức rất thấp ở ngày đầu lên đến hơn 6.5 mS/cm vào ngày thứ 5, cho thấy nước tiểu người chứa hàm lượng ion cao và khả năng giải hấp tốt từ vật liệu đã bão hòa. Ngược lại, EC trong dung dịch giải hấp từ nước thải sau bể tự hoại chỉ dao động trong khoảng 0.4–1.4 mS/cm, phản ánh nồng độ ion hòa tan thấp hơn hoặc sự bám giữ ion chặt hơn trong môi trường này. Sự khác biệt này cho thấy rõ tính chất đặc thù của từng nguồn nước đầu vào ảnh hưởng đến cơ chế hấp phụ – giải hấp. Theo nghiên cứu của Chen và cs. (2020), độ dẫn điện là chỉ báo nhạy để đánh giá tổng chất rắn hòa tan (TDS) và mức độ tái giải phóng các ion như Na^+ , NH_4^+ , Cl^- và SO_4^{2-} từ các hệ vật liệu hấp phụ sau

xử lý, đồng thời phản ánh hiệu quả tái sử dụng của các vật liệu trong hệ thống xử lý nước thải sinh học

*** Kết quả giải phóng carbon hữu cơ (TOC)**

Trong thí nghiệm giải hấp TOC, hai loại than sinh học sau khi hấp phụ từ nước tiểu người và nước thải sau bể tự hoại đã giải phóng các chất có carbon hữu cơ của nó vào nước khử ion và thu được kết quả như hình 3.22 dưới đây:



Hình 3.22. Hàm lượng carbon hữu cơ sau trong dung dịch dinh dưỡng sau khi giải hấp từ TSH hấp phụ (a) nước tiểu người và (b) nước thải sau bể tự hoại.

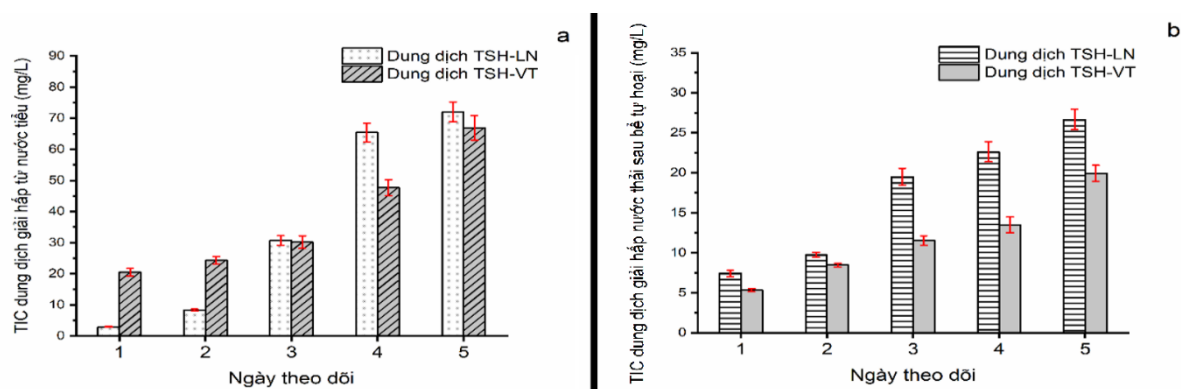
Quá trình giải phóng carbon hữu cơ từ hai loại than sinh học (TSH-LN và TSH-VT) sau khi hấp phụ nước tiểu người cho thấy sự khác biệt rõ rệt (Hình 3.22a). Trong dung dịch nước tiểu người, TSH-LN giải phóng TOC nhiều hơn so với TSH-VT. Lượng TOC giải phóng từ TSH-LN tăng từ 51,89 mg/L vào ngày đầu tiên lên đến 178,3 mg/L vào ngày thứ năm, trong khi TSH-VT chỉ đạt 99,89 mg/L vào cùng thời điểm. Điều này có thể liên quan đến cấu trúc bề mặt của TSH-LN, với diện tích lớn hơn và hệ thống lỗ xốp phức tạp hơn, tạo điều kiện cho việc giải phóng chất dinh dưỡng bị giữ lại.

Trong trường hợp nước thải sau bể tự hoại, cả hai loại than sinh học đều giải phóng TOC ở mức thấp hơn so với nước tiểu người, nhưng TSH-LN vẫn vượt trội (Hình 3.22b). Mức TOC giải phóng từ TSH-LN tăng từ 16,19 mg/L vào ngày đầu lên 41,73 mg/L vào ngày cuối, so với TSH-VT tăng từ 12,72 mg/L lên 23,78 mg/L. Sự khác biệt này có thể do thành phần hóa học trong nước thải sau bể tự hoại phức tạp hơn, dẫn đến tương tác kém hiệu quả giữa bề mặt của TSH-VT với các chất hữu cơ.

cơ. Đồng thời, đặc tính điện tích âm của bề mặt TSH-LN có thể hỗ trợ tốt hơn trong việc giải phóng các hợp chất carbon hữu cơ bị hấp phụ. Kết quả trên nhấn mạnh vai trò của cấu trúc và tính chất bề mặt than sinh học trong việc điều chỉnh khả năng giải phóng carbon hữu cơ, đồng thời gợi ý rằng TSH-LN là lựa chọn tiềm năng hơn cho mục đích phục hồi dinh dưỡng trong môi trường phức tạp.

** Kết quả giải phóng carbon vô cơ (TIC)*

Quá trình giải phóng carbon vô cơ từ hai loại than sinh học sau khi hấp phụ nước thải cũng cho thấy sự khác biệt rõ ràng giữa các loại than và môi trường nước thải, được thể hiện qua hình 3.23 dưới đây:



Hình 3.23. Hàm lượng carbon vô cơ sau trong dung dịch dinh dưỡng sau khi giải hấp từ TSH hấp phụ (a) nước tiểu người và (b) nước thải sau bể tự hoại.

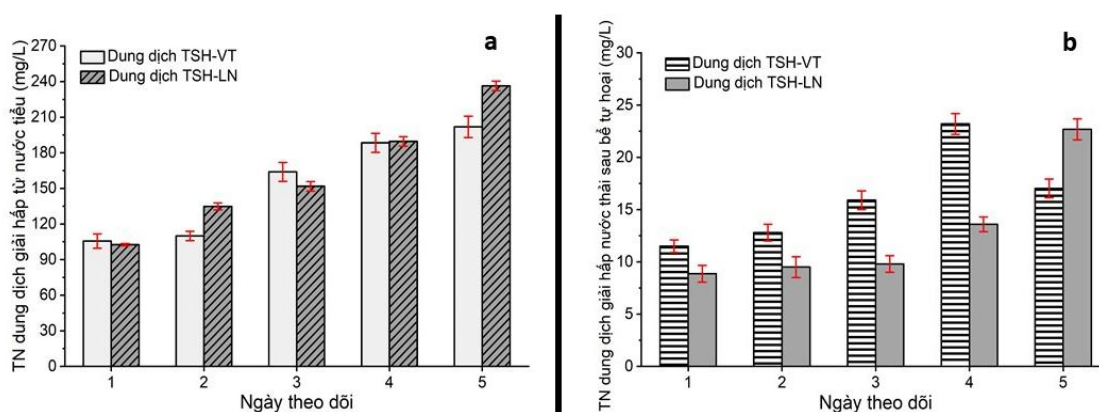
Đối với dung dịch giải hấp từ nước tiểu người, TSH-LN giải phóng TIC nhiều hơn so với TSH-VT (Hình 3.23a). Cụ thể, hàm lượng TIC giải phóng từ TSH-LN tăng liên tục từ 20,49 mg/L vào ngày đầu tiên lên 66,9 mg/L vào ngày thứ năm. Trong khi đó, TSH-VT giải phóng TIC ở mức thấp hơn, chỉ từ 2,96 mg/L tăng lên 72,04 mg/L vào cuối thí nghiệm. Khả năng giải phóng cao của TSH-LN có thể được lý giải bởi cấu trúc tinh thể SiO_2 và bề mặt tích điện âm, tạo điều kiện thuận lợi cho việc giải phóng các ion carbon vô cơ bị giữ lại trong quá trình hấp phụ.

Dinh dưỡng từ nước thải sau bể tự hoại lại khiến cho mức độ giải phóng TIC từ cả hai loại than đều thấp hơn so với nước tiểu người, nhưng xu hướng tương tự vẫn được duy trì (Hình 3.23b). TSH-LN tiếp tục thể hiện hiệu suất vượt trội với TIC tăng từ 5,34 mg/L vào ngày đầu tiên lên 19,93 mg/L vào ngày thứ năm, trong khi TSH-VT chỉ tăng từ 7,43 mg/L lên 26,67 mg/L. Sự khác biệt này có thể liên quan đến thành phần hóa học phức tạp của nước thải sau bể tự hoại, trong đó TSH-LN

với bề mặt trung tính hơn ít bị ảnh hưởng bởi các ion vô cơ cạnh tranh, giúp giải phóng TIC hiệu quả hơn.

*** Kết quả giải phóng đạm tổng số (TN)**

Urea sau khi được hấp phụ thường bị thủy phân và sau đó tạo ra amoniac (Oyem và c.s., 2021). Cùng với các dạng đạm tổng số khác được hấp phụ từ dung dịch nước thải, amoniac và oxy hóa amoniac thành nitrat hoặc nitrit. Tuy nhiên, ure và amoniac có thể bị ảnh hưởng dễ dàng bởi sự bay hơi và các yếu tố môi trường khác, do đó gây mất đạm tổng số (Oyem và c.s., 2021; Zanini và c.s., 1998). Trước khi giải hấp, khi biochar tiếp xúc với môi trường, điều này đã dẫn đến một số mất đạm tổng số. Hơn nữa, hiệu quả giải hấp không bao giờ có thể tuyệt đối. Đây là những lý do khiến thí nghiệm giải hấp ghi nhận giá trị thấp hơn nhiều so với lượng hấp phụ, điều được ghi nhận và thể hiện qua hình 3.24 dưới đây:



Hình 3.24. Hàm lượng đạm tổng số (TN) sau trong dung dịch dinh dưỡng sau khi giải hấp từ TSH hấp phụ (a) nước tiểu người và (b) nước thải sau bể tự hoại.

Trong dung dịch được giải hấp từ than hấp phụ nước tiểu người, cả hai loại than sinh học đều giải phóng TN đáng kể, nhưng như các thí nghiệm giải hấp khác thì TSH-LN giải hấp được nhiều dinh dưỡng hơn (Hình 3.24a). Lượng TN giải phóng từ TSH-LN tăng mạnh từ 102,6 mg/L vào ngày đầu tiên lên 236,4 mg/L vào ngày thứ năm, trong khi TSH-VT chỉ tăng từ 105,6 mg/L lên 201,9 mg/L. Sự khác biệt này có thể liên quan đến diện tích bề mặt lớn hơn và ái lực cao hơn của TSH-LN với các dạng đạm tổng số (TN), đặc biệt là NH_4^+ và NO_3^- .

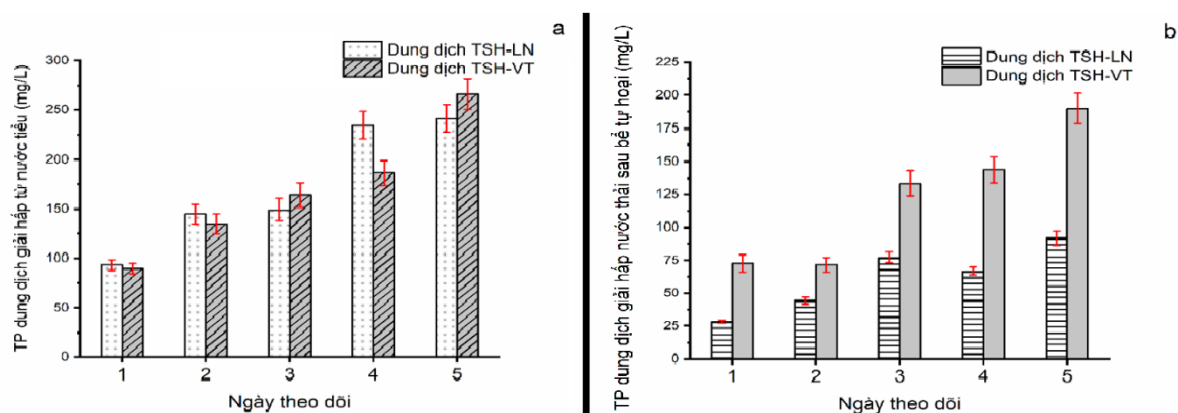
Lượng TN giải phóng thấp từ than sinh học hấp phụ nước thải sau bể tự hoại thấp hơn đáng kể so với nước tiểu người, phản ánh hàm lượng đạm tổng số (TN) được hấp phụ từ môi trường này (Hình 3.24b). TSH-LN tiếp tục thể hiện hiệu suất

vượt trội, với lượng TN giải phóng từ 8,87 mg/L vào ngày đầu tiên lên 22,68 mg/L vào ngày thứ năm, so với TSH-VT chỉ tăng từ 11,5 mg/L lên 17,03 mg/L. Tuy nhiên, sự chênh lệch này không lớn, có thể do tính chất phức tạp của nước thải sau bể tự hoại hạn chế khả năng giải phóng các hợp chất đạm tổng số (TN).

Cơ chế giải phóng đạm tổng số (TN) được giải thích qua các phản ứng sinh hóa trong môi trường. Các hợp chất như urea sau khi hấp phụ thường bị thủy phân tạo thành NH_3 , sau đó trải qua quá trình ammonification và nitrification nhờ vi sinh vật, dẫn đến sự hình thành NH_4^+ và NO_3^- . Tuy nhiên, sự bay hơi của NH_3 và tác động từ môi trường có thể làm giảm một phần lượng đạm tổng số (TN) giải phóng. Hơn nữa, hiệu suất giải phóng chưa bao giờ đạt mức tối đa do sự hấp phụ chặt chẽ trên bề mặt than sinh học. Dù vậy, khả năng giải phóng đạm tổng số (TN) từ nước tiểu người cao hơn nhiều so với nước thải sau bể tự hoại, cho thấy nước tiểu người là nguồn dinh dưỡng tiềm năng hơn trong việc tái sử dụng đạm tổng số (TN).

** Kết quả giải phóng lân hữu hiệu (TP)*

Khả năng giải phóng các photpho được hấp phụ từ nước thải bởi TSH-LN và TSH-VT được thể hiện qua hình 3.25 dưới đây:



Hình 3.25. Hàm lượng photpho sau trong dung dịch dinh dưỡng sau khi giải hấp từ TSH hấp phụ (a) nước tiểu người và (b) nước thải sau bể tự hoại.

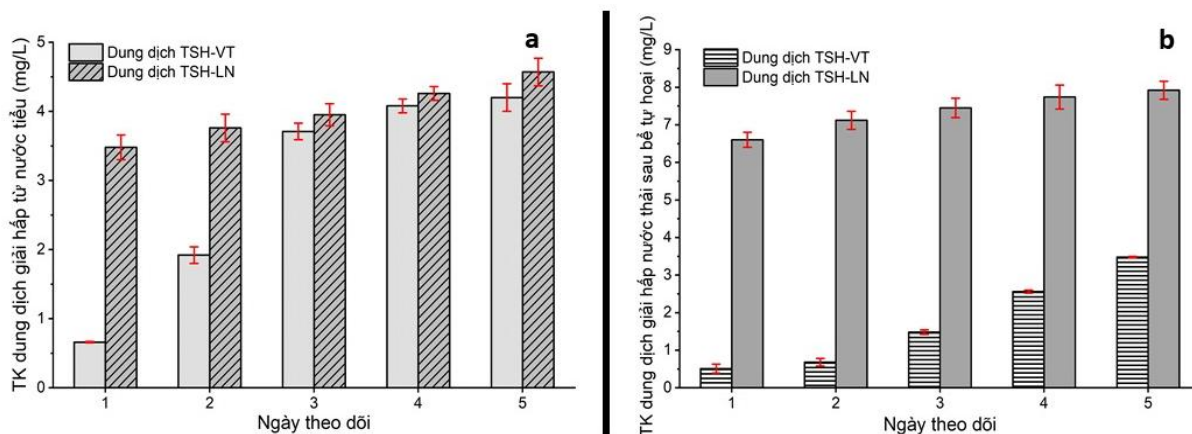
TSH-LN cho thấy mức độ giải phóng TP thu hồi từ nước tiểu người rất cao, bắt đầu từ 89,28 mg/L vào ngày đầu tiên và đạt 265,73 mg/L vào ngày thứ năm (Hình 3.25a). Trong khi đó, TSH-VT khởi đầu ở mức 93,2 mg/L và tăng lên 241,56 mg/L. Sự khác biệt này có thể liên quan đến khả năng tương tác của TSH-LN với các hợp chất photpho, nhờ bề mặt giàu liên kết Van der Waals và cấu trúc thuận lợi cho việc giữ và nhả dinh dưỡng.

Đối với nước thải sau bể tự hoại, cả hai loại than sinh học đều giải phóng TP ở mức thấp hơn so với nước tiểu người, nhưng TSH-LN tiếp tục ghi nhận lượng TP cao hơn vào ngày cuối cùng, ở mức 189,91 mg/L so với 91,56 mg/L từ TSH-VT (Hình 3.25b). Lượng TP thấp hơn trong nước thải sau bể tự hoại phản ánh sự cạnh tranh giữa các ion trong môi trường phức tạp này, làm giảm hiệu quả giải phóng từ bề mặt than sinh học.

Sự khác biệt trong phản hồi giữa TSH-LN và TSH-VT có thể được giải thích qua thành phần bề mặt và cơ chế hấp phụ - giải hấp. TSH-LN có xu hướng tạo kết tủa với các ion như Ca^{2+} và Mg^{2+} , góp phần vào sự giảm tốc độ giải phóng TP trong thời gian dài. Trong khi đó, TSH-VT không bị hạn chế bởi những tương tác này và do đó có thể giải phóng các hợp chất photpho một cách đồng đều hơn. Những kết quả này làm nổi bật tiềm năng của các vật liệu hấp phụ khác nhau trong việc tối ưu hóa giải phóng dinh dưỡng từ các loại nước thải cụ thể.

* Kết quả giải phóng kali

Nhìn chung, xu hướng phản hồi của hàm lượng kali tổng trong dung dịch nước được giải hấp từ than sinh học sau khi hấp phụ nước thải là không có nhiều điểm đặc biệt. Cụ thể được thể hiện qua hình 3.26 dưới đây:



Hình 3.26. Hàm lượng kali sau trong dung dịch dinh dưỡng sau khi giải hấp từ TSH hấp phụ (a) nước tiểu người và (b) nước thải sau bể tự hoại.

Từ nước tiểu người, TSH-LN giải phóng lượng kali cao hơn ngay từ đầu, đạt 3,48 mg/L vào ngày đầu tiên và tăng lên 4,57 mg/L vào ngày thứ năm (Hình 3.26a). Ngược lại, TSH-VT khởi đầu với mức thấp hơn, chỉ 0,66 mg/L, và tăng dần lên 4,2

mg/L. Điều này phản ánh khả năng giữ và giải phóng kali của mỗi loại than phụ thuộc nhiều vào cấu trúc lỗ xốp và tính chất bề mặt của chúng.

Đối với kali từ nước thải sau bể tự hoại thì mức độ giải phóng từ cả hai loại than đều thấp hơn, nhưng TSH-LN tiếp tục duy trì mức cao hơn, từ 6,60 mg/L vào ngày đầu đến 7,92 mg/L vào ngày thứ năm. Trong khi đó, TSH-VT khởi đầu với 0,51 mg/L và chỉ đạt 3,48 mg/L vào ngày cuối. Dung dịch nước thải sau bể tự hoại, với tính chất hóa học phức tạp, đã tạo ra môi trường cạnh tranh mạnh mẽ giữa các ion, làm giảm hiệu quả giải phóng kali từ bề mặt TSH-VT so với TSH-LN. Như vậy là mặc dù hàm lượng kali được giải phóng không thực sự cao, sự tồn tại của chúng trong dung dịch dinh dưỡng mới cho thấy nhiều hứa hẹn về các ứng dụng thực tiễn cho cây trồng trong các chuyên đề và nghiên cứu tương lai.

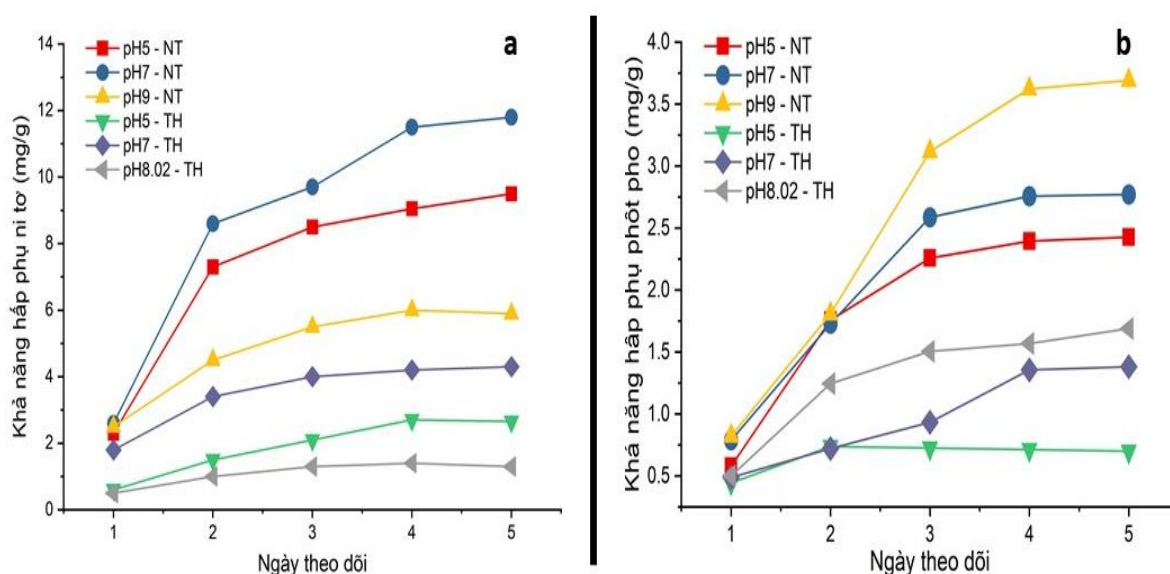
Kết quả thí nghiệm cho thấy biochar lõi ngô (TSH-LN) có khả năng giải hấp dinh dưỡng (TOC, TIC, TN, TP, TK) cao hơn so với biochar vỏ trấu (TSH-VT) trên cả nước tiểu người và nước sau bể tự hoại. Cụ thể, TSH-LN giải phóng TOC nhiều hơn gần gấp đôi, đạm tổng số cao hơn 15–30%, và kali tổng số cao hơn 40–60% so với TSH-VT. Với lân hữu hiệu, TSH-LN cũng cho lượng giải phóng cao hơn, đặc biệt trong nước tiểu người (tăng tới 265 mg/L sau 5 ngày). EC và pH duy trì trong khoảng phù hợp, chứng tỏ tính ổn định và tiềm năng tái sử dụng. Nhìn chung, TSH-LN không chỉ hấp phụ hiệu quả mà còn giải phóng dinh dưỡng tốt hơn, hứa hẹn ứng dụng trong xử lý nước thải và tái tạo nguồn phân bón sinh học. Tổng hợp kết quả từ các chỉ tiêu pH, EC, carbon hữu cơ, carbon vô cơ, đạm tổng số, lân hữu hiệu và kali hữu hiệu trong cả quá trình hấp phụ và giải hấp cho thấy dung dịch với dinh dưỡng thu hồi bởi than sinh học lõi (TSH-LN) thể hiện hiệu suất vượt trội hơn so với dinh dưỡng thu hồi bởi than sinh học vỏ trấu (TSH-VT). TSH-LN không chỉ có khả năng hấp phụ mạnh mẽ hơn đặc biệt đối với các hợp chất hữu cơ, đạm tổng số và lân hữu hiệu mà còn giải phóng dưỡng chất trở lại môi trường tốt hơn trong quá trình giải hấp. Sự khác biệt này phần lớn bắt nguồn từ cấu trúc vi mô, diện tích bề mặt, và điện tích bề mặt của vật liệu, cho thấy TSH-LN là lựa chọn tối ưu hơn để tái sử dụng trong xử lý nước thải và phục hồi tài nguyên dinh dưỡng

3.2.2.2. *Đánh giá ảnh hưởng của độ pH đến hiệu suất thu hồi đạm tổng số và lân hữu hiệu từ nước tiểu người (HU) và nước sau bể tự hoại (BW) bằng biochar lõi ngô (TSH-LN).*

Nghiên cứu được tiến hành nhằm xác định vai trò của yếu tố pH trong quá trình hấp phụ và giải hấp các chất dinh dưỡng chính là đạm (N) và lân (P). Trong thí nghiệm, biochar làm từ lõi ngô được sử dụng như vật liệu hấp phụ để thu hồi các chất dinh dưỡng từ hai loại nước thải khác nhau: nước tiểu người (HU) và nước sau bể tự hoại (BW). Việc điều chỉnh pH ở các giá trị khác nhau giúp xác định khoảng pH tối ưu, tại đó hiệu suất hấp phụ và giải hấp đạt cao nhất.

a. *Đánh giá ảnh hưởng của pH đến khả năng hấp phụ đạm tổng số và lân hữu hiệu*

Thí nghiệm hấp phụ được tiến hành với 60 g than sinh học từ lõi ngô (TSH-LN) bổ sung vào 600 ml mẫu nước thải của từng loại, trong điều kiện mô hình hấp phụ tĩnh. Quá trình được theo dõi trong 5 ngày, với dữ liệu được ghi nhận định kỳ mỗi ngày. Kết quả thể hiện trong Hình 3.27 cho thấy khả năng hấp phụ của TSH-LN đối với cả hợp chất chứa đạm tổng số và lân hữu hiệu đều tăng theo thời gian, nhưng tốc độ tăng giảm dần sau mỗi lần ghi nhận, phản ánh sự tiến gần đến trạng thái cân bằng hấp phụ:



Hình 3.27. Kết quả thí nghiệm hấp phụ dưỡng chất: (a) đạm tổng số, (b) lân hữu hiệu

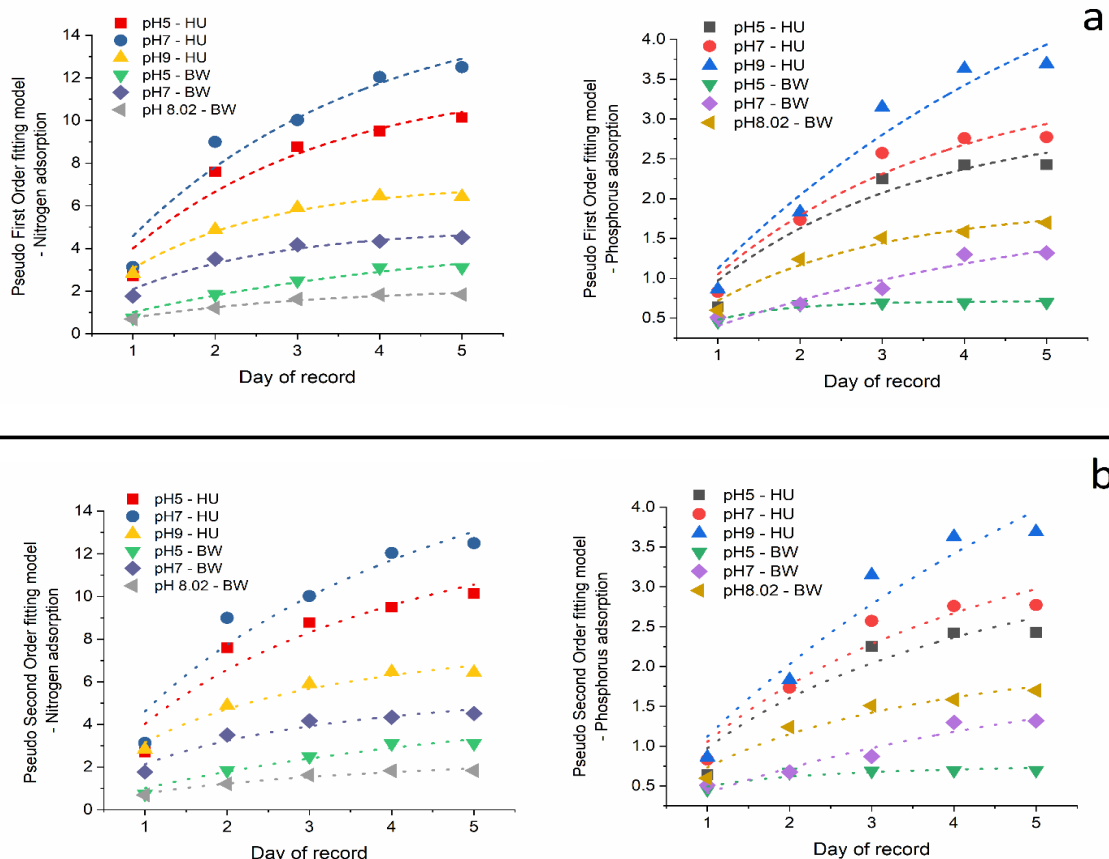
Nhìn chung, khả năng hấp phụ của cả hai dưỡng chất đều có xu hướng tăng theo thời gian, nhưng tốc độ tăng giảm dần sau mỗi lần ghi nhận, cho thấy quá trình đang dần tiến tới trạng thái cân bằng hấp phụ. Với nồng độ dưỡng chất vượt trội, nước tiểu người cung cấp nhiều thành phần để hấp phụ hơn so với nước sau bể tự hoại, từ đó tạo ra giá trị hấp phụ cao hơn ở cả hai dạng dưỡng chất. Đồng thời, cũng có sự tương đồng rõ rệt trong xu hướng hấp phụ giữa các hợp chất chứa đạm tổng số và lân hữu hiệu. Đối với các hợp chất chứa đạm tổng số, pH = 7 mang lại khả năng hấp phụ cao nhất cho than sinh học, so với hai mức pH còn lại. Trong khi đó, với hợp chất chứa phốt pho, môi trường kiềm lại cho kết quả hấp phụ tốt nhất từ cả hai loại nước thải.

