

BỘ GIÁO DỤC VÀ ĐÀO TẠO BỘ TÀI NGUYÊN VÀ MÔI TRƯỜNG
VIỆN KHOA HỌC ĐỊA CHẤT VÀ KHOÁNG SẢN

NGUYỄN THỊ THANH THẢO

NGHIÊN CỨU ĐẶC ĐIỂM MÔI TRƯỜNG ĐẤT BỊ Ô NHIỄM
DIOXIN TẠI SÂN BAY BIÊN HÒA, ĐỒNG NAI VÀ TÁC
ĐỘNG CỦA CỎ VETIVER ĐẾN CÁC ĐẶC ĐIỂM ĐÓ

LUẬN ÁN TIẾN SĨ ĐỊA CHẤT

HÀ NỘI - NĂM 2024

BỘ GIÁO DỤC VÀ ĐÀO TẠO BỘ TÀI NGUYÊN VÀ MÔI TRƯỜNG
VIỆN KHOA HỌC ĐỊA CHẤT VÀ KHOÁNG SẢN

NGUYỄN THỊ THANH THẢO

NGHIÊN CỨU ĐẶC ĐIỂM MÔI TRƯỜNG ĐẤT BỊ Ô NHIỄM
DIOXIN TẠI SÂN BAY BIÊN HÒA, ĐỒNG NAI VÀ TÁC
ĐỘNG CỦA CỎ VETIVER ĐẾN CÁC ĐẶC ĐIỂM ĐÓ

Chuyên ngành: Địa chất học

Mã số chuyên ngành: 9440201

LUẬN ÁN TIẾN SĨ ĐỊA CHẤT

TẬP THẺ CÁN BỘ KHOA HỌC HƯỚNG DẪN

XÁC NHẬN CỦA CƠ SỞ ĐÀO TẠO



Trịnh Xuân Hòa

1. TS. Ngô Thị Thúy Hương

2. TS. Quách Đức Tín

HÀ NỘI - NĂM 2024

LỜI CAM ĐOAN

Tác giả xin cam đoan đây là công trình nghiên cứu của bản thân tác giả dưới sự hướng dẫn của TS. Ngô Thị Thúy Hương và TS. Quách Đức Tín. Các kết quả nghiên cứu và các kết luận trong luận án này là trung thực, không sao chép từ bất kỳ một nguồn nào và dưới bất kỳ hình thức nào. Việc tham khảo các nguồn tài liệu đã được thực hiện trích dẫn và ghi nguồn tài liệu theo đúng quy định.

Tác giả luận án



Nguyễn Thị Thanh Thảo

Chữ ký

TÓM TẮT LUẬN ÁN

Sân bay quân sự Biên Hòa là một trong những điểm nóng ô nhiễm dioxin do chiến tranh tại Việt Nam qua nhiều thập kỷ. Mặt khác, sân bay Biên Hòa phân bố phía Tây Bắc thành phố Biên Hòa, một khu vực đông dân cư với hệ thống sông Đồng Nai chảy qua. Hơn nữa, Biên Hòa là thành phố trực thuộc tỉnh có dân số đông dân nhất cả nước với tổng số dân cư 1.119.190 người, mật độ dân cư 4.645 người/km² [6]. Vì vậy, ô nhiễm dioxin trong đất tại sân bay Biên Hòa có nguy cơ cao gây ảnh hưởng trực tiếp đến môi trường, hệ sinh thái và sức khỏe con người. Nghiên cứu của luận án nhằm mục đích nghiên cứu đánh giá đặc điểm đất bị ô nhiễm dioxin (đặc điểm hóa lý, tồn lưu dioxin và tồn lưu một số kim loại nặng trong đất). Đồng thời làm sáng tỏ tác dụng của cỏ Vetiver đối với sự thay đổi các đặc điểm của đất nhiễm dioxin tại khu thí nghiệm theo thời gian, cụ thể là sự thay đổi của các thông số về cơ lý, hóa lý của đất và hàm lượng dioxin và một số kim loại nặng trong đất theo thời gian trồng cỏ thí nghiệm. Kết quả phân tích các thông số trong các mẫu đất, thu ở độ sâu 50 cm, theo thời gian, ở thí nghiệm ngoài trời đã chứng minh hai luận điểm nghiên cứu của luận án, cụ thể như sau:

- ✓ Luận điểm 1: Đặc điểm đất bị ô nhiễm dioxin khu vực sân bay quân sự Biên Hòa, Đồng Nai bao gồm sự phân bố thành phần hạt của đất ở đây chủ yếu là cát của đất cát pha trung tính, với sự phân bố không đồng đều của hàm lượng dioxin và hàm lượng một số kim loại nặng trong đất (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn). Trong đó, dioxin tồn lưu trong đất có nguồn gốc từ chất da cam, với hàm lượng gần ngưỡng và vượt ngưỡng theo quy chuẩn Việt Nam (QCVN) và tiêu chuẩn Quốc tế về chất lượng đất sử dụng cho mục đích công nghiệp. Theo chỉ số nhiễm bản C_f , hàm lượng nguyên tố Cd ở mức độ nhiễm bản rất nặng, trong khi đó các nguyên tố Cr, Cu, Ni, Pb, và Zn có mức độ nhiễm bản trung bình.
- ✓ Luận điểm 2: Kết quả nghiên cứu đã chứng minh hiệu quả loại bỏ dioxin tồn lưu trong môi trường đất khu vực sân bay quân sự Biên Hòa, Đồng Nai của cỏ Vetiver ($r^2 = -0,75$, $p < 0,001$), với hiệu suất xử lý cao nhất đạt được trong năm đầu tiên trồng cỏ. Sự sinh trưởng và phát triển của cỏ Vetiver tác động trực tiếp đến sự giảm hàm lượng dioxin tồn lưu trong môi trường đất ($r^2 = -0,5$, $p < 0,05$).

Ngoài ra, kết quả cũng cho thấy cỏ Vetiver có khả năng loại bỏ rất tốt một số kim loại nặng như Cd ($r^2 = -0,83$, $p < 0,05$) và Zn ($r^2 = -0,89$, $p < 0,01$) trong môi trường đất ô nhiễm dioxin này.

ABSTRACT

Bien Hoa airbase is one of the hot spots of dioxin-contaminated areas as a result of prolonged Vietnam War. Nevertheless, Bien Hoa airbase is located in the Northernwest of Bien Hoa city, a heavily populated area and traversed by the Dong Nai river system. Moreover, Bien Hoa City has the highest population densities among provincial cities in Vietnam, with a total of 1,119,190 inhabitants and a density of 4,645 persons/ km² [6]. Hence, the extent of dioxin-contaminated soils of Bien Hoa airbase might pose a significant threat to the ecosystem, environment and human health. The thesis aims to provide a clear understanding of the properties of dioxin-contaminated soil, including its physical and chemical characteristics, as well as the presence of dioxin residues and certain heavy metals in the soil; concurrently, elucidate the impact of Vetiver grass on the alteration of physical and chemical parameters of the soil as well as the levels of dioxin and some heavy metals found in the soil over the Vetiver planted experiment. The examination of soil samples obtained at a depth of 50 cm in an outdoor experimental location over time has yielded the following conclusions for two specific research points in the thesis:

- ✓ Point 1: Characteristics of dioxin-contaminated soil in the Bien Hoa Airbase, Dong Nai province, are as follows: the soil composition in this area is primarily sand, which is predominant of neutral sandy clay loam, with an uneven distribution of dioxin content and certain heavy metals in the soil (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn). The accumulation of dioxins in the soil originated from Agent Orange, with a content close to or higher than the criteria recommended by Vietnamese (QCVN) and international standards on soil quality used for industrial purposes. The contamination factor (C_f) showed that Cd element is at extremely high contamination level, while Cr, Cu, Ni, Pb, and Zn are moderate.
- ✓ Point 2: Vetiver grass effectively removes dioxins from the soil in Bien Hoa Airbase, Dong Nai province ($r^2 = -0.75$, $p < 0.001$), with the highest treatment efficiency achieved in the first year of planting. The growth and development of Vetiver grass directly reduces the dioxin residues in soil ($r^2 = -0.5$, $p < 0.05$). In addition, The study also found that Vetiver grass successfully removed heavy metals from dioxin-contaminated soil, including Cd ($r^2 = -0.83$, $p < 0.05$) and Zn ($r^2 = -0.89$, $p < 0.01$).

LỜI CẢM ƠN

Luận án đã được hoàn thành dưới sự hướng dẫn và giúp đỡ của TS. Ngô Thị Thúy Hương và TS. Quách Đức Tín. Nghiên cứu sinh bày tỏ lòng biết ơn sâu sắc đến hai thầy cô hướng dẫn.

Một phần nghiên cứu của tôi là một phần kết quả của Dự án “Ứng dụng cỏ Vetiver ở quy mô thực tế nhằm giảm nhẹ ô nhiễm dioxin trong đất tại sân bay Biên Hòa” thuộc chương trình PEER Cycle 6, của cơ quan phát triển quốc tế Hoa Kỳ (USAID) (AID-OAA-A-11-00012; 2018-2020) do TS. Ngô Thị Thúy Hương làm chủ nhiệm và bản thân tôi làm thành viên của Dự án. Cảm ơn Ban chủ nhiệm Dự án đã cho phép tôi sử dụng nguồn số liệu của Dự án để hoàn thành nghiên cứu này.

Trong quá trình hoàn thành luận án, nghiên cứu sinh đã nhận được nhiều sự quan tâm giúp đỡ của Ban lãnh đạo, Phòng Khoa học Đào tạo và Hợp tác quốc tế, Phòng Địa chất Kinh tế và Địa tin học, Phòng Địa chất thủy văn và Địa chất công trình, Viện Khoa học Địa chất và Khoáng sản. Ngoài ra, NCS cũng đã nhận được sự giúp đỡ quý báu từ Khoa hóa Môi trường thuộc Viện Môi trường Nông Nghiệp, Khoa Kỹ thuật môi trường, trường Đại học Mỏ - Địa chất, Khoa Công nghệ sinh học, hóa học và kỹ thuật môi trường, trường Đại học Phenikaa và Khoa Khoa học và Kỹ thuật sinh học, trường Đại học Tự Do, Vương Quốc Bỉ, Trung Tâm Quan trắc Môi trường Miền Bắc (NCEM) trong việc làm thí nghiệm và phân tích mẫu.

Xin chân thành cảm ơn GS. Yue Gao, GS. Marteen Leemarker, các nhà khoa học thuộc Phòng phân tích Địa hóa môi trường, Khoa Khoa học và Kỹ thuật sinh học, trường Đại học Tự Do (VUB), Vương Quốc Bỉ là những người hướng dẫn, hỗ trợ công tác phân tích phòng thí nghiệm; các thầy cô và các nhà khoa học đã giúp đỡ để có thể hoàn thành được luận án này.

Cảm ơn gia đình luôn sát cánh và ủng hộ, động viên và tạo điều kiện để hoàn thành tốt luận án tiến sĩ.

MỤC LỤC

LỜI CAM ĐOAN	i
TÓM TẮT LUẬN ÁN	ii
ABSTRACT	iv
LỜI CẢM ƠN	v
MỞ ĐẦU	1
1. Tính cấp thiết của đề tài	1
2. Mục tiêu nghiên cứu	3
3. Đối tượng và phạm vi nghiên cứu	3
4. Nội dung nghiên cứu	4
5. Luận điểm bảo vệ	4
6. Ý nghĩa khoa học và thực tiễn luận án	5
7. Bố cục chung của luận án	6
8. Những điểm mới của luận án	6
Chương 1. TỔNG QUAN	7
1.1. ĐẶC ĐIỂM TỰ NHIÊN, KHÍ HẬU CỦA KHU VỰC NGHIÊN CỨU	7
1.1.1. Thành phố Biên Hòa, tỉnh Đồng Nai	7
1.1.2. Khu vực sân bay quân sự Biên Hòa	9
1.2. ĐẶC ĐIỂM ĐỊA CHẤT, ĐỊA CHẤT THỦY VĂN, ĐỊA HÌNH VÀ ĐỊA MẠO CỦA KHU VỰC NGHIÊN CỨU	13
1.2.1. Đặc điểm địa chất	13
1.2.2. Đặc điểm địa chất thủy văn	15
1.2.3. Đặc điểm địa hình	18
1.3. TỔNG QUAN TÌNH HÌNH NGHIÊN CỨU DIOXIN TRONG MÔI TRƯỜNG ĐẤT	19
1.3.1. Tổng quan dioxin	19
1.3.2. Ô nhiễm dioxin trên thế giới và Việt Nam	22
1.4. TÌNH HÌNH NGHIÊN CỨU KIM LOẠI NẶNG TRONG MÔI TRƯỜNG ĐẤT	32
1.4.1. Kim loại nặng trong môi trường đất	32
1.4.2. Ô nhiễm kim loại nặng trong môi trường đất ở Việt Nam	34

1.5. XỬ LÝ Ô NHIỄM DIOXIN VÀ KIM LOẠI NẶNG BẰNG THỰC VẬT	35
1.5.1. Các nguyên lý xử lý ô nhiễm bằng thực vật	35
1.5.2. Xử lý ô nhiễm các hợp chất hữu cơ khó phân huỷ tồn lưu trong môi trường (POPs) bằng thực vật	38
1.5.3. Xử lý kim loại nặng bằng thực vật	42
1.6. ĐẶC ĐIỂM CỦA CỎ VETIVER VÀ ỨNG DỤNG CỦA NÓ TRONG XỬ LÝ Ô NHIỄM MÔI TRƯỜNG ĐẤT	45
Chương 2. CƠ SỞ LÝ LUẬN VÀ PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU	49
2.1. CƠ SỞ LÝ LUẬN	49
2.2. PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU	50
2.2.1. Phương pháp tham khảo và tổng hợp tài liệu	50
2.2.2. Phương pháp khảo sát và lấy mẫu	51
2.2.3. Phương pháp phân tích trong phòng	55
2.3. PHƯƠNG PHÁP XỬ LÝ SỐ LIỆU	66
2.3.2. Chỉ số nhiễm bẩn	67
2.3.3. Sinh trưởng cỏ, năng suất chất xanh và sinh khối cỏ	67
2.3.3. Phân tích thống kê	68
Chương 3. KẾT QUẢ NGHIÊN CỨU VÀ THẢO LUẬN	70
3.1. ĐẶC ĐIỂM ĐẤT NHIỄM DIOXIN TẠI SÂN BAY QUÂN SỰ BIÊN HÒA, TỈNH ĐỒNG NAI	70
3.1.1. Đặc điểm cơ lý và hoá lý đất	70
3.1.2. Hàm lượng của dioxin trong đất trước khi trồng cỏ	73
3.1.3. Hàm lượng một số kim loại nặng trong đất trước khi trồng cỏ	75
3.2. TÁC ĐỘNG CỦA CỎ VETIVER LÊN ĐẶC ĐIỂM ĐẤT NHIỄM DIOXIN TẠI SÂN BAY QUÂN SỰ BIÊN HÒA, ĐỒNG NAI	82
3.2.1. Tác động của cỏ Vetiver lên đặc tính cơ lý, hoá lý của đất	82
3.2.2. Tác động của cỏ Vetiver lên hàm lượng dioxin trong đất khu vực nghiên cứu	87
3.2.3. Tác động của cỏ Vetiver lên hàm lượng kim loại nặng trong đất khu vực nghiên cứu	94
3.2.4. Hiệu quả xử lý dioxin và một số kim loại nặng trong đất của cỏ Vetiver tại khu vực nghiên cứu	98

3.2.5. Quá trình sinh trưởng của cỏ Vetiver và quy trình công nghệ xử lý ô nhiễm dioxin và ô nhiễm khác trong đất bằng cỏ Vetiver	106
Kết luận.....	113
Kiến nghị.....	114
TÀI LIỆU THAO KHẢO	115

DANH MỤC BẢNG BIỂU

Bảng 1.1. Hệ số độc tương đương của dioxin.....	21
Bảng 1.2. Lượng dioxin trong chiến tranh và hiện trạng dioxin trong đất, trầm tích tại các điểm nóng	27
Bảng 1.3. Tóm tắt kết quả khoảng hàm lượng dioxin (pg TEQ/g) và hàm lượng 2,3,7,8-TCDD (pg TEQ/g) từ các nghiên cứu trước đây tại sân bay Biên Hoà.....	28
Bảng 1.4. Thực vật hấp thụ chất ô nhiễm hữu cơ khó phân huỷ	39
Bảng 1.5. Tương quan tính linh động và sinh khả dụng của kim loại [111]	44
Bảng 2.1. Thời gian và số lượng mẫu đất đã lấy tại khu thực nghiệm ngoài trời....	53
Bảng 2. 2. Thời gian và số lượng mẫu rễ, thân và chồi lấy	55
Bảng 2. 3. Các dung dịch sử dụng trong tách pha của kim loại trong đất theo phương pháp tách chiết tuần tự BCR [118]	65
Bảng 2.4. So sánh giữa các hàm lượng đo được với dữ liệu được chứng nhận của vật liệu tham chiếu IAEA 405.....	66
Bảng 3.1. Phân bố thành phần hạt và các đặc tính hoá lý của đất khu thí nghiệm (Pacer Ivy).....	71
Bảng 3.2. Thành phần hạt mịn và khoáng vật sét trong đất trong khu vực thí nghiệm Pacer Ivy.....	73
Bảng 3.3. Giới hạn cho phép về tổng độ độc của dioxin cho các loại đất sử dụng cho mục đích công nghiệp tại một số nước	74
Bảng 3.4. Giới hạn tối đa cho phép của một số kim loại nặng trong đất lâm nghiệp	77
Bảng 3. 5. Chỉ số nhiễm bẩn và độ nhiễm bẩn điều chỉnh trong đất của các kim loại nặng trong đất khu vực nghiên cứu.....	77
Bảng 3. 6. Kết quả hàm lượng dioxin trong mẫu đất khu vực thực nghiệm theo thời gian	87
Bảng 3. 7. Biến động của hàm lượng dioxin trong mẫu rễ, thân và chồi của cỏ Vetiver tại lô thực nghiệm trồng cỏ theo thời gian (Số liệu từ Dự án PEER)	90
Bảng 3. 8. Hàm lượng trung bình của nguyên tố kim loại trong đất tại lô thực nghiệm FT và FC theo thời gian lấy mẫu	97

Bảng 3. 9. Phần trăm loại bỏ dioxin trong đất nhiễm dioxin của cỏ Vetiver.....	100
Bảng 3. 10. Phần trăm loại bỏ kim loại nặng trong đất nhiễm dioxin của cỏ Vetiver	105
Bảng 3. 11. Năng suất chất xanh, chất khô và sinh khối theo thời gian thí nghiệm	108

DANH MỤC HÌNH ẢNH

Hình 1. 1. Xu thế biến đổi nhiệt độ trung bình (giai đoạn 1982-2013) và lượng mưa năm tại trạm Biên Hòa [7].....	8
Hình 1. 2. Xu thế biến đổi lượng mưa năm tại trạm Biên Hòa giai đoạn 2014-2020	9
Hình 1.3. Sơ đồ sân bay quân sự Biên Hòa và khu vực thực nghiệm ngoài trời [3] (google earth, 2022).	11
Hình 1.4. Các khu vực ô nhiễm dioxin tại sân bay Biên Hòa [16].	12
Hình 1. 5. Một số hình ảnh đất khu vực thí nghiệm tới độ sâu 1,1m.....	15
Hình 1.6. Sơ đồ địa chất thủy văn khu vực nghiên cứu tỷ lệ 1/25.000 [5].	17
Hình 1.7. Sơ đồ độ cao sân bay Biên Hòa [17].....	18
Hình 1.8. Cấu trúc hoá học chung của PCDDs và PCDFs.	19
Hình 1.9. Các Cơ chế xử lý ô nhiễm bằng thực vật [86].	37
Hình 1.10. Con đường di chuyển của chất ô nhiễm vào thực vật [116].	41
Hình 1.11. Quá trình hấp thụ kim loại của thực vật [123].	44
Hình 2.1. Khu vực thí nghiệm ngoài trời.	51
Hình 2. 2. Phương thức lấy mẫu ngoài thực địa MIS	52
Hình 2.3. Công tác lấy mẫu khu vực thực nghiệm trồng cỏ (Ảnh: Ngô Thị Thuý Hường).	54
Hình 2. 4. Sơ đồ khối quy trình phân tích PCDD/PCDF trong đất và.....	62
Hình 2.5. Thiết bị phá mẫu (trái) và phân tích kim loại nặng ICP-MS (phải).....	65
Hình 3. 1. Biểu đồ tam giác đất (USDA) khu vực thử nghiệm.....	70
Hình 3.2. Sự phân bố của các đồng loại độc của dioxin trong đất khu vực.....	74
Hình 3.3. Tỷ lệ (%) đóng góp vào hàm lượng WHO-TEQ của chất 2,3,7,8- TCDD và các đồng loại độc khác của dioxin.	75
Hình 3. 4. Hàm lượng một số kim loại nặng trong đất thí nghiệm trong khu vực Pacer Ivy.....	76
Hình 3. 5. Ma trận tương quan giữa hàm lượng các kim loại nặng trong đất khu vực thí nghiệm.....	78
Hình 3. 6. Các pha chính của kim loại nặng trong đất được xác định bằng phương pháp tách tuần tự BCR.	80