Cụ thể, đối với đạm tổng số trong nước tiểu người, than sinh học ở pH 7 đạt khả năng hấp phụ cao nhất, tiếp theo là pH 5, và cuối cùng là pH kiềm. Giá trị cực đại là 10,702 mg/g sau 5 ngày, trong khi với nước sau bể tự hoại tại pH 7, giá trị này là 3,014 mg/g. Đáng chú ý, mức pH kiềm cho kết quả hấp phụ đạm tổng số rất thấp. Ngược lại, với các hợp chất chứa phốt pho, môi trường kiềm lại cho khả năng hấp phụ cao nhất. Đặc biệt, than sinh học ở pH 9 hấp phụ phốt pho từ nước tiểu người đạt mức cao nhất là 3,691 mg/g, tiếp theo là 2,771 mg/g tại pH 7, và 2,427 mg/g tại pH 5. Với nước thải sau bể tự hoại, than sinh học pH 8.02 đạt 1,698 mg/g, kế đến là 1,318 mg/g ở pH 7 và 0,699 mg/g ở pH 5.

b. Đánh giá ảnh hưởng của pH đến hiệu suất hấp phụ đạm tổng số và lân hữu hiệu

Xu hướng gia tăng lượng dưỡng chất hấp phụ, sau đó chậm lại theo thời gian trong nghiên cứu này, cho thấy ảnh hưởng rõ rệt của hiện tượng tiệm cận trạng thái cân bằng hấp phụ, khi các chất hấp phụ dần lấp đầy bề mặt chất hấp phụ. Nói cách khác, điều này phản ánh sự cân bằng giữa khả năng bão hòa và tốc độ hấp phụ.

Với hầu hết các vật liệu hấp phụ – đặc biệt là than sinh học nguyên bản có diện tích bề mặt cao – quá trình hấp phụ vật lý (physisorption) thường chiếm ưu thế ở giai đoạn đầu. Điều này đã được kiểm chứng qua việc mô hình hóa với hai mô hình động học phổ biến là mô hình giả bậc nhất (PFO) và mô hình giả bậc hai (PSO), được thể hiện trong Hình 3.28 dưới đây.



Hình 3.28. Kết quả mô hình hóa động học: (a) mô hình bậc 1, (b) mô hình bậc 2

Cả hai mô hình đều cho thấy độ khớp tốt với quá trình hấp phụ các hợp chất chứa đạm tổng số và lân hữu hiệu trong nước tiểu người và nước sau bể tự hoại. Thực tế, các hệ số tương quan R^2 trong tất cả các mô hình đều lớn hơn 0,87 (xem Bảng 3.1), cho thấy sự phù hợp cao.

Tuy nhiên, mô hình giả bậc nhất (PFO) cho thấy độ khớp tốt hơn so với mô hình giả bậc hai (PSO). Đặc biệt với quá trình hấp phụ đạm tổng số, mô hình PFO cho giá trị R^2 rất cao tại pH kiềm: 0,98 với nước tiểu người và 0,976 với nước sau bể tự hoại, trong khi các pH khác chỉ đạt mức 0,89–0,95. Đối với hấp phụ photpho, mặc dù mô hình PFO vẫn có độ khớp cao hơn PSO, nhưng hệ số tương quan của PSO biến động mạnh: thấp ở môi trường axit và cao ở pH kiềm – hiện tượng không quan sát thấy trong trường hợp hấp phụ đạm tổng số. Giá trị R^2 cao nhất với mô hình PSO là 0,923 (pH 9 – nước tiểu người) và 0,937 (pH 8.02 – nước sau bể tự hoại).

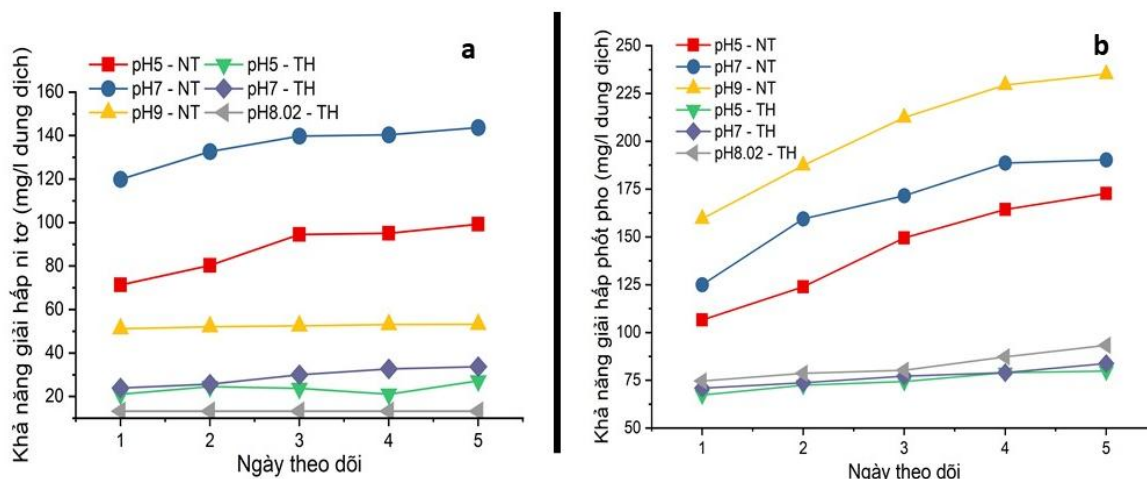
Bảng 3.1. Các thông số động học được tính toán của quá trình thu hồi dưỡng chất

	pH5 – HU		pH7 – HU		pH9 – HU		pH5 – BW		pH7 – BW		pH8.02 – BW	
	N	P	N	P	N	P	N	P	N	P	N	P
Mô hình bậc 1												
q_e (mg/g)	11.98	3.002	15.70	3.561	7.05	6.288	4.68	0.713	4.94	2.003	2.17	1.900
k_1 (g/mg.min)	0.41	0.390	0.34	0.349	0.57	0.196	0.24	1.113	0.55	0.223	0.42	0.475
Adjusted R^2	0.897	0.894	0.912	0.928	0.980	0.927	0.951	0.938	0.949	0.900	0.976	0.955
Mô hình bậc 2												
q_e (mg/g)	17.77	4.516	24.02	5.448	9.476	10.82	7.965	0.826	6.744	3.151	3.124	2.687
k_2 (g/mg.min)	0.016	0.061	0.010	0.044	0.052	6.042	0.019	1.792	0.068	0.047	0.104	0.139
Adjusted R^2	0.879	0.874	0.901	0.913	0.955	0.923	0.945	0.831	0.920	0.903	0.962	0.937

c. Đánh giá khả năng giải hấp đạm tổng số và lân hữu hiệu

Sau khi quá trình hấp phụ hoàn tất, than sinh học được để tiếp xúc với môi trường để phân hủy tự nhiên. Tiếp đó, các thí nghiệm giải hấp được tiến hành bằng cách cho than sinh học đã bão hòa dinh dưỡng vào nước khử ion. Hàm lượng dưỡng chất (đạm tổng số và lân hữu hiệu) giải hấp vào dung dịch được ghi nhận định kỳ mỗi ngày, trong suốt thời gian 5 ngày.

Kết quả được thể hiện ở Hình 3.29, cho thấy tốc độ giải hấp của cả đạm tổng số và lân hữu hiệu cao nhất ở giai đoạn đầu, sau đó giảm dần khi hệ tiến tới trạng thái cân bằng. Sự khác biệt về tốc độ và mức độ giải hấp giữa hai nguyên tố phản ánh cơ chế liên kết khác nhau trên bề mặt than sinh học, đồng thời gợi ý tiềm năng ứng dụng trong việc kiểm soát nhả dinh dưỡng từ từ cho cây trồng (Ghodsad và c.s., 2022).



Hình 3.29. Kết quả thí nghiệm giải hấp dưỡng chất đối với (a) đạm tổng số và (b) lân hữu hiệu giải hấp vào nước khử ion

Các xu hướng chung từ Hình 3.29 cho thấy tốc độ giải phóng cả đạm tổng số và lân hữu hiệu cao nhất trong những ngày đầu của thí nghiệm, sau đó giảm dần theo thời gian. Kết quả cho thấy rằng quá trình giải hấp dưỡng chất tập trung mạnh ở giai đoạn đầu, với lượng dưỡng chất được giải phóng diễn ra mạnh nhất ở những ngày đầu và giảm dần khi hệ tiến gần đến trạng thái cân bằng. Đáng chú ý, quá trình giải hấp photpho có xu hướng ổn định hơn so với đạm tổng số, điều này có thể phản ánh sự khác biệt về độ bền liên kết hoặc khả năng giữ dưỡng chất của than sinh học đối với từng nguyên tố.

Kiểu hành vi giải hấp này có thể mang ý nghĩa quan trọng đối với ứng dụng than sinh học trong nông nghiệp, đặc biệt là trong việc kiểm soát tốc độ cung cấp dưỡng chất theo thời gian. Sự khác biệt về pH ban đầu đóng vai trò then chốt trong việc ảnh hưởng đến tốc độ giải hấp của cả đạm tổng số và lân hữu hiệu. Thông thường, pH thấp giúp tăng khả năng giữ dưỡng chất, từ đó làm chậm quá trình giải phóng khi giải hấp; ngược lại, pH cao thúc đẩy quá trình giải hấp nhanh hơn.

Chất lượng cuối cùng của các dung dịch dinh dưỡng mới thu được từ quy trình hấp phụ – giải hấp nước tiểu người và nước sau bể tự hoại với than sinh học từ lõi ngô được điều chỉnh pH ban đầu khác nhau được thể hiện trong Bảng 3.2 dưới đây.

Bảng 3.2. Chất lượng cuối cùng của các dung dịch dinh dưỡng mới thu được từ quá trình hấp phụ nước thải ở các mức pH ban đầu khác nhau.

	TOC (mg/L)	IC (mg/L)	đạm tổng số (mg/L)	lân hữu hiệu (mg/L)	hàm lượng kali tổng (mg/L)
pH5 – HU	118.5	38.82	99.248	172.696	6.278
pH7 – HU	113.9	38.25	143.703	190.291	3.324
pH9 – HU	96.18	54.49	53.170	235.101	3.012
pH5 – BW	17.76	2.61	27.203	79.785	9.044
pH7 – BW	15.68	6.12	33.691	83.797	5.658
pH8.02 – BW	16.54	19.22	13.224	93.329	4.998

Lượng đạm tổng số và lân hữu hiệu giải hấp cụ thể phụ thuộc vào lượng đã được hấp phụ trước đó. Quan sát cho thấy, pH trung tính tạo ra các dung dịch giàu đạm, có nguồn gốc từ cả nước tiểu người và nước sau bể tự hoại. Trong khi đó, pH kiềm tạo ra các dung dịch có nồng độ photpho cao. Một điểm đáng chú ý khác là mặc dù hàm lượng photpho trong dung dịch dinh dưỡng thu được từ quá trình giải hấp than sinh học ở pH 7 (đối với cả nước tiểu người và nước sau bể tự hoại) không phải là cao nhất, nhưng cũng không kém nhiều so với các giá trị cao hơn ghi nhận ở công thức pH kiềm. Nồng độ đạm cao nhất được ghi nhận là 143,703 mg/L và nồng độ lân cao nhất trong dung dịch dinh dưỡng là 235,101 mg/L.

d. Thảo luận cơ chế

pH ban đầu rõ ràng có ảnh hưởng đáng kể đến khả năng thu hồi các dạng đạm tổng số và lân hữu hiệu từ nước thải thông qua quá trình hấp phụ trong nghiên cứu này. Đối với đạm, pH trung tính của vật liệu hấp phụ thường mang lại dung lượng hấp phụ cao nhất. Về lý thuyết, môi trường pH axit có thể làm tăng khả năng hấp phụ đạm từ nước thải do pH thấp thuận lợi cho sự tồn tại của NH_4^+ và các tương tác tĩnh điện (Tan và c.s., 2020; Wu và c.s., 2024). Thực tế, điều này đã được quan sát trong nghiên cứu và được khẳng định qua kết quả mô phỏng động học, trong đó mô hình PFO (Pseudo First Order) đạt giá trị phù hợp rất cao ở pH = 5, vượt trội so với mô hình PSO (Pseudo Second Order) (Abdel Halim và c.s., 2019;

Koulouri và c.s., 2024; Zhao và c.s., 2021). Tuy nhiên, ở pH thấp, các nhóm chức năng như carboxyl bị proton hóa nhiều, làm giảm hiệu quả hấp phụ đối với các dạng đạm trung tính (như ure, creatinine) hoặc các ion mang điện âm (NO_3^-), cản trở quá trình trao đổi ion (Koulouri và c.s., 2024). Do lượng đạm ở dạng trung tính trong nước tiểu người chiếm tỷ lệ đáng kể, pH trung tính trở thành điều kiện tối ưu để biochar hấp phụ đạm. Ngoài ra, trong môi trường kiềm, các ion NH_4^+ trong nước thải thường bị chuyển hóa thành NH_3 theo phản ứng sau (Randall và c.s., 2016).



Quá trình này dẫn đến mất đạm cho hấp phụ, thể hiện qua lượng đạm hấp phụ trên biochar ở pH kiềm rất thấp, cả với nước tiểu người và nước sau bể tự hoại. Phốt pho trong nước thải sinh hoạt tồn tại dưới cả dạng vô cơ (PO_4^{3-} , HPO_4^{2-}) và dạng hữu cơ (trong protein hoặc dược phẩm). Dạng vô cơ thường chiếm ưu thế, với nhiều vai trò và cơ chế tương tác khác nhau. Trong hấp phụ, với điện tích âm của các ion này, quá trình sẽ được thúc đẩy bởi bề mặt biochar mang điện tích dương (do H^+ từ môi trường axit) (Gerland và c.s., 2020; Zhao và c.s., 2021). Khi có H^+ , các ion phốt pho chủ yếu tồn tại ở dạng H_2PO_4^- và HPO_4^{2-} , ít bị đẩy tĩnh điện hơn so với PO_4^{3-} có mật độ điện tích cao. Tuy nhiên, nhiều nghiên cứu đã chỉ ra rằng quá trình hấp phụ phức tạp, vừa có sự tham gia của hấp phụ vật lý (physisorption) vừa có hấp phụ hóa học (chemisorption) (Almanassra và c.s., 2021; Cao và c.s., 2020). Trong đó, tương tác hóa học thường đóng vai trò chi phối, đặc biệt khi biochar từ lõi ngô chứa Mg và Ca, giúp thúc đẩy phản ứng tạo muối phosphate theo các phương trình:



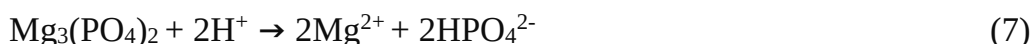
Các phản ứng này hình thành struvite một sản phẩm thường gặp trong các quá trình thu hồi dinh dưỡng bằng kết tủa (Koulouri và c.s., 2024; Randall và c.s., 2016; Sun và c.s., 2020). Thử nghiệm động học cho thấy mô hình PSO phù hợp hơn trong hấp phụ phốt pho ở pH kiềm, trong khi ở các pH khác, PFO chiếm ưu thế.

Điều này cho thấy sự tương tác đa cơ chế và xu hướng tăng hấp phụ hóa học ở pH kiềm, giải thích hiệu suất hấp phụ photpho cao hơn ở môi trường kiềm.

Một điểm cải tiến của nghiên cứu này là đánh giá quá trình giải hấp, khi biochar lõi ngô sau khi hấp phụ dinh dưỡng được đưa ra môi trường. Với đạm, xảy ra hai phản ứng chính: thủy phân ure tạo amoniac và oxy hóa amoniac thành nitrat hoặc nitrit (Jena và c.s., 2021; Stein và Klotz, 2016) →



Quá trình này có thể làm photpho khó hấp thụ hơn với cây trồng. Tuy nhiên, sự thay đổi của đạm (đặc biệt là sự giải phóng CO_2 và OH^-) có thể tạo H^+ qua phản ứng của các axit yếu, từ đó tạo ion photpho hòa tan.



Vi sinh vật cũng tạo ra các ion phosphate ở nhiều dạng khác nhau, có thể kết hợp với kim loại trong đất (Ca, Fe) tạo kết tủa, làm giảm khả năng hấp thụ dinh dưỡng (Islam và c.s., 2024). Vấn đề này được khắc phục khi giải hấp vào dung dịch, giúp dinh dưỡng dễ dàng sử dụng trong các hệ thống thủy canh.

Tổng kết, pH đóng vai trò điều chỉnh chọn lọc khi sử dụng biochar lõi ngô để thu hồi dinh dưỡng từ nước thải, đặc biệt là nước tiểu người. Theo kết quả nghiên cứu, pH trung tính mang lại hiệu quả cân bằng giữa hấp phụ đạm (cao nhất) và lân (mức trung bình). Nếu mục tiêu là tăng thu hồi photpho, có thể điều chỉnh pH biochar sang kiềm để tăng hấp phụ và giải hấp lân. Nghiên cứu này cũng mở ra hướng cải tiến, như biến tính biochar bằng MgO nano hoặc zeolit để tăng cường khả năng hấp phụ (Ganrot và c.s., 2008; Zhang và c.s., 2012).

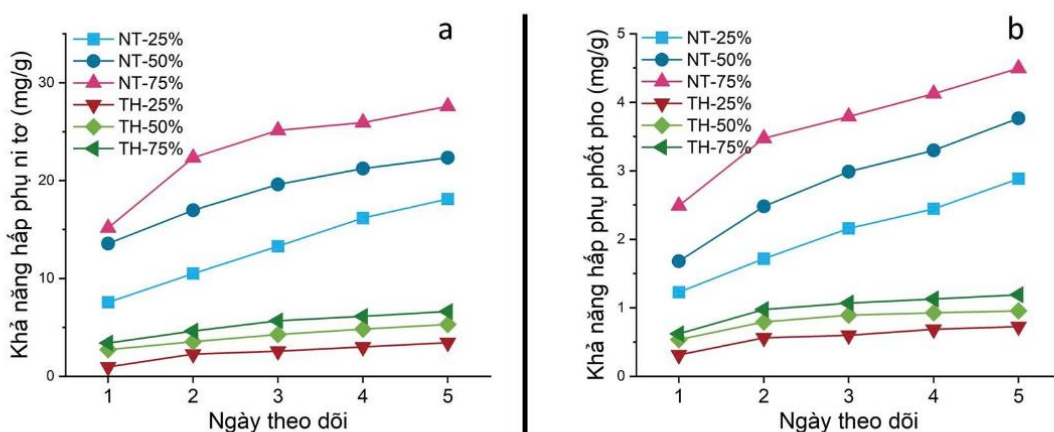
3.2.2.3. Ảnh hưởng của nồng độ đến hiệu suất thu hồi đạm tổng số và lân hữu hiệu từ nước tiểu người và nước sau bể tự hoại bằng biochar lõi ngô (TSH-LN)

Nghiên cứu được thực hiện nhằm đánh giá khả năng hấp phụ và giải hấp của vật liệu biochar được sản xuất từ lõi ngô. Mục tiêu chính của nghiên cứu là xác định nồng độ tối ưu giúp biochar đạt hiệu suất cao nhất trong việc thu hồi và tái sử dụng

các nguyên tố dinh dưỡng quan trọng như đạm (N) và lân (P) từ hai nguồn thải giàu dinh dưỡng là nước tiểu người và nước sau bể tự hoại

a. Đánh giá ảnh hưởng của nồng độ đến khả năng hấp phụ đạm tổng số và lân hữu hiệu.

Thí nghiệm được tiến hành với 60 g chất hấp phụ (than sinh học từ lõi ngô – TSH-LN) bổ sung vào 600 mL mẫu nước thải của từng loại (nước tiểu người và nước sau bể tự hoại), trong điều kiện mô hình hấp phụ tĩnh. Dữ liệu được ghi nhận mỗi ngày trong vòng 5 ngày. Kết quả về khả năng hấp phụ các dạng đạm tổng số và lân hữu hiệu được thể hiện trong Hình 3.30, bao gồm: (a) đạm tổng số, (b) lân hữu hiệu.



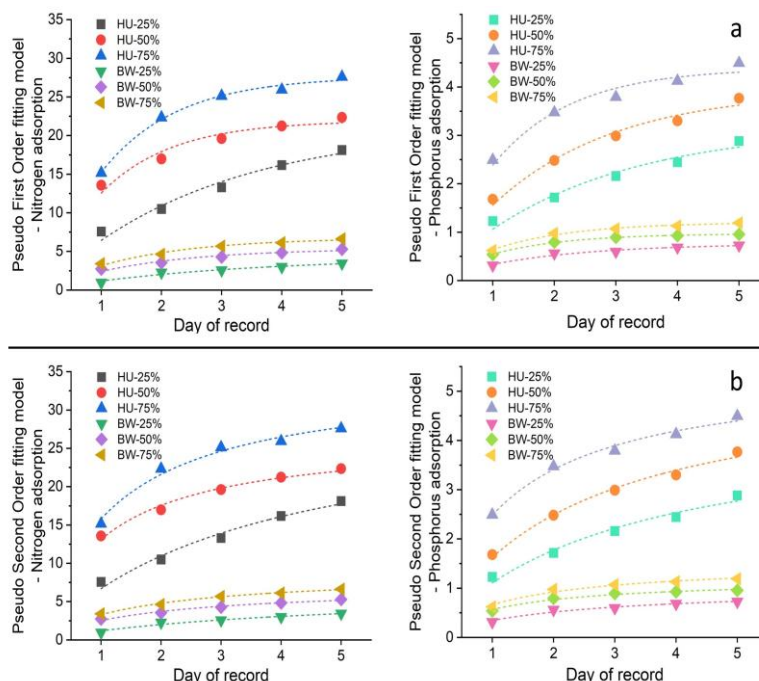
Hình 3.30. Ảnh hưởng của nồng độ đến khả năng hấp phụ đạm tổng số và lân hữu hiệu: (a) đạm tổng số, (b) lân hữu hiệu của TSH-LN của nước tiểu người và nước sau bể tự hoại.

Kết quả cho thấy, hiệu suất hấp phụ của TSH-LN đối với cả đạm tổng số và lân hữu hiệu đều tăng dần theo thời gian ở cả hai loại mẫu. Đối với đạm tổng số, nồng độ các dạng đạm hòa tan giảm rõ rệt trong 3 ngày đầu, sau đó tốc độ giảm chậm lại và tiến tới trạng thái cân bằng. Hiện tượng này phản ánh sự kết hợp của cơ chế khuếch tán nội hạt và quá trình bão hòa các vị trí hoạt động trên bề mặt biochar (Zare và Ghasemi-Fasaei, 2019). Trong giai đoạn đầu, khả năng loại bỏ đạm tổng số được hỗ trợ bởi sự tồn tại của NH_4^+ ở pH gần trung tính, làm tăng tương tác tĩnh điện giữa ion dương và các nhóm chức âm trên bề mặt biochar (Deng và c.s., 2021; Xie và c.s., 2025). Đối với phot pho, xu hướng loại bỏ cũng tương tự, nhưng tốc độ

giảm ban đầu chậm hơn so với đậm, có thể do cơ chế tương tác hóa học giữa các ion phosphate (PO_4^{3-} , HPO_4^{2-}) với các cation kim loại như Mg^{2+} và Ca^{2+} trong cấu trúc biochar (Luo và c.s., 2023; Yin và c.s., 2021). Quá trình này có thể tạo thành các khoáng kết tủa như $\text{Mg}_3(\text{PO}_4)_2$ hoặc $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$, góp phần làm giảm nồng độ photpho hòa tan (Booker và c.s., 1999). Khi so sánh giữa hai loại nước thải, khả năng hấp phụ ở mẫu nước tiểu người nhìn chung cao hơn so với nước sau bể tự hoại. Nguyên nhân có thể liên quan đến sự khác biệt về nồng độ dinh dưỡng ban đầu, pH, và hàm lượng các hợp chất hữu cơ dễ bị hấp phụ (Lu và c.s., 2025). Ngoài ra, các hợp chất hữu cơ phức tạp trong nước sau bể tự hoại có thể cạnh tranh vị trí hấp phụ, làm giảm hiệu suất xử lý (Šimanský và c.s., 2018).

Nhìn chung, kết quả khẳng định nồng độ ban đầu của nước thải là yếu tố quan trọng ảnh hưởng đến tốc độ và hiệu suất hấp phụ. Trong bối cảnh ứng dụng thực tế, việc điều chỉnh tỷ lệ vật liệu và nồng độ dinh dưỡng đầu vào có thể giúp tối ưu quá trình thu hồi dinh dưỡng, cân bằng giữa hiệu quả xử lý và chi phí vật liệu (Ganrot, 2012; Ganrot và c.s., 2008).

b. Đánh giá ảnh hưởng của nồng độ đến hiệu suất hấp phụ đậm tổng số và lân hữu hiệu



Hình 3.31. Kết quả mô hình hóa động học: (a) mô hình PFO, (b) mô hình PSO

của hiệu suất quá trình thu hồi dưỡng chất ở các nồng độ pha loãng

Kết quả động học quá trình hấp phụ đạm tổng số (N) và lân hữu hiệu (P) ở các nồng độ pha loãng được mô phỏng bằng hai mô hình bậc 1 (PFO) và mô hình bậc 2 (PSO) (Hình 3.31). Có thể thấy, quá trình hấp phụ diễn ra nhanh trong 1–2 ngày đầu, sau đó tiến dần tới trạng thái cân bằng vào ngày thứ 5. Ở nồng độ thấp (HU–25%, BW–25%), tốc độ hấp phụ nhanh nhưng dung lượng hấp phụ cực đại thấp; ngược lại, ở nồng độ cao (HU–75%), khả năng thu hồi dưỡng chất tăng mạnh và kéo dài hơn, cho thấy vai trò của gradient nồng độ trong thúc đẩy quá trình vận chuyển ion về bề mặt vật liệu. Xu hướng này phù hợp với các nghiên cứu trước đây về cơ chế hấp phụ dinh dưỡng trong môi trường nước thải (Foo và Hameed, 2010; Ho và McKay, 1999).

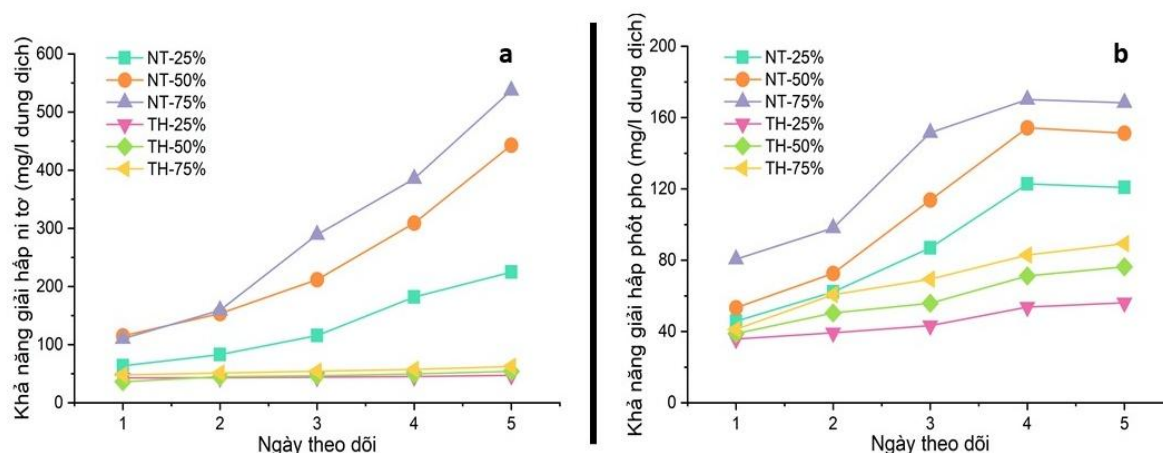
So sánh giữa hai mô hình cho thấy PSO mô tả quá trình hấp phụ tốt hơn so với PFO, thể hiện qua giá trị R^2 hiệu chỉnh cao hơn và dung lượng cân bằng (q_e) được tính toán gần sát với thực nghiệm. Cụ thể, dung lượng hấp phụ đạm tổng số theo PSO đạt 26,59–34,20 mg/g đối với các mẫu HU và 6,50–8,73 mg/g đối với mẫu BW, trong khi theo PFO chỉ đạt 21,16–27,64 mg/g và 4,26–6,76 mg/g. Tương tự, dung lượng hấp phụ phốt pho theo PSO dao động 4,44–5,44 mg/g (HU) và 1,02–1,51 mg/g (BW), cao hơn so với PFO (3,17–4,39 mg/g và 0,76–1,20 mg/g). Giá trị R^2 hiệu chỉnh của PSO cũng cao hơn (0,951–0,991) so với PFO (0,924–0,996) (Bảng 3.3). Điều này khẳng định cơ chế hấp phụ chủ yếu là hóa hấp phụ (chemisorption), dựa trên liên kết hóa học và trao đổi điện tử giữa ion dinh dưỡng và bề mặt vật liệu, thay vì chỉ là hấp phụ vật lý. Kết quả này tương đồng với nhiều nghiên cứu gần đây về thu hồi dưỡng chất bằng biochar và vật liệu nông nghiệp tái chế (Abiodun và c.s., 2023; Lim và c.s., 2025; Saliu và Oladoja, 2021; Ungureanu và c.s., 2023).

Bảng 3.3. Các thông số động học được tính toán của quá trình thu hồi dưỡng chất ở các nồng độ pha loãng

	HU-25%		HU-50%		HU-75%		BW-25%		BW-50%		BW-75%	
	N	P	N	P	N	P	N	P	N	P	N	P
Mô hình bậc 1												
q_e (mg/g)	21.16	3.173	24.93	3.947	27.64	4.394	4.26	0.764	5.37	0.971	6.76	1.206
k_1 (g/mg.min)	0.360	0.407	0.85	0.501	0.80	0.782	0.32	0.574	0.59	0.824	0.63	0.758
Adjusted R^2	0.960	0.950	0.924	0.971	0.991	0.951	0.954	0.961	0.930	0.996	0.971	0.984
Mô hình bậc 2												
q_e (mg/g)	26.59	4.435	30.29	5.341	34.2	5.443	6.502	1.021	6.968	1.194	8.729	1.513
k_2 (g/mg.min)	0.095	0.075	0.036	0.082	0.025	0.154	0.034	0.497	0.082	0.749	0.069	0.514
Adjusted R^2	0.972	0.966	0.982	0.987	0.979	0.983	0.951	0.953	0.968	0.971	0.991	0.965

c. Đánh giá khả năng giải hấp đạm tổng số và lân hữu hiệu.

Hình 3.32 thể hiện kết quả giải hấp đạm tổng số (a) và lân hữu hiệu (b) từ than sinh học lõi ngô (TSH-LN) đã bão hòa dinh dưỡng trong các nghiệm thức với tỷ lệ dung dịch giải hấp khác nhau (25%, 50%, 75%) từ nước tiểu người (NT) và nước sau bể tự hoại (TH), theo dõi trong 5 ngày.



Hình 3.32 Kết quả thí nghiệm giải hấp đạm tổng số và lân hữu hiệu, với (a) là khả năng giải hấp đạm tổng số và (b) là khả năng giải hấp lân hữu hiệu từ TSH-LN đã bão hòa dinh dưỡng.

Đối với đạm tổng số (Hình 3.32a), các nghiệm thức NT-50% và NT-75% thể hiện mức giải phóng đạm tổng số cao nhất, đạt lần lượt 400 mg/L và 550 mg/L vào ngày thứ 5, vượt xa các nghiệm thức NT-25% và tất cả nghiệm thức của nhóm TH. Điều này cho thấy dung dịch giải hấp có nồng độ cao hơn có thể thúc đẩy quá trình trao đổi ion và hòa tan các hợp chất đạm tổng số, bao gồm NH_4^+ , NO_3^- và cả dạng

hữu cơ như urê (Jena và c.s., 2021; Stein và Klotz, 2016). Sự gia tăng giải hấp cũng phù hợp với cơ chế phân hủy vi sinh urê tạo thành NH_3 và CO_2 , sau đó NH_3 chuyển hóa thành NH_4^+ trong môi trường nước (Randall và c.s., 2016).

Đối với photpho (Hình 3.32b), các nghiệm thức NT-75% và NT-50% tiếp tục duy trì hiệu suất giải hấp cao hơn, đạt lần lượt 180 mg/L và 150 mg/L vào cuối giai đoạn theo dõi. Xu hướng này cho thấy photpho, chủ yếu ở dạng H_2PO_4^- và HPO_4^{2-} , được giải phóng nhờ sự biến đổi hóa học của các muối phosphate liên kết với Mg^{2+} và Ca^{2+} trong cấu trúc biochar (Cao và c.s., 2020; Sun và c.s., 2020). Các phản ứng phân giải như $\text{Mg}_3(\text{PO}_4)_2 + 2\text{H}^+ \rightarrow 2\text{Mg}^{2+} + 2\text{HPO}_4^{2-}$ đóng vai trò quan trọng trong việc tạo các dạng photpho hòa tan dễ hấp thụ cho cây trồng.

Điểm đáng chú ý là ở các nghiệm thức TH (mô phỏng điều kiện giải hấp trong nước sau bể tự hoại), hiệu suất giải hấp thấp hơn đáng kể so với nhóm NT. Nguyên nhân có thể do sự hiện diện của chất hữu cơ phức tạp và ion kim loại nặng, gây tái kết tủa hoặc hấp phụ ngược lân hữu hiệu và đạm tổng số, làm giảm nồng độ hòa tan (Islam và c.s., 2024). Những kết quả này gợi ý rằng việc điều chỉnh tỷ lệ dung dịch giải hấp và điều kiện môi trường có thể tối ưu hóa quá trình thu hồi dinh dưỡng từ biochar đã bão hòa. Trong thực tiễn, phương pháp giải hấp này có tiềm năng kết hợp với các hệ thống thủy canh (hydroponics) để tận dụng tối đa lượng dinh dưỡng thu hồi được (Ganrot và c.s., 2008; Yao và c.s., 2012).

3.3. Kết quả thử nghiệm đánh giá chất lượng dinh dưỡng trên cây trồng

Sau khi thực hiện các thí nghiệm hấp phụ và giải hấp, tác giả đã lựa chọn hai dung dịch giải hấp có hiệu quả cao nhất, đại diện cho hai nguồn thải khác nhau là nước tiểu người và nước sau bể tự hoại. Cả hai nguồn đều được hấp phụ và giải hấp trên biochar làm từ lõi ngô, sau đó được sử dụng để tiến hành thí nghiệm trên cây trồng nhằm đánh giá khả năng phát triển của cây. Cụ thể, hai dung dịch được chọn gồm: dung dịch dinh dưỡng giải hấp từ than sinh học lõi ngô sau khi hấp phụ nước tiểu người (ký hiệu là NT-LN), và dung dịch dinh dưỡng giải hấp từ than sinh học lõi ngô sau khi hấp phụ nước sau bể tự hoại (ký hiệu là BW-LN). Các dung dịch này được dùng làm nguồn cung cấp dinh dưỡng cho cây trong suốt quá trình thí

nghiệm, với mục tiêu so sánh khả năng cung cấp dinh dưỡng và hiệu quả thúc đẩy sinh trưởng, phát triển của từng loại dung dịch đối với cây trồng.

3.3.1. Đánh giá chất lượng dung dịch

Chất lượng dung dịch được pha loãng đạt nồng độ 900 ppm (theo quy trình trồng rau thủy canh ăn lá của Trung tâm khuyến nông thành phố Hồ Chí Minh), sau đó được lấy mẫu để phân tích. Bảng 3.4 trình bày kết quả so sánh chất lượng của dung dịch hữu cơ từ hai nguồn nguyên liệu, gồm dung dịch dinh dưỡng giải hấp từ biochar lõi ngô hấp phụ trên nước tiểu người (NT-LN) và dung dịch dinh dưỡng giải hấp từ biochar lõi ngô hấp phụ trên nước sau bể tự hoại (BW-LN), với dung dịch Hoagland, một dung dịch thủy canh vô cơ trên thị trường.

Bảng 3.4: So sánh chất lượng DDHC với dung dịch Hoagland

TT	Tên chỉ tiêu	Đơn vị	Dung dịch hữu cơ		DD Hoagland	thông tư số 09/2019/TT – BNNPTNT
			NT-LN	BW-LN		
1	Mật độ vi sinh vật có ích	CFU/ml	$1.19 \cdot 10^6$	$1.13 \cdot 10^6$	-	$\geq 1 \times 10^6$
2	pH		5.82	5.95	-	
3	Đạm tổng số	mg/l	48.53	29.61	93.75	≥ 8 và < 18
4	Lân hữu hiệu	mg/l	92.99	47.501	26.25	≥ 8 và < 18
5	Kali hữu hiệu	mg/l	330.64	133.24	99.43	≥ 8 và < 18
6	Canxi	mg/l	66.33	51.30	108.85	≥ 20
7	S	mg/l	36.64	32.74	16.70	≥ 20
8	Mg	mg/l	0.692	0.276	12.500	≥ 20
9	Fe	mg/l	2.782	2.657	2.450	≥ 50
10	Cu	mg/l	0.199	0.192	0.060	≥ 50
11	Zn	mg/l	0.268	0.264	0.250	≥ 50
12	Mn	mg/l	0.153	0.141	0.988	≥ 50
13	B	mg/l	0.147	0.136	0.350	≥ 50
14	Mo	mg/l	0.004	0.004	0.050	≥ 50
15	As	mg/l	0.0008	0.0010	-	≤ 10
16	Hg	mg/l	< 0.001	< 0.001	-	≤ 2
17	Cd	mg/l	< 0.001	< 0.001	-	≤ 5
18	<i>E. Coli</i>	CFU/ml	0	0	-	0

Bảng 3.4 trình bày kết quả so sánh thành phần dinh dưỡng của dung dịch hữu cơ (NT-LN và BW-LN) với dung dịch chuẩn Hoagland. Kết quả cho thấy dung dịch hữu cơ có mật độ vi sinh vật có ích cao ($1.13\text{--}1.19 \times 10^6$ CFU/ml) và hoàn toàn không phát hiện vi khuẩn *E. coli*, đảm bảo an toàn theo QCVN 09/2019/TT-BNNPTNT. Hàm lượng kim loại nặng As, Hg và Cd đều ở mức rất thấp (As: 0.0008–0.001 mg/l; Hg, Cd <0,001 mg/l), thấp hơn nhiều so với ngưỡng cho phép (As <10 mg/l; Hg <2 mg/l; Cd <5 mg/l).

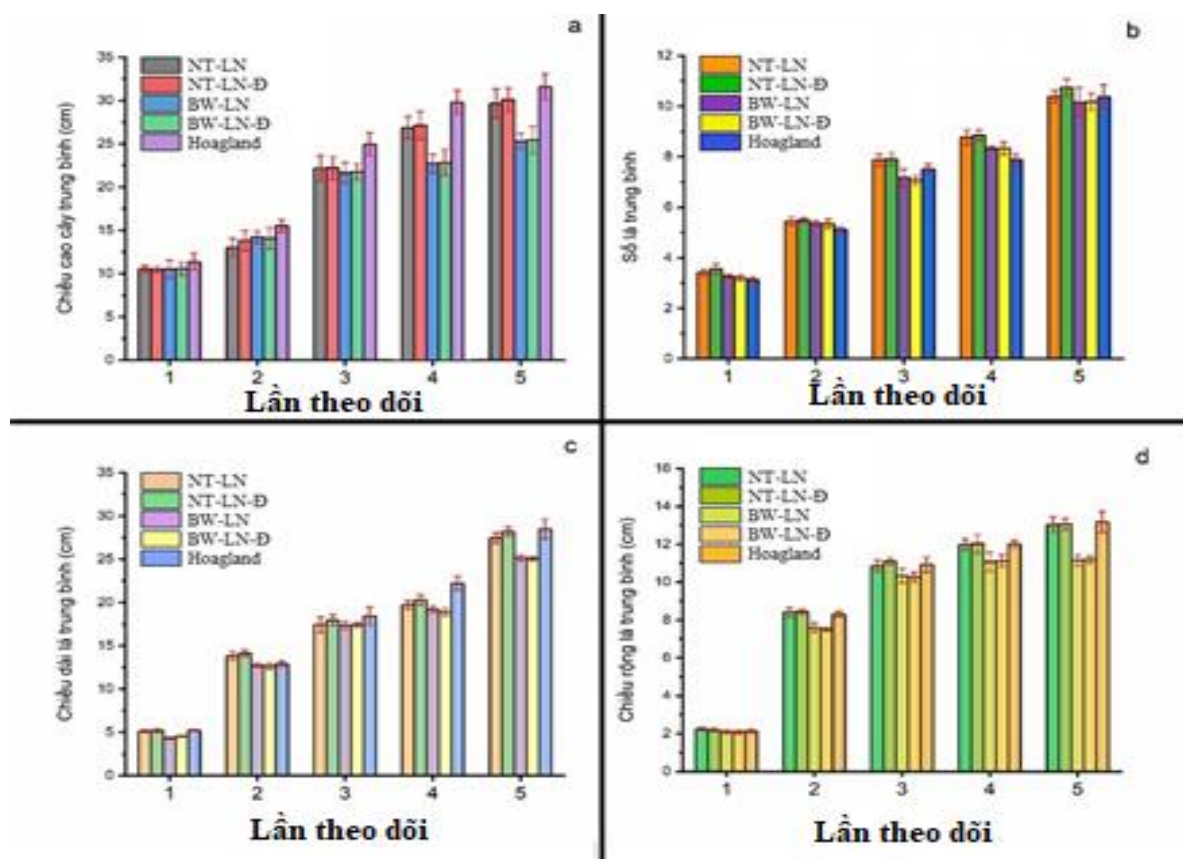
Về thành phần dinh dưỡng đa lượng, dung dịch hữu cơ có hàm lượng đạm (48.53–29.61 mg/l) và canxi (51.30–66.30 mg/l) thấp hơn so với dung dịch Hoagland (N tổng 98.75 mg/l; Ca 108.85 mg/l). Ngược lại, hàm lượng lân hữu hiệu (47,50–92,99 mg/l), kali hữu hiệu (133.24–330.64 mg/l) và lưu huỳnh (32.74–36.64 mg/l) cao vượt trội so với Hoagland (P: 26.25 mg/l; K: 99.43 mg/l; S: 16.70 mg/l). Hàm lượng các vi lượng như Fe, Cu, Zn dao động ở mức tương đương hoặc nhỉnh hơn, trong khi Mg, Mn và B lại khá thấp so với chuẩn.

Như vậy, dung dịch hữu cơ có ưu thế về lân, kali, lưu huỳnh và mật độ vi sinh vật có lợi, song hạn chế ở hàm lượng đạm, canxi và một số nguyên tố vi lượng (Mg, Mn, B). Do đó, để đảm bảo sinh trưởng và phát triển ổn định của cây trồng, cần nghiên cứu bổ sung thêm các yếu tố này vào công thức phối trộn dinh dưỡng.

3.3.1. Kết quả thử nghiệm trên cây rau cải mè

3.3.1.1. Chỉ tiêu sinh trưởng

Kết quả ghi lại 04 chỉ tiêu sinh trưởng quan trọng của cây cải mè khi được trồng với 05 loại dung dịch dinh dưỡng khác nhau trong chuyên đề này được thể hiện qua hình 3.33 dưới đây:



Hình 3.33. Các chỉ tiêu sinh trưởng của cây rau cải mềo được trồng bởi các dung dịch dinh dưỡng mới.

Trong khoảng thời gian 5 lần theo dõi tổng số ngày theo dõi là 30 ngày, dung dịch Hoagland đã tạo ra các cá thể rau cải mềo phát triển ổn định ở cả bốn tiêu chí: chiều cao, số lá, chiều dài lá và chiều rộng lá. Vào ngày đầu tiên, so với các loại rau từ công thức dinh dưỡng khác, rau cải mềo được xử lý bằng dung dịch Hoagland không sở hữu những chỉ số tốt nhất, đặc biệt là về số lượng lá và chiều rộng lá. Tuy nhiên, vào lần thứ 5, mọi phép đo từ công thức này đều vượt trội so với các công thức khác. Chiều cao trung bình của cây là 31.55 cm, so với 29.65 cm từ các cây rau được xử lý bằng dung dịch từ nước tiểu người, đây là con số cao thứ hai trong hạng mục đánh giá này. Số lá trên mỗi cá thể là 10.37, tương đương thống kê với số lá từ công thức dựa trên nước tiểu người. Chiều dài và chiều rộng lá lần lượt là 28.51 cm và 13.45 cm.

Dung dịch Hoagland đã được phát triển từ những năm 1930 và được thiết kế chính xác để cung cấp cả vi lượng và đại lượng dinh dưỡng cho cây trồng trong các

hệ thống không có đất, do đó giải thích sự vượt trội trong sự phát triển của cây trồng. Tuy nhiên, vẫn tồn tại một số yếu điểm, bao gồm sự cân bằng dinh dưỡng và giới hạn vi sinh vật. Nếu có sự thay đổi gradient do sự hấp thụ hoặc bổ sung dinh dưỡng, khả năng sẵn có của các chất dinh dưỡng khác có thể bị ảnh hưởng qua các tương tác hóa học của sự thay đổi pH. Vì các thành phần trong dung dịch Hoagland chủ yếu là hợp chất vô cơ, nó hạn chế sự tương tác giữa vi sinh vật và cây trồng, một yếu tố quan trọng trong canh tác đất. Đây có thể là lý do tại sao hiệu suất của dung dịch dựa trên nước tiểu người trong nghiên cứu này lại tương đương với dung dịch Hoagland mặc dù các con số cụ thể thường thấp hơn. Về chiều cao của cây, cây được trồng bằng dung dịch nước tiểu người có chiều cao trung bình là 29.65 cm, thấp hơn dung dịch Hoagland khoảng 2 cm nhưng cao hơn dung dịch dựa trên nước thải sau bể tự hoại 4.3 cm. Chiều dài lá là 27.45 cm mỗi lá, chỉ thấp hơn dung dịch Hoagland khoảng 1 cm, trong khi cao hơn dung dịch nước thải sau bể tự hoại hơn 2 cm. Chiều rộng lá là 13.34 cm, gần tương đương với dung dịch Hoagland và cao hơn dung dịch nước thải sau bể tự hoại 2 cm. Những con số này là gần như tương đồng với cây được biochar hấp phụ nước tiểu người kết hợp với đất khi các chỉ số kể trên lần lượt có giá trị là 30.06 cm chiều cao, 10.75 số lá, 28.19 cm chiều dài lá, và chiều rộng lá trung bình là 13.07 cm. Nếu không tính giá trị xác suất thống kê thì những con số từ biochar hấp phụ nước tiểu người kết hợp với đất cao hơn so với dung dịch chiết xuất từ nước tiểu người hấp phụ qua biochar lõi ngô.

Dung dịch dựa trên nước thải sau bể tự hoại chỉ tạo ra một chỉ số số lá tương đương so với hai dung dịch còn lại, với khoảng 10.20 lá mỗi cây trong công thức này. Tuy nhiên, ở ba tiêu chí còn lại, các chỉ số của nó giảm đi, khi chiều cao trung bình chỉ là 25.30 cm/cây, chiều dài lá trung bình là 24.20 cm/lá, và chiều rộng lá trung bình là 11.30 cm/lá. Sự kém ưu thế của các cây từ công thức dinh dưỡng từ nước thải sau bể tự hoại thường được thể hiện từ lần đo thứ 3.

3.3.1.2. Chỉ tiêu về giá trị dinh dưỡng

Giá trị dinh dưỡng trong các cây cải mè được thể hiện thông qua 06 tiêu chí được ghi nhận trong bảng 3.5 dưới đây. Dung dịch chiết xuất từ biochar lõi ngô sau hấp phụ với nước tiểu người (NT-LN), biochar lõi ngô sau hấp phụ với nước tiểu

người kết hợp với đất (NT-LN-Đ), Dung dịch chiết xuất từ biochar lõi ngô sau hấp phụ với nước sau bể tự hoại (BW-LN), biochar lõi ngô sau hấp phụ với nước sau bể tự hoại kết hợp với đất (BW-LN-Đ).

Bảng 3.5. Giá trị dinh dưỡng trong rau cải mè được canh tác bởi các loại dung dịch dinh dưỡng mới

Công thức dinh dưỡng	Hàm lượng khô (%)	Hàm lượng nitrate (mg/kg)	Vitamin C (mg/100g)	Carbohydrate tổng (g/100g)	Pb (mg/kg)	Cd (mg/kg)
NT-LN	8.75	64.85	109.38	0.53	0.013	0.008
Std.Error	0.11	0.15	0.51	0.43	0.04	-
NT-LN-Đ	8.83	69.29	108.10	0.54	0.008	0.07
Std.Error	0.17	0.03	0.41	0.32	0.03	-
BW-LN	8.84	59.36	113.57	0.54	0.011	0.010
Std.Error	0.09	0.07	0.30	0.67	0.03	-
BW-LN-Đ	8.66	60.81	109.56	0.51	0.009	0.007
Std.Error	0.8	0.06	0.35	0.27	0.02	-
Hoagland	7.82	85.64	102.75	0.46	0.014	0.009
Std.Error	0.10	0.04	0.69	0.36	0.01	-

Giá trị dinh dưỡng của rau cải mè trồng bằng các dung dịch dinh dưỡng khác nhau được đánh giá dựa trên sáu tiêu chí chính: hàm lượng khô, hàm lượng nitrate, vitamin C, carbohydrate tổng, Pb, và Cd. Kết quả cho thấy rau trồng với dung dịch NT-LN và biochar NT-LN-Đ có hàm lượng khô cao hơn so với dung dịch Hoagland, lần lượt là 8.75% và 8.83% so với 7.82%. Trong khi đó, hàm lượng nitrate trong rau trồng bằng dung dịch Hoagland là cao nhất, đạt 85.64 mg/kg, cao hơn đáng kể so với các công thức khác.