Hình 3. 7. Tỷ lệ phần trăm kim loại nặng liên kết với ion trao đổi (F1), Kim loại liên kết oxit sắt và magie (F2), kim loại liên kết vật chất hữu cơ và sulfua (F3) và phần cặn dư (F4).	81
Hình 3. 8. Phân tích thành phần chính (PCA) của đất nhiễm dioxin khu vực thí nghiệm.....	82
Hình 3. 9. Phân bố thành phần hạt theo thời gian lấy mẫu tại nghiệm thức trồng cỏ FT và nghiệm thức không trồng cỏ FC (kết quả từ Dự án PEER).....	83
Hình 3. 10. Sự phân bố sét tại nghiệm thức trồng cỏ và không trồng cỏ theo thời gian tại khu vực thí nghiệm ngoài trời (kết quả từ Dự án PEER).....	84
Hình 3. 11. Biến động của thế oxy hóa khử (Eh) và pH của đất khu vực thí nghiệm theo thời gian (kết quả từ Dự án PEER).	85
Hình 3. 12. Biến động của độ dẫn điện (EC) trong đất theo thời gian thí nghiệm (kết quả từ Dự án PEER).....	86
Hình 3. 13. Biến động của hàm lượng các đồng loại độc trong đất tại theo thời gian thí nghiệm.....	88
Hình 3. 14. Biểu đồ hàm lượng đồng loại độc dioxin trong rễ tại	91
Hình 3. 15. Biểu đồ hàm lượng đồng loại độc dioxin trong chồi tại lô thực nghiệm trồng cỏ (Số liệu từ Dự án PEER).....	91
Hình 3. 16. Ma trận mối tương quan giữa hàm lượng dioxin trong cỏ, đất và	92
Hình 3. 17. Sự tích lũy sinh học và vận chuyển dioxin của cỏ Vetiver tại thí nghiệm ngoài trời.	94
Hình 3. 18. Ma trận mối tương quan giữa kim loại nặng với sự phân bố phần hạt và vật chất hữu cơ theo thời gian thí nghiệm.....	96
Hình 3. 19. Sự thay đổi hàm lượng 2,3,7,8-TCDD và tổng hàm lượng dioxins.....	99
Hình 3. 20. Tương quan giữa hàm lượng các kim loại nặng và thời gian thí nghiệm tại 02 nghiệm thức.....	103
Hình 3. 21. Ma trận tương quan Pearson giữa biến kim loại nặng và thời gian trồng cỏ tại khu vực thí nghiệm ngoài trời.	104
Hình 3. 22. Lượng mưa trung bình tại cho từng đợt lấy mẫu	107
Hình 3. 23. Chiều cao của cỏ Vetiver tại các lô thực nghiệm theo thời gian.	107

Hình 3. 24. Quy trình công nghệ xử lý dioxin và ô nhiễm khác trong đất bằng cỏ Vetiver.....	110
Hình 3. 25. Quy trình trồng và chăm sóc cỏ Vetiver khi tiến hành xử lý ô nhiễm dioxin và ô nhiễm khác trong đất.....	112

DANH MỤC CÁC TỪ VIẾT TẮT

AO	: Agent Orange
ARh	: Receptor Aryl hydrocarbon
NCEM	: Trung Tâm Quan trắc Môi trường Miền Bắc
BH	: Biên Hòa
BoA	: Văn phòng Công nhận chất lượng
BPA	: Kháng sinh, thuốc diệt cỏ và bisphenol
BQP	: Bộ Quốc Phòng
BTNMT	: Bộ Tài Nguyên và Môi trường
BTLPKKQ	: Bộ Tư Lệnh Phòng Không Không Quân
EU	: Tổ chức các nước Châu Âu
Eh	: Thế oxy hóa - khử
EC	: Độ dẫn điện
DRCsDOD	: Dioxin và các hợp chất liên quan
GEF	: Bộ quốc phòng Mỹ
UNDP	: Quỹ môi trường toàn cầu và Chương trình Phát triển Liên Hợp quốc
ISO/IEC	: Tổ chức tiêu chuẩn Quốc tế/ Ủy ban kỹ thuật điện Quốc tế
OC	: Cacbon hữu cơ tổng số
OM	: Vật chất hữu cơ
MT	: Môi trường
PBDEs	: Polybrominated diphenyl ethers
PCBs	: Polychlorinated biphenyl
PCDDs	: Polychlorinated dibenzo-p-dioxins
PCDD/Fs	: Polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans
PCDFs	: Polychlorinated dibenzofuranes
POPs	: Các hợp chất hữu cơ ô nhiễm khó phân hủy

PTN	: Phòng thí nghiệm
QCVN	: Quy chuẩn Việt Nam
QSBH	: Quân sự Biên Hòa
TCDD	: 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-p-dioxin
TCVN	: Tiêu chuẩn Việt Nam
TEQ	: Độ độc tương đương
TEF	: Hệ số độc tương đương
TP	: Thành phố
TT	: Thông tư
SBBH	: Sân Bay Biên Hòa
WHO-TEF	: Hệ số độc tương đương theo WHO
WHO-TEQ	: Độ độc tương đương theo tiêu chuẩn WHO
WHO	: Tổ chức Y tế thế giới
UNDP	: Chương trình Phát triển của Liên Hợp Quốc
USAID	: Cơ quan Phát triển Quốc tế của Hoa Kỳ
USDA	: Bộ Nông Nghiệp Mỹ
USEPA	: Cục bảo vệ môi trường Hoa Kỳ
VRTC	: Trung tâm Nhiệt đới Việt - Nga
VILAS	: Hệ thống công nhận phòng thử nghiệm, hiệu chuẩn của Việt Nam

MỞ ĐẦU

1. Tính cấp thiết của đề tài

Sân bay quân sự Biên Hòa nằm phía Tây Bắc của thành phố Biên Hòa và được biết đến là một điểm nóng ô nhiễm dioxin do chiến tranh để lại. Sự ô nhiễm dioxin tại Sân bay quân sự Biên Hòa do việc sử dụng, lưu giữ và xử lý chất độc da cam cũng như các chất diệt cỏ khác trong Chiến tranh giữa Việt Nam và Mỹ [1] [23]. Các sự cố gây tràn chất diệt cỏ ra ngoài môi trường lớn nhất tại sân bay Biên Hòa đã được ghi nhận. Một Bản ghi nhớ không có chữ ký của Quân đội Hoa Kỳ ngày 15 tháng 1 năm 1970 và được lấy từ Trung tâm Nghiên cứu Hồ sơ Đơn vị Quân đội Hoa Kỳ, đã trích dẫn hai vụ tràn dầu ít hơn 2.000 lít chất Da Cam và chất Trắng [24]. Bên cạnh đó, các khu vực bề mặt bị ô nhiễm bởi thuốc diệt cỏ do tràn đổ này được xả bằng nhiên liệu diesel hoặc nước để chuyển dòng thoát nước vào các bể lắng hoặc hố để hòa vào đất [26].

Do đặc điểm địa hình của sân bay Biên Hòa là có nhiều ao hồ, địa hình dốc về phía các khu dân cư lân cận và đặc biệt là sông Đồng Nai. Do vậy, khả năng lan truyền của dioxin trong đất ra những vùng đất trũng, các ao hồ và về phía sông Đồng Nai là có nguy cơ rất cao. Ngoài lượng lớn dioxin trong chất da cam thì chất diệt cỏ được biết đến là một chất thuộc nhóm các chất hữu cơ khó phân hủy và có chứa một hàm lượng kim loại đáng kể [27]. Hơn thế nữa, một số kim loại nặng đặc biệt là Cadimi (Cd) tồn tại trong dầu Diesel [28]. Chính những nguyên nhân này tiềm ẩn kim loại nặng tồn lưu trong môi trường đất tại khu vực sân bay Biên Hòa.

Các nguy cơ ô nhiễm các kim loại vết thường thấy là chì (Pb), crom (Cr), asen (As), kẽm (Zn), cadmium (Cd), đồng (Cu), thủy ngân (Hg) và niken (Ni) [27][29]. Trong các nghiên cứu trước đây về kim loại trong đất ô nhiễm dioxin tại sân bay Biên Hòa đưa ra kết luận về hàm lượng Asen vượt Quy chuẩn Quốc gia QCVN 03: 2008/BTNMT [2] [30]. Hàm lượng đồng và chì cao trong một số mẫu đất tại đây cũng được ghi nhận [30-31]. Một số tác động độc cấp tính và mãn tính của kim loại nặng được cho rằng ảnh hưởng đến các cơ quan khác nhau của cơ thể con người như rối loạn chức năng đường tiêu hóa và thận, rối loạn hệ thần kinh, tổn thương da, tổn

thương mạch máu, rối loạn hệ miễn dịch, dị tật bẩm sinh và ung thư. Đây chính là những ví dụ về một số tác động độc hại của kim loại nặng [32-33].

Vì vậy, sự tồn lưu dioxin trong môi trường đất sẽ cần được ưu tiên và đánh giá, nghiên cứu ở mức độ chi tiết, bên cạnh đó sự có mặt một số kim loại nặng trong môi trường đất cũng cần được đánh giá và nghiên cứu tại sân bay quân sự Biên Hòa.

Loại bỏ chất ô nhiễm trong môi trường bằng thực vật là một giải pháp khắc phục hiệu quả để làm giảm nhẹ các chất ô nhiễm (chủ yếu là kim loại nặng và chất hữu cơ) khỏi môi trường đất và môi trường nước bị ô nhiễm mà ít ảnh hưởng đến hệ sinh thái [34-35]. Trong những năm gần đây, Việt Nam đã có nhiều nỗ lực để khắc phục, chống lan tỏa và xử lý các vùng bị nhiễm độc dioxin. Một số công nghệ xử lý đã được áp dụng tại các điểm nóng như ở các sân bay Biên Hòa, Đà Nẵng và Phù Cát bằng công nghệ chôn lấp tích cực, nghiền bi, công nghệ khắc phục bằng vi sinh vật và công nghệ giải hấp nhiệt tại chỗ [36]. Tuy nhiên, những công nghệ này có giá thành rất cao và chỉ phù hợp trong xử lý các điểm nóng ô nhiễm với hàm lượng dioxin cao (quy mô vừa và nhỏ). Trong khi đó, áp dụng công nghệ thực vật trong xử lý ô nhiễm vừa giảm được chi phí trong xử lý, vừa có thể thay thế việc chôn lấp hoặc vận chuyển các chất thải nguy hại đến một cơ sở lưu trữ bên ngoài [34]. Xử lý ô nhiễm bằng thực vật vừa có hiệu suất cao vừa có khả năng chống chịu với môi trường có mức độ ô nhiễm cao [37]. Theo các nghiên cứu trước đây, cỏ Vetiver có khả năng xử lý ô nhiễm các chất hữu cơ khó phân hủy (POPs) như 2,4,6 trinitrotoloune [38-39] cũng như các phân tử hydrocarbon trong xăng dầu [40]. Ngoài ra, Vetiver là loại cỏ có nguồn gốc từ Ấn Độ và đã được sử dụng với nhiều mục đích khác nhau trên 100 quốc gia. Cỏ Vetiver có thể sinh trưởng rất nhanh, tạo nên những tán lá rậm rạp và một hệ thống rễ lớn, phù hợp trong việc cố định các chất hóa học độc hại [41]. Hiệu quả của việc sử dụng cỏ Vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) để xử lý nước thải và đất bị ô nhiễm kim loại vết đã được chứng minh [42-43].

Gần đây, các nghiên cứu về mức độ phát thải dioxin và đặc điểm phát thải dioxin từ một số ngành công nghiệp điển hình ở Biên Hòa, Đà Nẵng và miền Bắc đã được thực hiện [3]. Vì vậy, việc ứng dụng công nghệ thực vật nhằm xử lý dioxin từ các nguồn gốc phát thải khác nhau là một yêu cầu cấp thiết.

Từ những yêu cầu cấp bách của thực tế như đã nêu trên, nghiên cứu sinh lựa chọn đề tài “Nghiên cứu đặc điểm môi trường đất bị ô nhiễm dioxin tại sân bay Biên Hòa, Đồng Nai và tác động của cỏ Vetiver đến các đặc điểm đó”. Đây là một phần của Dự án về ứng dụng cỏ Vetiver để loại bỏ dioxin trong đất được triển khai tại sân mà nghiên cứu sinh là thành viên tham gia, với tên dự án: **“Ứng dụng cỏ Vetiver ở quy mô thực tế nhằm giảm nhẹ ô nhiễm dioxin trong đất tại sân bay Biên Hòa”** do USAID, Mỹ tài trợ (AID-OAA-A-11-00012; 2018-2020). Nghiên cứu có tính thời sự, có ý nghĩa về mặt khoa học và sẽ mở ra triển vọng về khả năng xử lý ô nhiễm dioxin và các chất hữu cơ khó phân hủy bằng công nghệ đơn giản, chi phí thấp và thân thiện với môi trường tại các vùng ô nhiễm ở mức độ nhẹ và trung bình.

2. Mục tiêu nghiên cứu

Trong ba thập kỷ gần đây, sự tồn lưu của dioxin trong môi trường đất tại khu vực sân bay Biên Hòa đã được nghiên cứu kỹ lưỡng. Các nghiên cứu này đã chỉ ra rằng dioxin hiện diện với nồng độ đáng kể mà còn tồn tại một số kim loại nặng như chì (Pb) và đồng (Cu) cũng được phát hiện tồn lưu trong đất bị nhiễm dioxin. Sự hiện diện của các chất độc hại này làm gia tăng mức độ ô nhiễm, đồng thời đặt ra thách thức lớn cho công tác phục hồi và cải tạo môi trường tại khu vực này. Chính vì vậy, mục tiêu nghiên cứu của Luận án “Nghiên cứu đặc điểm môi trường đất bị ô nhiễm dioxin và tác động của cỏ Vetiver đến các đặc điểm đó” bao gồm:

- ✓ Nghiên cứu, đánh giá đặc điểm môi trường đất bị ô nhiễm dioxin tại sân bay BH (Biên Hòa). Kết quả này sẽ đưa ra các số liệu về chất lượng đất và điều kiện môi trường trước khi tiến hành trồng cỏ, là tiền đề quan trọng để đánh giá tác động của cỏ Vetiver ở mục tiêu thứ 2.
- ✓ Nghiên cứu, đánh giá tác động của cỏ Vetiver đến sự thay đổi đặc điểm của môi trường đất nhiễm dioxin. Kết quả sẽ mở ra triển vọng về việc sử dụng công nghệ xử lý môi trường bằng thực vật, một giải pháp thân thiện với môi trường và có chi phí thấp, có thể áp dụng cho các khu vực ô nhiễm khác tại Việt Nam.

3. Đối tượng và phạm vi nghiên cứu

Đối tượng nghiên cứu: Tầng đất nhiễm dioxin tại khu vực Pacer Ivy, sân bay quân sự Biên Hoà với các đặc điểm tập trung nghiên cứu như sau:

- + Đặc điểm hóa lý và phân bố thành phần hạt của môi trường đất trong khu vực nghiên cứu (Pacer Ivy, sân bay Biên Hòa, Đồng Nai) trước và sau khi trồng cỏ Vetiver.
- + Tồn lưu dioxin trong đất khu vực Pacer Ivy, sân bay Biên Hòa, Đồng Nai trước và sau khi trồng cỏ Vetiver. Ngoài ra, tồn lưu một số kim loại nặng Cd, Cr, Cu, Ni, Pb và Zn trong môi trường đất khu vực Pacer Ivy, sân bay Biên Hòa, Đồng Nai trước và sau khi trồng cỏ Vetiver.

Phạm vi nghiên cứu: Góc Tây nam thuộc Khu vực Pacer Ivy, sân bay quân sự Biên Hòa, tỉnh Đồng Nai với diện tích và chiều sâu nghiên cứu tương ứng 600 m² và 50 cm trong thời gian 2018 – 2022.

4. Nội dung nghiên cứu

Để hoàn thành được các mục tiêu nghiên cứu đã đề ra, đề tài cần thực hiện những nội dung nghiên cứu sau đây:

- Nghiên cứu đặc điểm cơ lý và hóa lý của đất (Eh, Ec, pH, OC) trong môi trường đất khu vực Pacer Ivy, sân bay quân sự Biên Hòa, Đồng Nai trước và sau khi trồng cỏ Vetiver.

- Nghiên cứu, xác định hàm lượng dioxin và hàm lượng một số kim loại nặng (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb và Zn) trong môi trường đất tại khu vực Pacer Ivy trước và sau khi trồng cỏ Vetiver. So sánh kết quả với các Quy chuẩn của Việt Nam (QCVN 45-MT:2023/BTNMT đối với dioxin; QCVN 03/MT:2023/BTNMT cho kim loại nặng) và các tiêu chuẩn của một số tổ chức và quốc gia khác như WHO, Canada, EU.

- Đánh giá hiệu quả của cỏ Vetiver trong việc cải thiện chất lượng đất và giảm nhẹ ô nhiễm dioxin và kim loại nặng trong đất tại khu vực nghiên cứu. Và xác định thời gian cần thiết để xử lý hiệu quả kim loại nặng và dioxin của cỏ Vetiver.

5. Luận điểm bảo vệ

Sân bay quân sự Biên Hòa là một trong những điểm nóng ô nhiễm dioxin do chiến tranh tại Việt Nam qua nhiều thập kỷ. Mặt khác, sân bay Biên Hòa phân bố thành phố Biên Hòa, một khu vực đông dân cư và hệ thống sông Đồng Nai chảy qua.

Vì vậy, mức độ ô nhiễm ảnh hưởng trực tiếp đến hệ sinh thái, môi trường và sức khỏe con người? Vấn đề nghiên cứu sẽ được làm sáng tỏ qua hai luận điểm sau:

✓ Luận điểm 1: Đặc điểm đất bị ô nhiễm dioxin khu vực sân bay quân sự Biên Hòa, Đồng Nai bao gồm sự phân bố thành phần hạt của đất ở đây chủ yếu là cát của đất cát pha trung tính, với sự phân bố không đồng đều của hàm lượng dioxin và hàm lượng một số kim loại nặng trong đất (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn). Trong đó, dioxin tồn lưu trong đất có nguồn gốc từ chất da cam, với hàm lượng gần ngưỡng và vượt ngưỡng theo quy chuẩn Việt Nam (QCVN) và tiêu chuẩn Quốc tế về chất lượng đất sử dụng cho mục đích công nghiệp. Theo chỉ số nhiễm bản C_f , hàm lượng nguyên tố Cd ở mức độ nhiễm bản rất nặng, trong khi đó các nguyên tố Cr, Cu, Ni, Pb, và Zn có mức độ nhiễm bản trung bình.

✓ Luận điểm 2: Kết quả nghiên cứu đã chứng minh hiệu quả loại bỏ dioxin tồn lưu trong môi trường đất khu vực sân bay quân sự Biên Hòa, Đồng Nai của cỏ Vetiver ($r^2 = -0,75, p < 0,001$), với hiệu suất xử lý cao nhất đạt được trong năm đầu tiên trồng cỏ. Sự sinh trưởng và phát triển của cỏ Vetiver tác động trực tiếp đến sự giảm hàm lượng dioxin tồn lưu trong môi trường đất ($r^2 = -0,5, p < 0,05$). Ngoài ra, kết quả cũng cho thấy cỏ Vetiver có khả năng loại bỏ rất tốt một số kim loại nặng như Cd ($r^2 = -0,83, p < 0,05$) và Zn ($r^2 = -0,89, p < 0,01$) trong môi trường đất ô nhiễm dioxin này.

6. Ý nghĩa khoa học và thực tiễn luận án

Kết quả về đặc điểm của đất tại khu vực Pacer Ivy mức độ ô nhiễm dioxin và một số kim loại nặng tại khu vực nghiên cứu trước và sau khi trồng cỏ Vetiver là cơ sở để đánh giá tính khả thi công nghệ xử lý ô nhiễm môi trường bằng thực vật, một công nghệ thân thiện với môi trường, trên phạm vi rộng. Ngoài ra, kết quả góp phần đánh giá tính khả thi về kinh tế của công nghệ xử lý dioxin và kim loại nặng bằng cỏ Vetiver.

Công nghệ xử lý thực vật cụ thể bằng cỏ Vetiver sẽ giúp tiết kiệm chi phí xử lý đáng kể trong việc xử lý dioxin còn tồn dư trong môi trường đất sau chiến tranh; Điều này có thể mở ra công nghệ xử lý cho những khu vực trong sân bay cũng như những địa phương bị ô nhiễm dioxin ở mức vừa và nhẹ. Việc xác định được hiệu quả

làm giảm hàm lượng dioxin và một số kim loại nặng trong đất bằng cỏ Vetiver tại khu vực nghiên cứu có thể được sử dụng làm đối sánh cho các nghiên cứu xử lý công nghệ thực vật tiếp theo. Ngoài ra, Kết quả có thể được sử dụng làm cơ sở cho các nhà làm chính sách của địa phương, khu vực và quốc gia trong việc hoạch định các chính sách phù hợp nhằm giải quyết triệt để vấn đề ô nhiễm dioxin tại miền Nam.

Xác định thời gian trồng cỏ đạt được hiệu quả xử lý cao nhất đối với dioxin trong đất là cơ sở cho việc thành lập quy trình công nghệ trồng và xử lý cỏ vetiver trong trên quy mô rộng đối với ô nhiễm dioxin trong môi trường đất. Từ đó tiết kiệm được chi phí xây dựng và chi phí xử lý.

7. Bố cục chung của luận án

Luận án được trình trong 115 trang A4 chưa bao gồm phụ lục và tài liệu tham khảo. Ngoài các phần hình, biểu bảng, danh mục các công trình công bố, phụ lục và tài liệu tham khảo, bố cục luận án bao gồm các chương như sau:

Mở đầu

Chương 1. Tổng quan

Chương 2. Cơ sở lý luận và phương pháp nghiên cứu

Chương 3. Kết quả nghiên cứu và thảo luận

Kết luận

8. Những điểm mới của luận án

- Xác định được đặc điểm cơ lý và hóa lý của môi trường đất ô nhiễm dioxin tại khu vực Pacer Ivy, sân bay Biên Hòa, Đồng Nai.
- Xác định được hiệu quả của cỏ Vetiver trong việc làm giảm nhẹ đồng thời ô nhiễm dioxin và một số kim loại nặng trong đất. Từ đó đề xuất được quy trình công nghệ xử lý ô nhiễm bằng thực vật cho đất nhiễm dioxin với chi phí thấp và thân thiện với môi trường.
- Ngoài việc xác định hàm lượng dioxin có trong đất trong khu vực nghiên cứu còn xác định được mức độ ô nhiễm của một số kim loại nặng trong đất nhiễm dioxin tại sân bay quân sự Biên Hòa, Đồng Nai.