Về hàm lượng vitamin C, dung dịch BW-LN cho kết quả cao nhất với 113.57 mg/100g, vượt trội so với 102.75 mg/100g của dung dịch Hoagland. Các công thức NT-LN và biochar NT-LN-Đ cũng cho kết quả tốt với vitamin C xấp xỉ 109 mg/100g. Điều này cho thấy rau trồng bằng các dung dịch hữu cơ và biochar sau

hấp phụ nước tiểu người có thể cung cấp giá trị dinh dưỡng cao hơn về mặt vitamin C. Carbohydrate tổng trong rau cũng cho thấy xu hướng tương tự, với dung dịch NT-LN và biochar NT-LN-Đ đều có hàm lượng cao hơn so với Hoagland. Rau trồng bằng dung dịch NT-LN và biochar NT-LN-Đ có hàm lượng carbohydrate tổng là 0.53 g/100g và 0.54 g/100g, trong khi Hoagland chỉ đạt 0.46 g/100g.

Về hàm lượng kim loại nặng, Pb và Cd đều nằm trong giới hạn an toàn cho phép. Dung dịch Hoagland có hàm lượng Pb cao nhất với 0.014 mg/kg, trong khi các dung dịch khác đều cho kết quả thấp hơn. Tuy nhiên, hàm lượng Cd lại cao hơn trong các dung dịch NT-LN và BW-LN, nhưng vẫn nằm trong giới hạn an toàn.

3.3.1.3. Chỉ tiêu về sản lượng

Sản lượng của các cây cải mè được xử lý bởi 05 loại dinh dưỡng khác nhau trong chuyên đề này được thể hiện qua bảng 3.6 dưới đây. Dung dịch chiết xuất từ biochar lõi ngô sau hấp phụ với nước tiểu người (NT-LN), biochar lõi ngô sau hấp phụ với nước tiểu người kết hợp với đất (NT-LN-Đ), Dung dịch chiết xuất từ biochar lõi ngô sau hấp phụ với nước sau bể tự hoại (BW-LN), biochar lõi ngô sau hấp phụ với nước sau bể tự hoại kết hợp với đất (BW-LN-Đ).

Bảng 3.6. Sản lượng của các mô hình thủy canh trồng rau cải mè sử dụng dung dịch dinh dưỡng mới

Công thức dinh dưỡng	Khối lượng trung bình mỗi cá thể (g/cây)		Năng suất lý thuyết (kg/1000 m ²)		Năng suất thực tế (kg/1000 m ²)	
	Vụ 01	Vụ 02	Vụ 01	Vụ 02	Vụ 01	Vụ 02
NT-LN	86.30	84.72	2157.42	2118.00	1859.38	1820.83
NT-LN-Đ	86.77	85.11	2169.25	2127.75	1865.56	1826.87
BW-LN	79.86	78.09	1996.42	1952.17	1716.15	1656.25
BW-LN-Đ	81.01	79.85	2025.24	1996.25	1741.30	1697.81
Hoagland	80.75	79.18	2018.67	1979.50	1723.96	1687.50
P	0.041	0.043	0.041	0.044	0.0231	0.0185
CV (%)	3.64	3.12	3.64	3.11	4.24	4.34
LSD.05	5.59	4.69	139.81	117.09	139.28	138.34

Sản lượng của rau cải mè được trồng với các dung dịch dinh dưỡng khác nhau được đo lường qua ba chỉ tiêu chính: khối lượng trung bình mỗi cây, năng suất lý thuyết, và năng suất thực tế. Kết quả cho thấy biochar NT-LN-Đ có khối lượng trung bình mỗi cây cao nhất, đạt 86.77 g/cây trong vụ 1 và 85.11 g/cây trong vụ 2. Dung dịch NT-LN cũng có khối lượng trung bình khá cao, đạt 86.30 g/cây trong vụ 1 và 84.72 g/cây trong vụ 2. Ngược lại, dung dịch BW-LN có khối lượng trung bình thấp nhất, với 79.86 g/cây trong vụ 1 và 78.09 g/cây trong vụ 2.

Về năng suất lý thuyết, biochar NT-LN-Đ vẫn đứng đầu với 2169.25 kg/1000 m² trong vụ 1 và 2127.75 kg/1000 m² trong vụ 2. Dung dịch Hoagland có năng suất lý thuyết cao thứ hai, với 2018.67 kg/1000 m² trong vụ 1 và 1979.50 kg/1000 m² trong vụ 2. Dung dịch BW-LN có năng suất lý thuyết thấp nhất, đạt 1996.42 kg/1000 m² trong vụ 1 và 1952.17 kg/1000 m² trong vụ 2. Năng suất thực tế cũng cho thấy xu hướng tương tự, biochar NT-LN-Đ có năng suất cao nhất, đạt 1865.56 kg/1000 m² trong vụ 1 và 1826.87 kg/1000 m² trong vụ 2. Dung dịch NT-LN có năng suất thực tế là 1859.38 kg/1000 m² trong vụ 1 và 1820.83 kg/1000 m² trong vụ 2. Dung dịch BW-LN có năng suất thực tế thấp nhất, chỉ đạt 1716.15 kg/1000 m² trong vụ 1 và 1656.25 kg/1000 m² trong vụ 2.

Nhìn chung, dung dịch NT-LN và biochar NT-LN-Đ cho thấy sản lượng cao hơn cả về khối lượng trung bình mỗi cây và năng suất lý thuyết cũng như thực tế so với các dung dịch khác. Dung dịch Hoagland có kết quả trung bình, trong khi dung dịch BW-LN cho kết quả thấp nhất.

3.3.1.4. *Chỉ tiêu về tính kinh tế*

Tính kinh tế dựa trên sản lượng trung bình của các cây cải mè được xử lý bởi 05 loại dinh dưỡng khác nhau trong chuyên đề này được thể hiện qua bảng 3.7 dưới đây. Dung dịch chiết xuất từ biochar lõi ngô sau hấp phụ với nước tiểu người (NT-LN), biochar lõi ngô sau hấp phụ với nước tiểu người kết hợp với đất (NT-LN-Đ), Dung dịch chiết xuất từ biochar lõi ngô sau hấp phụ với nước sau bể tự hoại (BW-LN), biochar lõi ngô sau hấp phụ với nước sau bể tự hoại kết hợp với đất (BW-LN-Đ).

Bảng 3.7. Tính kinh tế của các mô hình thủy canh trồng rau cải mè sử dụng dung dịch dinh dưỡng mới

Công thức dinh dưỡng	Doanh thu		Chi phí (1.000 VND)			Lợi nhuận (1.000 VND)
	Năng suất (kg)	Doanh thu (1.000 VND)	Chi phí chung	Chi phí dinh dưỡng	Tổng chi phí	
NT-LN	1.840	27.601	11.300	3.500	14.800	12.801
NT-LN-Đ	1.846	27.693	11.300	3.500	14.800	12.893
BW-LN	1.686	25.293	11.300	2.500	13.300	11.993
BW-LN-Đ	1.719	25.794	11.300	2.500	13.300	12.494
Hoagland	1.705	25.585	11.300	7.700	19.000	6.585

Nhờ năng suất cao được ghi nhận ở bảng 3.7 dung dịch NT-Đ mang lại doanh thu cao nhất, đạt 27.693.000 VND từ năng suất 1.846 kg. Tương tự, dung dịch NT-LN cũng có doanh thu đáng kể, đạt 27.601.600 VND với năng suất 1.840kg. Trong khi đó, dung dịch BW-LN, với năng suất thấp nhất, chỉ mang lại doanh thu 25.293.000 VND từ năng suất 1.686kg. Trong khi đó, chi phí tổng cho mỗi công thức dinh dưỡng bao gồm chi phí chung và chi phí dinh dưỡng. Chi phí dinh dưỡng cho dung dịch Hoagland là cao nhất, đạt 7.700.000 VND, dẫn đến tổng chi phí lên tới 19.000.000 VND. Ngược lại, chi phí dinh dưỡng của dung dịch từ nước tiểu người NT-LN và biochar NT-LN-Đ chỉ là 3.500.000 VND, và của dung dịch nước thải sau bể tự hoại BW-LN và biochar BW-LN-Đ là 2.500.000 VND. Tổng chi phí của dung dịch NT-LN và biochar NT-LN-Đ là 14.800.000 VND, trong khi tổng chi phí của dung dịch BW-LN là 13.300.000 VND.

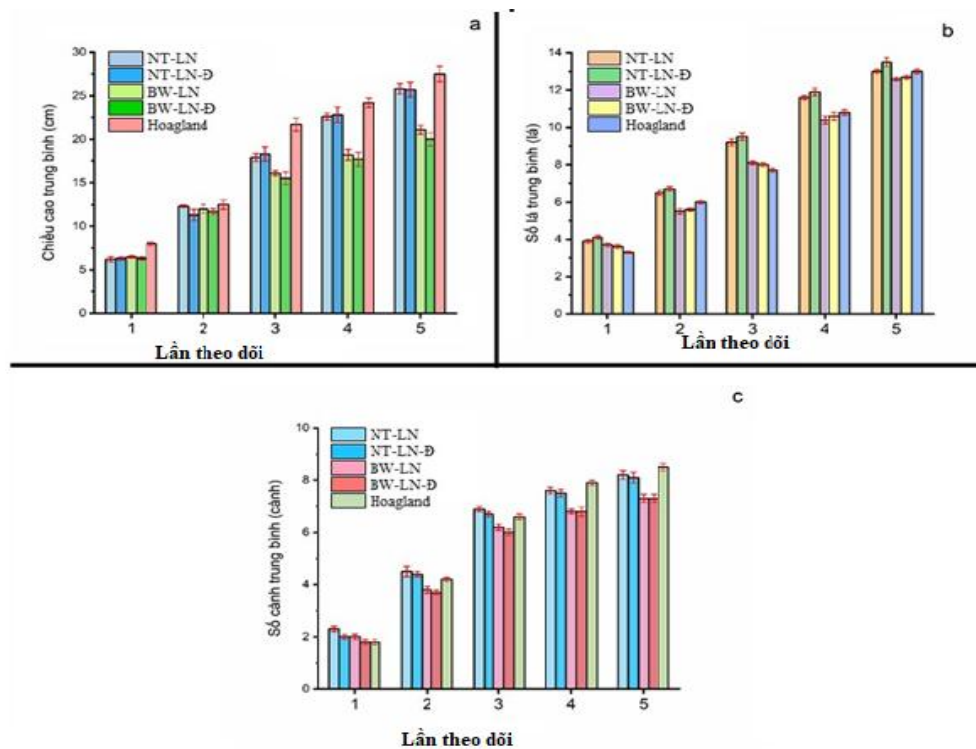
Khi tính toán lợi nhuận, nhờ vào doanh thu cao từ năng suất lớn, biochar NT-LN-Đ dẫn đầu với lợi nhuận đạt 12.893.000 VND, theo sát là dung dịch NT-LN với lợi nhuận 12.801.600 VND. Dung dịch Hoagland, mặc dù có doanh thu khá nhưng do chi phí cao, dẫn đến lợi nhuận thấp nhất, chỉ đạt 6.585.900 VND. Dung dịch BW-LN và biochar BW-LN-Đ có lợi nhuận lần lượt là 11.993.000 VND và 12.494.000 VND, cho thấy chi phí thấp giúp cải thiện lợi nhuận đáng kể.

Như vậy là hai loại dung dịch NT-LN và biochar NT-LN-Đ không chỉ mang lại sản lượng cao mà còn tính kinh tế tốt nhất với lợi nhuận cao hơn so với các dung dịch khác. Dung dịch Hoagland mặc dù có hiệu quả trung bình về sản lượng nhưng chi phí cao dẫn đến lợi nhuận thấp. Dung dịch BW-LN và biochar BW-LN-Đ có chi phí thấp, nhưng doanh thu cũng thấp hơn, dẫn đến lợi nhuận không bằng dung dịch từ nước tiểu người.

3.3.2. Nghiên cứu thử nghiệm trên cây húng quế

3.3.2.1. Chỉ tiêu sinh trưởng

Kết quả ghi lại 03 chỉ tiêu sinh trưởng quan trọng của cây húng quế khi được trồng với 05 loại dung dịch dinh dưỡng khác nhau trong chuyên đề này được thể hiện qua hình 3.34 dưới đây. Dung dịch chiết xuất từ biochar lõi ngô sau hấp phụ với nước tiểu người (NT-LN), biochar lõi ngô sau hấp phụ với hợp với đất (NT-LN-Đ), Dung dịch chiết xuất từ biochar lõi ngô sau hấp phụ với nước sau bể tự hoại (BW-LN), biochar lõi ngô sau hấp phụ với nước sau bể tự hoại kết hợp với đất (BW-LN-Đ)



Hình 3.34. Các chỉ tiêu sinh trưởng của cây húng quế được trồng bởi các dung dịch dinh dưỡng mới.

Chiều cao trung bình của cây được trồng bằng dung dịch Hoagland luôn dẫn đầu ở tất cả các chỉ tiêu trong suốt 5 lần ghi nhận, tăng từ 8 cm vào ngày đầu tiên lên 27.50 cm vào ngày thứ năm. Trong khi đó, việc xử lý bằng dung dịch dinh dưỡng từ nước tiểu người (NT-LN) cho cây húng quế đã làm chiều cao tăng từ 6.30 cm lên 25.70 cm. Mặc dù các cây được xử lý bằng dung dịch dinh dưỡng từ nước thải sau bể tự hoại (BW-LN) có chiều cao xuất phát điểm giống như cây từ biochar NT-LN-Đ vào ngày đầu tiên, nhưng chiều cao trung bình cuối cùng chỉ đạt 20 cm. Xu hướng này cũng tương tự trong đánh giá số cành của cây, khi dung dịch Hoagland tạo ra trung bình 8.50 cành cấp 1 vào ngày thứ năm so với 8.10 cành từ công thức biochar BW-LN-Đ và chỉ 7.30 cành từ dung dịch nước thải xử lý thứ cấp. Cuối cùng, số lá trung bình là tiêu chí duy nhất mà hiệu suất của dung dịch Hoagland bị vượt qua, mặc dù chỉ với một lợi thế nhỏ. Cụ thể, số lá từ dung dịch Hoagland là 3.30 lá vào lần đầu tiên và 13 lá vào lần thứ năm, trong khi số liệu từ công thức NT-LN là 4.10 lá vào lần đầu tiên và 13.50 lá vào lần thứ năm. Công thức dinh dưỡng khác vẫn cho hiệu suất thấp nhất ở tiêu chí này. Các công thức dinh dưỡng từ than sinh học lõi ngô hấp phụ với nước tiểu người có con số khá tương đồng với các công thức dinh dưỡng từ than sinh học hấp phụ từ nước sau bể tự hoại.

3.3.2.2. Chỉ tiêu về giá trị dinh dưỡng

Giá trị dinh dưỡng trong các cây húng quế trồng bởi 05 loại dung dịch dinh dưỡng trong mô hình thủy canh tĩnh được thể hiện thông qua 06 tiêu chí được ghi nhận trong bảng 3.8 dưới đây. Dung dịch chiết xuất từ biochar lõi ngô sau hấp phụ với nước tiểu người (NT-LN), biochar lõi ngô sau hấp phụ với nước tiểu người kết hợp với đất (NT-LN-Đ), Dung dịch chiết xuất từ biochar lõi ngô sau hấp phụ với nước sau bể tự hoại (BW-LN), biochar lõi ngô sau hấp phụ với nước sau bể tự hoại kết hợp với đất (BW-LN-Đ)

Bảng 3.8. Giá trị dinh dưỡng trong rau húng quế được canh tác bởi các loại dung dịch dinh dưỡng mới

Công thức dinh dưỡng	Hàm lượng khô (%)	Hàm lượng nitrate (mg/kg)	Vitamin C (mg/100g)	Carbohydrate tổng (g/100g)	Pb (mg/kg)	Cd (mg/kg)
NT-LN	11.29	61.66	120.33	0.48	0.010	0.008
Std.Error	0.12	0.10	0.52	0.03	0.003	-
NT-LN-Đ	11.29	62.22	123.68	0.46	0.008	0.008
Std.Error	0.15	0.09	0.47	0.04	0.002	-
BW-LN	10.73	57.53	96.81	0.43	0.008	0.008
Std.Error	0.10	0.12	0.35	0.03	0.002	-
BW-LN-Đ	10.80	57.94	96.75	0.41	0.010	0.013
Std.Error	0.08	0.11	0.37	0.04	0.003	-
Hoagland	11.03	120.41	111.40	0.43	0.011	0.010

Giá trị dinh dưỡng của rau húng quế trồng bằng các dung dịch dinh dưỡng khác nhau được đánh giá qua sáu tiêu chí chính: hàm lượng khô, hàm lượng nitrate, vitamin C, carbohydrate tổng, Pb, và Cd. Kết quả cho thấy rau trồng với dung dịch NT-LN có hàm lượng khô cao nhất, đạt 11.29%, cao hơn cả dung dịch Hoagland (11.03%) và các dung dịch khác. Về hàm lượng nitrate, dung dịch Hoagland dẫn đầu với 120.41 mg/kg, cao hơn hẳn so với các dung dịch khác. Các dung dịch NT-LN và biochar NT-LN-Đ có hàm lượng nitrate lần lượt là 61.66 mg/kg và 62.22 mg/kg, cho thấy sự an toàn hơn về mặt sức khỏe.

Về hai chỉ số dinh dưỡng có giá trị cao, hàm lượng vitamin C trong rau trồng bằng biochar NT-LN-Đ và dung dịch NT-LN cũng rất cao, đạt 123.68 mg/100g và 120.33 mg/100g, vượt trội hơn so với dung dịch Hoagland chỉ đạt 111.40 mg/100g. Điều này chứng tỏ rau húng quế trồng bằng các dung dịch từ nước tiểu người có giá trị dinh dưỡng cao về mặt vitamin C. Trong khi đó, carbohydrate tổng trong rau húng quế cho thấy các dung dịch NT-LN và biochar NT-LN-Đ có hàm lượng cao nhất, lần lượt đạt 0.48 g/100g và 0.46 g/100g. Các dung dịch khác, bao gồm Hoagland, đều có hàm lượng carbohydrate tổng thấp hơn, với Hoagland chỉ đạt 0.43 g/100g.

Về hàm lượng kim loại nặng, Pb và Cd trong tất cả các mẫu rau đều nằm trong giới hạn an toàn cho phép. Dung dịch Hoagland có hàm lượng Pb cao nhất với 0.011 mg/kg, trong khi các dung dịch khác đều có kết quả thấp hơn. Biochar BW-LN-Đ có hàm lượng Cd cao nhất với 0.013 mg/kg, nhưng vẫn nằm trong giới hạn an toàn.

Nhìn chung, rau húng quế trồng bằng dung dịch NT-LN và biochar NT-LN-Đ không chỉ phát triển tốt mà còn cung cấp giá trị dinh dưỡng vượt trội về mặt hàm lượng khô, vitamin C và carbohydrate tổng. Các kết quả này cho thấy sự ưu việt của các dung dịch dinh dưỡng từ nước tiểu người so với dung dịch Hoagland. Những dung dịch này cung cấp một giải pháp thay thế hiệu quả và an toàn cho việc canh tác rau húng quế, đồng thời đảm bảo chất lượng dinh dưỡng cao.

3.3.2.3. Chỉ tiêu về sản lượng

Sản lượng của các cây húng quế được xử lý bởi 05 loại dinh dưỡng khác nhau trong chuyên đề này được thể hiện qua bảng 3.9 dưới đây. Dung dịch chiết xuất từ biochar lõi ngô sau hấp phụ với nước tiểu người (NT-LN), biochar lõi ngô sau hấp phụ với nước tiểu người kết hợp với đất (NT-LN-Đ), Dung dịch chiết xuất từ biochar lõi ngô sau hấp phụ với nước sau bể tự hoại (BW-LN), biochar lõi ngô sau hấp phụ với nước sau bể tự hoại kết hợp với đất (BW-LN-Đ)

Bảng 3.9. Sản lượng của các mô hình thủy canh trồng húng quế sử dụng dung dịch dinh dưỡng mới

Công thức dinh dưỡng	Khối lượng trung bình mỗi cá thể (g/cây)		Năng suất lý thuyết (kg/1000 m ²)		Năng suất thực tế (kg/1000 m ²)	
	Vụ 01	Vụ 02	Vụ 01	Vụ 02	Vụ 01	Vụ 02
NT-LN	21.24 ^e	19.33 ^e	530.9 ^e	483.3 ^e	457.5 ^e	419.4 ^e
NT-LN-Đ	21.4 ^d	19.74 ^d	534.8 ^d	493.5 ^d	461 ^d	425.4 ^d
BW-LN	15.56 ^c	14.6 ^c	389 ^c	364.9 ^c	334.1 ^c	310.9 ^c
BW-LN-Đ	15.47 ^b	14.38 ^b	386.4 ^b	359.4 ^b	332.3 ^b	309.1 ^b
Hoagland	22.61 ^a	21.84 ^a	565.3 ^a	545.9 ^a	480.5 ^a	469.9 ^a
P	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001	<0.0001
CV (%)	6.95	5.98	6.95	5.98	4.74	5.02
LSD _{.05}	8.33	7.18	208.25	179.53	123.59	131.33

Sản lượng của rau húng quế được trồng bằng các dung dịch dinh dưỡng khác nhau được đánh giá qua ba chỉ tiêu chính: khối lượng trung bình mỗi cây, năng suất lý thuyết, và năng suất thực tế. Kết quả cho thấy dung dịch Hoagland có khối lượng trung bình mỗi cây cao nhất, đạt 22.61 g/cây trong vụ 1 và 21.84 g/cây trong vụ 2. Dung dịch NT-LN và biochar NT-LN-Đ cũng cho kết quả tốt, với khối lượng trung bình lần lượt là 21.4 g/cây và 21.24 g/cây trong vụ 1, và 19.74 g/cây và 19.33 g/cây trong vụ 2. Dung dịch BW-LN và biochar BW-LN-Đ có khối lượng trung bình thấp nhất, với các giá trị lần lượt là 15.56 g/cây và 15.47 g/cây trong vụ 1, và 14.6 g/cây và 14.38 g/cây trong vụ 2.

Về năng suất lý thuyết, dung dịch Hoagland tiếp tục dẫn đầu với 565.3 kg/1000 m² trong vụ 1 và 545.9 kg/1000 m² trong vụ 2. Dung dịch NT-LN và biochar NT-LN-Đ có năng suất lý thuyết gần tương đương, lần lượt là 534.8 kg/1000 m² và 530.9 kg/1000 m² trong vụ 1, và 493.5 kg/1000 m² và 483.3 kg/1000 m² trong vụ 2. Dung dịch BW-LN và biochar BW-LN-Đ có năng suất lý thuyết thấp hơn, với các giá trị lần lượt là 389 kg/1000 m² và 386.4 kg/1000 m² trong vụ 1, và 364.9 kg/1000 m² và 359.4 kg/1000 m² trong vụ 2. Năng suất thực tế cũng phản ánh xu hướng này, với dung dịch Hoagland đạt 480.5 kg/1000 m² trong vụ 1 và 469.9 kg/1000 m² trong vụ 2, trong khi dung dịch NT-LN và biochar NT-LN-Đ đạt lần lượt 461 kg/1000 m² và 457.5 kg/1000 m² trong vụ 1, và 425.4 kg/1000 m² và 419.4 kg/1000 m² trong vụ 2.

Sản lượng cao của dung dịch Hoagland phản ánh giá trị dinh dưỡng nổi bật đã được đề cập trong mục 3.3.2.2, đặc biệt là chiều cao của cây. Dung dịch NT-LN và biochar NT-LN-Đ, mặc dù không đạt năng suất cao như Hoagland, vẫn cho thấy khả năng sinh trưởng mạnh mẽ và giá trị dinh dưỡng cao, đặc biệt là về hàm lượng khô và carbohydrate tổng. Điều này chứng tỏ các dung dịch dinh dưỡng từ nước tiểu người là một giải pháp khả thi và hiệu quả cho việc canh tác rau húng quế, vừa đảm bảo sản lượng tốt vừa cung cấp giá trị dinh dưỡng vượt trội.

3.3.2.4. Tính kinh tế

Tính kinh tế của việc trồng rau húng quế bằng các dung dịch dinh dưỡng khác nhau được đánh giá qua ba yếu tố chính: doanh thu, chi phí, và lợi nhuận. Qua đó,

rau húng quế được trồng bằng các loại dung dịch dinh dưỡng thu hồi từ nước thải có mức lợi nhuận như sau. Dung dịch chiết xuất từ biochar lõi ngô sau hấp phụ với nước tiểu người (NT-LN), biochar lõi ngô sau hấp phụ với nước tiểu người kết hợp với đất (NT-LN-Đ), Dung dịch chiết xuất từ biochar lõi ngô sau hấp phụ với nước sau bể tự hoại (BW-LN), biochar lõi ngô sau hấp phụ với nước sau bể tự hoại kết hợp với đất (BW-LN-Đ)

Bảng 3.10. Tính kinh tế của các mô hình thủy canh trồng húng quế sử dụng dung dịch dinh dưỡng mới

Công thức dinh dưỡng	Doanh thu		Chi phí (1.000 VND)			Lợi nhuận (1.000 VND)
	Năng suất (kg)	Doanh thu (1.000 VND)	Chi phí chung	Chi phí dinh dưỡng	Tổng chi phí	
NT-LN	438.5	24.118	11.300	3.500	14.800	9.318
NT-LN-Đ	443.2	24.376	11.300	3.500	14.800	9.576
BW-LN	349.5	19.222	11.300	2.500	13.300	5.922
BW-LN-Đ	320.7	17.638	11.300	2.500	13.300	4.338
Hoagland	475.2	26.136	11.300	7.700	19.000	7.136

Nhờ năng suất cao ghi nhận trong mục chỉ tiêu về sản lượng, dung dịch Hoagland mang lại doanh thu cao nhất, đạt 26.136.000 VND với năng suất 475.2 kg. Dung dịch NT-LN và biochar NT-LN-Đ cũng có doanh thu khá cao, lần lượt đạt 24.376.000 VND với năng suất 443.2 kg và 24.118.000 VND với năng suất 438.5 kg. Trong khi đó, biochar BW-LN-Đ có doanh thu thấp nhất, chỉ đạt 19.222.000 VND từ năng suất 349.5 kg. Bên cạnh đó, chi phí tổng cho mỗi công thức dinh dưỡng bao gồm chi phí chung và chi phí dinh dưỡng. Chi phí dinh dưỡng cho dung dịch Hoagland là cao nhất, đạt 7.700.000 VND, dẫn đến tổng chi phí lên tới 19.000.000 VND.