Chương 1. TỔNG QUAN

1.1. ĐẶC ĐIỂM TỰ NHIÊN, KHÍ HẬU CỦA KHU VỰC NGHIÊN CỨU

1.1.1. Thành phố Biên Hòa, tỉnh Đồng Nai

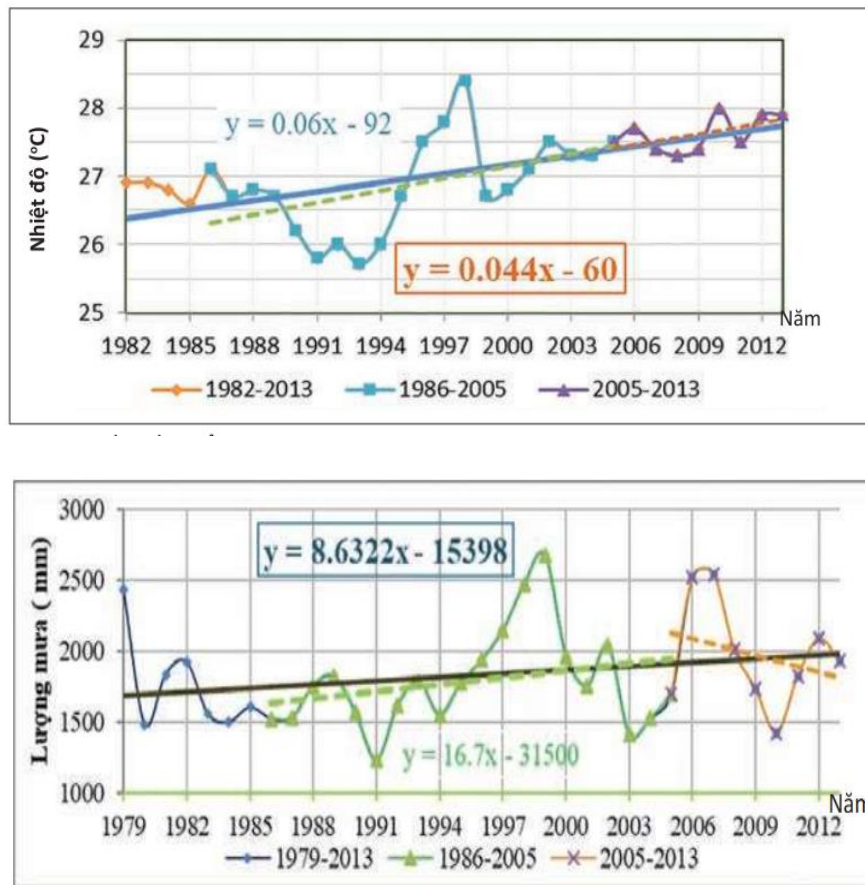
Biên Hòa được biết đến là một thành phố công nghiệp và là tỉnh lỵ của tỉnh Đồng Nai, một tỉnh thuộc khu vực Đông Nam Bộ, Việt Nam. TP Biên Hòa là đô thị loại I, là đầu mối giao thông quan trọng của vùng kinh tế trọng điểm phía Nam, có sông Đồng Nai chảy qua, cách Hà Nội 1.684 km, cách TP Hồ Chí Minh 30 km, cách TP Vũng Tàu 90 km. Biên Hòa là thành phố trực thuộc tỉnh có mật độ dân số cao nhất trong các thành phố trực thuộc tỉnh trên cả nước [4-5].

Thành phố Biên Hòa nằm ở phía Tây tỉnh Đồng Nai, giáp huyện Vĩnh Cửu ở phía bắc, giáp huyện Long Thành ở phía nam, giáp huyện Trảng Bom ở phía đông, giáp phía tây là thị xã Tân Uyên, thị xã Dĩ An tỉnh Bình Dương và Quận 9 - Thành phố Hồ Chí Minh giáp ở phía tây. Tọa độ địa lý: 106°52'26" Kinh độ Đông và 10°54'50" Vĩ độ Bắc. Biên Hòa có lợi thế rất lớn trong phát triển kinh tế - xã hội và giữ vai trò rất quan trọng về phát triển ngành công nghiệp, đô thị của tỉnh Đồng Nai và của Vùng kinh tế trọng điểm khu vực phía Nam [4].

Thành phố Biên Hòa có sông Đồng Nai đi qua với chiều dài khoảng 22 km, ngoài ra còn có sông Buông và các suối nhỏ. Tuy nhiên, nguồn cung cấp nguồn nước mặt chủ yếu là sông Đồng Nai tại khu vực phía cầu Đồng Nai. Ngoài việc cung cấp nước cho sản xuất và sinh hoạt, sông Đồng Nai còn có tác dụng rất lớn trong hệ thống giao thông thủy không chỉ riêng cho TP. Biên Hòa, tỉnh Đồng Nai mà còn cho cả TP. Hồ Chí Minh cũng như các tỉnh Đông Nam Bộ. Sông Đồng Nai là nguồn nước mặt lớn nhất cung cấp nước ngọt cho khu vực TP. Hồ Chí Minh, tỉnh Đồng Nai, Bình Dương, Bà Rịa – Vũng Tàu. Do vậy, việc khai thác nguồn nước ngọt này cần được tính toán thận trọng cùng với việc phục hồi rừng đầu nguồn để đảm bảo tính bền vững về môi trường sinh thái [4-5].

Khí hậu của Biên Hòa mang đặc trưng của khí hậu tỉnh Đồng Nai, nằm trong khu vực nhiệt đới gió mùa cận xích đạo. Khu vực này có khí hậu ôn hòa, ít chịu ảnh hưởng của thiên tai, đất đai màu mỡ (phần lớn là đất đỏ bazan), có hai mùa tương

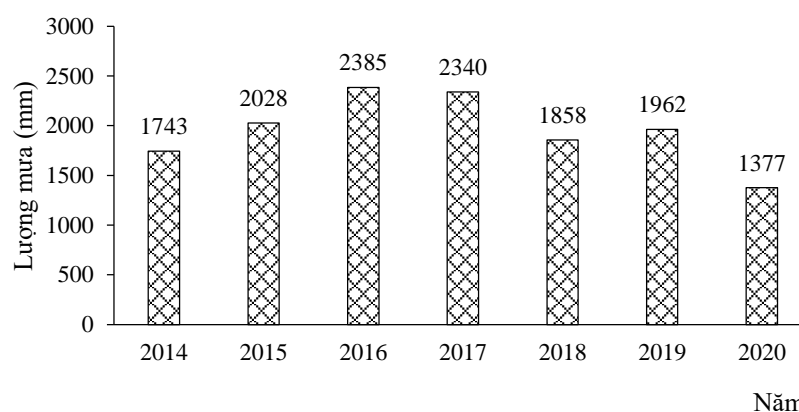
phản nhau (mùa khô và mùa mưa). Nhiệt độ cao quanh năm là điều kiện thích hợp cho phát triển cây trồng nhiệt đới, đặc biệt là các cây công nghiệp có giá trị xuất khẩu cao. Nhiệt độ bình quân năm 2021 là: $26,4^{\circ}\text{C}$. Số giờ nắng trung bình trong năm 2021 là: 2.360,3 giờ. Lượng mưa tương đối lớn và phân bố theo vùng và theo vụ tương đối lớn khoảng 2032,5 mm phân bố theo vùng và theo vụ. Độ ẩm trung bình năm 2021 là 81%. Mực nước thấp nhất sông Đồng Nai năm 2021 là: 11,001m m. Mực nước cao nhất sông Đồng Nai năm 2021: 11,328 m [6].



Hình 1. 1. Xu thế biến đổi nhiệt độ trung bình (giai đoạn 1982-2013) và lượng mưa năm tại trạm Biên Hòa [7].

Theo kết quả quan trắc nhiệt độ tại trạm Biên Hòa, giai đoạn 1982-2013, nhiệt độ có xu hướng tăng với tốc độ khoảng $0,044^{\circ}\text{C}/\text{năm}$ (Hình 1.1). Trong đó giai đoạn 1986-2005, tốc độ tăng nhiệt độ là $0,06^{\circ}\text{C}/\text{năm}$. Tiếp tục ghi nhận xu thế tăng cho năm tiếp theo từ 2005-2013. Tuy nhiên, xu thế biến đổi lượng mưa theo các năm có sự khác biệt so với xu thế biến đổi nhiệt độ. Lượng mưa trung bình năm giai đoạn 1979-2013 có xu thế gia tăng ($8,6\text{ mm}/\text{năm}$). Trong đó, giai đoạn 1986-2005 tăng

16,7 mm/năm, tuy nhiên, giai đoạn 2005 - 2013 ghi nhận xu thế giảm [7]. Theo kết quả quan trắc tại trạm Biên Hòa về lượng mưa hàng năm trong giai đoạn 2014-2020, lượng mưa có xu thế tăng từ năm 2014 đến 2016, sau đó lại có xu thế giảm từ năm 2017 đến 2020. Nhìn chung, so với giai đoạn 1979 -2013 thì lượng mưa 10 năm gần đây vẫn có xu thế giảm (Hình 1.2).



Hình 1. 2. Xu thế biến đổi lượng mưa năm tại trạm Biên Hòa giai đoạn 2014-2020

Nhiệt độ cao có thể làm tăng tốc độ phân hủy tự nhiên của dioxin trong đất, giảm thiểu mức độ ô nhiễm theo thời gian. Tuy nhiên, nhiệt độ tăng cũng có thể làm tăng sự bay hơi của dioxin từ đất vào không khí, dẫn đến sự phân tán ô nhiễm. Mưa lớn có thể tái phân phối dioxin trong đất, làm ô nhiễm lan rộng ra các khu vực khác, bao gồm cả khu vực không bị ô nhiễm ban đầu theo độ dốc địa hình khu vực.

1.1.2. Khu vực sân bay quân sự Biên Hòa

Sân bay Biên Hòa (SBBH) nằm phía Tây Bắc trên địa bàn TP Biên Hòa, tỉnh Đồng Nai, cách TP. Hồ Chí Minh khoảng 30 kilômet (km) về phía đông bắc. SBBH có tọa độ: 105⁰58'30" vĩ Bắc và 106⁰49'10" kinh Đông, cách sông Đồng Nai khoảng 700 m về phía tây (Hình 1.3). Năm 2013, TP. Biên Hòa có mật độ dân số trung bình khoảng 3.400 người/km² [8] và đến 2022 thì mật độ dân số đạt 4.645 người/km² [6]. SBBH có chung ranh giới với các phường Trung Dũng, Quang Vinh, Bửu Long, và nằm trên địa bàn phường Tân Phong. Khu vực xung quanh sân bay có dân cư đông đúc, trong đó phần lớn diện tích đất được sử dụng làm nhà ở, cơ sở sản xuất công nghiệp, đường giao thông và các công trình hạ tầng liên quan. Năm 2013, TP. Biên Hòa có khoảng 885.000 người sinh sống [8] và đến năm 2022 thì Biên Hòa khoảng

1,1 triệu người sinh sống. Năm 2012 có khoảng 111.000 người sinh sống ở các phường nằm xung quanh sân bay và khoảng 1.200 người sống ngay trong khu vực sân bay. Tính toán hiện nay của Bộ Tư lệnh binh chủng Phòng không Không quân (BTLPKKQ) cho biết tại khu vực SBBH lúc cao điểm có khoảng 2.200 người làm việc. Theo các tính toán mới đây về tốc độ tăng dân số của tỉnh Đồng Nai, ước tính dân số hiện đang sinh sống tại các phường nằm xung quanh khu vực sân bay và trong sân bay là khoảng 120.000 người [1].

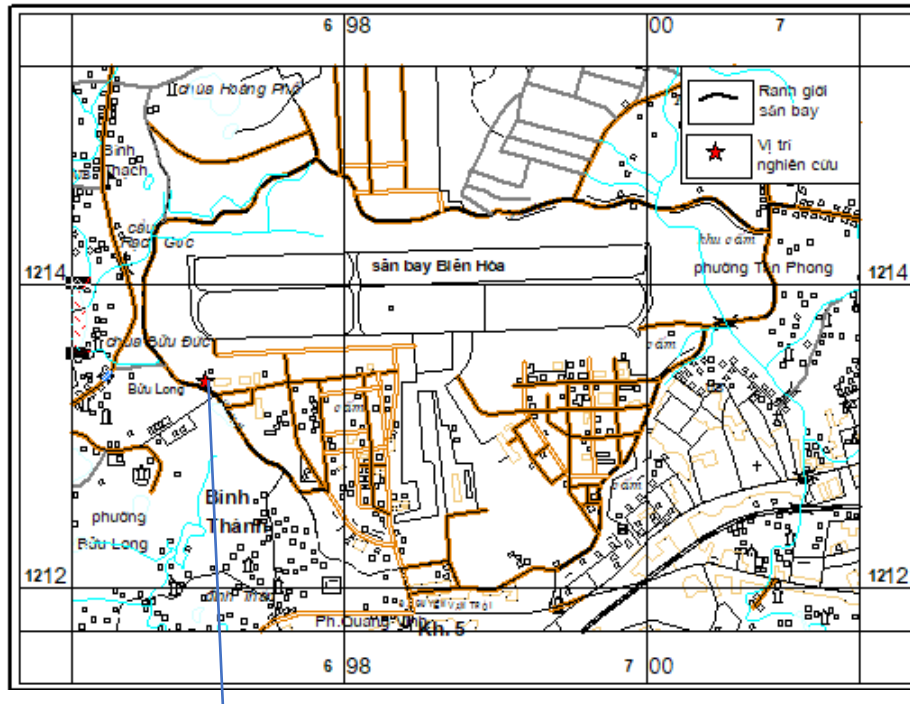
Bản thân SBBH là một cứ địa không quân đang hoạt động, có tổng diện tích khoảng 1.000 hecta (ha). Nằm tại khu vực đồng bằng tiếp giáp với sông Đồng Nai về phía đông và đông bắc, khu vực sân bay Biên Hoà cũng được sử dụng cho các hoạt động sản xuất nông nghiệp, lâm nghiệp, nuôi thả động vật thủy sinh, nhất là ở phía bắc sân bay [1]. Hệ thống ao, hồ phân bố trong sân bay trở thành hệ thống thoát nước cho sân bay khi có mưa to. Về phía Nam khu nhiễm Z1 có mương thoát nước mưa từ sân bay đổ vào các hồ số 1 và hồ số 2 và các ao, ruộng trồng rau xung quanh trong đó hồ số 1 với diện tích khoảng 6.300 m², hồ số 2 với diện tích khoảng 21.000 m².

Từ hồ số 2, các chất độc có thể theo nước mưa chảy qua cống vào hồ Biên Hùng 1 và Biên Hùng 2, thuộc phường Trung Dũng, sau đó theo hệ thống cống thoát nước chảy ra sông Đồng Nai, cống này chảy qua một số khu dân cư thuộc phường Bửu Long. Về phía Tây Nam khu nhiễm Z1, còn có hồ Cống 2. Từ hồ Cống 2 chất độc có thể lan tỏa ra khu ruộng cạnh hồ và khu ruộng tập đoàn 29 [9].

Các kết quả của những nghiên cứu trước đưa ra SBBH có mức độ ô nhiễm dioxin trong môi trường là rất cao [24] [30]. Sân bay Biên Hoà có 3 bồn chứa lớn được sử dụng để trữ chất diệt cỏ tại khu vực sân bay, mỗi bồn chứa riêng Chất Da cam, Chất Trắng và Chất Xanh. Theo báo cáo của quân đội Hoa Kỳ, SBBH được sử dụng là nơi để lưu trữ, xử lý, vận chuyển 98.000 thùng phi cỡ 45 gallon (170L) chứa Chất Da cam, 45.000 thùng phi chứa Chất trắng và 16.000 thùng phi chứa Chất xanh [33]. Trong Chất Xanh tuy không có dioxin nhưng có chất Asen hữu cơ. Các loại hóa chất diệt cỏ khác cũng được lưu trữ tại SBBH, như hóa chất màu tím, hồng, lục... Chiến dịch Pacer Ivy được phát động ngày 15/9/1971 với mục đích tập hợp, đóng gói lại và di chuyển toàn bộ số chất diệt cỏ màu da cam và các loại chất diệt cỏ sử dụng

trong chiến dịch Ranch Hand tại miền nam Việt Nam sang căn cứ Johnston Atoll ở khu vực trung Thái Bình Dương.

SƠ ĐỒ ĐỊA HÌNH SÂN BAY QUÂN SỰ BIÊN HÒA, TỈNH ĐỒNG NAI



Hình 1.3. Sơ đồ sân bay quân sự Biên Hòa và khu vực thực nghiệm ngoài trời [3] (google earth, 2022).

Các địa điểm chính có ô nhiễm dioxin đã biết tại sân bay Biên Hòa (Hình 1.4) được xác định như sau:

- **Khu Z1:** Nằm ở phía Nam sân bay, khu Z1 là nơi cất trữ chính Chất Da cam, Chất Trắng, các loại chất diệt cỏ tại sân bay BH, ban đầu cất trữ chủ yếu các loại chất có mức gây ô nhiễm cao tại sân bay. Năm 2009, một bãi chôn lấp (gọi là Bãi chôn lấp

Z1) được xây dựng tại khu vực sân bay để chứa đất ô nhiễm lấy từ điểm đặt các bồn chứa [1] [9].

- **Khu tây nam:** Nằm ở phía Tây khu Z1, dọc theo các khu vực dân sinh tiếp giáp với sân bay, tình trạng nhiễm dioxin được phát hiện ở khu vực này trong các nghiên cứu năm 2008 và 2010. Khu vực này cũng bị cho rằng đã được sử dụng làm nơi cất trữ chất diệt cỏ trong chiến dịch Pacer Ivy tại căn cứ SBBH [33] [45].

- **Khu Pacer Ivy:** Nằm ở phía Tây sân bay, khu Pacer Ivy giáp với khu đường băng hiện nay. Trong chiến dịch Pacer Ivy, khu vực này được sử dụng để cất trữ, đóng thùng, đóng gói 11.000 thùng chứa Chất Da cam để chuyển đến căn cứ Johnston Atoll ở trung Thái bình dương. Trong khuôn khổ Dự án Dioxin của Quỹ Môi trường Toàn cầu (GEF), Chương trình Phát triển Liên hợp quốc (UNDP) năm 2013, một loạt các rãnh thoát nước đã được xây dựng xung quanh khu Pacer Ivy nhằm hạn chế nước tràn vào trong khu vực này và chảy ra ngoài khu vực sân bay. Ngoài ra cũng có một lệnh cấm nuôi thả, đánh bắt cá được ban bố trong khu vực này [1].



Hình 1.4. Các khu vực ô nhiễm dioxin tại sân bay Biên Hòa [24].

Các mẫu cá nguyên con, cũng như mỡ cá, mô cơ cá được phân tích lấy từ các ao hồ, đường nước cả trong và ngoài Sân bay đều vượt ngưỡng cho phép. Chất dioxin cũng ghi nhận được trong huyết thanh và sữa mẹ của những người dân sống tại Biên

Hòa, trong đó hàm lượng cao nhất được ghi nhận ở những người thường xuyên ăn cá rô phi và các loại cá khác có nguồn gốc từ sân bay BH [33] [45]. Những nghiên cứu này xác định nguy cơ nhiễm hóa chất cho người dân địa phương tại Biên Hòa, đồng thời khẳng định con đường phơi nhiễm chính là do ăn cá và các loài thủy sinh vật khác có nguồn gốc từ SBBH [1].

1.2. ĐẶC ĐIỂM ĐỊA CHẤT, ĐỊA CHẤT THỦY VĂN, ĐỊA HÌNH VÀ ĐỊA MẠO CỦA KHU VỰC NGHIÊN CỨU

1.2.1. Đặc điểm địa chất

Dựa vào kết quả phân tích và tổng hợp loạt bản đồ 1/50.000 của các nhóm tờ Đông thành phố Hồ Chí Minh, nhóm tờ Vĩnh An và nhóm tờ Hàm Tân - Côn Đảo. Khu vực SBBH tồn tại các phân vị địa tầng từ già đến trẻ như sau:

a. Hệ tầng Bửu Long (T_2abl)

Hệ tầng Bửu Long phân bố hạn chế, chủ yếu là ở khu vực tây bắc của sân bay Biên Hòa. Hệ tầng Bửu Long bao gồm cuội kết, cuội - tầng kết chiếm ưu thế có xen ít lớp cát kết, cát sạn kết ở giữa tập cuội kết. Phần trên trầm tích hạt mịn hơn.

b) Hệ tầng Long Bình (J_3lb)

Hệ tầng Long Bình thành phần bao gồm: Andesitobazan, từ dung nham, từ agomerat, thành phần andesitobazan, andesit, dacit, ryodacit chuyển lên các lớp trầm tích sét vôi, sét than phân dải mỏng. Dày 420m. Hệ tầng Long Bình phân bố phía Tây bắc khu vực sân bay Biên Hòa.

c) Hệ tầng Thủ Đức ($Q_1^{2-3}tđ$)

Hệ tầng Thủ Đức phủ trực tiếp lên thành tạo Q_1^1tb , $N_2-Q_1^1tt$ hoặc phủ lên trầm tích N_2^2bm . Phía trên chúng bị phủ bởi trầm tích Q_1^3 (hệ tầng Củ Chi) hoặc trầm tích Holocen (Q_2). Thành phần thạch học bao gồm cuội sỏi, sạn, cát, sét kaolin. Chiều dày 4-30 m.

d) Hệ tầng Củ Chi (Q_1^3cc)

Hệ tầng Củ Chi phân bố chính tại khu vực sân bay Biên Hòa với thành phần chính bao gồm:

Thành phần trầm tích chủ yếu là cát, sét, bột, màu xám trắng, xám vàng, loang lổ nâu vàng ở phần đáy là cát, cuội nhỏ. Trong hệ tầng có sét kaolin. Chiều dày 2-25 m.

Sự phân bố các lớp đất đến chiều sâu hơn 1m tại khu vực thí nghiệm được mô tả dựa trên khảo sát thực tế từ thành và đáy hố đào. Quan sát, khảo sát mặt và đáy của hố đào với độ sâu 1,1m ngoài thực tế tại khu vực thí nghiệm ngoài trời được mô tả như sau (Hình 1.5):

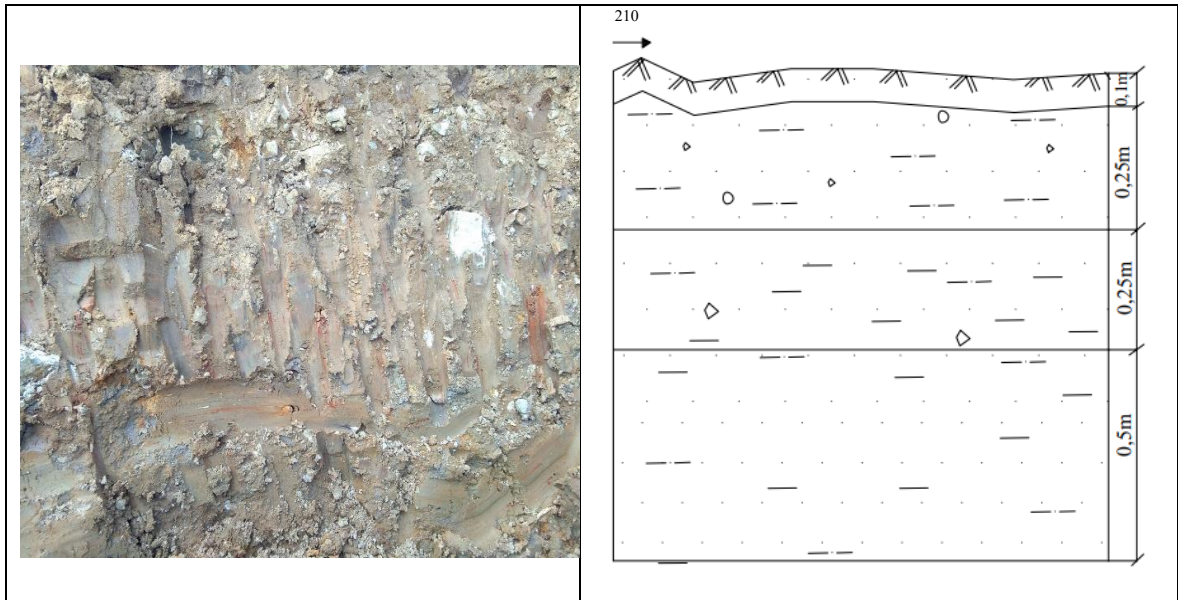
0-0,1 m: Đất mùn màu nâu chứa cỏ dại và rễ cây;

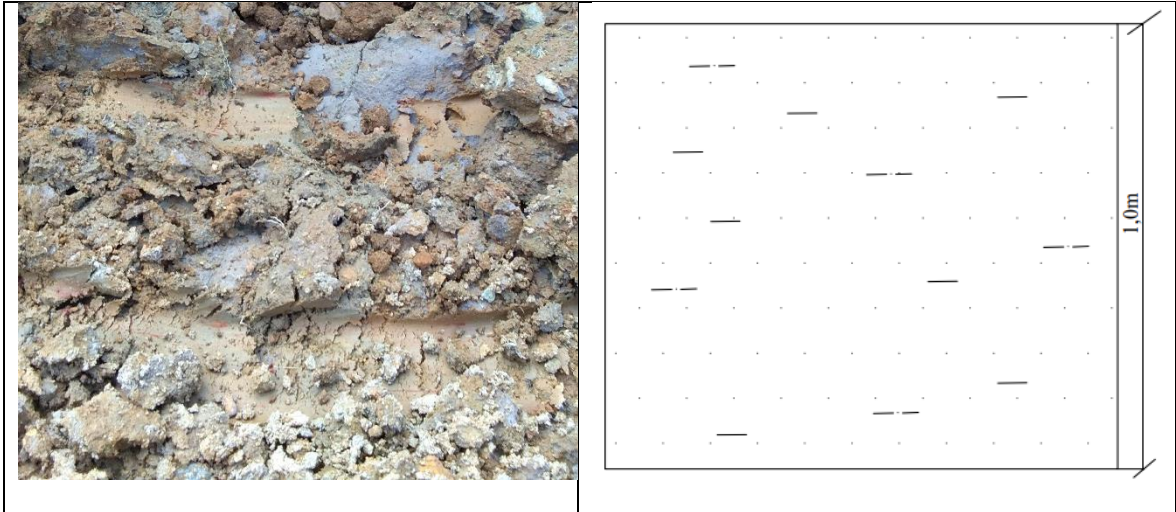
0,1-0,35 m: Tiếp theo là lớp bột, cát màu nâu chứa cuội, sỏi, dăm.

0,35-0,60 m: Phần giữa với thành phần là cát, bột, sét màu xám vàng, xám trắng loang lổ có chứa sỏi, dăm, đôi chỗ còn chứa tảng đá nhỏ với kích thước 0,1-0,15m.

0,56-1,1 m: Phần cuối của mặt cắt là thành phần sét, bột, cát màu xám xanh, xám trắng.

Với mô tả đặc điểm phân bố thành phần hạt tại hố đào tới độ sâu hơn 1m tại khu vực thí nghiệm ngoài trời ta có thể nhận định rằng đất khu vực thí ngoài trời có nguồn gốc chủ yếu từ hệ tầng Củ Chi (Q_1^3 cc).





Hình 1. 5. Một số hình ảnh đất khu vực thí nghiệm tới độ sâu 1,1m.

Với độ sâu nghiên cứu tại khu vực sân bay Biên Hòa 50 cm, chủ yếu trong lớp vỏ phong hóa. Các chất ô nhiễm tồn lưu trong đất của lớp vỏ phong hóa với thành phần chủ yếu là cuội sỏi, cát, thành phần hạt mịn, trong đó thành phần hạt mịn bao gồm sét và bột. Một số nghiên cứu trước đây đưa ra có 48 mỏ và biểu hiện khoáng sản sét kaonilit có nguồn gốc phong hóa và lắng đọng trầm tích ở khu vực Miền Đông Nam Bộ, trong đó có tỉnh Đồng Nai. Sét kaonilit nguồn gốc phong hóa tàn dư ở miền Đông Nam Bộ, phân bố trong đới litoma của vỏ phong hóa sét phát triển trên các đá trầm tích lục nguyên và các đá granodiorite [12]. Trong nghiên cứu này đi sâu làm rõ vai trò thành phần khoáng vật sét trong thành phần hạt mịn của đất khu vực nghiên cứu đối với việc tồn lưu dioxin.

1.2.2. Đặc điểm địa chất thủy văn

Dựa vào kết quả dựa án: “Điều tra, đánh giá sơ bộ tài nguyên nước dưới đất trên địa bàn thành phố Biên Hòa, tỉnh Đồng Nai” và bản đồ địa chất thủy văn tỉnh Đồng Nai tỷ lệ 1/25.000 [5]. Khu vực sân bay Biên Hòa tồn tại các hệ tầng chứa nước như sau:

a) Tầng chứa nước lỗ hổng trong các trầm tích Pleistocen giữa - trên (qp₂₋₃)

Tầng chứa nước lỗ hổng trong các trầm tích Pleistocen giữa - trên (qp₂₋₃), thuộc hệ tầng Thủ Đức (Q₁²⁻³td) và hệ tầng Củ Chi (Q₁³cc) có những đặc điểm địa chất thủy văn như sau: Nằm phía Tây Bắc của thành phố Biên Hòa, bao gồm các phường, xã: Bửu Long, Tân Phong, Tân Hạnh, Quang Vinh, Trung Dũng, Hòa Bình, Quyết Thắng, Thống Nhất, Tam Hiệp, Tân Hiệp, 1 phần diện tích Bửu Hòa, Tân Vạn, Hiệp Hòa, Bình Đa, Tam Hòa, Trảng Dài, Hố Nai, Long bình và Long Bình Tân, với diện tích phân bố khoảng

88,44 km² (chiếm 33,56% diện tích toàn huyện 263,55 km²). Chúng không lộ trên mặt mà bị các trầm tích trẻ hơn phủ lên trên. Nước trong tầng khá tốt, có thể sử dụng cho nhiều mục đích khác nhau. Nhưng Tầng chứa nước do nằm nông, lại có lớp cách nước không tốt, nên rất dễ bị nhiễm bẩn. Hơn thế nữa, độ pH của nước trong tầng chứa nước thấp do đó khi sử dụng cho ăn uống phải xử lý [5].

b) Tầng chứa nước khe nứt các thành tạo phun trào Creta (K₁) trên địa bàn TP. Biên Hòa nằm trong các đá thuộc hệ tầng Long Bình (K_{1lb}).

Tầng chứa nước khe nứt trong các đá phun trào Creta (được ký hiệu là k₁) phân bố thành vùng liên tục ở phía tây bắc TP. Biên Hòa, gồm các phường, xã: Bửu Long, Tân Hạnh, Tân Phong, Trung Dũng, Quang Vinh, Hòa Bình, Thống Nhất, Quyết Thắng, Tân Tiến, Tân Mai, Tam Hiệp, Tam Hòa, Bình Đa, Bửu Hòa, Hóa An, Hòa Hiệp, Tân Vạn, An Bình và Long Bình Tân, chúng lộ ra trên mặt dạng chỏm và khoảnh nhỏ và gập ở dưới sâu một số lỗ khoan. Tầng chứa nước khe nứt Kreta có mức độ chứa nước nghèo đến giàu, tùy thuộc vào mức độ nứt nẻ và chiều dày đới nứt nẻ. Động thái của tầng chứa nước biến đổi theo mùa, biên độ dao động mực nước trong năm khoảng 0,5-3,0 m. Chất lượng nước của tầng chứa nước tương đối tốt đảm bảo chất lượng nước nguồn theo QCVN 09-MT: 2015/BTNMT. Tuy nhiên vẫn có một số chỉ tiêu như Amoni, Nitrat có dấu hiệu ô nhiễm theo điểm, độ pH thấp cần phải xử lý trước khi đưa vào sử dụng. Nguồn cung cấp từ nước cho tầng chứa nước là nước mưa. Tầng chứa nước này có vai trò nhất định trong việc cung cấp nước sinh hoạt, sản xuất của nhân dân địa phương [5].

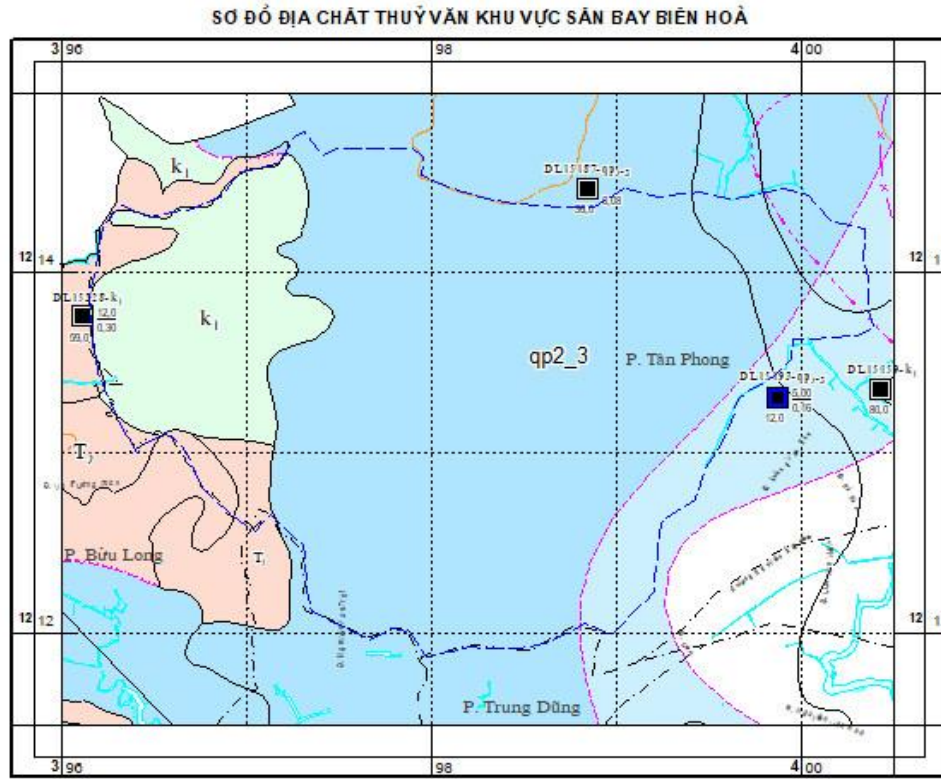
c) Thành tạo địa chất rất nghèo nước trong thành tạo Trias trung, hệ tầng Bửu Long (T_{2abl})

Các thành tạo chỉ lộ ra dạng khoảnh nhỏ, hoặc chỏm nằm phía Tây Bắc TP. Biên Hòa với diện tích khoảng 3,1 km², thuộc xã Hóa An và phường Bửu Long. Thành phần thạch học từ dưới lên gồm 3 tập [5]:

Tập 1: Cuội kết, cát kết tuf, tuf riolit, đá phiến thạch anh feldpat, biotit, granit, granitogneis, cát sạn kết tuf, sỏi kết arkos. Kích thước cuội có nhiều loại, đường kính 2-3 đến 30-40 cm. Độ mài tròn và chọn lọc kém. Bề dày 100-150 m.

Tập 2: Cát kết tuf, tuf riolit, cát kết arkos có xen ít lớp cuội kết. Cát kết arkos có kiến trúc hạt không đều, thể nằm 120-140°/20°. Tập dày khoảng 100 m.

Tập 3: Sét bột kết, phiến sét vôi, bột kết arkos, cát bột kết, cát sạn kết. Chiều dày khoảng 150. Tổng chiều dày hệ tầng Bửu Long khoảng 350 m.



CHỈ DẪN

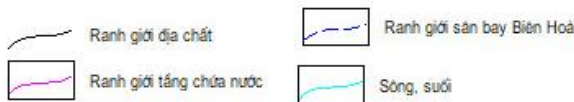
I- CÁC ĐƠN VỊ CHỨA NƯỚC

Dạng tồn tại	Tầng chứa nước	Ký hiệu địa chất thủy văn	Bề dày (m)	Gồm các địa tầng	Thành phần đất đá	Mức độ chứa nước Q (l/s)		
						Giàu	Trung bình	Nghèo
Nước lỗ hổng	Tầng chứa nước Pleistocen giữa-trên	qp2_3	1 - 30,8	Q ₁ ^{tr} Q ₁ ^{tr} ^{tr}	Cát hạt mịn đến thô, cuội sỏi, bột			
Nước khe nứt	Tầng chứa nước Creta dưới	k ₁	20 - 41,5	k ₁ /b	Granite; andesit; tuf andesit, cuội kết, cát kết tuf; bột kết tuf			

II- CÁC ĐƠN VỊ RẤT NGHÈO NƯỚC HOẶC KHÔNG CHỨA NƯỚC

Phân loại DCTV	Tên địa tầng	Gồm các địa tầng	Ký hiệu địa chất thủy văn	Đất đá	Bề dày tối đa (m)	Ký hiệu
Các thành tạo rất nghèo nước	Triat	T ₁ ab ₁ ; T ₁ ab ₂ T ₁ ab ₃	T ₁	Cát kết arkos	?	

III- CÁC ĐƯỜNG RANH GIỚI



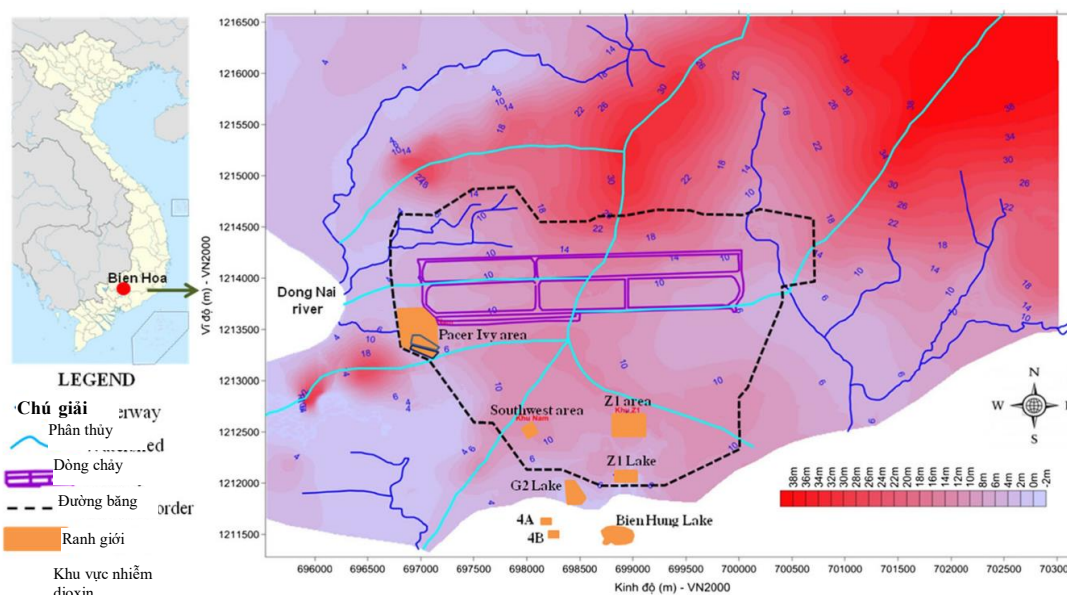
Hình 1.6. Sơ đồ địa chất thủy văn khu vực nghiên cứu tỷ lệ 1/25.000 [5].

Theo kết quả đánh giá hiện trạng ô nhiễm dioxin tại SBBH năm 2016 của tổ chức USAID đưa ra nguồn nước ăn được lấy từ các giếng khu vực trong và khu vực

lân cận sân bay không phát hiện thấy nồng độ dioxin vượt ngưỡng cho phép của Cục Bảo vệ Môi trường Hoa Kỳ (USEPA) hay của Việt Nam đối với nước ăn uống [1]. Các nghiên cứu quan trắc nước ngầm được Dekonta, Cộng Hòa Séc, phối hợp với Sở Tài nguyên Môi trường tỉnh Đồng Nai và Văn phòng 33 đã được thực hiện tại sân bay quân sự Biên Hòa. Quan trắc nước ngầm tại 7 vị trí trong và khu vực lân cận sân bay đã được tiến hành bao gồm 4 giếng ở gần khu Z1, 01 giếng tại khu Tây nam, 02 giếng tại khu Pacer Ivy. Các giếng quan trắc thường tại độ sâu 3-15 m, và điểm MW-6 tại khu Pacer Ivy ở độ sâu khoảng 2-6 m. Kết quả kiểm tra mẫu nước ngầm cho thấy 3/4 trên tổng số giếng có nồng độ dioxin thấp [46]. Hàm lượng chất 2,3,7,8-TCDD ở những giếng này dao động từ 0,18 ppq [pg/L]) đến 17 ppq. Tất cả các hàm lượng này đều dưới ngưỡng MCL 30 ppq của USEPA áp dụng cho nước uống đối với chất 2,3,7,8-TCDD [47].

1.2.3. Đặc điểm địa hình

Khu vực nghiên cứu có đặc điểm địa hình đồng bằng: Có dạng chính là các bậc thềm sông có độ cao từ 5 đến 10 m có nơi chỉ cao từ 2 đến 5 m dọc theo các sông và tạo thành từng dải hẹp có chiều rộng thay đổi từ vài chục mét. Đất trên địa hình chủ yếu là các aluvi hiện đại (Hình 1.7).



Hình 1.7. Sơ đồ độ cao sân bay Biên Hòa [17].

SBBH có địa hình thấp, giống như hầu hết các quận của TP. Biên Hòa tiếp giáp với căn cứ không quân này. Phần phía bắc của Sân bay cao hơn một chút (hướng dốc bắc xuống nam); các khu vực lân cận như Khu du lịch Bửu Long có cao độ cao

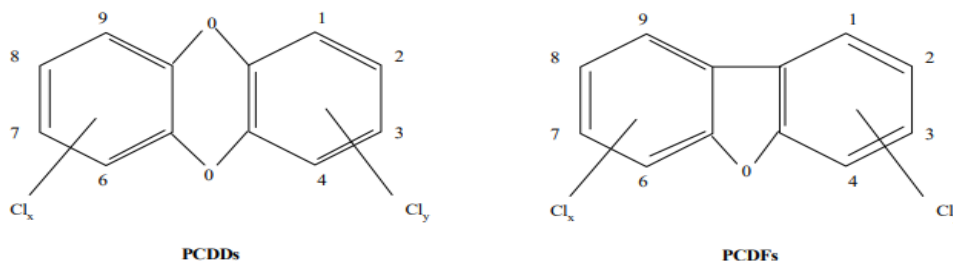
hơn khu vực sân bay. Dòng thoát nước mưa/nước mặt từ sân bay thường chảy theo hướng Tây, Nam và Đông nam, cuối cùng chảy ra sông Đồng Nai [1].

Địa hình của khu vực Pacer Ivy là khá bằng phẳng với sự chênh cao địa hình thấp từ Đông sang Tây và khu vực ao với độ cao địa hình thấp. Nước mưa chảy từ khu vực bị ô nhiễm dioxin Pacer Ivy vào ao và vùng đất thấp hơn ở phía tây, sau đó ra sông Đồng Nai qua hệ thống cống (Hình 1.7). Do đó, vị trí của khu vực Pacer Ivy, hai ao và khu vực đất thấp gần khu vực Ivy đã được xác định để đánh giá sự lây lan của đất bị ô nhiễm [25].

1.3. TỔNG QUAN TÌNH HÌNH NGHIÊN CỨU DIOXIN TRONG MÔI TRƯỜNG ĐẤT

1.3.1. Tổng quan dioxin

Dioxin là thuật ngữ chung để chỉ cho nhóm polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins (PCDDs) và polychlorinated dibenzofurans (PCDFs) với lần lượt 75 và 135 chất đồng loại (cấu trúc hoá học nhìn chung được thể hiện Hình 1.8). Thuật ngữ dioxin cũng được chỉ cụ thể là 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin (TCDD), là chất độc nhất trong các chất đồng loại (cogeners) [48]. Bởi vì cấu trúc electron của dioxin có đồng thời trung tâm cho và nhận, do đó sự liên kết không thuận nghịch của dioxin và các hợp chất hữu cơ trong đất cũng như trong trầm tích sẽ dễ dàng xảy ra, đặc biệt là các polyme sinh học trong mùn (humus) của đất. Mùn là tổ hợp polyme sinh học có chứa các gốc -OH, -COOH, -OCH₃, nhân thơm, một vài gốc tự do bền vững về mặt hóa học. Các chất ô nhiễm hữu cơ khó phân huỷ (POPs) là nhóm các chất có đặc tính bền vững và rất khó bị phân huỷ trong điều kiện môi trường tự nhiên. Nhìn chung, POPs bao gồm các chất trong nhóm chất polychlorinated biphenyls (PCBs), polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins và dibenzofurans (PCDD/Fs), và polybrominated diphenyl ethers (PBDEs), cũng như là thuốc trừ sâu có chứa clo hữu cơ và hợp chất flo hoá [23] [49].



Hình 1.8. Cấu trúc hoá học chung của PCDDs và PCDFs.