Nhờ vào doanh thu cao và chi phí dinh dưỡng thấp, dung dịch NT-LN dẫn đầu về lợi nhuận với 9.576.000 VND, theo sát là biochar NT-LN-Đ với lợi nhuận 9.318.000 VND. Dung dịch Hoagland, mặc dù có doanh thu cao nhất, nhưng do chi phí dinh dưỡng cao, lợi nhuận chỉ đạt 7.136.000 VND.

Sản lượng cao của dung dịch Hoagland đã đóng góp đáng kể vào doanh thu, nhưng chi phí dinh dưỡng cao đã làm giảm tính kinh tế tổng thể. Ngược lại, dung dịch NT-LN và biochar NT-LN-Đ không chỉ mang lại sản lượng tốt mà còn tính kinh tế vượt trội nhờ chi phí dinh dưỡng thấp. Điều này chứng minh rằng các dung dịch dinh dưỡng từ nước tiểu người không chỉ là giải pháp thay thế bền vững mà còn mang lại lợi nhuận cao cho việc canh tác rau húng quế.

KẾT LUẬN VÀ KIẾN NGHỊ

1. Kết luận

Kết quả nghiên cứu trên nước thải giả định cho thấy biochar từ phụ phẩm nông nghiệp có khả năng thu hồi hiệu quả các chất dinh dưỡng (N, P, K), trong đó hiệu suất phụ thuộc rõ rệt vào loại vật liệu và điều kiện vận hành. Cụ thể, biochar lõi ngô (TSH-LN) thể hiện ưu thế trong hấp phụ K (60–75% sau 6–12 giờ) và P (duy trì 10 mg/L), trong khi biochar vỏ trấu (TSH-VT) hiệu quả hơn với N trong thời gian dài (giảm 25–30% sau 5 ngày). Mô hình hấp phụ tĩnh cho hiệu quả ổn định hơn so với hấp phụ động, đặc biệt đối với TN, và nồng độ đầu vào 100% (N = 2371 mg/L; P = 110 mg/L; K = 215 mg/L) là điều kiện tối ưu. Đồng thời, tăng tỷ lệ vật liệu từ 0,05/1 lên 0,1/1 giúp nâng hiệu suất hấp phụ TN từ 20% lên 35–40%, nhưng có xu hướng bão hòa ở 0,15/1. Các kết quả này làm rõ vai trò của các cơ chế trao đổi ion, hấp phụ bề mặt và khuếch tán nội hạt, qua đó khẳng định khả năng tối ưu hóa điều kiện để nâng cao hiệu quả thu hồi dinh dưỡng từ nước thải giả định.

Kết quả nghiên cứu cho thấy cả hai loại biochar đều có cấu trúc xốp và giàu nhóm chức bề mặt, tuy nhiên biochar lõi ngô (TSH-LN) thể hiện ưu thế vượt trội về khả năng hấp phụ và tương tác hóa học. Phân tích SEM-EDS và XRD xác nhận sự hình thành kết tủa phosphate rõ rệt cùng sự gia tăng các nguyên tố dinh dưỡng (Mg, Ca, K, P) trên TSH-LN. Về hiệu quả xử lý, TSH-LN đạt hiệu suất loại bỏ cao hơn đáng kể (TOC = 87%, TN = 54%, TK = 77% trong nước tiểu), đồng thời hấp phụ đạm tối ưu ở pH trung tính (10,702 mg/g) và lân ở pH kiềm (3,691 mg/g). Phân tích động học cho thấy đạm tuân theo mô hình PFO, trong khi lân có xu hướng hóa hấp phụ ở điều kiện kiềm. Quá trình giải hấp thu được dung dịch giàu dinh dưỡng (tới 550 mg/L N và 265,73 mg/L P), khẳng định tiềm năng tái sử dụng. Nhìn chung, TSH-LN là vật liệu chi phí thấp, hiệu quả cao cho thu hồi và tái sử dụng dinh dưỡng trong xử lý nước thải theo hướng kinh tế tuần hoàn.

Kết quả cho thấy dung dịch NT-LN và NT-LN-Đ từ biochar lõi ngô có hiệu quả cao, với mật độ vi sinh đạt $1,13\text{--}1,19 \times 10^6$ CFU/mL, không phát hiện E.coli và kim loại nặng đều $<0,001$ mg/L. Hàm lượng P (47,50–92,99 mg/L) và K (133,24–

330,64 mg/L) cao hơn rõ rệt so với Hoagland, dù N thấp hơn (29,61–48,53 so với 93,75 mg/L). Trên cải mè, NT-LN đạt khối lượng 86,77 g/cây và năng suất thực tế 1865,56 kg/1000 m², cao hơn Hoagland (1723,96 kg/1000 m²). Trên húng quế, NT-LN đạt năng suất 461 kg/1000 m², tiệm cận Hoagland (480,5 kg/1000 m²) nhưng có vitamin C cao hơn (120,33 so với 111,40 mg/100g) và nitrate thấp hơn (61–62 so với 120,41 mg/kg). Về kinh tế, NT-LN-Đ cho lợi nhuận cao nhất (12,89 triệu VND/vụ cải mè; 9,58 triệu VND/vụ húng quế), vượt Hoagland (6,59 và 7,14 triệu VND). Kết quả xác nhận giả thuyết về khả năng thu hồi và tái sử dụng dinh dưỡng hiệu quả từ nước thải bằng biochar

2. Kiến nghị

Dựa trên các kết quả đạt được, nghiên cứu khẳng định biochar từ lõi ngô (TSH-LN) là vật liệu có hiệu quả cao trong hấp phụ và giải hấp các chất dinh dưỡng (N–P–K), đồng thời có khả năng tái sử dụng trong sản xuất nông nghiệp. Phát hiện này cho thấy tiềm năng ứng dụng biochar không chỉ trong xử lý nước thải mà còn trong xây dựng mô hình nông nghiệp tuần hoàn quy mô nhỏ và trung bình.

Trên cơ sở đó, nghiên cứu đề xuất một số định hướng ứng dụng và kiến nghị như sau:

Ứng dụng thực tiễn: Mô hình xử lý nước thải kết hợp thu hồi dinh dưỡng bằng biochar có thể triển khai tại các homestay nông nghiệp, trang trại sinh thái nhằm tận dụng nguồn thải tại chỗ, tạo vòng tuần hoàn dinh dưỡng khép kín. Đồng thời, mô hình này có thể áp dụng tại trường học như một hệ thống thực hành ngoại khóa, giúp học sinh tiếp cận kiến thức về môi trường, xử lý nước thải và nông nghiệp bền vững.

Kiến nghị 1 (công nghệ): Tối ưu hóa quy trình sản xuất biochar từ phụ phẩm nông nghiệp (đặc biệt là lõi ngô) nhằm nâng cao diện tích bề mặt và khả năng trao đổi ion, từ đó cải thiện hiệu suất hấp phụ amoni và các chất dinh dưỡng.

Kiến nghị 2 (vận hành): Xây dựng và hoàn thiện các điều kiện vận hành tối ưu cho quá trình hấp phụ amoni, bao gồm pH, nồng độ đầu vào và tỷ lệ vật liệu, nhằm đảm bảo hiệu quả xử lý ổn định trong điều kiện nước thải thực tế.

Kiến nghị 3 (mô hình ứng dụng): Phát triển mô hình xử lý tích hợp hấp phụ amoni bằng biochar kết hợp với các công nghệ sinh học hoặc hệ thống trồng cây (thủy canh, đất), hướng tới ứng dụng quy mô thực tế trong nông nghiệp tuần hoàn.

DANH MỤC CÔNG TRÌNH KHOA HỌC CỦA TÁC GIẢ LIÊN QUAN ĐẾN LUẬN ÁN

1. **Quang, N. V.**, Khai, N. M., Hung, N. T., Chi, V. D. L., & Hang, T. T. M. (2024, August). Recycling plant nutrients in mixing several organic to serve hydroponic cultivation of vegetables and herbs, enhancing circulatory economy. In IOP Conference Series: Earth and Environmental Science (Vol. 1383, No. 1, p. 012003). IOP Publishing. **Scopus**
2. **Van Nguyen, Q.**, Nguyen, K. M., Nguyen, H. T., Duong, T. D., Dong, M. N. T., Tran, H. M. T., & Van Hoang, H. (2025). Evaluation of adsorption and desorption of wastewater onto rice husk biochar on the course of hydroponic nutrient production. Biomass Conversion and Biorefinery, 1-14. SCIE, Q2
3. **Van Nguyen, Q.**, Nguyen, K. M., Van Hoang, H., Duong, T. D., Dong, M. T. N., & Tran, H. T. M. (2025). Transforming Domestic Wastewater into Hydroponic Nutrients Using Corncob-Derived Biochar Adsorption. Journal of Soil Science and Plant Nutrition, 1-17. SCIE, Q1
4. **Van Nguyen, Q.**, Tran, H. M. T., Van Hoang, H., & Nguyen, K. M. (2025). The Effect of pH on Nitrogen and Phosphorus Recovery Efficiency From Wastewater Using Biochar Derived From Corncob. Water, Air, & Soil Pollution, 236(11), 1-13. SCIE, Q2
5. Bằng độc quyền sáng chế số 3645 tại Quyết định số 89522/QĐ-SHTT ngày 25/07/2024. Tên giải pháp hữu ích: Quy trình sản xuất dung dịch dinh dưỡng cho cây trồng từ nước tiểu.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

I. Tài liệu tham khảo tiếng Việt

1. Đỗ Quý Diễm, Nguyễn Văn Sơn, Văn Thanh Khuê, Võ Thành Công (2024). Tổng hợp than sinh học từ phế phẩm vỏ cà phê ứng dụng làm chất cải tạo đất nông nghiệp ở Việt Nam. *Journal of Science and Technology-IUH*, tr. 68(02).
2. Mai Văn Trinh, Trần Viết Cường, Vũ Dương Quỳnh, Nguyễn Thị Hoài Thu (2011) “Nghiên cứu sản xuất than sinh học từ rơm rạ và trấu để phục vụ nâng cao độ phì đất, năng suất cây trồng và giảm phát thải khí nhà kính”, *Tạp chí Khoa học và Công nghệ Nông nghiệp Việt Nam*, tr. 66–69.
3. Nguyễn Cẩm Long (2014) “Nghiên cứu các biện pháp kỹ thuật sản xuất cải xanh an toàn theo hướng VietGAP ở tỉnh Quảng Bình”, *Luận án Tiến sĩ khoa học ngành Nông nghiệp, Trường Đại Học Huế*.
4. Nguyễn Minh Nhựt, Lê Thị Cẩm Tuyên, Huỳnh Liên Hương, Đặng Huỳnh Giao, Đoàn Văn Hồng Thiện, Hồ Quốc Phong (2022) “Sinh khối từ phụ phẩm nông nghiệp: Tiềm năng và hướng ứng dụng cho năng lượng tái tạo tại Đồng bằng sông Cửu Long”, *Tạp chí Khoa học Đại học Cần Thơ*, 58(SDMD), tr. 201–213.
5. Nguyễn Phan Việt (2023) “Giảm dư lượng Nitrat trong nước mặt ruộng bởi phụ phẩm nông nghiệp và điều chỉnh phân bón”. *Trường Đại học Thủy lợi*.
6. Phạm Quốc Toán, Nguyễn Thương Tuấn, Văn Hữu Tập (2021). “Nghiên cứu lựa chọn dung dịch dinh dưỡng chiết xuất từ chất thải hữu cơ cho rau cải Mèo (*Brassica juncea*) trồng trên hệ thống thủy canh tuần hoàn”, *Tạp chí Nông nghiệp và Phát triển nông thôn*. 38(1), tr. 7–19.
7. Võ Thị Minh Thảo, Nguyễn Thị Cành, Nguyễn Lữ Nguyệt Hằng, Vũ Cao Lan Anh, Nguyễn Minh Khánh, Nguyễn Ngọc Phi, Trần Tuấn Anh, Phạm Thị Ái Niệm, Nguyễn Tấn Đức (2023) “Nghiên cứu đặc tính hóa lý và ảnh hưởng của pH đến khả năng hấp phụ ammonium, nitrite và nitrate của than sinh học từ xơ dừa”, *Tạp chí khoa học Đại học Mở thành phố Hồ Chí Minh*. 18(1), tr. 5–16.

II. Tài liệu tham khảo tiếng Anh

1. Abdel Halim, A., El-Ezaby, K., El-Gammal, M., (2019), "Removal of Fe²⁺ and Pb²⁺ ions from wastewater using rice husks-based adsorbents", *J. Egypt. Acad.*

Soc. Environ. Dev. D, Environ. Stud. 20, 47–60.

2. Abiodun, O.-A.O., Oluwaseun, O., Oladayo, O.K., Abayomi, O., George, A.A., Opatola, E., Orah, R.F., Isukuru, E.J., Ede, I.C., Oluwayomi, O.T., (2023), "Remediation of heavy metals using biomass-based adsorbents: adsorption kinetics and isotherm models", *Clean Technol.* 5, 934–960.

3. Adeleke, O.A., Latiff, A.A.A., Saphira, M.R., Daud, Z., Ismail, N., Ahsan, A., Ab Aziz, N.A., Al-Gheethi, A., Kumar, V., Fadilat, A., Apandi, N., (2019). "Principles and Mechanism of Adsorption for the Effective Treatment of Palm Oil Mill Effluent for Water Reuse, trong: Ahsan, A., Ismail, A.F.B.T.-N. in W. and W.T. (B.t.v), Micro and Nano Technologies", *Elsevier*, tr 1–33.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-12-813902-8.00001-0>

4. Ahmad, M., Rajapaksha, A.U., Lim, J.E., Zhang, M., Bolan, N., Mohan, D., Vithanage, M., Lee, S.S., Ok, Y.S., (2014), "Biochar as a sorbent for contaminant management in soil and water: a review", *Chemosphere* 99, 19–33.

5. Al-Mawla, Y.M., Jaeel, A.J., Al-Rekabi, W.S., Obeid, Z.H., (2023), "A review of characteristics and treatment of domestic wastewater, trong: AIP Conference Proceedings", *AIP Publishing*.

6. Ali, H., Khan, E., Sajad, M.A., (2013), "Phytoremediation of heavy metals—concepts and applications", *Chemosphere* 91, 869–881.

7. Ali, L., Manzoor, N., Li, X., Naveed, M., Nadeem, S.M., Waqas, M.R., Khalid, M., Abbas, A., Ahmed, T., Li, B., (2021), "Impact of corn cob-derived biochar in altering soil quality, biochemical status and improving maize growth under drought stress", *Agronomy* 11, 2300.

8. Almanassra, I.W., Mckay, G., Kochkodan, V., Atieh, M.A., Al-Ansari, T., (2021), "A state of the art review on phosphate removal from water by biochars", *Chem. Eng. J.* 409, 128211.

9. Ambaye, T.G., Vaccari, M., van Hullebusch, E.D., Amrane, A., Rtimi, S., (2021), "Mechanisms and adsorption capacities of biochar for the removal of organic and inorganic pollutants from industrial wastewater", *Int. J. Environ. Sci. Technol.* 18, pp. 3273–3294.

10. Arrebola, J.C., Rodríguez-Fernández, N., Caballero, Á., (2020), "Decontamination of wastewater using activated biochar from agricultural waste: a practical experiment for environmental sciences students", *J. Chem. Educ.* 97, pp.4137–4144.
11. Bischel, H.N., Özel Duygan, B.D., Strande, L., McArdell, C.S., Udert, K.M., Kohn, T., (2015), "Pathogens and pharmaceuticals in source-separated urine in eThekweni, South Africa", *Water Res.* 85, pp.57–65. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.08.022>
12. Booker, N.A., Priestley, A.J., Fraser, I.H., (1999), "Struvite formation in wastewater treatment plants: opportunities for nutrient recovery", *Environ. Technol.* 20, pp.777–782.
13. Borchard, N., Schirrmann, M., Cayuela, M.L., Kammann, C., Wrage-Mönnig, N., Estavillo, J.M., Fuertes-Mendizábal, T., Sigua, G., Spokas, K., Ippolito, J.A., (2019), "Biochar, soil and land-use interactions that reduce nitrate leaching and N₂O emissions: a meta-analysis", *Sci. Total Environ.* 651, pp.2354–2364.
14. Bui, V.K.H., Nguyen, T.P., Tran, T.C.P., Nguyen, T.T.N., Duong, T.N., Nguyen, V.-T., Liu, C., Nguyen, D.D., Nguyen, X.C., (2024), "Biochar-based fixed filter columns for water treatment: A comprehensive review", *Sci. Total Environ.* 954, pp.176199 <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.176199>
15. Cao, H., Wu, X., Syed-Hassan, S.S.A., Zhang, S., Mood, S.H., Milan, Y.J., Garcia-Perez, M., (2020), "Characteristics and mechanisms of phosphorous adsorption by rape straw-derived biochar functionalized with calcium from eggshell", *Bioresour. Technol.* 318, pp.124063.
16. Castiglioni, M., Rivoira, L., Ingrando, I., Del Bubba, M., Bruzzoniti, M.C., (2021), "Characterization Techniques as Supporting Tools for the Interpretation of Biochar Adsorption Efficiency in Water Treatment: A Critical Review", *Molecules.* <https://doi.org/10.3390/molecules26165063>
17. Cifuentes-Torres, L., Mendoza-Espinosa, L.G., Correa-Reyes, G., Daesslé, L.W., (2021), "Hydroponics with wastewater: a review of trends and opportunities", *Water Environ. J.* 35, pp.166–180.

18. Clyde-Smith, D., Campos, L.C., (2023), "Engineering Hydroponic Systems for Sustainable Wastewater Treatment and Plant Growth", *Appl. Sci.* <https://doi.org/10.3390/app13148032>
19. Collivignarelli, M.C., Sorlini, S., Milanese, C., Illankoon, W.A.M.A.N., Caccamo, F.M., Calatroni, S., (2022), "Rice Industry By-Products as Adsorbent Materials for Removing Fluoride and Arsenic from Drinking Water—A Review", *Appl. Sci.* 12. <https://doi.org/10.3390/app12063166>
20. Conz, R.F., Abbruzzini, T.F., de Andrade, C.A., Milori, D.M.B.P., Cerri, C.E.P., (2017), "Effect of pyrolysis temperature and feedstock type on agricultural properties and stability of biochars", *Agric. Sci.* 8, 914.
21. Cui, Y.-F., Jun, M., Wang, Q.-X., Zhang, W.-M., Cheng, X.-Y., Chen, W.-F., (2017), "Effects of straw and biochar addition on soil nitrogen, carbon, and super rice yield in cold waterlogged paddy soils of North China". *J. Integr. Agric.* 16, pp.1064–1074.
22. Daigger, G.T., (2007), "Wastewater management in the 21st century", *J. Environ. Eng.* 133, pp.671–680.
23. Das, S.K., Ghosh, G.K., Avasthe, R., (2023), "Biochar application for environmental management and toxic pollutant remediation", *Biomass Convers. Biorefinery* 13, pp.555–566.
24. Deng, Y., Li, M., Zhang, Z., Liu, Q., Jiang, K., Tian, J., Zhang, Y., Ni, F., (2021), "Comparative study on characteristics and mechanism of phosphate adsorption on Mg/Al modified biochar", *J. Environ. Chem. Eng.* 9, 105079.
25. Deng, Z., Gu, S., Cheng, H., Xing, D., Twagirayezu, G., Wang, X., Ning, W., Mao, M., (2022), "Removal of Phosphate from Aqueous Solution by Zeolite-Biochar Composite: Adsorption Performance and Regulation Mechanism", *Appl. Sci.* <https://doi.org/10.3390/app12115334>
26. Drechsel, P., Heffer, P., Magen, H., Mikkelsen, R., Wichelns, D., (2015), "Managing water and fertilizer for sustainable agricultural intensification".
27. Ensink, J.H.J., Blumenthal, U.J., Brooker, S., (2008), "Wastewater quality and the risk of intestinal nematode infection in sewage farming families in Hyderabad, India. Am", *J. Trop. Med. Hyg.* 79, 561.

28. Fakhar, A., Galgo, S.J.C., Canatoy, R.C., Rafique, M., Sarfraz, R., Farooque, A.A., Khan, M.I., (2025), "Advancing modified biochar for sustainable agriculture: a comprehensive review on characterization, analysis, and soil performance. *Biochar* 7, 8".
29. Foo, K.Y., Hameed, B.H., (2010), "Insights into the modeling of adsorption isotherm systems", *Chem. Eng. J.* 156, pp.2–10.
30. Fumasoli, A., Etter, B., Sterkele, B., Morgenroth, E., Udert, K.M., (2016), "Operating a pilot-scale nitrification/distillation plant for complete nutrient recovery from urine", *Water Sci. Technol.* 73, pp.215–222.
31. Ganrot, Z., (2012), "Use of zeolites for improved nutrient recovery from decentralized domestic wastewater, trong: Handbook of natural zeolites", *Bentham Science Publishers*, pp. 410–435.
32. Ganrot, Z., Slivka, A., Dave, G., (2008), "Nutrient recovery from human urine using pretreated zeolite and struvite precipitation in combination with freezing-thawing and plant availability tests on common wheat", *clean–Soil, Air, Water* 36, pp.45–52.
33. Gerland, L., Friedrich, D., Hopf, L., Donovan, E.J., Wallmann, A., Erdmann, N., Diehl, A., Bommer, M., Buzar, K., Ibrahim, M., Schmieder, P., Dobbek, H., Zouni, A., Bondar, A.-N., Dau, H., Oschkinat, H., (2020), "pH-Dependent Protonation of Surface Carboxylate Groups in PsbO Enables Local Buffering and Triggers Structural Changes", *Chembiochem* 21, pp.1597–1604. <https://doi.org/10.1002/cbic.201900739>
34. Ghodszad, L., Reyhanitabar, A., Oustan, S., Alidokht, L., (2022), "Phosphorus sorption and desorption characteristics of soils as affected by biochar", *Soil Tillage Res.* 216, 105251.
35. Gómez-Aguilar, D.L., Rodríguez-Miranda, J.P., Salcedo-Parra, O.J., (2022), "Fruit peels as a sustainable waste for the biosorption of heavy metals in wastewater: A review", *Molecules* 27, 2124.
36. Gupta, G., Ram, M., Bala, R., Kapur, M., Mondal, M., (2017), "Pyrolysis of chemically treated corncob for biochar production and its application in Cr(VI) removal. *Environ. Prog. Sustain*", *Energy* 37. <https://doi.org/10.1002/ep.12838>

37. H El-Gamal, E., Saleh, M., Elsokkary, I., Rashad, M., Abd El-Latif, M.M., Abd El-Latif, M.M., (2017), "Comparison between properties of biochar produced by traditional and controlled pyrolysis", *Alexandria Sci. Exch. J.* 38, pp.412–425.
38. Hafiza, N., Abdillah, A., Islami, B.B., Priadi, C.R., (2019), "Preliminary Analysis of Blackwater and Greywater Characteristics in the Jakarta Greater Region Area". *IOP Conf. Ser. Earth Environ. Sci.* 366. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/366/1/012029>
39. He, Z., Wang, C., Cao, H., Liang, J., Pei, S., Li, Z., (2023), "Nitrate Absorption and Desorption by Biochar", *Agronomy*. <https://doi.org/10.3390/agronomy13092440>
40. Ho, Y.-S., McKay, G., (1999), "Pseudo-second order model for sorption processes", *Process Biochem.* 34, pp.451–465.
41. Hoang-Minh, T., Ha, N.T.H., Hai, N.T., Hieu, D.T., Hoai, T.T., Bui, D. Van, Hang, H.T., Dung, L.V., (2024), "Activated Carbon Derived from Rice Husk Wastes for Simultaneous Removal of Ammonium and Phosphate from Water: A Circular Economy Case Study", *Available SSRN 4789574*.
42. Hoffmann, B., Boogaard, H., de Nazelle, A., Andersen, Z.J., Abramson, M., Brauer, M., Brunekreef, B., Forastiere, F., Huang, W., Kan, H., (2021), "WHO air quality guidelines 2021—aiming for healthier air for all: a joint statement by medical, public health, scientific societies and patient representative organisations", *Int. J. Public Health* 66, 1604465.
43. Hofmann, A.H., Liesegang, S.L., Keuter, V., Eticha, D., Steinmetz, H., Katayama, V.T., (2024), "Nutrient recovery from wastewater for hydroponic systems", <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.119960>
44. Hossain, M.Z., Bahar, M.M., Sarkar, B., Donne, S.W., Ok, Y.S., Palansooriya, K.N., Kirkham, M.B., Chowdhury, S., Bolan, N., (2020), "Biochar and its importance on nutrient dynamics in soil and plant", *Biochar* 2, pp.379–420.
45. Ippolito, J.A., Spokas, K.A., Novak, J.M., Lentz, R.D., Cantrell, K.B., (2015). "Biochar elemental composition and factors influencing nutrient retention, trong: Biochar for environmental management", *Routledge*, pp.139–163.