Dioxin là nhóm các chất ô nhiễm hữu cơ thuộc nhóm POPs và được quan tâm bởi tính độc cao của nó và là sản phẩm phụ không mong muốn của quá trình sản xuất trong ngành công nghiệp và quá trình sinh nhiệt như đốt rác. Dioxin được biết đến là các chất ô nhiễm độc hại, có tối đa 8 phân tử clo. Chính số lượng phân tử clo là yếu tố tạo ra tính độc của dioxin. Tính độc của dioxin được xác định bởi độ độc tương đương (TEQ), được đưa ra bởi Tổ chức y tế thế giới (WHO-TEQs). TEQs của dioxin được tính bằng tổng TEQ của tất cả các chất đồng loại độc trong nhóm dioxin và furan (sau đây gọi chung là dioxin). Tính độc của các chất dioxin được tính toán thông qua hệ số độc tương đương (TEFs) và nồng độ đo được của chất. Tính độc của dioxin gây tác động đến hệ thống miễn dịch, làm ảnh hưởng đến sự phát triển của thai nhi, làm thay đổi hoặc gây trục trặc cho hệ thống nội tiết và cũng có thể gây ung thư [23] [50].

Hệ số $\log K_{ow}$ của dioxin trong khoảng từ 6 đến 9, do đó dioxin hầu như không tan trong nước và hấp phụ mạnh với các hợp chất của humic acid dẫn đến sự di chuyển của dioxin trong môi trường đất không dễ dàng; tuy nhiên khi có dung môi hữu cơ thì chúng dễ dàng di chuyển hơn theo chiều thẳng đứng (chiều sâu). Sự di chuyển của dioxin trong môi trường đất chủ yếu là do rửa trôi bề mặt, xói mòn do mưa, gió, dioxin theo đó mà lan truyền đi các nơi khác [23] [30] [51].

Dioxin là một trong những hợp chất độc nhất mà con người biết đến [51]. Trong nhóm dioxin và các hợp chất liên quan (DRCs- Dioxins related compounds), trong đó 2,3,7,8-TCDD là chất độc nhất, nó là chất gây ung thư cho người, ngoài ra nó còn là tác nhân gây ra một loạt các bệnh nguy hiểm khác như bệnh sạm da, bệnh tiểu đường, bệnh đau tủy, u ác tính, bệnh thần kinh ngoại vi và có thể dẫn đến tử vong [23] [52-53]. Mức độ tương đối về độ độc của các DRCs được biểu thị thông qua một giá trị được gọi là hệ số độc tương đương (Toxic Equivalent Factor – TEF), trong đó giá trị TEF của 2,3,7,8-TCDD được qui định là 1 [23] [54]. Từ giá trị TEF đưa ra trong Bảng 1.1, khi nghiên cứu về độc tính của các DRCs người ta quan tâm đến khái niệm độ độc tương đương TEQ của mỗi chất, thường được biểu diễn dưới dạng hàm lượng của chất và nhân với hệ số độc TEF tương đương; như vậy một chất có hàm lượng càng cao và TEF càng lớn thì TEQ càng lớn [55]. Sau khi phân tích được hàm

lượng của từng đồng loại độc, giá trị tổng TEQs được tính toán sẽ phản ánh một cách đầy đủ và toàn diện mức độ ô nhiễm và giá trị quan trọng để đánh giá tác động độc hại của các DRCs.

Theo quy định quốc tế (International-TEF, I-TEF) và qui định của Tổ chức Y tế Thế giới (World Health Organization-TEF, WHO-TEF) về hệ số TEF của một số đồng loại độc được đưa ra trong Bảng 1.1 sau đây [56]:

Bảng 1.1. Hệ số độc tương đương của dioxin

TT	Tên chất	I-TEF	WHO
1	2,3,7,8-TetraCDD	1	1
2	1,2,3,7,8-PentaCDD	1	1
3	1,2,3,4,7,8-HexaCDD	0,1	0,1
4	1,2,3,6,7,8-HexaCDD	0,1	0,1
5	1,2,3,7,8,9-HexaCDD	0,01	0,1
6	1,2,3,4,6,7,8-HeptaCDD	0,01	0,01
7	OctaCDD	0,001	0,0001
8	2,3,7,8-TCDF	0,1	0,1
9	2,3,4,7,8-PeCDF	0,5	0,3
10	1,2,3,7,8-PeCDF	0,05	0,03
11	1,2,3,4,7,8-HexaCDF	0,1	0,1
12	1,2,3,7,8,9-HexaCDF	0,1	0,1
13	1,2,3,6,7,8-HexaCDF	0,1	0,1
14	2,3,4,6,7,8-HeptaCDF	0,1	0,1
15	1,2,3,4,6,7,8-HeptaCDF	0,01	0,01
16	1,2,3,4,7,8,9-HeptaCDF	0,01	0,01
17	OCDF	0,0001	0,0003

Điều khác biệt giữa dioxin và các chất độc môi trường khác là ở chỗ dioxin có khả năng gây ảnh hưởng ngay cả ở những liều tiếp xúc rất nhỏ và ảnh hưởng có thể kéo dài từ thể hệ này sang thể hệ khác [1]. Dữ liệu dịch tễ học về tiếp xúc dioxin ở con người và sinh thái đã cho thấy một mô hình phản ứng sinh học chung giữa các loài động vật có xương sống, được truyền tải thông qua kích hoạt của Receptor

Hydrocarbon Aryl (AhR). Các tác động do AhR trực tiếp này bao gồm với cá thể có xương sống mà nó tác động vào ở giai đoạn đầu của sự sống, liên quan nhiều đến điểm kết thúc phát triển bao gồm các thông số như thân kinh, miễn dịch và sinh sản [57]. Nghiên cứu về cơ chế gây độc đã chỉ ra rằng dioxin có khả năng ảnh hưởng tới quá trình sao mã các thông tin di truyền và tổng hợp protein tại nhân tế bào và trong tế bào chất [23] [58]. Việc tổng hợp protein một cách không kiểm soát của cơ thể là nguyên nhân gây ra những tai biến về sức khỏe ví dụ như bệnh ung thư. Thêm vào đó, việc gây nhiễu loạn trong quá trình sao mã gen cũng dẫn tới hậu quả làm thay đổi các thông tin di truyền và gây ra những đột biến về gen di truyền từ thế hệ này sang thế hệ khác [51] [53].

1.3.2. Ô nhiễm dioxin trên thế giới và Việt Nam

Nhìn chung, nguồn phát thải dioxin chủ yếu là do hoạt động của con người, từ các hoạt động công nghiệp như đốt cháy trong quá trình sản xuất là tác nhân lớn gây phát thải dioxin. Các quốc gia có hoạt động công nghiệp và kinh tế phát triển phát thải dioxin nhiều hơn (các quốc gia thuộc G20 chiếm hơn 80% lượng phát thải ước tính hàng năm). Mặt khác, các nguồn phát thải phi công nghiệp như sưởi ấm dân dụng và đốt rác thải sinh hoạt cũng là các nguồn có liên quan đến phát thải dioxin [59].

Sản lượng dioxin toàn cầu hàng năm ước tính khoảng 17.226 kg, tương ứng với khoảng 287 kg-TEQ. Trong đó, tổng tỷ lệ phát thải dioxin hàng năm vào khí quyển, chỉ còn 9 kg-TEQ (3%) trong không khí, 57% được lắng đọng vào các khu vực đất liền (163 kg-TEQ), và 40% được hấp thụ bởi nước biển (115 kg-TEQ hoặc 354 kg/năm) [59-60].

PCDD/Fs lắng đọng hoặc hấp thụ trong đất và nước là do quá trình đốt nhiên liệu, sản xuất kim loại, sản xuất và sử dụng thuốc trừ sâu, đốt chất thải, xử lý nước thải, hỏa hoạn, xử lý tại bãi chôn lấp, thuốc diệt cỏ trong quá trình sử dụng nông nghiệp [61-62]. Nồng độ PCDD/F thấp nhất được tìm thấy ở Nam Cực và Châu Đại Dương, trong khi Châu Âu có nồng độ cao nhất trong đất. Mặt khác, phía bắc Thái Bình Dương, Biển cả và Biển Địa Trung Hải cho thấy mức dioxin cao nhất trong nước [63].

Hàm lượng TEQ trong hầu hết các mẫu khí thải của lò đốt rác thải công nghiệp tại Việt Nam tương đương hoặc cao hơn không đáng kể so với các quốc gia đang phát triển và các nước công nghiệp mới tại châu Á. Tuy nhiên, một số mẫu khí thải có hàm lượng TEQ cao bất thường (đến 50 ng TEQ/Nm³) cho thấy sự hình thành và phát thải dioxin trong các lò đốt của Việt Nam là phức tạp và khó kiểm soát, công nghệ xử lý khí thải lò đốt chưa được quan tâm và đầu tư đúng mức. Nếu so với hàm lượng TEQ trong khí thải tại quốc gia châu Âu thì mức độ phát thải dioxin trong hoạt động thiêu đốt rác thải tại nước ta cao hơn nhiều và đa số mẫu phân tích đều cho kết quả cao vượt ngưỡng tiêu chuẩn của một số nước châu Âu là 0,1 ng TEQ/Nm³. Đây là một thực tế đáng lo ngại vì lượng rác thải công nghiệp ngày càng gia tăng cũng như số lượng các đơn vị hoạt động trong lĩnh vực xử lý rác thải ngày càng nhiều hơn. Nếu như các qui chuẩn về ngưỡng phát thải dioxin không được tuân thủ một cách nghiêm ngặt, hoạt động thiêu đốt rác thải không được quản lý một cách thường xuyên và chặt chẽ bằng các quan trắc định kỳ và bản thân các cơ sở có lò đốt không đảm bảo được công nghệ đốt, công nghệ xử lý nguồn thải tiên tiến để kiểm soát và hạn chế tối đa sự hình thành và phát thải dioxin thì trong một tương lai không xa, sự ô nhiễm môi trường bởi các hợp chất DRCs sẽ có thể gây ra những hậu quả lâu dài đối với hệ sinh thái và sức khỏe người dân [1].

Việt Nam, ngoài nguồn phát thải dioxin từ chất diệt cỏ thì sự đốt cháy và các hoạt động công nghiệp sử dụng nhiệt độ cao vẫn được biết là quá trình chính dẫn đến sự phát thải PCDD/Fs vào môi trường. Môi trường đất xung quanh các nhà máy, xí nghiệp, cơ sở sản xuất có sử dụng nhiệt độ cao như thiêu đốt rác thải đô thị, rác thải y tế, luyện kim, năng lượng, cũng phải đối mặt với nguy cơ ô nhiễm dioxin. Thêm vào đó, với các kết quả phân tích của nghiên cứu trước đây cho thấy ô nhiễm dioxin tại các bãi chứa chất thải đô thị đang là mối nguy cho sức khỏe con người. Các bãi rác này nằm gần khu vực sinh sống của con người; do đó việc tiếp xúc với hóa chất độc hại khác nhau từ bãi rác ảnh hưởng đến sức khỏe con người, động vật và chất lượng môi trường (Bảng 1.2 phần phụ lục).

Nồng độ dioxin trong nước thải từ một số ngành công nghiệp như nhiệt điện, sản xuất giấy và luyện kim và sản xuất xi măng ở Việt Nam nói chung là thấp và không

có mẫu nào có TEQ vượt quá ngưỡng 10 pg TEQ/L (tiêu chuẩn Nhật Bản về dioxin trong nước thải). Hàm lượng dioxin tăng cao gặp trong nước thải thu gom tại một số lò đốt chất thải công nghiệp và cơ sở xử lý chất thải. Nhiều mẫu có hàm lượng dioxin vượt ngưỡng 10 pg TEQ/L, thậm chí có mẫu còn nhiễm bẩn nặng (lên đến 50.000 pg TEQ/L, cao hơn 5.000 lần so với ngưỡng quy định của mức tối đa có thể chấp nhận được). Ô nhiễm dioxin trong nước thải từ quá trình đốt chất thải cần được chú trọng và cần phát triển các quy định và biện pháp kỹ thuật ngay để giảm thiểu phát thải dioxin và các chất gây ô nhiễm độc hại khác. Các biện pháp này cần được áp dụng tại cơ sở xử lý để đảm bảo an toàn môi trường và sức khỏe cộng đồng [51].

Chất thải rắn công nghiệp là đối tượng điển hình liên quan đến ô nhiễm các DRCs trong các ngành khác nhau. Mẫu chất thải rắn thường lấy bao gồm nguyên liệu đầu vào, tro xỉ và tro xỉ đáy lò..., trong đó, mẫu tro xỉ (còn được gọi là bụi trong khí thải) là một môi trường tích tụ mạnh mẽ của các chất gây ô nhiễm khác nhau, bao gồm kim loại nặng và các hợp chất ô nhiễm hữu cơ khó phân hủy. Dư lượng dioxin trong mẫu tro xỉ của một số nhà máy luyện kim ở mức cao hơn đáng kể so với các ngành công nghiệp khác như đốt chất thải và sản xuất xi măng. Các hoạt động công nghiệp có ô nhiễm dioxin trong tro xỉ cao thứ hai là đốt chất thải và thấp nhất là sản xuất xi măng. Mẫu chất thải rắn thu thập từ các cơ sở đốt rác và sản xuất xi măng các nhà máy dưới ngưỡng 300 pg TEQ/g của Hoa Kỳ đối với bùn thải. Chỉ một số mẫu tro bụi được thu thập tại khí thải của nhà máy sản xuất thép sử dụng công nghệ EAF có hàm lượng dioxin vượt quá ngưỡng này. Hàm lượng TEQ trong một số mẫu chất thải từ hoạt động luyện kim có các mức tương tự như mẫu đất lấy từ các điểm nóng AO (Agent Orange)/dioxin ở Việt Nam, khoảng 1.000 pg TEQ/g. Đây là một vấn đề lớn lo ngại về ô nhiễm dioxin đối với chất thải rắn công nghiệp [50]. Hiện trạng ô nhiễm dioxin ở Việt Nam chủ yếu ở những nơi trước đây quân đội Mỹ đã sử dụng làm cơ sở cho chiến dịch “Ranch Hand”. Đó là các khu vực kho chứa, nạp và rửa máy bay sau khi phun rải các chất diệt cỏ trong các sân bay Biên Hòa, Đà Nẵng và Phù Cát. Những nơi này đang là các điểm nóng về dioxin ở Việt Nam [45]. Trong chiến tranh ở Việt Nam quân đội Hoa Kỳ đã sử dụng thuốc diệt cỏ chất da cam (Agent Orange) và các chất khác như là chất làm rụng lá. Các chất này được phun rải bởi

máy bay và trực thăng ở miền Nam, Việt Nam từ năm 1961-1971 và một lượng lớn chứa trong kho chứa tại các sân bay quân sự. Chất độc da cam là sự trộn lẫn một lượng cân bằng của n-butyl esters của 2,4-D và 2,4,5-T, cuối cùng được làm từ 2,4,5-trichlorophenolacid axetic [50]. Một trong những hỗn hợp hóa chất chính được phun rải là chất độc da cam, tỷ lệ của 2,4-D và 2,4,5-T là 50:50. Chất 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD) là một chất gây ô nhiễm ngoài ý muốn từ quá trình sản xuất 2,4,5-T và có mặt trong chất độc màu da cam [63] có độc tính cao nhất.

Một khối lượng lớn thuốc diệt cỏ được sử dụng trong Cuộc chiến tranh do quân đội Mỹ tiến hành tại Việt Nam từ năm 1961-1971 là nguyên nhân chính của sự tồn lưu hàm lượng dioxin lớn trong đất tại một số khu vực. Khối lượng 95.112.688 kg các chất diệt cỏ được phun rải lên 2,63 triệu hecta, chiếm 15,2% diện tích toàn miền Nam Việt Nam. Nếu chỉ tính riêng các chất có hoạt chất 2,4,5-T thì diện tích phun rải theo Stellman và cộng sự là 1,68 triệu ha, chiếm 9,7% diện tích toàn Miền Nam [9]. Các khu vực trực tiếp chịu ảnh hưởng của chất độc hóa học là Bắc Trung Bộ, duyên hải Trung Bộ, Tây Nguyên, Đông Nam Bộ và Tây Nam Bộ; trong đó miền Đông Nam Bộ là vùng chịu ảnh hưởng nặng nề nhất chiếm 56% diện tích tự nhiên bị phun rải chất độc hóa học [9]. Ngoài ra, các khu vực như sân bay quân sự Biên Hòa, Phù Cát, Đà Nẵng, vv. bị ô nhiễm dioxin do quá trình phun rửa máy bay trong giai đoạn mở rộng chiến dịch Ranch Hand từ năm 1962 đến 1971 và sự cố chảy tràn xảy ra ở giai đoạn chiến dịch thu hồi (Pacer Ivy giai đoạn 1971-1972).

Trong suốt thời gian từ 1964-1972, sân bay Đà Nẵng bị ô nhiễm nặng chất độc hóa học/dioxin do lượng hóa chất sử dụng rất lớn, chiếm 1/3 tổng số hóa chất mà Mỹ sử dụng tại Đông Dương. Sân bay Phù Cát phục vụ cho chiến dịch “Ranch Hand” từ 1968 đến 1970 với lượng hóa chất tập trung tại đây bao gồm: chất da cam 17000 thùng, chất trắng 9000 thùng và chất xanh 2900 thùng. Theo các số liệu gần đây do quân đội Mỹ cung cấp, có khoảng hơn 98.000 thùng phi (loại 205 lít) chất da cam, 45.000 thùng chất trắng và 16.000 thùng chất xanh đã được lưu trữ và sử dụng tại Biên Hòa [44]. Hơn 11.000 thùng chất diệt cỏ đã được vận chuyển từ Biên Hòa trong chiến dịch Pacer Ivy vào năm 1970. Sân bay Biên Hòa là một căn cứ chính của chiến dịch Ranch Hand tại miền Nam Việt Nam. Trong suốt thời gian đó, các thùng hóa

chất được giữ lộ thiên, chịu tác động của mưa nắng, bị rò rỉ hóa chất do thùng chứa bị han rỉ. Các thiết bị phun rải sau khi thực hiện nhiệm vụ đã xả hóa chất còn lại và rửa tại cuối đường băng [9]. Các nghiên cứu trước đây cho thấy mức độ ô nhiễm dioxin tại Biên Hoà là rất cao [65].

Một số nghiên cứu bước đầu đánh giá mức độ tồn lưu dioxin ở một số khu vực được tiến hành từ năm 1995 đến 2000 bởi Trung tâm Nhiệt đới Việt – Nga, Ủy ban 10-80, Phòng thí nghiệm VH1 – Đại học Quốc Gia Hà Nội, và sự hợp tác của công ty tư vấn Hatfield, Canada và Viện Hàn Lâm Khoa học Nga đã phân tích 255 mẫu đất ở các tỉnh Đồng Nai, Bình Dương, Tây Ninh, Thừa Thiên – Huế. Đây là một số khu vực chịu tác động của hoạt động phun rải chất độc trong chiến tranh. Các kết quả cho thấy hàm lượng trung bình của dioxin là 17,16 ppt ở độ sâu từ 10-30 cm [51].

Đồng thời, cùng với thời gian này đã tiến hành các dự án nghiên cứu tồn lưu dioxin và ảnh hưởng đến sức khỏe người dân sống tại các điểm nóng ô nhiễm dioxin bao gồm sân bay quân sự Biên Hòa, Đà Nẵng, và Phù Cát. Đã có một số dự án điều tra đánh giá và khắc phục hậu quả bị nhiễm chất độc hóa học chứa dioxin tại các sân bay đã được thực hiện từ 1995 đến 2003 bao gồm các dự án nghiên cứu khu đất bị nhiễm chất diệt cỏ tại sân bay Biên Hòa -Z1 (1995 – 1997); dự án “Điều tra đánh giá và khắc phục hậu quả bị nhiễm chất độc hóa học chứa dioxin tại sân bay Đà Nẵng” – Z2 (1997-1999); dự án “Điều tra đánh giá và khắc phục hậu quả bị nhiễm chất độc hóa học chứa dioxin tại sân bay Phù Cát”-Z3 (1999-2003). Đến thời điểm năm 2006, Văn phòng Ban chỉ đạo 33, trung tâm nhiệt đới Việt – Nga cùng với công ty Haifield, Canada đã tiến hành nghiên cứu khảo sát về hiện trạng ô nhiễm dioxin trong các mẫu môi trường và phơi nhiễm dioxin của cộng đồng dân cư tại các sân bay và các vùng lân cận, từ đó đưa ra danh sách các khu vực cần được xử lý. Kết quả nghiên cứu hiện trạng ô nhiễm môi trường tại ba sân bay thể hiện tại Bảng 1.2.

Sân bay Biên Hoà là một căn cứ chính của chiến dịch Ranch Hand tại miền Nam Việt Nam. Các nghiên cứu trước đây cho thấy mức độ ô nhiễm dioxin tại Biên Hoà là rất cao [58]. Mật độ dân cư cao là nguyên nhân làm cho Biên Hoà được coi là một trong những vùng ô nhiễm trọng điểm, và là nơi rủi ro cao đối với sức khỏe con người do ô nhiễm dioxin gây ra và cần được quan tâm hàng đầu [1].

Bảng 1.2. Lượng dioxin trong chiến tranh và hiện trạng dioxin trong đất, trầm tích tại các điểm nóng

Điểm nóng Thời gian	Sân bay Biên Hòa	Sân bay Đà Nẵng	Sân bay Phù Cát
Trong chiến tranh 1961 -1975	98000 thùng chất da cam 45000 thùng chất trắng 16000 thùng chất xanh	52700 thùng chất da cam 29000 thùng chất trắng 5000 thùng chất xanh	17000 thùng chất da cam 9000 thùng chất trắng 2900 thùng chất xanh
Sau chiến tranh 1975-2018 (Điều tra, khảo sát, xử lý ô nhiễm môi trường)	Hàm lượng trung bình: 150000- 200000 ppt Hàm lượng ô nhiễm cao 800000- 900000ppt Tổng đất, bùn phải xử lý: 500.000m ³	Hàm lượng trung bình: 60000- 100000ppt Hàm lượng ô nhiễm cao: 160000-260000ppt Tổng đất, bùn đã xử lý: 200.000m ³ (2012-2017). Tồn động ô nhiễm sau xử lý khoảng 60.000 tấn đất và vật liệu bê tông	Hàm lượng trung bình: 5000- 12000ppt Hàm lượng ô nhiễm cao: 20000- 30000ppt Tổng đất, bùn đã xử lý: 7.500m ³ (2012) (Công nghệ chôn lấp) Khu chôn lấp trong quy hoạch cần phải xử lý

Nguồn: Ô nhiễm chất da cam/dioxin tại các điểm nóng và giải pháp giảm thiểu tác hại trong vùng lan tỏa, 2022 (dientudacam.vn).