46. Islam, I. ul, Ahmad, M., Shah, B., Ahmad, H.M., Janiad, S., Shah, N., Yabalak, E., (2024), "Parthenium hysterophorus-derived iron-coated biochar: a sustainable solution for nitrate and phosphate removal from water. Biomass Convers", *Biorefinery* pp.1–18.
47. Islam, M.S., Rezwan, F., Kashem, M.A., Moniruzzaman, M., Parvin, A., Das, S., Hu, H., (2024), "Impact of a phosphate compound on plant metal uptake when low molecular weight organic acids are present in artificially contaminated soils", *Environ. Adv.* 15, 100468.
48. Islam, T., Peng, C., Ali, I., Li, J., Khan, Z.M., Sultan, M., Naz, I., (2021), "Synthesis of rice husk-derived magnetic biochar through liquefaction to adsorb anionic and cationic dyes from aqueous solutions", *Arab. J. Sci. Eng.* 46, pp.233–246.
49. Jagadeesh, N., Sundaram, B., (2023), "Adsorption of pollutants from wastewater by biochar: a review", *J. Hazard. Mater. Adv.* 9, 100226.
50. Jena, J., Das, T., Sarkar, U., (2021), "Explicating proficiency of waste biomass-derived biochar for reclaiming phosphate from source-separated urine and its application as a phosphate biofertilizer". *J. Environ. Chem. Eng.* 9, 104648.
51. Jiang, S., Xiong, J., Cheng, S., Cao, J., Yuan, R., (2022), "A modified spectrophotometric method for selective determination of trace urea: application in the production process of ultrapure water", *Water Reuse* 12, pp.332–345.
52. Jiménez, B., Asano, T., (2008), "Water reclamation and reuse around the world". *Water Reuse an Int. Surv. Curr. Pract. issues needs* 14, pp.3–26.
53. Judd, S., (2010), "The MBR book: principles and applications of membrane bioreactors for water and wastewater treatment", *Elsevier*.
54. Kalaivani, L., Yoon, L., Wong, W., Yong, S.-T., Pang, M., (2019), "Application of Biochar Derived from Different Types of Biomass and Treatment Methods as a Fuel Source for Direct Carbon Fuel Cells". *Energies* 12, 2477. <https://doi.org/10.3390/en12132477>
55. Karmin, O., Siow, Y.L., (2018), "Metabolic imbalance of homocysteine and hydrogen sulfide in kidney disease. Curr. Med", *Chem.* 25, pp.367–377.

56. Kecili, R., Hussain, C.M., (2018), "Mechanism of adsorption on nanomaterials, trong: *Nanomaterials in Chromatography*". *Elsevier*, pp.89–115.
57. Khan, R., Shukla, S., Kumar, M., Zuorro, A., Pandey, A., (2023), "Sewage sludge derived biochar and its potential for sustainable environment in circular economy: Advantages and challenges", *Chem. Eng. J.* 471, 144495.
58. Kim, E.J., Kim, H., Lee, E., (2021), "Influence of Ammonia Stripping Parameters on the Efficiency and Mass Transfer Rate of Ammonia Removal". *Appl. Sci.* <https://doi.org/10.3390/app11010441>
59. Koulouri, M.E., Templeton, M.R., Fowler, G.D., (2024), "Enhancing the nitrogen and phosphorus content of faecal-derived biochar via adsorption and precipitation from human urine", *J. Environ. Manage.* 352, 119981.
60. Krause, A., (2020), "Valuing Waste–A Multi-method Analysis of the Use of Household Refuse from Cooking and Sanitation for Soil Fertility Management in Tanzanian Smallholdings, trong: *Organic Waste Composting through Nexus Thinking: Practices, Policies, and Trends*", *Springer International Publishing Cham*, pp. 91–122.
61. Kumar, K.V., Gadipelli, S., Wood, B., Ramisetty, K.A., Stewart, A.A., Howard, C.A., Brett, D.J.L., Rodriguez-Reinoso, F., (2019), "Characterization of the adsorption site energies and heterogeneous surfaces of porous materials", *J. Mater. Chem. A* 7, 10104–10137. <https://doi.org/10.1039/C9TA00287A>
62. Kuppusamy, S., Thavamani, P., Megharaj, M., Venkateswarlu, K., Naidu, R., (2016), "Agronomic and remedial benefits and risks of applying biochar to soil: Current knowledge and future research directions", *Environ. Int.* 87, pp.1–12. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envint.2015.10.018>
63. Lamichhane, K.M., Babcock Jr, R.W., (2013), "Survey of attitudes and perceptions of urine-diverting toilets and human waste recycling in Hawaii". *Sci. Total Environ.* 443, pp.749–756.
64. Lee, J.-I., Jadamba, C., Lee, C.-G., Hong, S.-C., Kim, J.-H., Yoo, S.-C., Park, S.-J., (2024), "Feasibility study of *Aesculus turbinata* fruit shell-derived biochar for ammonia removal in wastewater and its subsequent use as nitrogen fertilizer". *Chemosphere* 357, 142049. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.142049>

65. Leng, L., Xiong, Q., Yang, L., Li, Hui, Zhou, Y., Zhang, W., Jiang, S., Li, Hailong, Huang, H., (2021), "An overview on engineering the surface area and porosity of biochar", *Sci. Total Environ.* 763, 144204.
66. Lim, J.J., Sethupathi, S., Mohd Ismail, N.I., Munusamy, Y., (2025), "Recovery of Nitrogen and Phosphorus as Nutrients From Wastewater Using Sorbents and Its Potential Reutilization as a Soil Conditioner: A Review", *Water Environ. Res.* 97, e70104.
67. Liu, J., Zheng, M., Wang, C., Liang, C., Shen, Z., Xu, K., (2020), "A green method for the simultaneous recovery of phosphate and potassium from hydrolyzed urine as value-added fertilizer using wood waste", *Resour. Conserv. Recycl.* 157, 104793. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.104793](https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.104793)
68. Lu, J., Li, Y., Wang, B., Zhao, T., Wang, M., Si, H., (2025), "Analysis of monomeric and competitive adsorption mechanisms of nutrient ions on biochar surfaces based on molecular dynamics simulations", *Bioresour. Technol.* 416, 131746.
69. Lugo-Arias, J., Vargas, S.B., Maturana, A., González-Álvarez, J., Lugo-Arias, E., Rico, H., (2024), "Nutrient Removal from Aqueous Solutions Using Biosorbents Derived from Rice and Corn Husk Residues: A Systematic Review from the Environmental Management Perspective", *Water*. <https://doi.org/10.3390/w16111543>
70. Luo, D., Wang, L., Nan, H., Cao, Y., Wang, H., Kumar, T.V., Wang, C., (2023), "Phosphorus adsorption by functionalized biochar: a review", *Environ. Chem. Lett.* 21, pp.497–524.
71. Maggi, F., Daly, E., (2013), "Decomposition pathways and rates of human urine in soils", *J. Agric. Food Chem.* 61, pp.6175–6186.
72. Marcińczyk, M., Ok, Y.S., Oleszczuk, P., (2022), "From waste to fertilizer: Nutrient recovery from wastewater by pristine and engineered biochars". *Chemosphere* 306, 135310. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.135310>

73. Martin, T.M.P., Esculier, F., Levavasseur, F., Houot, S., (2022), "Human urine-based fertilizers: A review", *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 52, pp.890–936. <https://doi.org/10.1080/10643389.2020.1838214>
74. Masrura, S.U., Jones-Lepp, T.L., Kajitvichyanukul, P., Ok, Y.S., Tsang, D.C.W., Khan, E., (2022), "Unintentional release of antibiotics associated with nutrients recovery from source-separated human urine by biochar". *Chemosphere* 299, 134426. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134426>
75. Masrura, S.U., Khan, E., (2022), "Chapter 21 - Biochar for nutrient recovery from source-separated urine, trong", *Academic Press*, pp. 263–272. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/B978-0-323-85343-9.00007-0>
76. Metcalf & Eddy, A., (2014), "Wastewater engineering treatment and resource recovery", *McGraw-Hill Education*.
77. Metcalf, E., (2003), "Inc., wastewater engineering, treatment and reuse. New York McGraw-Hill".
78. Mihelcic, J.R., Fry, L.M., Shaw, R., (2011), "Global potential of phosphorus recovery from human urine and feces", *Chemosphere* 84, pp.832–839.
79. Nardon, C., W., S., Husni, M., Amran, M., (2014), "Effects of pyrolysis temperature on the physicochemical properties of empty fruit bunch and rice husk biochars", *Waste Manag. Res.* 32. <https://doi.org/10.1177/0734242X14525822>
80. Nasr, F., Haroun, B., (2013), "Treatment of domestic wastewater using conventional and baffled septic tanks", *Environ. Technol.* 34, pp.2337–2343. <https://doi.org/10.1080/09593330.2013.767285>
81. Natarajan, R., Saikia, K., Ponnusamy, S.K., Rathankumar, A.K., Rajendran, D.S., Venkataraman, S., Tannani, D.B., Arvind, V., Somanna, T., Banerjee, K., (2022), "Understanding the factors affecting adsorption of pharmaceuticals on different adsorbents–A critical literature update", *Chemosphere* 287, 131958.
82. Nelson, N.O., Agudelo, S.C., Yuan, W., Gan, J., (2011), "Nitrogen and phosphorus availability in biochar-amended soils", *Soil Sci.* 176, pp.218–226.
83. Nguyen, L.X., Do, P.T.M., Nguyen, C.H., Kose, R., Okayama, T., Pham,

T.N., Nguyen, P.D., Miyanishi, T., (2018), "Properties of Biochars prepared from local biomass in the Mekong Delta, Vietnam", *Bioresources* 13, pp.7325–7344.

84. Nguyen, T.B.H., Van, H.-T., Dang, V.M., Ha Tran, T.N., Nguyen, T.T., Hoang, T.K., (2024), "Insight Into Chromium Adsorption From Contaminated Soil Using Mg/Al LDH-zeolite", *Heliyon* 10, e31084. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e31084>

85. Nguyen, V.-T., Vo, T.-D.-H., Tran, T., Nguyen, T.-N., Le, T.-N.-C., Bui, X.-T., Bach, L.-G., (2021), "Biochar derived from the spent coffee ground for ammonium adsorption from aqueous solution", *Case Stud. Chem. Environ. Eng.* 4, 100141. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.cscee.2021.100141>

86. Nguyen, X.C., Nguyen, T.T.H., Hang, N.T.T., Thai, V.N., Doan, T.O., Duong, T.T., Duong, T.N., Hwang, Y., Lam, V.S., Ly, Q.V., (2024), "Insight into the Adsorption of Nutrients from Water by Pyrogenic Carbonaceous Adsorbents Using a Bootstrap Method and Machine Learning", *ACS ES&T Water* 4, pp.869–879. <https://doi.org/10.1021/acsestwater.2c00301>

87. Organization, W.H., (2018), "Guidelines on sanitation and health. World Health Organization".

88. Osorio-Tejada, J., Tran, N.N., Hessel, V., (2022), "Techno-environmental assessment of small-scale Haber-Bosch and plasma-assisted ammonia supply chains", *Sci. Total Environ.* 826, 154162.

89. Oyem, I.M., Oyem, H.H., Imarhiagbe, E.E., (2021) "Microbial and Physicochemical Qualities of Septic Tank Wastewater: An Evaluation" *East African J. Heal. Sci.* 4, pp.41–60.

90. Özel Duygan, B.D., Udert, K.M., Remmele, A., McArdell, C.S., (2021), "Removal of pharmaceuticals from human urine during storage, aerobic biological treatment, and activated carbon adsorption to produce a safe fertilizer", *Resour. Conserv. Recycl.* 166, 105341. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.105341>

91. Pandorf, M., Hochmuth, G., Boyer, T.H., (2018), "Human urine as a fertilizer in the cultivation of snap beans (*Phaseolus vulgaris*) and turnips (*Brassica rapa*)". *J. Agric. Food Chem.* 67, pp.50–62.

92. Qadir, M., Drechsel, P., Jiménez Cisneros, B., Kim, Y., Pramanik, A., Mehta, P., Olaniyan, O., (2020), "Global and regional potential of wastewater as a water, nutrient and energy source, trong: Natural resources forum" *Wiley Online Library*, pp. 40–51.
93. Randall, D.G., Krähenbühl, M., Köpping, I., Larsen, T.A., Udert, K.M., (2016) "A novel approach for stabilizing fresh urine by calcium hydroxide addition". *Water Res.* 95, pp.361–369.
94. Raschid-Sally, L., Jayakody, P., (2009) "Drivers and characteristics of wastewater agriculture in developing countries: Results from a global assessment", *IWMI*.
95. Rasse, D.P., Weldon, S., Joner, E.J., Joseph, S., Kammann, C.I., Liu, X., O'Toole, A., Pan, G., Kocatürk-Schumacher, N.P., (2022) "Enhancing plant N uptake with biochar-based fertilizers: limitation of sorption and prospects". *Plant Soil* 475, pp.213–236.
96. Rittmann, B.E., McCarty, P.L., (2001) "Environmental biotechnology: principles and application".
97. Rodriguez, J.A., Lustosa Filho, J.F., Melo, L.C.A., de Assis, I.R., de Oliveira, T.S., (2020) "Influence of pyrolysis temperature and feedstock on the properties of biochars produced from agricultural and industrial wastes". *J. Anal. Appl. Pyrolysis* 149, 104839.
98. Ronteltap, M., Maurer, M., Hausherr, R., Gujer, W., (2010), "Struvite precipitation from urine – Influencing factors on particle size" *Water Res.* 44, pp.2038–2046. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.12.015>
99. Sakurai, T., Irii, T., Iwadate, K., (2022), "Simultaneous quantification of urea, uric acid, and creatinine in human urine by liquid chromatography/mass spectrometry", *Leg. Med.* 55, 102011. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.legalmed.2021.102011>
100. Saliu, T.D., Oladoja, N.A., (2021), "Nutrient recovery from wastewater and reuse in agriculture: A review", *Environ. Chem. Lett.* 19, pp.2299–2316.
101. Santos, F.M., Pires, J.C.M., (2018) "Nutrient recovery from wastewaters by microalgae and its potential application as bio-char" *Bioresour. Technol.* 267, pp.725–731.

102. Sarigul, N., Korkmaz, F., Kurultak, İ., (2019), "A new artificial urine protocol to better imitate human urine", *Sci. Rep.* 9, 20159.
103. Sarkhot, D. V, Ghezzehei, T.A., Berhe, A.A., (2013), "Effectiveness of biochar for sorption of ammonium and phosphate from dairy effluent", *J. Environ. Qual.* 42, pp.1545–1554.
104. Selvam, S.M., Janakiraman, T., Paramasivan, B., (2021), "Characterization of engineered corn cob biochar produced in allothermal pyrolysis reactor Mater", *Today Proc.* 47, pp.312–317.
105. Šimanský, V., Horák, J., Igaz, D., Balashov, E., Jonczak, J., (2018), "Biochar and biochar with N fertilizer as a potential tool for improving soil sorption of nutrients", *J. Soils Sediments* 18, pp.1432–1440.
106. Solanki, A., Boyer, T.H., (2017), "Pharmaceutical removal in synthetic human urine using biochar", *Environ. Sci. Water Res. Technol.* 3, pp.553–565.
107. Stein, L.Y., Klotz, M.G., (2016), "The nitrogen cycle. *Curr. Biol.* 26, R94–R98".
108. Sukmana, H., Bellahsen, N., Pantoja, F., Hodur, C., (2021) "Adsorption and coagulation in wastewater treatment–Review", *Prog. Agric. Eng. Sci.* 17, pp.49–68.
109. Sun, H., Mohammed, A.N., Liu, Y., 2020. Phosphorus recovery from source-diverted blackwater through struvite precipitation. *Sci. Total Environ.* 743, 140747.
110. Tan, Z., Yuan, S., Hong, M., Zhang, L., Huang, Q., (2020), "Mechanism of negative surface charge formation on biochar and its effect on the fixation of soil Cd", *J. Hazard. Mater.* 384, 121370.
111. Tarpeh, W.A., Barazesh, J.M., Cath, T.Y., Nelson, K.L., (2018), "Electrochemical stripping to recover nitrogen from source-separated urine". *Environ. Sci. Technol.* 52, pp.1453–1460.
112. Tchobanoglous, G., Kenny, J., Leverenz, H., Oliveri, A., (2022), "Establishing log reduction values for wastewater treatment processes from ambient influent and effluent pathogen monitoring data", *Front. Environ. Sci.* 10, 940014.

113. Thanh, N.L., Hang, V.T., Thuy, N.T., Hien, L.P.T., Huy, N.N., (2023), "Nutrient Recovery from Poultry Wastewater by Modified Biochar: An Optimization Study", *Curr. Appl. Sci. Technol.* 10–55003.
114. Thao, N.T.P., Nga, N.T.T., Kim, H.T.T., Kien, T.T., Hieu, T.T., Thang, N.V., Tri, N.L.M., Le, T.H., (2023), "Combination of biochar filtration and ozonation processes in livestock wastewater treatment and application for soil cultivation", *Case Stud. Chem. Environ. Eng.* 7, 100286. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.cscee.2022.100286>
115. Tice, R.C., Kim, Y., (2014), "Energy efficient reconcentration of diluted human urine using ion exchange membranes in bioelectrochemical systems". *Water Res.* 64, pp.61–72. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.06.037>
116. Tran, D.-T., Pham, Thuy-Duong, Dang, V.-C., Pham, Thanh-Dong, Nguyen, M.-V., Dang, N.-M., Ha, M.-N., Nguyen, V.-N., Nghiem, L.D., (2022), "A facile technique to prepare MgO-biochar nanocomposites for cationic and anionic nutrient removal", *J. Water Process Eng.* 47, 102702. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2022.102702>
117. Truong, H.B., Tran, T.C., Nguyen, T.P., Nguyen, T.T., Oanh, D.T., Thuy, D.T., Nguyen, X.C., (2023) "Biochar-Based Phosphorus Recovery from Different Waste Streams: Sources, Mechanisms, and Performance". *Sustainability*. <https://doi.org/10.3390/su152115376>
118. Tu Nguyen, M., Binh Nguyen, T., Khoi Dang, K., Luu, T., Hung Thach, P., Lan Phuong Nguyen, K., Quan Nguyen, H., (2022), "Current and potential uses of agricultural by-products and waste in main food sectors in Vietnam—A circular economy perspective, trong: Circular economy and waste valorisation: Theory and practice from an international perspective", *Springer*, pp.131–151.
119. Udert, K.M., Wächter, M., (2012), "Complete nutrient recovery from source-separated urine by nitrification and distillation", *Water Res.* 46, pp.453–464.
120. Ullah, M.S., Malekian, R., Randhawa, G.S., Gill, Y.S., Singh, S., Esau, T.J., Zaman, Q.U., Afzaal, H., Du, D.L., Farooque, A.A., (2024), "The potential of biochar incorporation into agricultural soils to promote sustainable agriculture:

Insights from soil health, crop productivity, greenhouse gas emission mitigation and feasibility perspectives—A critical review". *Rev. Environ. Sci. Bio/Technology* 23, pp.1105–1130.

121. Ungureanu, E.L., Mocanu, A.L., Stroe, C.A., Panciu, C.M., Berca, L., Sionel, R.M., Mustatea, G., (2023), "Agricultural Byproducts Used as Low-Cost Adsorbents for Removal of Potentially Toxic Elements from Wastewater: A Comprehensive Review", *Sustainability*. <https://doi.org/10.3390/su15075999>

122. Van der Hoek, J.P., Duijff, R., Reinstra, O., (2018) "Nitrogen recovery from wastewater: possibilities, competition with other resources, and adaptation pathways", *Sustainability* 10, 4605.

123. Van, H.T., Le, S.H., Nguyen, T.H., Nguyen, H.T., Lan, N.T., Pham, Q.T., Nguyen, T.T., Tran, T.N.H., Nguyen, T.B.H., Hoang, T.K., (2021), "Production of hydroponic solution from human urine using adsorption–desorption method with coconut shell-derived activated carbon", *Environ. Technol. Innov.* 23, 101708.

124. Van Nguyen, Q., Nguyen, K.M., Van Hoang, H., Duong, T.D., Dong, M.T.N., Tran, H.T.M., (2025), "Transforming Domestic Wastewater into Hydroponic Nutrients Using Corncob-Derived Biochar Adsorption", *J. Soil Sci. Plant Nutr.* pp.1–17.

125. Van Quang, N., Hung, L.S., Chung, N.T.T., Uyen, B.T., (2020), "The effects of different nutrient solutions on the growth of basil (*ocimum basilicum* l.) cultivated under the conditions of green houses", *J. For. Sci. Technol.* pp.3–10.

126. Vinnerås, B., Jönsson, H., (2002), "The performance and potential of faecal separation and urine diversion to recycle plant nutrients in household wastewater", *Bioresour. Technol.* 84, pp.275–282.

127. Wakudkar, H., Sahu, P., (2025), "Insight of biopolymeric degradation and kinetic triplets of corn cob and its biochar using thermogravimetric analysis". *Thermochim. Acta* 748, 179990.

128. Wang, L., Olsen, M.N.P., Moni, C., Dieguez-Alonso, A., de la Rosa, J.M., Stenrød, M., Liu, X., Mao, L., (2022) "Comparison of properties of biochar produced from different types of lignocellulosic biomass by slow pyrolysis at 60°C", *Appl. Energy Combust. Sci.* 12, 100090.

129. Wang, X., Guo, Z., Hu, Z., Zhang, J., (2020), "Recent advances in biochar application for water and wastewater treatment: a review" *PeerJ* 8, e9164.
130. Wei, S.P., van Rossum, F., van de Pol, G.J., Winkler, M.-K.H., (2018) "Recovery of phosphorus and nitrogen from human urine by struvite precipitation, air stripping and acid scrubbing: A pilot study", *Chemosphere* 212, pp.1030–1037. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.08.154>
131. Wei, X., Zhu, M., Li, J., Liu, L., Yu, J., Li, Z., Ding, B., (2021), "Wearable biosensor for sensitive detection of uric acid in artificial sweat enabled by a fiber structured sensing interface", *Nano Energy* 85, 106031.
132. Wijnja, H., Schulthess, C., (2002) "Effect of Carbonate on the Adsorption of Selenate and Sulfate on Goethite", *Soil Sci. Soc. Am. J. - SSSAJ* 66. <https://doi.org/10.2136/sssaj2002.1190>
133. Wilsenach, J.A., Schuurbijs, C.A.H., Van Loosdrecht, M.C.M., (2007), "Phosphate and potassium recovery from source separated urine through struvite precipitation", *Water Res.* 41, pp.458–466.
134. Wu, X., Quan, W., Chen, Q., Gong, W., Wang, A., (2024), "Efficient Adsorption of Nitrogen and Phosphorus in Wastewater by Biochar", *Molecules* 29, 1005.
135. Xie, G., Zhu, C., Li, C., Fan, Z., Wang, B., (2025), "Predicting the adsorption of ammonia nitrogen by biochar in water bodies using machine learning strategies: Model optimization and analysis of key characteristic variables", *Environ. Res.* 267, 120618.
136. Xu, J., Yang, L., Zhou, X., (2023) "A systematical review of blackwater treatment and resource recovery: Advance in technologies and applications", *Resour. Conserv. Recycl.* 197, 107066. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2023.107066>
137. Xu, Q., Li, W., Ma, L., Cao, D., Owens, G., Chen, Z., (2020), "Simultaneous removal of ammonia and phosphate using green synthesized iron oxide nanoparticles dispersed onto zeolite", *Sci. Total Environ.* 703. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135002>

138. Yao, Y., Gao, B., Zhang, M., Inyang, M., Zimmerman, A.R., (2012), "Effect of biochar amendment on sorption and leaching of nitrate, ammonium, and phosphate in a sandy soil", *Chemosphere* 89, pp.1467–1471.
139. Yetilmezsoy, K., Ilhan, F., Kocak, E., Akbin, H.M., (2017), "Feasibility of struvite recovery process for fertilizer industry: A study of financial and economic analysis", *J. Clean. Prod.* 152, pp.88–102.
140. Yin, Q., Liu, M., Li, Y., Li, H., Wen, Z., (2021), "Computational study of phosphate adsorption on Mg/Ca modified biochar structure in aqueous solution". *Chemosphere* 269, 129374.
141. Zanini, L., Robertson, W.D., Ptacek, C.J., Schiff, S.L., Mayer, T., (1998) "Phosphorus characterization in sediments impacted by septic effluent at four sites in central Canada". *J. Contam. Hydrol.* 33, pp.405–429. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0169-7722\(98\)00082-5](https://doi.org/10.1016/S0169-7722(98)00082-5)
142. Zare, L., Ghasemi-Fasaei, R., (2019), "Investigation of equilibrium isotherm and kinetic modeling to assess sorption characteristics of nitrate onto palm leaf biochar", *Iran. J. Chem. Chem. Eng.* 38, pp.143–153.
143. Zeghioud, H., Fryda, L., Djelal, H., Assadi, A., Kane, A., (2022), "A comprehensive review of biochar in removal of organic pollutants from wastewater: Characterization, toxicity, activation/functionalization and influencing treatment factors", *J. Water Process Eng.* 47, 102801. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2022.102801](https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2022.102801)
144. Zeng, G., Si, M., Dong, C., Liao, Q., He, F., Johnson, V.E., Arinzechi, C., Yang, W., Yang, Z., (2024), "Adsorption behavior of lead, cadmium, and arsenic on manganese-modified biochar: competition and promotion", *Environ. Geochem Health* 46, 86.
145. Zeng, Z., Zhang, S., Li, T., Zhao, F., He, Z., Zhao, H., Yang, X., Wang, H., Zhao, J., Rafiq, M.T., (2013), "Sorption of ammonium and phosphate from aqueous solution by biochar derived from phytoremediation plants", *J. Zhejiang Univ. Sci. B* 14, pp.1152–1161.
146. Zhang, M., Gao, B., Yao, Y., Xue, Y., Inyang, M., (2012), "Synthesis of porous MgO-biochar nanocomposites for removal of phosphate and nitrate from aqueous solutions", *Chem. Eng. J.* 210, pp.26–32.