Theo báo cáo đánh giá môi trường ô nhiễm dioxin tại sân bay Biên Hòa của USAID năm 2016 đã chỉ ra rằng khu vực Pacer Ivy có hàm lượng dioxin vượt ngưỡng dioxin của BQP, nhất là khu vực dọc theo rìa căn cứ với hàm lượng trong đất cao nhất được ghi nhận khoảng 11.400 ng TEQ/kg đất khô [1]. Hiện trạng dioxin trong môi

trường đất, trầm tích, nước và cá tại sân bay Biên Hòa đã được nghiên cứu tổng hợp tại Bảng 1.3.

Bảng 1.3. Tóm tắt kết quả khoảng hàm lượng dioxin (pg TEQ/g) và hàm lượng 2,3,7,8-TCDD (pg TEQ/g) từ các nghiên cứu trước đây tại sân bay Biên Hoà

Tên dự án	Vị trí	Loại mẫu	Số lượng mẫu (n)	Khoảng hàm lượng dioxin (pg TEQ/g)	Khoảng hàm lượng 2,3,7,8 – TCDD (pg TEQ/g)
Dự án Z1 & Chương trình 33; 2000, 2001 [65]	Khu vực Z1	Đất	44	n.d. – 410.000	
		Trầm tích	3	1.380 – 5.470	
	Hồ công 2	Trầm tích	6	236 – 508	
	Khu ruộng gần hồ công 2	Đất	14	nd – 412	
		Trầm tích	2	44 – 59	
	Hồ Biên Hùng	Đất	8	5 – 256	
		Trầm tích	9	59 – 210	
	Khu ruộng phường Quang Vinh	Đất	7	26 – 108	
		Trầm tích	7	17 – 112	
	Ủy Ban 10-80/Hatfield, 2006 [66]	Phía Đông sân bay	Đất	2	267-424
Trầm tích			3	48,3-101	
Hồ phía Nam và hồ Biên Hùng		Đất	4	39,4 – 294	
		Trầm tích	6	36 – 833	
Phía Tây sân bay		Đất	3	2,76-22,6	
		Trầm tích	1	1,19	
Suối Lớn và Sông Đồng Nai		Trầm tích	4	3,26-14,8	

Tên dự án	Vị trí	Loại mẫu	Số lượng mẫu (n)	Khoảng hàm lượng dioxin (pg TEQ/g)	Khoảng hàm lượng 2,3,7,8 – TCDD (pg TEQ/g)
Văn Phòng 33/UNDP, 2009 [45]	Khu Z1	Đất	8	109 – 262.000	
	Góc Tây Nam	Đất	16	4,12 – 65.500	
	Khu vực Pacer Ivy (Góc Tây Nam của đường bay)	Đất	11	80,3 – 22.800	
	Vành đai khu Z1	Trầm tích	4	1.090 – 5.970	
	Ao hồ xung quang khu Z1	Đất	30	6,15 – 13.300	
	Vành đai khu Z1	Trầm tích	1	413	
	Ao hồ xung quanh khu Z1	Trầm tích	5	20,9 – 2.240	
Văn Phòng 33/UNDP, 2010 [9]	Khu Z1	Đất	12	1,46-3.210	
		Trầm tích	3	39,8-219	
	Pacer Ivy	Đất	21	0,836-61.800	
		Trầm tích	7	32,1-2.020	
	Phía Tây Nam sân bay	Đất	8	9,22-5.150	
	Phía Đông Bắc sân bay	Đất	8	12,1-1.040	
		Trầm tích	3	6-633	
	Vành đai phía Bắc	Đất	4	8,47-459	
Trầm tích		5	5,66-372		

Tên dự án	Vị trí	Loại mẫu	Số lượng mẫu (n)	Khoảng hàm lượng dioxin (pg TEQ/g)	Khoảng hàm lượng 2,3,7,8 – TCDD (pg TEQ/g)
	Vành đai phía Nam	Trầm tích	2	26,9-95,6	
	Các hồ trong và xung quanh sân bay	Nguyên con cá*	2	62,2-96,5	
		Mô cơ cá*	9	0,0782 – 33,2	
		Mô mỡ cá*	9	4,54 – 4,040	
UBND tỉnh Đồng Nai, 2011 [10]	Xung quanh sân bay Biên Hòa	Đất	73	0,01-3.232,96	
		Trầm tích	24	4,01–1.729,78	
	Nước mặt**	25	0,0-44,1		
	Nước ngầm**	18	0,0-29,6		
	Thủy sinh	22	0,00-143,39		
Văn phòng 33/UNDP, 2011 [31]	Khu vực Pacer Ivy	Đất mặt	37	7,59 – 21.196	
		Trầm tích (bề mặt)	9	19,9 – 6,681	
		Đất (lõi khoan)	42	0,118-962.559	
		Trầm tích (lõi khoan)	7	1,22-2.180	
	Khu vực Pacer Ivy và các khu vực khác	Đất và trầm tích	121	3 – 884.730	

Tên dự án	Vị trí	Loại mẫu	Số lượng mẫu (n)	Khoảng hàm lượng dioxin (pg TEQ/g)	Khoảng hàm lượng 2,3,7,8 – TCDD (pg TEQ/g)
Dự án Z9, BQP, 2012 [9]					
Tổng Cục Môi Trường và Sở Tài nguyên Môi trường tỉnh Đồng Nai, 2012 [11]	Pacer Ivy	Đất	116		0,118 - 962.559
	Bên ngoài sân bay	Đất	1		68,8
Trung tâm nhiệt đới Việt Nga, 2013 [9]	Pacer Ivy	Đất	1		64.342 - 64.342
	Tây Bắc	Trầm tích	10		19.254 - 1.053,99
	Rừng cây phía bắc	Trầm tích	15		0 -181,74
	Khu đông bắc	Đất	20		13.186 - 8.043,2
	Bên ngoài sân bay	Đất	91		0 - 1.208,35
Trầm tích		29		0,562 - 1.105,2	
Ngô Thị Thúy Hường, 2016 [2]	Pacer Ivy	Đất	27		974-5.559,04

Đã tiến hành đánh giá toàn diện và khoanh vùng ô nhiễm dioxin tại sân bay Biên Hòa, nhằm phục vụ kế hoạch xử lý ô nhiễm trong tương lai. Các khu vực tồn lưu và lan tỏa ô nhiễm theo hướng địa hình và thủy văn được đánh giá tổng thể. Thử nghiệm đất và trầm tích đã xác định được khu vực vượt ngưỡng. Khối lượng cần xử lý

được tính toán là rất lớn vào khoảng 372.000 m³ (tương đương khoảng 710.000 tấn đất, trầm tích) [3].

Tại sân bay Biên Hòa, hiện trạng ô nhiễm dioxin rất phức tạp, phần lớn nước mặt rửa trôi khu vực ô nhiễm đều đổ vào sông Đồng Nai và tích tụ tại các hồ, ao trong khu vực. Các nghiên cứu khảo sát đánh giá mức độ ô nhiễm và nhiều công trình, công nghệ thử nghiệm đã được triển khai sau những năm 2010. Kết quả bước đầu có tác dụng hạn chế tác hại, ngăn chặn sự lan truyền tạm thời các khu vực ô nhiễm. Đến nay, trong khu vực sân bay còn hai khu chôn lấp cô lập thu gom được khoảng 150.000 m³ đất ô nhiễm phải xử lý và một khu cách ly khoảng 10.000 m² đất ô nhiễm nặng bằng tường rào. Các khu ô nhiễm khác đang còn phân tán rộng với độ sâu khác nhau, mới được đánh dấu cảnh báo, chưa được thu gom. Kết quả phân tích so với ngưỡng cần xử lý sơ bộ cho thấy lượng đất và trầm tích ô nhiễm nặng cần xử lý lên khoảng trên 500.000 m³. Người dân địa phương lân cận khu vực sân bay Biên Hòa đang đối mặt nhiều rủi ro về sức khỏe liên quan đến phơi nhiễm dioxin [67].

Các kết quả nghiên cứu trước đây đã đưa ra nguồn gốc ô nhiễm dioxin trên thế giới và Việt Nam, trong đó Việt Nam với lượng tồn lưu dioxin lớn trong môi trường do chiến tranh. Đặc biệt, nhiều nghiên cứu đã chứng minh mối liên hệ giữa ô nhiễm dioxin ảnh hưởng nhiều vấn đề sức khỏe nghiêm trọng đến con người. Bên cạnh đó, một số công nghệ xử lý ô nhiễm dioxin tại một số khu vực ô nhiễm dioxin đã được thực hiện với chi phí cao và thời gian xử lý kéo dài. Vì vậy, việc đánh giá hiệu quả công nghệ xử lý dioxin bằng thực vật là cần thiết và đảm bảo phát triển bền vững.

1.4. TÌNH HÌNH NGHIÊN CỨU KIM LOẠI NẶNG TRONG MÔI TRƯỜNG ĐẤT

1.4.1. Kim loại nặng trong môi trường đất

Các kim loại trong môi trường đất có các nguồn gốc khác nhau bao gồm các nguồn gốc từ đá gốc, hoạt động nhân sinh và thổ nhưỡng [68]. Sự tích lũy kim loại nặng trong đất tăng nhanh do sự thay đổi các quá trình tự nhiên và hoạt động con người [69]. Hàm lượng kim loại bao gồm tất cả các dạng của các nguyên tố trong đất, như các ion bao quanh cấu trúc khoáng vật thứ sinh và nguyên sinh; những chất này

hấp thụ lên bề mặt khoáng vật thứ cấp như là sét, oxit và carbonat, chúng liên kết vật chất hữu cơ ở trạng thái rắn; và ion tự do và hoà tan, phức chất vô cơ trong dung dịch đất, vv [70].

Đất là nơi hấp thụ chính kim loại nặng vào môi trường bởi các hoạt động nhân tạo nói trên và không giống như các chất ô nhiễm hữu cơ bị oxy hóa thành oxit cacbon (IV) do hoạt động của vi sinh vật, hầu hết các kim loại không trải qua quá trình phân hủy vi sinh vật hoặc hóa học [71] và tổng nồng độ của chúng trong đất tồn tại trong một thời gian dài sau khi xâm nhập [72]. Tuy nhiên, những thay đổi về dạng hóa học (đặc tính) và tính khả dụng sinh học của chúng là có thể xảy ra. Sự hiện diện của kim loại độc hại trong đất có thể ức chế nghiêm trọng quá trình phân hủy sinh học của các chất ô nhiễm hữu cơ [73].

Kim loại nặng không phân hủy sinh học, chúng tồn tại trong môi trường, có khả năng xâm nhập vào chuỗi thức ăn thông qua cây trồng và cuối cùng có thể tích tụ trong cơ thể con người thông qua phản ứng sinh học [74]. Hoạt động của kim loại nặng trong đất và sự hấp thụ của chúng do thực vật ảnh hưởng bởi các đặc điểm của môi trường đất, đặc điểm đó đóng vai trò quan trọng đối với sinh khả dụng của kim loại nặng. Sự có mặt của kim loại nặng trong thức ăn là mối đe dọa tiềm tàng đến sức khỏe con người. Sự phơi nhiễm của kim loại nặng do tiêu thụ rau và các thực phẩm bị nhiễm kim loại nặng là vấn đề nghiêm trọng, ảnh hưởng đến sức khỏe người tiêu dùng [75-76]. Ô nhiễm kim loại nặng trong đất có thể gây rủi ro và nguy hiểm cho con người và hệ sinh thái thông qua: ăn hoặc tiếp xúc trực tiếp với đất bị ô nhiễm, thông qua chuỗi thức ăn, uống nước ngầm bị ô nhiễm, sự giảm bớt về chất lượng thực phẩm thông qua độc tính, giảm khả năng sử dụng đất để sản xuất nông nghiệp, gây ra vấn đề về thực phẩm [77-78]. Do đặc tính độc của chúng, sự ô nhiễm kim loại nặng đã gây ra một mối đe dọa nghiêm trọng đối với sức khỏe con người và hệ sinh thái [69].

Các nghiên cứu kim loại nặng trong đất đã tập trung vào việc khảo sát sự tồn lưu của kim loại này và đánh giá tác động của chúng đến sức khỏe con người và hệ sinh thái. Những nghiên cứu này phân tích mức độ ô nhiễm và cơ chế lan truyền của kim loại nặng trong môi trường đất, và ảnh hưởng tiêu cực của chúng đến các sinh

vật sống, bao gồm cả con người. Bằng cách này, nghiên cứu trước đây đã làm sáng tỏ mức độ nguy hiểm của kim loại nặng và cung cấp cơ sở khoa học cho việc đề xuất các biện pháp giảm thiểu và xử lý ô nhiễm hiệu quả.

1.4.2. Ô nhiễm kim loại nặng trong môi trường đất ở Việt Nam

Ô nhiễm kim loại nặng từ hoạt động sản xuất trong các khu công nghiệp, hoạt động từ các làng nghề truyền thống và các mỏ khai thác đang được quan tâm tại Việt Nam. Song song với các hoạt động đó, vẫn tồn tại các làng nghề xen kẽ khu dân cư. Các hoạt động của các làng nghề truyền thống này ở Việt Nam gây ô nhiễm nặng nề cho hệ sinh thái xung quanh và gây ra nguy cơ nghiêm trọng cho sức khỏe người dân địa phương [79]. Nghiên cứu về ô nhiễm đất nông nghiệp từ các kim loại vết độc như Asen, chì, cadimi, crom, đồng và kẽm đã được thực hiện ở khu công nghiệp của Việt Nam. Các tác giả đã đưa ra kết quả nghiên cứu về phân bố hàm lượng kim loại vết đối với huyện công nghiệp theo thứ tự Cr> Zn> Pb> Cu> As> Cd [80].

Mặt khác, ô nhiễm kim loại nặng cũng đã được đánh giá từ khu vực mỏ khai thác kim loại. Các hoạt động khai thác mỏ ở Việt Nam đã dẫn đến ô nhiễm kim loại nặng, ảnh hưởng bất lợi đến chất lượng đất và có nguy cơ xấu đối với sức khỏe con người [81]. Ở Việt Nam, nhiều loại khoáng sản đã được phát hiện có chứa các nguyên tố khác nhau (ví dụ như antimon, cromit, đồng, thiếc, vonfram) và rất nhiều mỏ kim loại đã được thành lập trên cả nước, trong đó một số hiện đang được khai thác, trong khi một số khác đã bị bỏ hoang. Nhiều mỏ trong số này nằm ở các khu vực miền núi hoặc ở thượng nguồn các con suối chảy xuống vùng đất thấp, nơi có nhiều loại cây trồng khác nhau, trong đó có cây trồng chính là lúa. Mặc dù các đê bao thường được xây dựng xung quanh khu vực mỏ để ngăn chặn việc thải đuôi quặng, nước thải và chất thải rắn ra môi trường xung quanh, nhưng việc lũ lụt thường xuyên xảy ra vào mùa mưa đã khiến một số tuyến đê này bị sụp đổ và không hoạt động bình thường, dẫn đến kim loại nặng ô nhiễm ở các suối và sau đó là các khu vực đất canh tác. Có thể lấy một vài ví dụ, đất bị ô nhiễm bởi chì và cadimi với hàm lượng cao đã được phát hiện tại khu vực phụ cận của nhà máy khai thác và chế biến chì, kẽm thuộc tỉnh Thái Nguyên. Chỉ số ô nhiễm của chì và cadimi ảnh hưởng đến các ruộng lúa của người dân [82]. Sự ô nhiễm nghiêm trọng đối với đất trồng lúa ở vùng đất thấp với

Cr, Co và Ni do hoạt động khai thác mỏ, cho thấy những nguy cơ nghiêm trọng đối với sức khỏe thông qua các sản phẩm nông nghiệp, bao gồm cả gia súc ở mỏ chromit Cổ Định [83]. Điều tra hiện trạng kim loại nặng tại một số mỏ chì, kẽm Bắc Kạn đưa ra hàm lượng trung bình của As và Pb cao hơn tiêu chuẩn của Việt Nam đối với đất ở lần lượt khoảng 8 và 3 lần. Các chỉ số ô nhiễm cũng chỉ ra rằng Pb và As lần lượt là các yếu tố ô nhiễm cao nhất trong đất gần mỏ Pb-Zn và mỏ Au. Kết quả thống kê cho thấy nguồn ô nhiễm của các nguyên tố này trong đất gần mỏ Pb-Zn là sự kết hợp của các nguồn do con người và địa chất gây ra [81].

Các nghiên cứu kim loại nặng trong đất nhiễm dioxin tại sân bay Biên Hòa vẫn còn rất ít và chỉ tập trung vào nguyên tố Asen. Trong các nghiên cứu trước đây về kim loại nặng trong đất nhiễm dioxin tại sân bay quân sự Biên Hòa đã cho thấy hàm lượng Asen tại khu vực ô nhiễm dioxin cao hơn đáng kể so với tiêu chuẩn quốc gia [2] [30]. Hàm lượng đồng và chì cao cũng được ghi nhận trong một vài mẫu [31].

Việt Nam được nhận định rằng sự ô nhiễm môi trường và rủi ro quản lý liên quan đến kim loại nặng, asen, dioxin... nguyên nhân gây ra không chỉ do sự phát triển của kinh tế, công nghiệp, làng nghề mà còn do cả chiến tranh. Sân bay quân sự Biên Hòa là một trong những điểm nóng tồn lưu hàm lượng cao dioxin đến thời điểm hiện tại ở Việt Nam bởi chiến tranh. Thiết kế khu vực thí nghiệm ngoài trời với việc sử dụng cỏ Vetiver để xử lý ô nhiễm dioxin tại khu vực sân Biên Hòa là cơ hội để chúng tôi có thể đánh giá hiện trạng ô nhiễm đất chi tiết trên quy mô nhỏ, đánh giá các đặc điểm của môi trường đất bị ô nhiễm và đánh giá tác động của cỏ Vetiver đến sự thay đổi các đặc điểm môi trường đất đó cũng như hiệu quả xử lý dioxin bằng công nghệ thực vật. Để hoàn thành được mục tiêu đó thì công tác lấy mẫu và phân tích mẫu bao gồm mẫu đất, thân, chồi và rễ được tiến hành định kỳ và kéo dài trong hơn 3 năm.

1.5. XỬ LÝ Ô NHIỄM DIOXIN VÀ KIM LOẠI NẶNG BẰNG THỰC VẬT

1.5.1. Các nguyên lý xử lý ô nhiễm bằng thực vật

Xử lý ô nhiễm bằng thực vật (phytoremediation) là một quá trình xử lý sinh học sử dụng các giống cây trồng để loại bỏ, chuyển dạng, duy trì, chiết xuất hoặc làm suy giảm các chất gây ô nhiễm trong môi trường đất và nước. Thực vật áp dụng các

cơ chế khác nhau để phát triển trong đất bị ô nhiễm kim loại mà không ảnh hưởng xấu đến sự phát triển của chúng. Một số cây loại trừ các kim loại khỏi các vị trí hoạt động trao đổi chất bằng cách hấp thụ vào rễ để chuyển các kim loại đó lên chồi [84-85].

Các nỗ lực xử lý bằng thực vật đã tập trung vào việc sử dụng thực vật để đẩy nhanh quá trình chuyển hóa và phân giải các chất ô nhiễm hữu cơ, thường kết hợp với các vi sinh vật ở trong quyển rễ, hoặc loại bỏ các kim loại nặng nguy hiểm khỏi đất hoặc nước. Xử lý bằng phương pháp thực vật đối với các vị trí bị ô nhiễm có những ưu điểm như chi phí thấp và ít ảnh hưởng đến cảnh quan so với các chiến lược xử lý đồng bộ liên quan đến đào xúc/loại bỏ hoặc ổn định/chuyển đổi hóa chất tại chỗ [84].

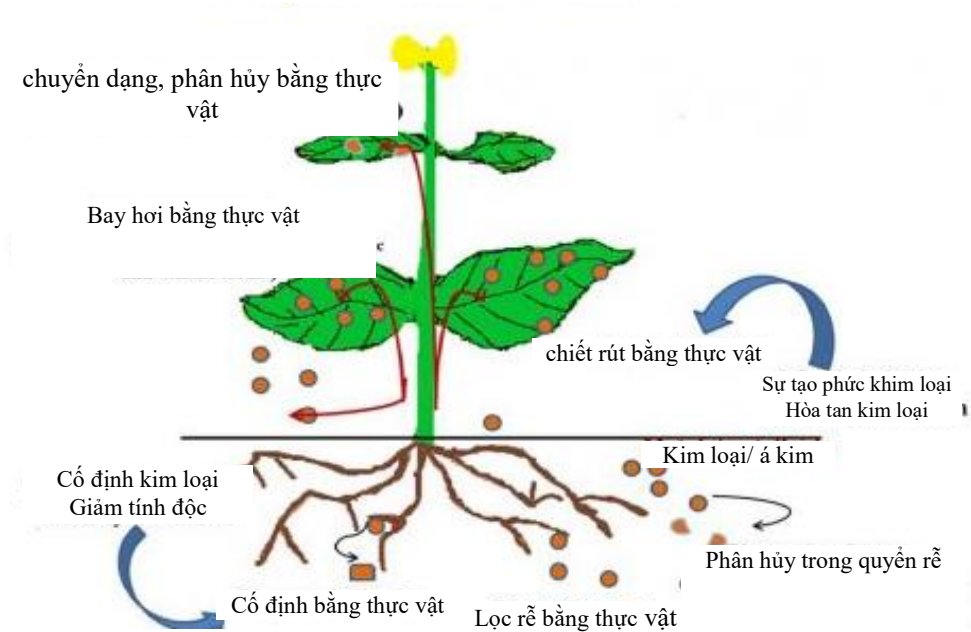
Cơ chế xử lý thực vật (Hình 1.9) bao gồm bao gồm: phytoextraction, phytodegradation, phytostabilization và phytovolatilization [86]:

Phytodegradation (phytotransformation) (chuyển dạng, phân hủy bằng thực vật): Là quá trình các chất ô nhiễm trong đất được biến đổi, phân hủy nhờ các quá trình chuyển hóa chất bên trong thực vật hoặc trong quyển rễ (bên ngoài thực vật). Công nghệ này thường đề cập đến việc sử dụng thực vật để phá vỡ các hợp chất ô nhiễm hữu cơ khó phân hủy. Sự phân hủy sinh học thường đạt được bằng cách sử dụng các hydrolyase gắn các nhóm chức hydroxyl vào các phân tử gây ô nhiễm hoặc các chất oxy hóa làm thay đổi nhóm chức gây ô nhiễm (thường là nhóm chức chứa clo). Các chất gây ô nhiễm thường được biến đổi với giai đoạn thứ hai của quá trình trao đổi chất bằng cách sử dụng các enzym giải độc. Phytotransformation là công nghệ tương đối rẻ và đã được chứng minh là có hiệu quả trong xử lý ô nhiễm atrazine, PCP, thuốc trừ sâu, các chất ô nhiễm từ hóa dầu và TNT [87].

Phytoextraction (chiết rút bằng thực vật): Sử dụng các cây siêu tích lũy để hấp thụ tự nhiên, chuyển vị, tích tụ các chất ô nhiễm từ môi trường vào các tế bào rễ, thân và lá cây. Các chất ô nhiễm sau khi được tích lũy có thể được phân hủy, chuyển hóa bằng cách sử dụng các protein vận chuyển, chất vận chuyển và các enzym. Đây là một trong những phương pháp xử lý bằng thực vật được nghiên cứu sớm nhất và chủ yếu có hiệu quả đối với việc xử lý kim loại và đồng vị phóng xạ. Một số loài thực vật

thích hợp để sử dụng trong công nghệ chiết đất vẫn tiếp tục phát triển và tăng lên, bao gồm táo, dương xỉ và rêu [85] [88].

XỬ LÝ BẰNG THỰC VẬT



Hình 1.9. Các Cơ chế xử lý ô nhiễm bằng thực vật [86].

Phytostabilization (cố định bằng thực vật): Dựa vào thực vật có khả năng ổn định hoặc cố định kim loại và các chất ô nhiễm hữu cơ trong đất. Phương pháp thường được sử dụng để giảm sự rửa trôi các chất gây ô nhiễm từ đất và giảm xói mòn đất theo dòng chảy. Điều này đạt được nhờ các chất tiết ra từ rễ liên kết với các hạt đất, kim loại và các phân tử hữu cơ nhất định. Dịch tiết ra từ rễ thường là một hỗn hợp phức tạp của các axit amin, cacbohydrat, enzym, lipid, axit hữu cơ và các hợp chất phenol. Đôi khi, sự kết hợp của các loại thực vật được sử dụng để tạo ra một thành phần dịch tiết nhất định và có hiệu quả cao hơn trong cố định các chất ô nhiễm [89].

Phytovolatilization (Phương pháp bay hơi bằng thực vật): Việc sử dụng thực vật để hấp thụ và cố định các chất độc hại hoặc chất ô nhiễm vào trong rễ hoặc trong quyển rễ và chuyển đổi nó sang trạng thái khí, và giải phóng vào khí quyển. Quá trình này được thúc đẩy bởi sự thoát hơi nước của thực vật.

Phytostimulation (Rhizodegradation) (Phân hủy trong quyển rễ): Quá trình phân hủy các chất ô nhiễm hữu cơ diễn ra trong quyển rễ bằng cách tạo ra các điều kiện thuận lợi cho sự sinh trưởng và phát triển của vi sinh vật trong quyển rễ. Quá

trình này được hỗ trợ và tăng cường bởi dịch tiết chứa nhiều hợp chất hữu cơ. Sự phân giải các chất ô nhiễm trong quyển rễ ngụ ý sự kích thích thực vật hoặc tăng cường khả năng xử lý trong quyển rễ bởi khu hệ vi sinh vật. Kích hoạt các quá trình phân hủy trong quyển rễ liên quan với sự tăng sinh trong các thành phần hoạt động của đất, chẳng hạn như quần xã vi sinh vật đất, sinh khối nấm rễ và một loạt các hợp chất hữu cơ tiết ra bởi rễ (chất tiết rễ) và các sinh vật trong quyển rễ (các chất hữu cơ có khối lượng phân tử nhỏ, enzyme, carbohydrate, v.v.) [87].

Ngoài ra, hệ rễ tham gia vào hoạt động ổn định các chất ô nhiễm, làm hạn chế khả năng di chuyển và sinh khả dụng của chúng, dẫn đến giảm tác dụng độc hại của chất ô nhiễm. Một số thực vật có khả năng liên kết với dư lượng của các chất ô nhiễm độc hại, do vậy làm giảm tính độc hại hoặc ngăn chúng không thể giải phóng khỏi chất nền sau khi tích tụ [90]. Điều này thể hiện khả năng cố định các chất ô nhiễm của thực vật trong rễ và quyển rễ.

Mỗi nguyên lý xử lý ô nhiễm có ưu điểm và hạn chế riêng. Do đó, việc lựa chọn phương pháp phù hợp cần phải dựa trên mức độ ô nhiễm và các điều kiện tự nhiên cụ thể của khu vực cần xử lý. Chỉ khi hiểu rõ tình hình ô nhiễm và các yếu tố môi trường liên quan, ta mới có thể lựa chọn phương pháp hiệu quả nhất để đạt được kết quả xử lý mong muốn.

1.5.2. Xử lý ô nhiễm các hợp chất hữu cơ khó phân hủy tồn lưu trong môi trường (POPs) bằng thực vật

Các hợp chất ô nhiễm hữu cơ khó phân hủy (POPs) của đất có các đặc tính độc hại và có khả năng lan truyền qua chuỗi thức ăn, điều đó có thể gây nguy hiểm cho con người [90-92]. Xử lý các chất ô nhiễm bằng thực vật là một công nghệ mới nổi, có thể được sử dụng để xử lý đất khỏi các chất ô nhiễm hữu cơ. Đây là một công nghệ có giá thành thấp và thân thiện môi trường. Sử dụng thực vật để cố định, hấp thụ, giảm độc tính, ổn định hoặc phân hủy các hợp chất được thải ra ngoài môi trường từ nhiều nguồn gốc khác nhau [90-91]. Hầu hết các liên kết của POPs với các hạt đất thường không thuận nghịch và rất ít khi xuất hiện hiện tượng nhả hấp thụ/hấp thụ: Chỉ có một hàm lượng rất nhỏ của POPs có thể bị loại bỏ khỏi đất từ trong dung dịch đất [93].

Các chất ô nhiễm POPs bao gồm PCDD/Fs, PCBs, và kháng sinh, thuốc diệt cỏ và bisphenol A (BPA) thường được thực vật hấp thụ từ đất qua rễ, vận chuyển lên chồi và lá, xâm nhập vào mô hoặc qua không khí (Bảng 1.4.) (qua lá trực tiếp từ không khí hoặc sau khi các chất ô nhiễm này bay hơi từ đất) [94].

Bảng 1.4. Thực vật hấp thụ chất ô nhiễm hữu cơ khó phân huỷ

Ô nhiễm hữu cơ	Bộ phận cây	Chủng loại	Tham khảo
PCBs (PCB3, PCB15, PCB28, PCB52, PCB73)	Rễ	Hybrid poplar	[95]
PCDD/Fs	Tán lá	Bluegrass, Luzula, and Betula	[96]
	Rễ	Cucurbita, rouzi grass	[97]
		(Thylacospermum caespitosum),	[98]
		rau diếp, khoai tây, táo, lê, gạo,	[99]
		(Thylacospermum caespitosum),	[100]
		rau diếp, khoai tây, táo, lê, gạo,	[99]
	Tán lá	hạt đậu và hạt cải dầu gạo và củ cải	[100-101]
Thuốc kháng sinh (tetracyclines, polyether, semisynthetic and macrolides, aminoglycosides, sulfa, and β -lactams antibiotics)	Rễ	Rau bina, xà lách, cà rốt, củ cải,	[102-103]
Khoai tây, hành tím, tỏi và lúa mì,		[104-105]	
Dưa chuột, đậu tây		[106-107]	

Ô nhiễm hữu cơ	Bộ phận cây	Chủng loại	Tham khảo
Thuốc diệt cỏ	Rễ	Gạo, thuốc lá	[108-109]
(Sulfonylurea, imidazolinone, triazines, phenylureas, uracilsand, and sulfonamide families)	Rễ và tán lá	lê, cây cà phê, cây cam	[110-111]
			[112-113]

Ghi chú: PCBs: polychlorinated biphenyls; PCDD/Fs: polychlorinated dibenzo-p-dioxins and polychlorinated dibenzofurans; BPA: bisphenol A.

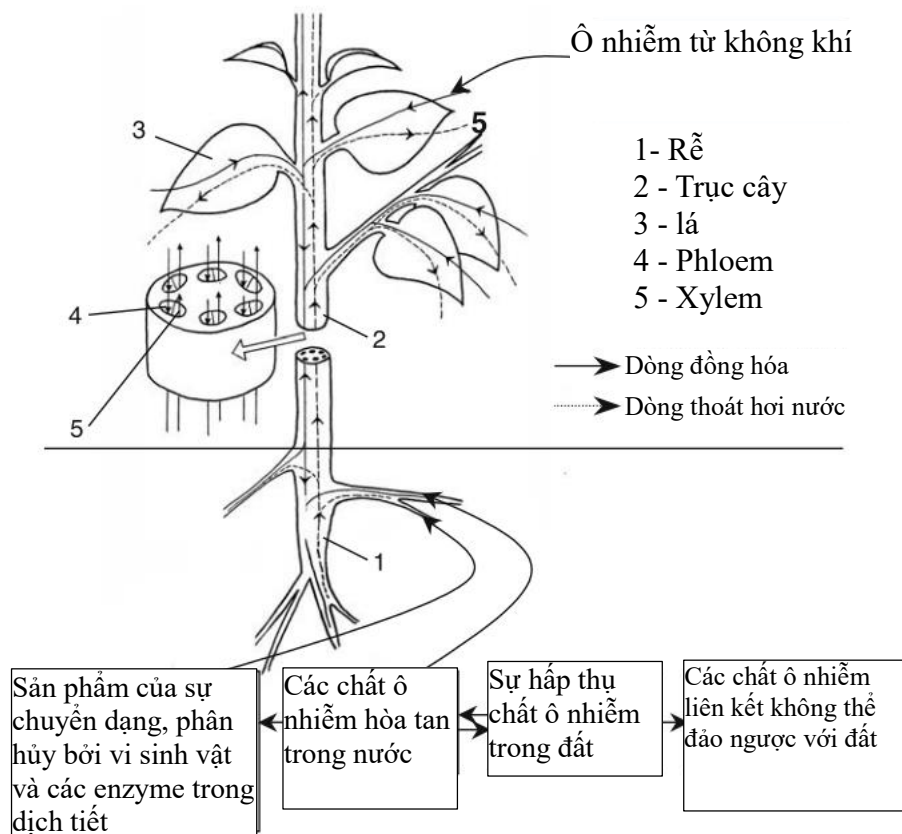
Sự hấp thụ các chất ô nhiễm hữu cơ của rễ cây diễn ra theo hai giai đoạn [114-115] (Hình 1.10):

1. Trong giai đoạn nhanh đầu tiên, chất ô nhiễm khuếch tán từ môi trường xung quanh vào rễ. Rõ ràng, tốc độ của quá trình này tỷ lệ thuận với sự tập trung chất ô nhiễm trong môi trường: Đất hoặc dung dịch dinh dưỡng; bên cạnh đó, cường độ của quá trình hấp thụ phụ thuộc vào chất ô nhiễm và các thành phần vật lý - hóa học của đất (độ hòa tan, tính ưa béo, khối lượng phân tử, nhiệt độ, hàm lượng hóa học của chúng trong đất, độ ẩm của đất) và một số yếu tố khác cũng như về hình thái đất.
2. Trong giai đoạn thứ hai, các chất ô nhiễm được hấp thụ sẽ tích tụ từ từ vào trong mô. Tốc độ của giai đoạn này được xác định bởi các quá trình chuyển vị, biến đổi và lắng đọng (ngăn cách) các chất ô nhiễm.

Các chất ô nhiễm hữu cơ xâm nhập vào lá theo hai cách: Qua lỗ khí khổng hoặc qua lớp biểu bì được bao phủ bởi lớp biểu bì sáp. Cả hai con đường xảy ra đồng thời ở thực vật [116]:

Lớp biểu bì là một lớp sáp giống như màng bao phủ hầu hết các bộ phận trên mặt đất của thực vật bậc cao, bao gồm cả mặt ngoài của biểu bì tế bào lá. Nói chung, lớp biểu bì dày hơn ở mặt trên (mặt trước) của lá, và lỗ khí nằm ở mặt dưới (mặt trụ). Chức năng của lớp biểu bì là giảm cường độ thoát hơi nước và do đó ngăn cây khỏi mất nước. Bên cạnh đó, lớp biểu bì như sáp đóng vai trò như một rào cản hạn chế tốc

độ xâm nhập của các chất ô nhiễm hữu cơ vào tế bào lá. Thành phần chính của màng biểu bì là lớp cutin polyeste lipid, là một hỗn hợp phức tạp của ankan mạch dài, rượu, xeton, este và axit cacboxylic, được tổng hợp bởi các tế bào biểu bì và lắng đọng trên bề mặt, bên ngoài. Các ankan và este chiếm ưu thế ở bề mặt ngoài của lớp biểu bì. Sự xâm nhập của các chất ô nhiễm hữu cơ qua lớp biểu bì phụ thuộc rất nhiều vào cấu trúc của chất ô nhiễm. Sự chuyển dịch của các chất ô nhiễm hữu cơ do rễ và lá hút vào được thực hiện thông qua hai quá trình sinh lý như dòng thoát hơi nước (vận chuyển nước và các chất hòa tan từ rễ đến chồi, đi qua các mạch và chất thải nằm trong xylem), và dòng chảy chất đồng hóa (vận chuyển các chất từ lá qua các ống rây nằm trong bộ phận của cây đến các bộ phận của cây nằm bên dưới (trục chồi, rễ) và bên trên (ngọn chồi, quả, lá) [116].



Hình 1.10. Con đường di chuyển của chất ô nhiễm vào thực vật [116].

Sự hấp thụ và chuyển dịch các chất ô nhiễm hữu cơ của thực vật phụ thuộc các đặc tính vật lý và hóa học của chất ô nhiễm hữu cơ, các đặc tính sinh học của thực vật và môi trường. Các chất ô nhiễm hữu cơ có thể được thực vật hấp thụ thông qua

cả rễ và tán lá. Các yếu tố chính ảnh hưởng đến sự hấp thụ và quá trình chuyển dịch của các chất ô nhiễm hữu cơ trong thực vật bao gồm khối lượng phân tử, tính kỵ nước của chất hữu cơ, hàm lượng lipid có thể chiết xuất, loại chất điện giải nền, cacbon hữu cơ hòa tan, pH và chất hữu cơ trong đất [117]. Ngoài ra, hiệu quả của quá trình xử lý bằng thực vật phụ thuộc vào mức độ tiếp xúc giữa chất gây ô nhiễm và rễ cây, cũng như sự phân bố của rễ trong đất. Đối với các cây siêu hút ẩm và có hệ thống rễ ngắn, khả năng hấp thụ kim loại nặng ở các lớp đất trên cùng sẽ bị hạn chế, do đó, hàm lượng chất gây ô nhiễm trong thực vật cũng sẽ giảm đi [118].

Các nhà khoa học đã tiến hành nghiên cứu và xác định nhiều loại thực vật phù hợp cho việc xử lý ô nhiễm các chất hữu cơ khác nhau, đồng thời đã làm rõ cơ chế hoạt động của chúng trong việc hấp thụ, chuyển hóa và phân hủy các hợp chất hữu cơ. Tuy nhiên, vẫn cần mở rộng nghiên cứu để cải thiện khả năng của các loài thực vật trong việc hấp thụ, chuyển hóa và phân hủy các hợp chất hữu cơ một cách nhanh chóng và hiệu quả hơn. Bên cạnh đó, việc tìm hiểu các yếu tố ảnh hưởng đến hiệu suất của quá trình xử lý ô nhiễm bằng thực vật cũng cần được tiếp tục nghiên cứu để tối ưu hóa các phương pháp này.

1.5.3. Xử lý kim loại nặng bằng thực vật.

Đất ô nhiễm kim loại nặng có thể gây nguy hiểm cho sức khỏe con người và các sinh vật khác trong hệ sinh thái [119]. Các kỹ thuật hiện nay được sử dụng để xử lý đất bị ô nhiễm kim loại bao gồm đào đất, ổn định hóa chất trong đất, rửa đất hoặc xả đất. Tuy nhiên những phương pháp này rất tốn kém và phức tạp. Xử lý ô nhiễm trong đất bằng thực vật là một phương pháp tiếp cận không tốn kém, sử dụng năng lượng mặt trời, thực hiện tại chỗ và thân thiện với môi trường [69]. Nó có thể được sử dụng để loại bỏ hoặc làm giảm nhẹ, ổn định và khử độc các chất ô nhiễm hữu cơ và vô cơ bao gồm kim loại nặng từ không khí, đất và nước [119].

Loại bỏ các kim loại khỏi đất bằng cách trồng cây được gọi là phytoextraction. Các cây chiết rút kim loại từ đất và hấp thụ vào cây, vận chuyển và tập trung chúng trong các bộ phận trên mặt đất của cây. Cây sau đó được thu hoạch và có thể được xử lý an toàn để thải bỏ hoặc tái chế kim loại. Thực vật có thể tích lũy và đối phó với tác động của hàm lượng kim loại bên trong cao bằng cách điều chỉnh hệ thống thích nghi và chống oxy hóa. Hệ thống này được kích hoạt để đối phó với các tác động xấu gây

ra bởi các chất oxy hóa và các gốc tự do [119]. Có một loạt các quá trình liên quan đến sự tích tụ kim loại nặng trong thực vật, bao gồm huy động kim loại nặng, hấp thụ ở rễ, nhờ xylem vận chuyển từ rễ lên chồi, thân và lá [69].

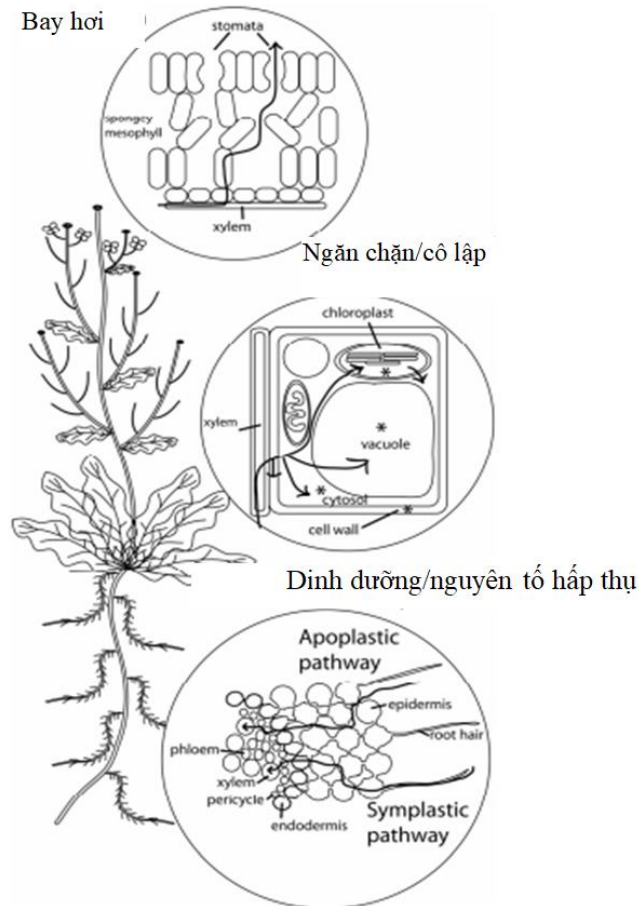
Quá trình tích lũy của kim loại thông qua 7 giai đoạn [120]: Quá trình của kim loại/dinh dưỡng hấp thụ lên thực vật. Các kim loại hòa tan có thể xâm nhập vào tế bào bằng cách đi qua màng sinh chất của tế bào nội bì của rễ cây hoặc chúng có thể xâm nhập vào nguyên sinh chất của tế bào rễ qua khoảng trống giữa các tế bào. Nếu kim loại được chuyển đến các mô phía trên, thì nó phải đi vào xylem (mô dẫn). Để đi vào xylem, các chất hòa tan phải vượt qua đai Casparian, nhưng một lớp phủ như sáp ngăn không cho chất hòa tan đi qua, trừ khi chúng đi qua các tế bào của nội bì thông qua vận chuyển tích cực hoặc qua các kênh trên màng tế bào. Sau khi được nạp vào xylem, dòng chảy của nhựa trong xylem sẽ vận chuyển kim loại đến lá, nơi nó phải được nạp vào các tế bào của lá, một lần nữa qua màng tế bào. Khi ở trong các mô chồi hoặc lá, kim loại có thể được lưu trữ trong các loại tế bào khác nhau, tùy thuộc vào loại và dạng kim loại, vì nó có thể được chuyển đổi thành các dạng ít độc hơn (đối với thực vật) thông qua chuyển hóa hoặc tạo phức với các protein. Kim loại có thể được cô lập trong một số ngăn dưới tế bào (thành tế bào, dịch bào, không bào) hoặc bay hơi qua lỗ khí khổng (Hình 1.11).

Cây có thể hấp thụ kim loại nặng, đặc biệt là kim loại nặng từ đất, nước và không khí [121]. Việc cây hấp thụ kim loại nặng trong đất thông qua rễ có thể được giải thích bằng tính linh động và sinh khả dụng của kim loại nặng trong đất. Tính linh động và sinh khả dụng của kim loại nặng có liên quan đến khả năng hòa tan của dạng địa hóa của kim loại [122].

Như vậy, sự hấp thụ và tích tụ kim loại nặng của thực vật ít nhiều liên quan đến nguồn gốc, phương thức xuất hiện, sinh khả dụng của kim loại và đặc tính hóa lý của đất. Khả năng di chuyển cũng như sinh khả dụng của kim loại nặng trong đất/trầm tích được đánh giá bằng phương pháp phân tích hóa học [123].

Các dạng kim loại được phân loại thành 5 phần: Dạng trao đổi (F1), liên kết với cacbonat (F2), liên kết với Fe–Mn oxit hydroxit (F3), liên kết hữu cơ (F4) và phần cặn dư còn lại (F5) [124]. Nhìn chung, các kim loại ở phần khử (dạng kim loại có thể trao đổi và liên kết với cacbonat) được coi là dễ di chuyển và có khả năng lan truyền

[125]. Các dạng kim loại trao đổi và dạng liên kết với cacbonat được xác định ở bước đầu tiên của quy trình BCR được coi là dễ di chuyển và cây trồng có thể hấp thụ được [126-127]. Tổng hợp các dạng tồn tại kim loại nặng trong đất được tổng hợp tại Bảng 1.5 theo Salomons (1995).