147. Zhang, Y., Li, Z., Mahmood, I., (2015), "Effects of Corn Cob Produced Biochars on Urea Recovery from Human Urine and Their Application as Soil Conditioners: Water", *Clean - Soil Air Water* 43. <https://doi.org/10.1002/clen.201400489>
148. Zhao, D., Luo, Y., Feng, Y., He, Q., Zhang, L., Zhang, K., Wang, F.,(2021), "Enhanced adsorption of phosphorus in soil by lanthanum-modified biochar: improving phosphorus retention and storage capacity", *Environ. Sci. Pollut. Res.* 28, pp.68982–68995.
149. Zhou, L., Xu, D., Li, Y., Pan, Q., Wang, J., Xue, L., Howard, A., (2019), "Phosphorus and Nitrogen Adsorption Capacities of Biochars Derived from Feedstocks at Different Pyrolysis Temperatures Water" <https://doi.org/10.3390/w11081559>
150. Zou, Y., Xu, F., Kong, Q., Dawei, S., Zhang, Y., Guo, W., Wang, Q., Zhao, C., Du, Y., (2021), "Pb ²⁺ removal performance by cotton-based and magnetic modified cotton-based biochar prepared from agricultural waste biomass. Desalin", *Water Treat.* 207, pp.246–257. <https://doi.org/10.5004/dwt.2020.26425>

PHỤ LỤC

Adsorption

Test of Homogeneity of Variances

	Levene Statistic	df1	df2	Sig.
aTOCHU	1.652	5	12	.220
aTOCBW	1.744	5	12	.199
aTNHU	3.674	5	12	.030
aTNBW	2.796	5	12	.067
aTPHU	1.994	5	12	.152
aTPBW	2.109	5	12	.134

ANOVA

		Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
aTOCHU	Between Groups	2.493E7	5	4986731.549	3272.493	.000
	Within Groups	18285.993	12	1523.833		
	Total	2.495E7	17			
aTOCBW	Between Groups	89285.884	5	17857.177	1404.909	.000
	Within Groups	152.527	12	12.711		
	Total	89438.411	17			
aTNHU	Between Groups	1.504E7	5	3008602.468	1146.416	.000
	Within Groups	31492.267	12	2624.356		
	Total	1.507E7	17			
aTNBW	Between Groups	245144.129	5	49028.826	3501.806	.000
	Within Groups	168.012	12	14.001		
	Total	245312.141	17			
aTPHU	Between Groups	214068.392	5	42813.678	9595.475	.000
	Within Groups	53.542	12	4.462		
	Total	214121.934	17			
aTPBW	Between Groups	207912.923	5	41582.585	5583.058	.000
	Within Groups	89.376	12	7.448		
	Total	208002.299	17			

Post Hoc Tests - Homogeneous Subsets

aTOCHU

Duncan^a

aDay	N	Subset for alpha = 0.05					
		1	2	3	4	5	6
5	3	552.4333					
4	3		720.7000				
3	3			1198.6667			
2	3				1620.0000		
1	3					2474.0000	
0	3						3980.0000
Sig.		1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000

Means for groups in homogeneous subsets are displayed.

a. Uses Harmonic Mean Sample Size = 3.000.

aTOCBW

Duncan^a

aDay	N	Subset for alpha = 0.05				
		1	2	3	4	5
5	3	146.8000	177.3333	186.5333	203.6667	354.5000
4	3	150.8333				
3	3					
2	3					
1	3					
0	3					
Sig.		.191	1.000	1.000	1.000	1.000

Means for groups in homogeneous subsets are displayed.

a. Uses Harmonic Mean Sample Size = 3.000.

aTNHU

Duncan^a

aDay	N	Subset for alpha = 0.05				
		1	2	3	4	5
5	3	1559.73	1732.37	2737.70	3113.33	4008.90
4	3	1581.67				
3	3					
2	3					
1	3					
0	3					
Sig.		.610	1.000	1.000	1.000	1.000

Means for groups in homogeneous subsets are displayed.

a. Uses Harmonic Mean Sample Size = 3.000.

aTNBW

Duncan^a

aDay	N	Subset for alpha = 0.05				
		1	2	3	4	5
5	3	117.3400	132.2667	220.2467	317.4200	429.6500
4	3	119.6000				
3	3					
2	3					
1	3					
0	3					
Sig.		.474	1.000	1.000	1.000	1.000

Means for groups in homogeneous subsets are displayed.

a. Uses Harmonic Mean Sample Size = 3.000.

aTPHU

Duncan^a

aDay	N	Subset for alpha = 0.05					
		1	2	3	4	5	6
5	3	143.3900	223.7667	277.6867	314.5100	340.2600	496.7000
4	3						
3	3						
2	3						
1	3						
0	3						
Sig.		1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000

Means for groups in homogeneous subsets are displayed.

a. Uses Harmonic Mean Sample Size = 3.000.

aTPBW

Duncan^a

aDay	N	Subset for alpha = 0.05					
		1	2	3	4	5	6
5	3	99.7400	145.8267	187.9367	220.9400	271.7800	434.2500
4	3						
3	3						
2	3						
1	3						
0	3						
Sig.		1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000

Means for groups in homogeneous subsets are displayed.

a. Uses Harmonic Mean Sample Size = 3.000.

Desorption

Test of Homogeneity of Variances

	Levene Statistic	df1	df2	Sig.
dTOCHU	.292	4	10	.877
dTOCBW	.337	4	10	.847
dTNHU	.151	4	10	.958
dTNBW	.642	4	10	.645
dTPHU	1.015	4	10	.445
dTPBW	.585	4	10	.681

ANOVA

		Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
dTOCHU	Between Groups	23056.596	4	5764.149	1322.210	.000
	Within Groups	43.595	10	4.359		
	Total	23100.191	14			
dTOCBW	Between Groups	1006.119	4	251.530	224.109	.000
	Within Groups	11.224	10	1.122		
	Total	1017.342	14			
dTNHU	Between Groups	22501.747	4	5625.437	3089.281	.000
	Within Groups	18.210	10	1.821		
	Total	22519.957	14			
dTNBW	Between Groups	949.832	4	237.458	145.767	.000
	Within Groups	16.290	10	1.629		
	Total	966.122	14			
dTPHU	Between Groups	31548.120	4	7887.030	2376.365	.000
	Within Groups	33.189	10	3.319		
	Total	31581.310	14			
dTPBW	Between Groups	21401.952	4	5350.488	1300.453	.000
	Within Groups	41.143	10	4.114		
	Total	21443.096	14			

Post Hoc Tests - Homogeneous Subsets

dTOCHU

Duncan^a

dDay	N	Subset for alpha = 0.05				
		1	2	3	4	5
1	3	50.1500				
2	3		93.2233			
3	3			114.8467		
4	3				133.0967	
5	3					167.2700
Sig.		1.000	1.000	1.000	1.000	1.000

Means for groups in homogeneous subsets are displayed.

a. Uses Harmonic Mean Sample Size = 3.000.

dTOCBW

Duncan^a

dDay	N	Subset for alpha = 0.05				
		1	2	3	4	5
1	3	18.7200				
2	3		23.0400			
3	3			28.9367		
4	3				34.2800	
5	3					41.9233
Sig.		1.000	1.000	1.000	1.000	1.000

Means for groups in homogeneous subsets are displayed.

a. Uses Harmonic Mean Sample Size = 3.000.

dTNHU

Duncan^a

dDay	N	Subset for alpha = 0.05				
		1	2	3	4	5
1	3	95.1100				
2	3		120.5000			
3	3			153.1567		
4	3				176.0933	
5	3					204.1000
Sig.		1.000	1.000	1.000	1.000	1.000

Means for groups in homogeneous subsets are displayed.

a. Uses Harmonic Mean Sample Size = 3.000.

dTNBW

Duncan^a

dDay	N	Subset for alpha = 0.05			
		1	2	3	4
1	3	12.6633			
2	3		25.3600		
3	3			30.1733	
4	3				33.7933
5	3				34.2433
Sig.		1.000	1.000	1.000	.675

Means for groups in homogeneous subsets are displayed.

dTNBW

Duncan^a

dDay	N	Subset for alpha = 0.05			
		1	2	3	4
1	3	12.6633	25.3600	30.1733	33.7933
2	3				
3	3				
4	3				34.2433
5	3				34.2433
Sig.		1.000	1.000	1.000	.675

Means for groups in homogeneous subsets are displayed.

a. Uses Harmonic Mean Sample Size = 3.000.

dTPHU

Duncan^a

dDay	N	Subset for alpha = 0.05				
		1	2	3	4	5
1	3	84.2833	132.9467	158.0500	183.1533	220.0333
2	3					
3	3					
4	3					
5	3					
Sig.		1.000	1.000	1.000	1.000	1.000

Means for groups in homogeneous subsets are displayed.

a. Uses Harmonic Mean Sample Size = 3.000.

dTPBW

Duncan^a

dDay	N	Subset for alpha = 0.05				
		1	2	3	4	5
1	3	77.2200	117.3700	143.4300	166.0233	184.9000
2	3					
3	3					
4	3					
5	3					
Sig.		1.000	1.000	1.000	1.000	1.000

Means for groups in homogeneous subsets are displayed.

a. Uses Harmonic Mean Sample Size = 3.000.

Plant nutrients

Test of Homogeneity of Variances

	Levene Statistic	df1	df2	Sig.
Moisture	.235	2	6	.797
Carb	.049	2	6	.952
VitaminC	2.667	2	6	.148
Pb	.000	2	6	1.000
Cd	16.000	2	6	.004

ANOVA

		Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Moisture	Between Groups	.611	2	.305	5.523	.044
	Within Groups	.332	6	.055		
	Total	.942	8			
Carb	Between Groups	.254	2	.127	35.463	.000
	Within Groups	.021	6	.004		
	Total	.275	8			
VitaminC	Between Groups	.176	2	.088	13.167	.006
	Within Groups	.040	6	.007		
	Total	.216	8			
Pb	Between Groups	.000	2	.000	9.000	.016
	Within Groups	.000	6	.000		
	Total	.000	8			
Cd	Between Groups	.000	2	.000	43.000	.000
	Within Groups	.000	6	.000		
	Total	.000	8			

Post Hoc Tests - Homogeneous Subsets

Moisture

Duncan^a

Nutrient	N	Subset for alpha = 0.05	
		1	2
1	3	88.3933	88.9633
3	3	88.4300	
2	3		
Sig.		.855	1.000

Means for groups in homogeneous subsets are displayed.

Moisture

Duncan^a

Nutrient	N	Subset for alpha = 0.05	
		1	2
1	3	88.3933	88.9633
3	3	88.4300	
2	3		
Sig.		.855	1.000

Means for groups in homogeneous subsets are displayed.

a. Uses Harmonic Mean Sample Size = 3.000.

Carb

Duncan^a

Nutrient	N	Subset for alpha = 0.05		
		1	2	3
2	3	3.7300	3.9067	4.1400
3	3			
1	3			
Sig.		1.000	1.000	1.000

Means for groups in homogeneous subsets are displayed.

a. Uses Harmonic Mean Sample Size = 3.000.

VitaminC

Duncan^a

Nutrient	N	Subset for alpha = 0.05	
		1	2
2	3	4.2333	4.5667
3	3	4.3333	
1	3		
Sig.		.184	1.000

Means for groups in homogeneous subsets are displayed.

a. Uses Harmonic Mean Sample Size = 3.000.

Pb

Duncan^a

Nutrient	N	Subset for alpha = 0.05	
		1	2
2	3	.008667	.009667
1	3	.009667	
3	3		
Sig.		.078	.078

Means for groups in homogeneous subsets are displayed.

a. Uses Harmonic Mean Sample Size = 3.000.

Cd

Duncan^a

Nutrient	N	Subset for alpha = 0.05	
		1	2
1	3	.007667	
2	3	.008000	
3	3		.010000
Sig.		.267	1.000

Means for groups in homogeneous subsets are displayed.

a. Uses Harmonic Mean Sample Size = 3.000.

Descriptives

		N	Mean	Std. Deviation	Std. Error	95% Confidence Interval for Mean		Minimum	Maximum
						Lower Bound	Upper Bound		
pH5HU	1.0000	3	2.706000	.0730741	.0421894	2.524474	2.887526	2.6311	2.7771
	2.0000	3	7.598000	.1614098	.0931900	7.197036	7.998964	7.4150	7.7201
	3.0000	3	8.770000	.1172770	.0677099	8.478668	9.061332	8.6560	8.8903
	4.0000	3	9.498000	.0408533	.0235866	9.396515	9.599485	9.4550	9.5363
	5.0000	3	10.146000	.2338481	.1350123	9.565089	10.726911	9.8936	10.3553
	Total	15	7.743600	2.7530200	.7108267	6.219028	9.268172	2.6311	10.3553
pH7HU	1.0000	3	3.130000	.1213614	.0700680	2.828522	3.431478	2.9902	3.2083
	2.0000	3	8.998000	.1840326	.1062513	8.540838	9.455162	8.8582	9.2065
	3.0000	3	10.022000	.6948196	.4011543	8.295972	11.748028	9.4800	10.8053
	4.0000	3	12.042000	.4868920	.2811072	10.832493	13.251507	11.6005	12.5642
	5.0000	3	12.502000	.3039966	.1755125	11.746831	13.257169	12.2036	12.8113
	Total	15	9.338800	3.4954806	.9025292	7.403067	11.274533	2.9902	12.8113
pH9HU	1.0000	3	2.834000	.0595217	.0343649	2.686140	2.981860	2.7849	2.9002
	2.0000	3	4.890000	.1128070	.0651291	4.609772	5.170228	4.7600	4.9621
	3.0000	3	5.908800	.2388056	.1378745	5.315574	6.502026	5.6742	6.1516
	4.0000	3	6.462000	.2678162	.1546237	5.796708	7.127292	6.1925	6.7281
	5.0000	3	6.434800	.2357791	.1361271	5.849092	7.020508	6.2492	6.7001

Total	15	5.305920	1.4186117	.3662840	4.520319	6.091521	2.7849	6.7281
pH5BW 1.0000	3	.749100	.0207586	.0119850	.697533	.800667	.7257	.7653
2.0000	3	1.845500	.0438014	.0252887	1.736691	1.954309	1.8015	1.8891
3.0000	3	2.493500	.0121025	.0069874	2.463436	2.523564	2.4796	2.5017
4.0000	3	3.105400	.0332721	.0192096	3.022748	3.188052	3.0695	3.1352
5.0000	3	3.113900	.0381135	.0220048	3.019221	3.208579	3.0727	3.1479
Total	15	2.261480	.9207556	.2377381	1.751583	2.771377	.7257	3.1479
pH7BW 1.0000	3	1.767900	.1188436	.0686144	1.472676	2.063124	1.6746	1.9017
2.0000	3	3.505100	.1731833	.0999874	3.074889	3.935311	3.3351	3.6813
3.0000	3	4.167900	.0653675	.0377399	4.005518	4.330282	4.0928	4.2120
4.0000	3	4.334700	.2607593	.1505494	3.686938	4.982462	4.0822	4.6030
5.0000	3	4.513900	.0939539	.0542443	4.280506	4.747294	4.4226	4.6103
Total	15	3.657900	1.0484495	.2707085	3.077288	4.238512	1.6746	4.6103
pH8.02BW 1.0000	3	.693900	.0811778	.0468680	.492243	.895557	.6013	.7528
2.0000	3	1.217500	.0940428	.0542956	.983885	1.451115	1.1537	1.3255
3.0000	3	1.630500	.0629502	.0363443	1.474123	1.786877	1.5656	1.6913
4.0000	3	1.828900	.1637944	.0945667	1.422012	2.235788	1.6859	2.0076
5.0000	3	1.836900	.1141351	.0658959	1.553373	2.120427	1.7494	1.9660
Total	15	1.441540	.4607581	.1189672	1.186381	1.696699	.6013	2.0076

Test of Homogeneity of Variances

	Levene Statistic	df1	df2	Sig.
pH5HU	2.142	4	10	.150
pH7HU	2.783	4	10	.086
pH9HU	1.081	4	10	.416
pH5BW	.840	4	10	.531
pH7BW	1.127	4	10	.397
pH8.02BW	1.156	4	10	.386

ANOVA

		Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
pH5HU	Between Groups	105.905	4	26.476	1304.235	.000
	Within Groups	.203	10	.020		
	Total	106.108	14			
pH7HU	Between Groups	169.336	4	42.334	245.885	.000
	Within Groups	1.722	10	.172		
	Total	171.057	14			
pH9HU	Between Groups	27.773	4	6.943	173.052	.000
	Within Groups	.401	10	.040		
	Total	28.174	14			
pH5BW	Between Groups	11.859	4	2.965	2932.123	.000
	Within Groups	.010	10	.001		
	Total	11.869	14			
pH7BW	Between Groups	15.139	4	3.785	151.134	.000
	Within Groups	.250	10	.025		
	Total	15.389	14			
pH8.02BW	Between Groups	2.854	4	.713	60.202	.000
	Within Groups	.119	10	.012		
	Total	2.972	14			

Post Hoc Tests - Homogeneous Subsets

pH5HU

Duncan^a

DayRecord	N	Subset for alpha = 0.05				
		1	2	3	4	5
1.0000	3	2.706000				
2.0000	3		7.598000			
3.0000	3			8.770000		
4.0000	3				9.498000	
5.0000	3					10.146000
Sig.		1.000	1.000	1.000	1.000	1.000

Means for groups in homogeneous subsets are displayed.

a. Uses Harmonic Mean Sample Size = 3.000.

pH7HU

Duncan^a

DayRecord	N	Subset for alpha = 0.05			
		1	2	3	4
1.0000	3	3.130000			
2.0000	3		8.998000		
3.0000	3			10.022000	
4.0000	3				12.042000
5.0000	3				12.502000
Sig.		1.000	1.000	1.000	.204

Means for groups in homogeneous subsets are displayed.

a. Uses Harmonic Mean Sample Size = 3.000.

pH9HU

Duncan^a

DayRecord	N	Subset for alpha = 0.05			
		1	2	3	4
1.0000	3	2.834000			
2.0000	3		4.890000		
3.0000	3			5.908800	
4.0000	3				6.434800
5.0000	3				6.462000
Sig.		1.000	1.000	1.000	.871

Means for groups in homogeneous subsets are displayed.

a. Uses Harmonic Mean Sample Size = 3.000.

pH5BW

Duncan^a

DayRecord	N	Subset for alpha = 0.05			
		1	2	3	4
1.0000	3	.749100			
2.0000	3		1.845500		
3.0000	3			2.493500	
4.0000	3				3.105400
5.0000	3				3.113900
Sig.		1.000	1.000	1.000	.750

Means for groups in homogeneous subsets are displayed.

a. Uses Harmonic Mean Sample Size = 3.000.

pH7BW

Duncan^a

DayRecord	N	Subset for alpha = 0.05			
		1	2	3	4
1.0000	3	1.767900			
2.0000	3		3.505100		
3.0000	3			4.167900	
4.0000	3			4.334700	4.334700
5.0000	3				4.513900
Sig.		1.000	1.000	.226	.196

Means for groups in homogeneous subsets are displayed.

a. Uses Harmonic Mean Sample Size = 3.000.

pH8.02BW

Duncan^a

DayRecord	N	Subset for alpha = 0.05		
		1	2	3
1.0000	3	.693900		
2.0000	3		1.217500	
3.0000	3			1.630500
4.0000	3			1.828900
5.0000	3			1.836900
Sig.		1.000	1.000	.051

Means for groups in homogeneous subsets are displayed.

a. Uses Harmonic Mean Sample Size = 3.000.

2. Adsorption of phosphorus

Descriptives

		N	Mean	Std. Deviation	Std. Error	95% Confidence Interval for Mean		Minimum	Maximum
						Lower Bound	Upper Bound		
pH5HU	1.0000	3	.642410	.0377960	.0218216	.548519	.736301	.6160	.6857
	2.0000	3	1.756340	.0256629	.0148165	1.692590	1.820090	1.7373	1.7855
	3.0000	3	2.250390	.0284337	.0164162	2.179757	2.321023	2.2177	2.2696
	4.0000	3	2.422790	.0145151	.0083803	2.386733	2.458847	2.4070	2.4356
	5.0000	3	2.426670	.0248125	.0143255	2.365032	2.488308	2.4109	2.4553
	Total	15	1.899720	.6986899	.1804010	1.512798	2.286642	.6160	2.4553
pH7HU	1.0000	3	.830390	.0386900	.0223377	.734279	.926501	.7857	.8543
	2.0000	3	1.732920	.0412908	.0238393	1.630348	1.835492	1.7066	1.7805
	3.0000	3	2.572160	.0273330	.0157807	2.504261	2.640059	2.5488	2.6022

	4.0000	3	2.758240	.0080195	.0046301	2.738318	2.778162	2.7512	2.7670
	5.0000	3	2.770890	.0169159	.0097664	2.728869	2.812911	2.7554	2.7889
	Total	15	2.132920	.7815388	.2017924	1.700118	2.565722	.7857	2.7889
pH9HU	1.0000	3	.861020	.0108288	.0062520	.834120	.887920	.8500	.8717
	2.0000	3	1.831650	.0204614	.0118134	1.780821	1.882479	1.8093	1.8494
	3.0000	3	3.148110	.0310917	.0179508	3.070874	3.225346	3.1135	3.1736
	4.0000	3	3.630390	.0290676	.0167822	3.558182	3.702598	3.6080	3.6632
	5.0000	3	3.691150	.0386536	.0223167	3.595129	3.787171	3.6599	3.7344
	Total	15	2.632464	1.1493266	.2967549	1.995988	3.268940	.8500	3.7344
pH5BW	1.0000	3	.456410	.0287969	.0166259	.384875	.527945	.4232	.4733
	2.0000	3	.672610	.0414754	.0239458	.569579	.775641	.6453	.7203
	3.0000	3	.690580	.0165008	.0095268	.649590	.731570	.6763	.7086
	4.0000	3	.696790	.0217706	.0125693	.642709	.750871	.6753	.7188
	5.0000	3	.699350	.0397404	.0229441	.600629	.798071	.6628	.7417
	Total	15	.643148	.1006497	.0259876	.587410	.698886	.4232	.7417
pH7BW	1.0000	3	.508810	.0250192	.0144448	.446659	.570961	.4883	.5367
	2.0000	3	.674640	.0199220	.0115020	.625151	.724129	.6553	.6951
	3.0000	3	.869570	.0210214	.0121367	.817350	.921790	.8484	.8905
	4.0000	3	1.298690	.0196094	.0113215	1.249977	1.347403	1.2765	1.3137
	5.0000	3	1.318560	.0276481	.0159627	1.249878	1.387242	1.3006	1.3504
	Total	15	.934054	.3385367	.0874098	.746579	1.121529	.4883	1.3504
pH8.02BW	1.0000	3	.599320	.0403908	.0233196	.498984	.699656	.5528	.6256
	2.0000	3	1.240460	.0450303	.0259983	1.128598	1.352322	1.1966	1.2866
	3.0000	3	1.508690	.0202196	.0116738	1.458462	1.558918	1.4855	1.5226
	4.0000	3	1.585140	.0155387	.0089713	1.546540	1.623740	1.5701	1.6011
	5.0000	3	1.697550	.0054307	.0031354	1.684059	1.711041	1.6921	1.7029
	Total	15	1.326232	.4080052	.1053465	1.100286	1.552178	.5528	1.7029

Test of Homogeneity of Variances

	Levene Statistic	df1	df2	Sig.
pH5HU	1.345	4	10	.319
pH7HU	3.156	4	10	.064
pH9HU	1.551	4	10	.261
pH5BW	1.219	4	10	.362
pH7BW	.317	4	10	.860
pH8.02BW	2.403	4	10	.119

ANOVA

		Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
pH5HU	Between Groups	6.827	4	1.707	2292.786	.000
	Within Groups	.007	10	.001		
	Total	6.834	14			
pH7HU	Between Groups	8.543	4	2.136	2483.671	.000
	Within Groups	.009	10	.001		
	Total	8.551	14			
pH9HU	Between Groups	18.486	4	4.621	6014.877	.000

	Within Groups	.008	10	.001		
	Total	18.493	14			
pH5BW	Between Groups	.132	4	.033	33.865	.000
	Within Groups	.010	10	.001		
	Total	.142	14			
pH7BW	Between Groups	1.599	4	.400	764.853	.000
	Within Groups	.005	10	.001		
	Total	1.604	14			
pH8.02BW	Between Groups	2.322	4	.580	668.910	.000
	Within Groups	.009	10	.001		
	Total	2.331	14			

Post Hoc Tests - Homogeneous Subsets

pH5HU

Duncan^a

DayRecord	N	Subset for alpha = 0.05			
		1	2	3	4
1.0000	3	.642410			
2.0000	3		1.756340		
dim3.0000	3			2.250390	
ensi4.0000	3				2.422790
on15.0000	3				2.426670
Sig.		1.000	1.000	1.000	.865

Means for groups in homogeneous subsets are displayed.

a. Uses Harmonic Mean Sample Size = 3.000.

pH7HU

Duncan^a

DayRecord	N	Subset for alpha = 0.05			
		1	2	3	4
1.0000	3	.830390			
2.0000	3		1.732920		
dim3.0000	3			2.572160	
ensi4.0000	3				2.758240
on15.0000	3				2.770890
Sig.		1.000	1.000	1.000	.609

Means for groups in homogeneous subsets are displayed.

a. Uses Harmonic Mean Sample Size = 3.000.

pH9HU

Duncan^a

DayRecord	N	Subset for alpha = 0.05				
		1	2	3	4	5
1.0000	3	.861020				
2.0000	3		1.831650			
3.0000	3			3.148110		
4.0000	3				3.630390	
5.0000	3					3.691150
Sig.		1.000	1.000	1.000	1.000	1.000

Means for groups in homogeneous subsets are displayed.

a. Uses Harmonic Mean Sample Size = 3.000.

pH5BW

Duncan^a

DayRecord	N	Subset for alpha = 0.05	
		1	2
1.0000	3	.456410	
2.0000	3		.672610
3.0000	3		.690580
4.0000	3		.696790
5.0000	3		.699350
Sig.		1.000	.351

Means for groups in homogeneous subsets are displayed.

a. Uses Harmonic Mean Sample Size = 3.000.

pH7BW

Duncan^a

DayRecord	N	Subset for alpha = 0.05			
		1	2	3	4
1.0000	3	.508810			
2.0000	3		.674640		
3.0000	3			.869570	
4.0000	3				1.298690
5.0000	3				1.318560
Sig.		1.000	1.000	1.000	.312

Means for groups in homogeneous subsets are displayed.

a. Uses Harmonic Mean Sample Size = 3.000.

pH8.02BW

Duncan^a

DayRecord	N	Subset for alpha = 0.05				
		1	2	3	4	5
1.0000	3	.599320				
2.0000	3		1.240460			
3.0000	3			1.508690		
4.0000	3				1.585140	
5.0000	3					1.697550
Sig.		1.000	1.000	1.000	1.000	1.000

Means for groups in homogeneous subsets are displayed.

a. Uses Harmonic Mean Sample Size = 3.000.

3. Desorption of nitrogen

Descriptives

		N	Mean	Std. Deviation	Std. Error	95% Confidence Interval for Mean		Minimum	Maximum
						Lower Bound	Upper Bound		
pH5HU	1.0000	3	70.430000	7.7546251	4.4771349	51.166443	89.693557	64.2482	79.1310
	2.0000	3	80.132800	4.1586561	2.4010012	69.802125	90.463475	77.0294	84.8580
	3.0000	3	96.200000	3.4181240	1.9734548	87.708909	104.691091	92.2559	98.3010
	4.0000	3	96.461800	3.8988985	2.2510301	86.776399	106.147201	92.0139	99.2887
	5.0000	3	99.248300	3.2071492	1.8516484	91.281300	107.215300	95.5534	101.3116
	Total	15	88.494580	12.3445241	3.1873424	81.658410	95.330750	64.2482	101.3116
pH7HU	1.0000	3	119.212800	4.9518619	2.8589588	106.911693	131.513907	113.5005	122.2884
	2.0000	3	138.160400	3.4338920	1.9825585	129.630139	146.690661	135.3086	141.9721
	3.0000	3	143.179400	2.5492004	1.4717815	136.846835	149.511965	141.4325	146.1046
	4.0000	3	143.204300	2.4473779	1.4129943	137.124676	149.283924	141.4668	146.0032
	5.0000	3	143.703100	1.5834481	.9142042	139.769597	147.636603	142.1630	145.3266
	Total	15	137.492000	10.0605580	2.5976249	131.920649	143.063351	113.5005	146.1046
pH9HU	1.0000	3	50.627300	.5738927	.3313371	49.201672	52.052928	50.2506	51.2878
	2.0000	3	51.778300	.8259209	.4768456	49.726599	53.830001	51.2625	52.7309
	3.0000	3	52.540000	.8956846	.5171237	50.314996	54.765004	51.5529	53.3009
	4.0000	3	52.559500	.8993977	.5192675	50.325272	54.793728	51.5662	53.3187
	5.0000	3	53.170100	.4599612	.2655587	52.027493	54.312707	52.7644	53.6698
	Total	15	52.135040	1.1057193	.2854955	51.522713	52.747367	50.2506	53.6698
pH5BW	1.0000	3	20.132800	2.4358241	1.4063237	14.081877	26.183723	18.1886	22.8651

	2.0000	3	25.266200	1.3912469	.8032368	21.810151	28.722249	24.0701	26.7930
	3.0000	3	26.027600	1.0934766	.6313190	23.311254	28.743946	25.0436	27.2048
	4.0000	3	26.220800	1.7186076	.9922386	21.951542	30.490058	24.2405	27.3224
	5.0000	3	27.203000	.7161972	.4134967	25.423868	28.982132	26.4608	27.8900
	Total	15	24.970080	2.9096973	.7512806	23.358743	26.581417	18.1886	27.8900
pH7BW	1.0000	3	24.063200	3.8510978	2.2234323	14.496543	33.629857	20.5227	28.1636
	2.0000	3	28.110300	1.9893121	1.1485299	23.168575	33.052025	25.9948	29.9432
	3.0000	3	30.131300	1.7622459	1.0174332	25.753638	34.508962	28.1533	31.5340
	4.0000	3	33.210000	2.8362577	1.6375142	26.164345	40.255655	30.2536	35.9085
	5.0000	3	33.691000	2.7633975	1.5954483	26.826340	40.555660	30.6345	36.0128
	Total	15	29.841160	4.3347005	1.1192148	27.440683	32.241637	20.5227	36.0128
pH8.02BW	1.0000	3	12.722300	.2000000	.1154701	12.225472	13.219128	12.5223	12.9223
	2.0000	3	12.584800	.4000000	.2309401	11.591145	13.578455	12.1848	12.9848
	3.0000	3	12.974700	.1000000	.0577350	12.726286	13.223114	12.8747	13.0747
	4.0000	3	13.510300	.1000000	.0577350	13.261886	13.758714	13.4103	13.6103
	5.0000	3	13.224800	.1000000	.0577350	12.976386	13.473214	13.1248	13.3248
	Total	15	13.003380	.3912523	.1010209	12.786712	13.220048	12.1848	13.6103

Test of Homogeneity of Variances

	Levene Statistic	df1	df2	Sig.
pH5HU	1.693	4	10	.227
pH7HU	2.147	4	10	.149
pH9HU	.730	4	10	.592
pH5BW	1.863	4	10	.194
pH7BW	.558	4	10	.699
pH8.02BW	1.478	4	10	.280

ANOVA

		Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
pH5HU	Between Groups	1904.223	4	476.056	20.770	.000
	Within Groups	229.199	10	22.920		
	Total	2133.422	14			
pH7HU	Between Groups	1314.392	4	328.598	32.022	.000
	Within Groups	102.616	10	10.262		
	Total	1417.008	14			
pH9HU	Between Groups	11.448	4	2.862	5.049	.017
	Within Groups	5.668	10	.567		
	Total	17.117	14			
pH5BW	Between Groups	93.467	4	23.367	9.324	.002
	Within Groups	25.062	10	2.506		
	Total	118.529	14			
pH7BW	Between Groups	187.906	4	46.976	6.251	.009
	Within Groups	75.149	10	7.515		
	Total	263.055	14			
pH8.02BW	Between Groups	1.683	4	.421	9.147	.002
	Within Groups	.460	10	.046		
	Total	2.143	14			

Post Hoc Tests - Homogeneous Subsets

pH5HU

Duncan^a

DayRecord	N	Subset for alpha = 0.05		
		1	2	3
1.0000	3	70.430000		
2.0000	3		80.132800	
dim3.0000	3			96.200000
ensi4.0000	3			96.461800
onl5.0000	3			99.248300
Sig.		1.000	1.000	.474

Means for groups in homogeneous subsets are displayed.

a. Uses Harmonic Mean Sample Size = 3.000.

pH7HU

Duncan^a

DayRecord	N	Subset for alpha = 0.05	
		1	2
1.0000	3	119.212800	
2.0000	3		138.160400
dim3.0000	3		143.179400
ensi4.0000	3		143.204300
onl5.0000	3		143.703100
Sig.		1.000	.076

Means for groups in homogeneous subsets are displayed.

a. Uses Harmonic Mean Sample Size = 3.000.

pH9HU

Duncan^a

DayRecord	N	Subset for alpha = 0.05	
		1	2
1.0000	3	50.627300	
2.0000	3	51.778300	51.778300
dim3.0000	3		52.540000
ensi4.0000	3		52.559500
onl5.0000	3		53.170100
Sig.		.091	.061

Means for groups in homogeneous subsets are displayed.

a. Uses Harmonic Mean Sample Size = 3.000.

pH5BW

Duncan^a

DayRecord	N	Subset for alpha = 0.05	
		1	2
dim1.0000	3	20.132800	
ensi2.0000	3		25.266200

on13.0000	3	26.027600
4.0000	3	26.220800
5.0000	3	27.203000
Sig.	1.000	.192

Means for groups in homogeneous subsets are displayed.

a. Uses Harmonic Mean Sample Size = 3.000.

pH7BW

Duncan^a

DayRecord	N	Subset for alpha = 0.05		
		1	2	3
1.0000	3	24.063200		
2.0000	3	28.110300	28.110300	
dim3.0000	3		30.131300	30.131300
ensi4.0000	3		33.210000	33.210000
on15.0000	3			33.691000
Sig.		.101	.054	.160

Means for groups in homogeneous subsets are displayed.

a. Uses Harmonic Mean Sample Size = 3.000.

pH8.02BW

Duncan^a

DayRecord	N	Subset for alpha = 0.05		
		1	2	3
2.0000	3	12.584800		
1.0000	3	12.722300		
dim3.0000	3	12.974700	12.974700	
ensi5.0000	3		13.224800	13.224800
on14.0000	3			13.510300
Sig.		.059	.184	.134

Means for groups in homogeneous subsets are displayed.

a. Uses Harmonic Mean Sample Size = 3.000.

4. Desorption of phosphorus

Descriptives

					95% Confidence Interval for Mean		Minimum	Maximum
					Lower Bound	Upper Bound		
pH5HU	1.0000	3	104.848100	3.3253808	1.9199095	96.587396	102.1230	108.5534
	2.0000	3	123.708860	3.0693595	1.7720956	116.084148	120.8813	126.9732
	3.0000	3	148.949370	1.3546190	.7820897	145.584310	147.5105	150.2000
	4.0000	3	164.215190	3.1705811	1.8305358	156.339030	161.4452	167.6733

	5.0000	3	172.696200	2.3585477	1.3617081	166.837243	178.555157	171.0036	175.3902
	Total	15	142.883544	26.2689835	6.7826224	128.336266	157.430822	102.1230	175.3902
pH7HU	1.0000	3	124.594940	2.6787215	1.5465606	117.940627	131.249253	121.5135	126.3678
	2.0000	3	161.177220	4.2174311	2.4349350	150.700540	171.653900	157.6747	165.8587
	3.0000	3	171.430380	1.6885164	.9748654	167.235873	175.624887	169.7301	173.1068
	4.0000	3	189.025320	1.0101076	.5831859	186.516074	191.534566	188.3117	190.1811
	5.0000	3	190.291140	.8609289	.4970575	188.152474	192.429806	189.4986	191.2071
	Total	15	167.303800	24.9223187	6.4349150	153.502280	181.105320	121.5135	191.2071
pH9HU	1.0000	3	159.405060	1.7333272	1.0007369	155.099237	163.710883	157.5001	160.8893
	2.0000	3	187.632910	1.9665975	1.1354156	182.747611	192.518209	185.5075	189.3881
	3.0000	3	212.063290	1.6256541	.9385718	208.024941	216.101639	210.2870	213.4770
	4.0000	3	228.518990	1.6894980	.9754321	224.322044	232.715936	226.8205	230.1994
	5.0000	3	235.101270	2.2821443	1.3175967	229.432109	240.770431	233.2318	237.6444
	Total	15	204.544304	28.9098858	7.4645004	188.534543	220.554065	157.5001	237.6444
pH5BW	1.0000	3	58.772150	2.5159052	1.4525585	52.522295	65.022005	55.8704	60.3441
	2.0000	3	68.139240	3.8128725	2.2013629	58.667540	77.610940	65.2990	72.4728
	3.0000	3	73.835440	2.0345390	1.1746416	68.781365	78.889515	71.9657	76.0021
	4.0000	3	77.265820	2.0695026	1.1948279	72.124891	82.406749	75.3071	79.4306
	5.0000	3	79.784810	3.1595700	1.8241786	71.936003	87.633617	76.8185	83.1074
	Total	15	71.559492	8.1081191	2.0935074	67.069365	76.049619	55.8704	83.1074
pH7BW	1.0000	3	61.860760	3.3835577	1.9534979	53.455537	70.265983	58.0075	64.3464
	2.0000	3	69.911390	2.8478667	1.6442166	62.836897	76.985883	66.7332	72.2316
	3.0000	3	76.873420	3.1438971	1.8151298	69.063547	84.683293	73.6577	79.9402
	4.0000	3	77.759490	2.4585313	1.4194337	71.652160	83.866820	74.9336	79.4075
	5.0000	3	83.797470	1.0547382	.6089534	81.177355	86.417585	82.7559	84.8649
	Total	15	74.040506	8.1088607	2.0936988	69.549969	78.531043	58.0075	84.8649
pH8.02BW	1.0000	3	66.620250	1.5268791	.8815441	62.827272	70.413228	65.0913	68.1451
	2.0000	3	76.632910	3.6240331	2.0923365	67.630313	85.635507	73.4846	80.5945
	3.0000	3	81.379750	3.5955538	2.0758939	72.447899	90.311601	77.2640	83.9106
	4.0000	3	88.898730	1.9219649	1.1096470	84.124304	93.673156	86.8734	90.6973
	5.0000	3	93.329110	1.6787414	.9692218	89.158885	97.499335	91.5869	94.9362
	Total	15	81.372150	9.9602859	2.5717348	75.856328	86.887972	65.0913	94.9362

Test of Homogeneity of Variances

	Levene Statistic	df1	df2	Sig.
pH5HU	.728	4	10	.593
pH7HU	3.128	4	10	.065
pH9HU	.201	4	10	.932
pH5BW	.727	4	10	.594
pH7BW	1.055	4	10	.427
pH8.02BW	1.545	4	10	.262

ANOVA

		Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
pH5HU	Between Groups	9584.974	4	2396.243	315.882	.000
	Within Groups	75.859	10	7.586		
	Total	9660.833	14			
pH7HU	Between Groups	8636.558	4	2159.139	365.029	.000
	Within Groups	59.150	10	5.915		
	Total	8695.708	14			
pH9HU	Between Groups	11665.786	4	2916.447	829.608	.000
	Within Groups	35.155	10	3.515		
	Total	11700.941	14			
pH5BW	Between Groups	841.837	4	210.459	26.794	.000
	Within Groups	78.546	10	7.855		
	Total	920.382	14			
pH7BW	Between Groups	847.351	4	211.838	28.940	.000
	Within Groups	73.199	10	7.320		
	Total	920.551	14			
pH8.02BW	Between Groups	1319.092	4	329.773	47.239	.000
	Within Groups	69.810	10	6.981		
	Total	1388.902	14			

Post Hoc Tests - Homogeneous Subsets

pH5HU

Duncan^a

DayRecord	N	Subset for alpha = 0.05				
		1	2	3	4	5
1.0000	3	104.848100				
2.0000	3		123.708860			
dim3.0000	3			148.949370		
ensi4.0000	3				164.215190	
on15.0000	3					172.696200
Sig.		1.000	1.000	1.000	1.000	1.000

Means for groups in homogeneous subsets are displayed.

a. Uses Harmonic Mean Sample Size = 3.000.

pH7HU

Duncan^a

DayRecord	N	Subset for alpha = 0.05			
		1	2	3	4
1.0000	3	124.594940			
2.0000	3		161.177220		
3.0000	3			171.430380	
4.0000	3				189.025320
5.0000	3				190.291140
Sig.		1.000	1.000	1.000	.538

Means for groups in homogeneous subsets are displayed.

a. Uses Harmonic Mean Sample Size = 3.000.

pH9HU

Duncan^a

DayRecord	N	Subset for alpha = 0.05				
		1	2	3	4	5
1.0000	3	159.405060				
2.0000	3		187.632910			
3.0000	3			212.063290		
4.0000	3				228.518990	
5.0000	3					235.101270
Sig.		1.000	1.000	1.000	1.000	1.000

Means for groups in homogeneous subsets are displayed.

a. Uses Harmonic Mean Sample Size = 3.000.

pH5BW

Duncan^a

DayRecord	N	Subset for alpha = 0.05			
		1	2	3	4
1.0000	3	58.772150			
2.0000	3		68.139240		
3.0000	3			73.835440	
4.0000	3			77.265820	77.265820
5.0000	3				79.784810
Sig.		1.000	1.000	.165	.297

Means for groups in homogeneous subsets are displayed.

a. Uses Harmonic Mean Sample Size = 3.000.

pH7BW

Duncan^a

DayRecord	N	Subset for alpha = 0.05			
		1	2	3	4
1.0000	3	61.860760			
2.0000	3		69.911390		
3.0000	3			76.873420	
4.0000	3			77.759490	
5.0000	3				83.797470
Sig.		1.000	1.000	.697	1.000

Means for groups in homogeneous subsets are displayed.

a. Uses Harmonic Mean Sample Size = 3.000.

pH8.02BW

Duncan^a

DayRecord	N	Subset for alpha = 0.05		
		1	2	3
1.0000	3	66.620250		
2.0000	3		76.632910	
3.0000	3		81.379750	
4.0000	3			88.898730
5.0000	3			93.329110
Sig.		1.000	.052	.067

Means for groups in homogeneous subsets are displayed.

pH5BW

Duncan^a

DayRecord	N	Subset for alpha = 0.05			
		1	2	3	4
1.0000	3	58.772150			
2.0000	3		68.139240		
3.0000	3			73.835440	
4.0000	3			77.265820	77.265820
5.0000	3				79.784810
Sig.		1.000	1.000	.165	.297

Means for groups in homogeneous subsets are displayed.

a. Uses Harmonic Mean Sample Size = 3.000.

Adsorption

Test of Homogeneity of Variances

	Levene Statistic	df1	df2	Sig.
aTOCHU	1.652	5	12	.220
aTOCBW	1.744	5	12	.199
aTNHU	3.674	5	12	.030
aTNBW	2.796	5	12	.067
aTPHU	1.994	5	12	.152
aTPBW	2.109	5	12	.134

ANOVA

		Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
aTOCHU	Between Groups	2.493E7	5	4986731.549	3272.493	.000
	Within Groups	18285.993	12	1523.833		
	Total	2.495E7	17			
aTOCBW	Between Groups	89285.884	5	17857.177	1404.909	.000
	Within Groups	152.527	12	12.711		
	Total	89438.411	17			
aTNHU	Between Groups	1.504E7	5	3008602.468	1146.416	.000
	Within Groups	31492.267	12	2624.356		
	Total	1.507E7	17			
aTNBW	Between Groups	245144.129	5	49028.826	3501.806	.000
	Within Groups	168.012	12	14.001		
	Total	245312.141	17			
aTPHU	Between Groups	214068.392	5	42813.678	9595.475	.000
	Within Groups	53.542	12	4.462		

Total		214121.934	17			
aTPBW	Between Groups	207912.923	5	41582.585	5583.058	.000
	Within Groups	89.376	12	7.448		
	Total	208002.299	17			

Post Hoc Tests - Homogeneous Subsets

aTOCHU

Duncan^a

aDay	N	Subset for alpha = 0.05					
		1	2	3	4	5	6
5	3	552.4333					
4	3		720.7000				
3	3			1198.6667			
2	3				1620.0000		
1	3					2474.0000	
0	3						3980.0000
Sig.		1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000

Means for groups in homogeneous subsets are displayed.

a. Uses Harmonic Mean Sample Size = 3.000.

aTOCBW

aDay	N	Subset for alpha = 0.05				
		1	2	3	4	5
5	3	146.8000				
4	3	150.8333				
3	3		177.3333			
2	3			186.5333		
1	3				203.6667	
0	3					354.5000
Sig.		.191	1.000	1.000	1.000	1.000

Means for groups in homogeneous subsets are displayed.

a. Uses Harmonic Mean Sample Size = 3.000.

aTNHU

Duncan^a

aDay	N	Subset for alpha = 0.05				
		1	2	3	4	5
5	3	1559.73				
4	3	1581.67				
3	3		1732.37			
2	3			2737.70		
1	3				3113.33	
0	3					4008.90
Sig.		.610	1.000	1.000	1.000	1.000

Means for groups in homogeneous subsets are displayed.

a. Uses Harmonic Mean Sample Size = 3.000.

aTNBW

Duncan^a

aDay	N	Subset for alpha = 0.05				
		1	2	3	4	5
5	3	117.3400	132.2667	220.2467	317.4200	429.6500
4	3	119.6000				
3	3					
2	3					
1	3					
0	3					
Sig.		.474	1.000	1.000	1.000	1.000

Means for groups in homogeneous subsets are displayed.

a. Uses Harmonic Mean Sample Size = 3.000.

aTPHU

Duncan^a

aDay	N	Subset for alpha = 0.05					
		1	2	3	4	5	6
5	3	143.3900	223.7667	277.6867	314.5100	340.2600	496.7000
4	3						
3	3						
2	3						
1	3						
0	3						
Sig.		1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000

Means for groups in homogeneous subsets are displayed.

a. Uses Harmonic Mean Sample Size = 3.000.

aTPBW

Duncan^a

aDay	N	Subset for alpha = 0.05					
		1	2	3	4	5	6
5	3	99.7400	145.8267	187.9367	220.9400	271.7800	434.2500
4	3						
3	3						
2	3						
1	3						
0	3						
Sig.		1.000	1.000	1.000	1.000	1.000	1.000

Means for groups in homogeneous subsets are displayed.

a. Uses Harmonic Mean Sample Size = 3.000.

Desorption

Test of Homogeneity of Variances

	Levene Statistic	df1	df2	Sig.
dTOCHU	.292	4	10	.877
dTOCBW	.337	4	10	.847
dTNHU	.151	4	10	.958
dTNBW	.642	4	10	.645
dTPHU	1.015	4	10	.445
dTPBW	.585	4	10	.681

ANOVA

		Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
dTOCHU	Between Groups	23056.596	4	5764.149	1322.210	.000
	Within Groups	43.595	10	4.359		
	Total	23100.191	14			
dTOCBW	Between Groups	1006.119	4	251.530	224.109	.000
	Within Groups	11.224	10	1.122		
	Total	1017.342	14			
dTNHU	Between Groups	22501.747	4	5625.437	3089.281	.000
	Within Groups	18.210	10	1.821		
	Total	22519.957	14			
dTNBW	Between Groups	949.832	4	237.458	145.767	.000
	Within Groups	16.290	10	1.629		
	Total	966.122	14			
dTPHU	Between Groups	31548.120	4	7887.030	2376.365	.000
	Within Groups	33.189	10	3.319		
	Total	31581.310	14			
dTPBW	Between Groups	21401.952	4	5350.488	1300.453	.000
	Within Groups	41.143	10	4.114		
	Total	21443.096	14			

Post Hoc Tests - Homogeneous Subsets

dTOCHU

Duncan^a

dDay	N	Subset for alpha = 0.05				
		1	2	3	4	5
1	3	50.1500				

2	3		93.2233			
3	3			114.8467		
4	3				133.0967	
5	3					167.2700
Sig.		1.000	1.000	1.000	1.000	1.000

Means for groups in homogeneous subsets are displayed.

a. Uses Harmonic Mean Sample Size = 3.000.

dTOCBW

Duncan^a

dDay	N	Subset for alpha = 0.05				
		1	2	3	4	5
1	3	18.7200				
2	3		23.0400			
3	3			28.9367		
4	3				34.2800	
5	3					41.9233
Sig.		1.000	1.000	1.000	1.000	1.000

Means for groups in homogeneous subsets are displayed.

a. Uses Harmonic Mean Sample Size = 3.000.

dTNHU

Duncan^a

dDay	N	Subset for alpha = 0.05				
		1	2	3	4	5
1	3	95.1100				
2	3		120.5000			
3	3			153.1567		
4	3				176.0933	
5	3					204.1000
Sig.		1.000	1.000	1.000	1.000	1.000

Means for groups in homogeneous subsets are displayed.

a. Uses Harmonic Mean Sample Size = 3.000.

dTNBW

Duncan^a

dDay	N	Subset for alpha = 0.05			
		1	2	3	4
1	3	12.6633	25.3600	30.1733	33.7933
2	3				
3	3				
4	3				34.2433
5	3				34.2433
Sig.		1.000	1.000	1.000	.675

Means for groups in homogeneous subsets are displayed.

a. Uses Harmonic Mean Sample Size = 3.000.

dTPHU

Duncan^a

dDay	N	Subset for alpha = 0.05				
		1	2	3	4	5
1	3	84.2833	132.9467	158.0500	183.1533	220.0333
2	3					
3	3					
4	3					
5	3					
Sig.		1.000	1.000	1.000	1.000	1.000

Means for groups in homogeneous subsets are displayed.

a. Uses Harmonic Mean Sample Size = 3.000.

dTPBW

Duncan^a

dDay	N	Subset for alpha = 0.05				
		1	2	3	4	5
1	3	77.2200	117.3700	143.4300	166.0233	184.9000
2	3					
3	3					
4	3					
5	3					
Sig.		1.000	1.000	1.000	1.000	1.000

Means for groups in homogeneous subsets are displayed.

a. Uses Harmonic Mean Sample Size = 3.000.

Plant nutrients

Test of Homogeneity of Variances

	Levene Statistic	df1	df2	Sig.
Moisture	.235	2	6	.797
Carb	.049	2	6	.952
VitaminC	2.667	2	6	.148
Pb	.000	2	6	1.000
Cd	16.000	2	6	.004

ANOVA

		Sum of Squares	df	Mean Square	F	Sig.
Moisture	Between Groups	.611	2	.305	5.523	.044
	Within Groups	.332	6	.055		
	Total	.942	8			
Carb	Between Groups	.254	2	.127	35.463	.000
	Within Groups	.021	6	.004		
	Total	.275	8			
VitaminC	Between Groups	.176	2	.088	13.167	.006
	Within Groups	.040	6	.007		
	Total	.216	8			
Pb	Between Groups	.000	2	.000	9.000	.016
	Within Groups	.000	6	.000		
	Total	.000	8			
Cd	Between Groups	.000	2	.000	43.000	.000
	Within Groups	.000	6	.000		
	Total	.000	8			

Post Hoc Tests - Homogeneous Subsets

Moisture

Duncan^a

Nutrient	N	Subset for alpha = 0.05	
		1	2
1	3	88.3933	88.9633
3	3	88.4300	
2	3		
Sig.		.855	1.000

Means for groups in homogeneous subsets are displayed.

a. Uses Harmonic Mean Sample Size = 3.000.

Carb

Duncan^a

Nutrient	N	Subset for alpha = 0.05		
		1	2	3
2	3	3.7300	3.9067	4.1400
3	3			
1	3			
Sig.		1.000	1.000	1.000

Means for groups in homogeneous subsets are displayed.

a. Uses Harmonic Mean Sample Size = 3.000.

VitaminC

Duncan^a

Nutrient	N	Subset for alpha = 0.05	
		1	2
2	3	4.2333	4.5667
3	3	4.3333	
1	3		
Sig.		.184	1.000

Means for groups in homogeneous subsets are displayed.

a. Uses Harmonic Mean Sample Size = 3.000.

PbDuncan^a

Nutrient	N	Subset for alpha = 0.05	
		1	2
2	3	.008667	
1	3	.009667	.009667
3	3		.010667
Sig.		.078	.078

Means for groups in homogeneous subsets are displayed.

a. Uses Harmonic Mean Sample Size = 3.000.

CdDuncan^a

Nutrient	N	Subset for alpha = 0.05	
		1	2
1	3	.007667	
2	3	.008000	
3	3		.010000
Sig.		.267	1.000

Means for groups in homogeneous subsets are displayed.

a. Uses Harmonic Mean Sample Size = 3.000.

Phụ lục 02. Hình ảnh thí nghiệm



Hình 1: Biochar



Hình 2: Thí nghiệm hấp phụ bằng biochar trong phòng thí nghiệm



Hình 3: Thí nghiệm hấp phụ, giải hấp bằng biochar trong quy mô thực địa



Thí nghiệm sản xuất dung dịch dinh dưỡng và gieo ươm cây giống

Hình 3: Dung dịch dinh dưỡng và cây con khi gieo hạt



Hình 4: Thí nghiệm trên cây húng quế.



Hình 5: Thí nghiệm trên cây cải mèο bằng dung dịch thủy canh chiết xuất từ nước tiểu người và nước sau bể tự hoại với biochar bằng lõi ngô.