Hình 1.11. Quá trình hấp thụ kim loại của thực vật [123].

Bảng 1.5. Tương quan tính linh động và tính sinh khả dụng của kim loại [128]

Dạng kim loại và tổ hợp	Tính linh động
Các cation trao đổi	Cao. Thay đổi trong thành phần cation chính có thể gây ra sự giải phóng do trao đổi ion.
Các kim loại liên kết với với oxit sắt và magan	Trung bình. Sự thay đổi trong điều kiện oxy – hóa khử có thể dẫn đến sự giải phóng nhưng một số kim loại sẽ kết tủa nếu khoáng chất sulfua có mặt không hòa tan.
Các kim loại liên kết với vật chất hữu cơ	Trung bình. Với thời gian, quá trình phân hủy của vật chất hữu cơ xuất hiện.

Dạng kim loại và tổ hợp	Tính linh động
Các kim loại liên kết với khoáng vật sulfua	Phụ thuộc rất nhiều vào điều kiện môi trường. Trong điều kiện giàu oxy, quá trình oxy hóa các khoáng chất sulfua dẫn đến giải phóng kim loại.
Các kim loại cố định với pha tinh thể	Thấp. Chỉ khả dụng sau khi phong hóa hoặc phân hủy.

Việt Nam có một số chương trình nghiên cứu được thực hiện trong khoảng chục năm gần đây. Các nghiên cứu xác định rõ hai loài cây siêu tích lũy arsen là dương xỉ bản địa và dương xỉ *Pityrogramma calomelanos*, và 4 loại cỏ thích hợp để xử lý chì (Pb) và kẽm (Zn) là cỏ màn trâu, cỏ củ gấu, cỏ gà, và cỏ tháp bút, trong đó *E. indica* (loại cỏ của Ấn Độ) được tìm thấy như là tác nhân tăng sinh Pb rất nhanh. Tất cả các loài này đều là loài bản địa và thích nghi tự nhiên với môi trường sống bị ô nhiễm kim loại nặng [129].

Các dự án nghiên cứu và thử nghiệm đã được thực hiện để đánh giá khả năng của loài thực vật trong việc hấp thụ, chuyển hoá kim loại nặng trong đất. Các dự án được thực hiện tại các khu vực như khu vực khai thác mỏ, khu vực công nghiệp và khu vực có lịch sử sử dụng hoá chất độc hại. Các nghiên cứu này đã đánh giá hiệu suất của các loại cây cỏ trong việc loại bỏ kim loại nặng khỏi đất, cũng như tác động của các yếu tố môi trường như tính chất hoá lý, cơ lý môi trường đất. Tuy nhiên, xử lý ô nhiễm bằng thực vật cần tiếp tục nghiên cứu và phát triển các phương pháp, công nghệ và loại cây cỏ mới để cải thiện hiệu suất xử lý.

1.6. ĐẶC ĐIỂM CỦA CỎ VETIVER VÀ ỨNG DỤNG CỦA NÓ TRONG XỬ LÝ Ô NHIỄM MÔI TRƯỜNG ĐẤT

Cỏ Vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) có nguồn gốc từ vùng nhiệt đới và cận nhiệt đới Ấn Độ, Pakistan, Sri Lanka Bangladesh và Malaysia. Do tính linh hoạt và các đặc tính thú vị của nó, cỏ Vetiver đã được phát triển mở rộng dọc theo khu vực xích đạo và nó được trồng trên toàn cầu. Nhưng nơi trồng và ứng dụng cỏ Vetiver phổ biến là Ấn Độ, Indonesia, Haiti Trung Quốc và Brazil, chủ yếu để khai thác tinh dầu trong rễ cỏ Vetiver [130].

Hơn thế nữa, cỏ Vetiver được biết đến là loại cỏ lâu năm rậm rạp, nhiệt đới, mọc thành cụm, có thân mọc thẳng và cứng, cao tới 3 m. Phiến lá rộng trung bình 12 mm. Nó có một mạng lưới rễ mạnh mẽ, đồ sộ, dày đặc, ăn sâu vào lòng đất, sâu tới 2-5 m theo phương thẳng đứng; không xâm lấn [41].

Cỏ Vetiver được biết đến với khả năng chống sâu bệnh, khả năng chịu ô nhiễm và có khả năng dễ phát triển trong điều kiện đất đai và khí hậu khắc nghiệt [130]. Bên cạnh đó, bộ rễ không lồ và có khả năng xuyên sâu xuống tầng đất, khả năng hấp phụ kim loại, và chịu được điều kiện thời tiết khắc nghiệt làm cho cỏ Vetiver trở thành một lựa chọn tuyệt vời cho xử lý sinh học các chất ô nhiễm trong đất [130-131]. Hơn thế nữa, rễ cỏ Vetiver cũng ngăn chặn xói mòn bề mặt do mạng lưới rễ mịn dày đặc bảo vệ cấu trúc đất gần bề mặt, và hệ thống rễ sâu tăng độ cố kết của đất [132].

Chính đặc tính hình thái của cỏ Vetiver đã được sử dụng trên toàn thế giới để kiểm soát xói mòn đất, ổn định độ dốc và bờ, xử lý nước thải, nước bị ô nhiễm và cải thiện đất nông nghiệp, làm chậm sự chuyển động của nước qua đất. Cỏ Vetiver được trồng trên đường bao như một biện pháp chống xói mòn và duy trì độ ẩm.

Sử dụng cỏ Vetiver để xử lý ô nhiễm kim loại nặng trong đất chỉ ra rằng Vetiver có thể tồn tại trong môi trường đất có hàm lượng cao của một loạt các kim loại nặng và có thể tích tụ các kim loại này vào rễ và chồi [133]. Cỏ Vetiver được ứng dụng trong xử lý ô nhiễm kim loại nặng trong đất do đáp ứng các yêu cầu sau: 1) sinh trưởng nhanh và sản lượng sinh học cao, 2) bộ rễ phân bố rộng và sâu, 3) thích nghi với nhiều điều kiện thời tiết, 4) dễ canh tác, 5) không có tiềm năng trở thành cỏ dại, 6) khả năng tích lũy kim loại nặng cao. Cỏ Vetiver sở hữu một hệ thống rễ lớn và phức tạp. Một khảo nghiệm thực địa được thực hiện ở Thái Lan cho thấy rễ cỏ Vetiver đạt độ sâu lần lượt là 1,5 và 2,5 m sau khi trồng một và hai tháng rưỡi; mật độ rễ cao hơn được tìm thấy ở độ sâu 30–100 cm. Rễ được tìm thấy ở độ sâu 4 m và 5 m lần lượt ở 10 và 25 tháng tuổi [118].

Đã ghi nhận có sự tích tụ của kim loại trong Vetiver và sự chuyển hóa của kim loại nặng từ rễ sang chồi. Hơn nữa, Vetiver cũng có khả năng hấp thụ và thúc đẩy quá trình phân hủy sinh học của các chất hữu cơ, vì vậy nó có thể được sử dụng để xử lý những chất gây ô nhiễm này. Tiềm năng của Vetiver để xử lý kim loại nặng và chất

thải hữu cơ vượt trội so với các loài thực vật khác do sản lượng sinh khối cao, tốc độ tăng trưởng nhanh, tỷ lệ sống và tích lũy cao. Tóm lại, Vetiver là một ứng cử viên tuyệt vời cho việc xử lý kim loại nặng và chất thải hữu cơ [133].

Việt Nam, cỏ Vetiver được ứng dụng trong việc bảo vệ môi trường đất, nước, xói mòn, sạt lở và xử lý ô nhiễm kim loại nặng như mangan, đồng, chì, kẽm, asen, ô nhiễm phóng xạ... và bước đầu được sử dụng trong xử lý ô nhiễm dioxin trong đất.

- ✓ Ô nhiễm đồng: Hiệu quả xử lý đồng của cỏ Vetiver trong 4 môi trường đất khác nhau với các hàm lượng Cu trong đất từ 0 -100 ppm đã được nghiên cứu. Kết quả cho thấy cỏ Vetiver có khả năng sinh trưởng bình thường và hấp thụ Cu trong các môi trường đất ô nhiễm khác nhau. Hàm lượng Cu trong đất càng tăng, cỏ Vetiver hấp thụ Cu vào cỏ càng nhiều [13].
- ✓ Ô nhiễm asen: Sử dụng cỏ Monto Vetiver có thể làm giảm hàm lượng As ở trong các vùng đất ô nhiễm asen, đặc biệt là khi có bổ sung thêm chế phẩm DECOM1 đã được ghi nhận qua nghiên cứu trước đây [2].
- ✓ Ô nhiễm chì: Các kết quả đánh giá hàm lượng Pb trong đất sau 120 ngày trồng cỏ Vetiver, cây dương xỉ và cỏ màn trầu trên đất ô nhiễm Pb mỏ Sin Quyền, đã chứng minh sự hiệu quả của việc xử lý chì bằng cỏ Vetiver [134].

Ứng dụng của cỏ Vetiver trong xử lý ô nhiễm trong môi trường đất tại Việt Nam đã được nghiên cứu và thử nghiệm, và cho thấy tiềm năng lớn để giúp cải thiện chất lượng đất và bảo vệ môi trường.

Năm 2016, ứng dụng cỏ Vetiver xử lý ô nhiễm dioxin đã được nghiên cứu [2]. Công nghệ xử lý bằng thực vật đã được áp dụng thử nghiệm tại sân bay Biên Hòa, cụ thể ở đây áp dụng thử nghiệm cỏ Vetiver nhằm giảm nhẹ chất độc hóa học dioxin trong đất. Kết quả bước đầu khẳng định hiệu quả hấp thụ dioxin, các hợp chất hữu cơ khó phân hủy. Tuy nhiên, ứng dụng cỏ Vetiver trong xử lý ô nhiễm dioxin trong đất đã được thực hiện tại Biên Hòa năm 2016 với thời gian thực hiện lấy mẫu ngắn (1 năm cho ba đợt lấy mẫu). Mặt khác, việc tính toán thời gian xử lý mới chỉ dựa trên phương trình tương quan mà chưa đi đến kết quả cuối cùng. Sử dụng Vetiver để xử lý ô nhiễm dioxin ở Việt Nam vẫn đang ở giai đoạn đầu và đang phát triển. Các dự

án sử dụng thực vật để xử lý ô nhiễm dioxin vẫn còn hạn chế về tính toàn diện. Cần phát triển dự án xử lý dioxin bằng thực vật với thời gian thí nghiệm dài hơn.

Sân bay quân sự Biên Hòa nằm ở phía Tây Bắc thành phố Biên Hòa, là thành phố trực thuộc tỉnh có mật độ dân số đông thứ hai khu vực phía Nam sau TP. Hồ Chí Minh [6]. Đồng thời Biên Hòa là đầu mối giao thông quan trọng của khu vực kinh tế phía Nam. Vì việc việc tồn lưu một lượng lớn chất da cam tại sân bay quân sự Biên Hòa đã được các nghiên cứu trước đây đưa ra ảnh hưởng tiêu cực đến môi trường, hệ sinh thái và sức khỏe con người. Các nghiên cứu về tồn lưu arsen đã phát hiện một số kim loại nặng như Pb, Cu trong đất nhiễm dioxin tại sân bay Biên Hòa đã được thực hiện nhưng cần được nghiên cứu sâu hơn.

Việc thực hiện nghiên cứu và đánh giá đặc điểm đất được thực hiện thông qua nghiên cứu tính chất cơ lý, lý hóa của đất, hàm lượng dioxin và hàm lượng kim loại nặng trong đất trước và sau khi trồng cỏ. Từ đó, phát triển công nghệ sử dụng thực vật để cải thiện đặc điểm môi trường đất (thông qua việc đánh giá sự thay đổi tính chất cơ lý, hóa lý của đất), là cơ sở cho việc giảm hàm lượng dioxin và kim loại nặng trong khu vực thực nghiệm theo thời gian trồng cỏ Vetiver.

Chương 2. CƠ SỞ LÝ LUẬN VÀ PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

2.1. CƠ SỞ LÝ LUẬN

Căn cứ vào mục tiêu nghiên cứu của luận án về xác định đặc điểm môi trường đất bị ô nhiễm dioxin và đánh giá tác động của cỏ Vetiver đến các đặc điểm đó, luận án xác định các đặc điểm cơ lý và hóa lý của môi trường đất cũng như hàm lượng dioxin và kim loại nặng trước và sau khi trồng cỏ Vetiver tại khu vực Pacer Ivy, sân Biên Hòa, Đồng Nai. Những chất độc này tích lũy trong đất do chiến tranh và ảnh hưởng trực tiếp môi trường xung quanh và có nguy cơ tiềm ẩn đến sức khỏe con người. Các chất độc hóa học tích lũy trong trầm tích chủ yếu do quá trình rửa trôi bề mặt từ nơi có địa hình cao xuống. Mặt khác, khu vực nghiên cứu nằm trong thành phố Biên Hòa, một thành phố đông dân, có hệ thống thủy văn phát triển và đặc thù là sân bay Quân sự đang hoạt động. Vì vậy, các phương pháp nghiên cứu về mức độ ô nhiễm dioxin và một số kim loại nặng trong đất đã được thực hiện theo nhiều hướng tiếp cận để có thể giải quyết các mục tiêu đã định ra.

Tổng hợp tài liệu các kết quả nghiên cứu của các đề tài về dioxin và kim loại nặng trong đất tại các điểm nóng ô nhiễm dioxin cũng như khu vực sân bay Biên Hòa, trong khoảng 30 năm trở lại đây từ những nghiên cứu đầu tiên tại các điểm cát giữa chất độc màu da cam đến thời điểm bắt đầu triển khai dự án 2018. Nghiên cứu tổng quan về hiện trạng ô nhiễm dioxin tại các khu vực cát giữ và khu vực bị ảnh hưởng do quá trình rửa máy bay và dôn dịch tại sân bay Biên Hòa. Tổng hợp tài liệu các công nghệ xử lý ô nhiễm trong môi trường đặc biệt là công nghệ sử dụng thực vật trong xử lý ô nhiễm môi trường đất. Công nghệ sử dụng thực vật trong xử lý ô nhiễm các chất vô cơ và ô nhiễm hữu cơ. Nghiên cứu tổng quan các công nghệ xử lý dioxin trên thế giới và công nghệ xử lý dioxin sân bay Đà Nẵng.

Khu vực nghiên cứu tại sân bay quân sự Biên Hòa có diện tích 1000 hecta, trong đó một số diện tích trong sân bay bị ô nhiễm dioxin rất nặng bao gồm khu vực Z1, khu Tây Nam, khu vực cổng 10 và khu vực Pacer Ivy. Nguyên nhân chính của sự ô nhiễm này do quá trình đổ tràn của chất hóa học trong khi dôn dịch để di chuyển từ nơi cát giữ chất độc hóa học đến khu vực vận chuyển lên máy bay đi phun rải, cùng

với việc tích tụ dioxin do quá trình tẩy rửa máy bay sau các hoạt động phun rải chất da cam trong chiến tranh. Phạm vi nghiên cứu được giới hạn khu vực thực nghiệm trồng cỏ với diện tích 600 m² nằm trong khu Pacer Ivy. Đánh giá chất lượng đất ban đầu về tính chất cơ lý, hóa lý đất và mức độ ô nhiễm dioxin và kim loại nặng sẽ làm cơ sở cho việc sử dụng cỏ Veitver để xử lý ô nhiễm dioxin và một số kim loại nặng trong môi trường đất.

Luận án sử dụng các phương pháp phân tích hiện đại trong phòng thí nghiệm để xác định hàm lượng dioxin và một số kim loại nặng trong các mẫu đất và sinh phẩm cỏ. Đây là các thành phần vi lượng nên đòi hỏi phép phân tích có độ phân giải và độ chính xác cao. Công nghệ phân tích hiện đại của các phòng thí nghiệm như Phòng phân tích dioxin, Trung Tâm Quan trắc Môi trường Miền Bắc (NCEM), phòng phân tích địa hóa và môi trường, khoa Khoa học và Kỹ thuật Sinh học của trường Đại học Tự Do (VUB), Vương Quốc Bỉ được lựa chọn cho công tác phân tích mẫu. Các công đoạn khoan mẫu, xử lý mẫu, lưu mẫu, vận chuyển được đảm bảo tuân thủ tuyệt đối theo quy chuẩn UNEP/POPS/COP.5/INF/27 [135].

2.2. PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

2.2.1. Phương pháp tham khảo và tổng hợp tài liệu

Trong nghiên cứu, nghiên cứu sinh đã tham khảo 192 tài liệu khoa học, tập trung chủ yếu vào các nghiên cứu liên quan đến dioxin, kim loại nặng trong môi trường đất và công nghệ xử lý ô nhiễm bằng thực vật. Trong đó, các nghiên cứu liên quan đến dioxin và một số nguyên tố vết trong đất tại các điểm nóng ô nhiễm dioxin ở Việt Nam bao gồm sân bay quân sự Biên Hòa, Đà Nẵng và sân bay Phù Cát. Ngoài ra, các nghiên cứu liên quan đến lịch sử nghiên cứu dioxin và kim loại nặng trên thế giới và Việt Nam. Nghiên cứu sinh cũng tham khảo các tài liệu liên quan đến điều kiện tự nhiên, môi trường khu vực thành phố Biên Hòa, khu vực sân bay quân sự Biên Hòa (QSBH). Tài liệu về nguồn gốc ô nhiễm dioxin trong môi trường tại sân bay, đánh giá hiện trạng ô nhiễm các môi trường đất, môi trường nước, môi trường trầm tích, sức khỏe con người. Đặc biệt, hiện trạng ô nhiễm dioxin trong môi trường đất và khu vực ô nhiễm trong sân bay QSBH. Các báo cáo và bài báo khoa học có thể rút

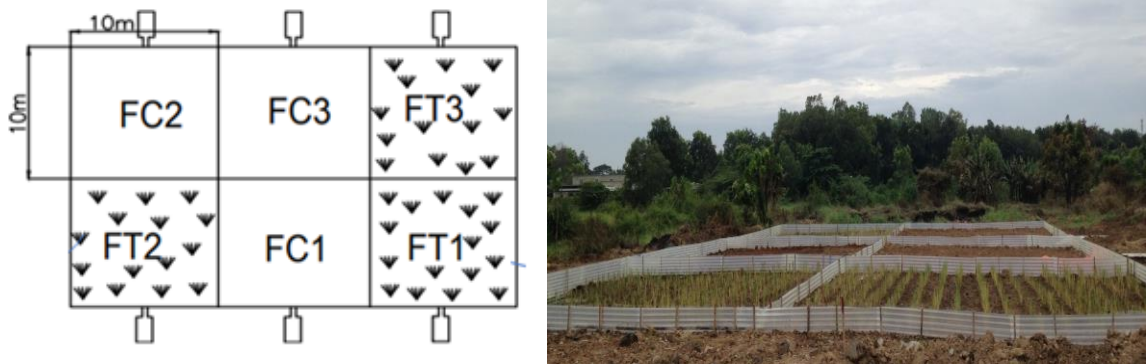
ra được kết luận: Dioxin, kim loại nặng là chất ô nhiễm môi trường, xuất hiện trong môi trường đất do nguồn gốc từ tự nhiên, hoạt động của con người. Dioxin tồn lưu trong khu vực nghiên cứu có nguồn gốc từ chất da cam sử dụng trong chiến tranh giữa Việt Nam và Mỹ.

2.2.2. Phương pháp khảo sát và lấy mẫu

a) Thiết kế khu vực thí nghiệm

Thí nghiệm ngoài trời có tổng diện tích 600 m², được bố trí ở góc Tây Nam đường băng thuộc khu Pacer Ivy, sân bay Biên Hòa (10°58'41.94"N - 10°58'41.25"N; 106°50'22.13"E-106°50'21.66"E). Khu vực thí nghiệm được chia thành 6 ô, mỗi ô có diện tích 100 m² (10m×10m), trong đó có 3 ô (FT1, FT2 và FT3) được trồng cỏ Vetiver, 3 ô còn lại (FC1, FC2 và FC3) không trồng cỏ Vetiver (Hình 2.1). Loài cỏ Vetiver được sử dụng trong nghiên cứu này là *C. zizanioides* var *Monto* Australia.

Cỏ vetiver trước khi trồng cỏ được chọn lọc và cắt với độ dài của thân khoảng 25 cm và độ dài của rễ khoảng 5cm. Cỏ được trồng thành hàng cách nhau khoảng 50 cm. Mỗi khóm có 3-5 nhánh và cách bụi tiếp theo khoảng 25-30 cm.



Hình 2.1. Khu vực thí nghiệm ngoài trời.

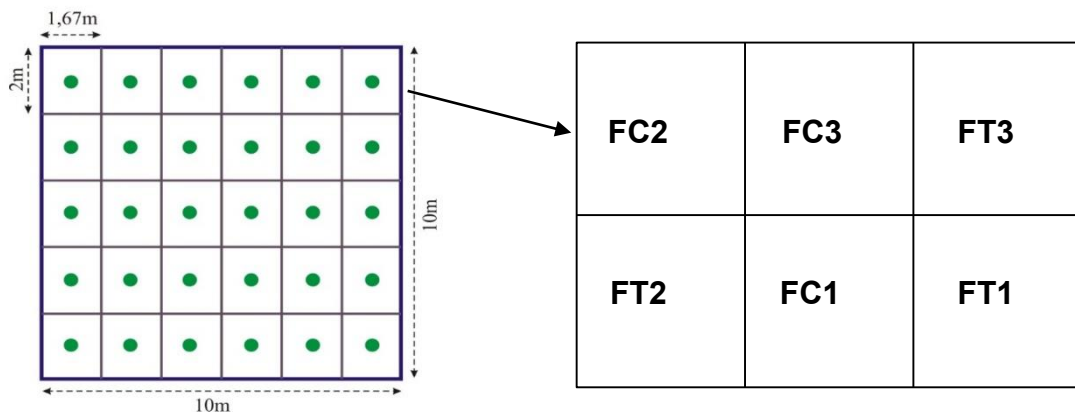
b) Mẫu đất

Lấy mẫu được tiến hành xuyên suốt quá trình triển khai dự án qua các đợt thực địa. Mẫu được lấy định kỳ khoảng 5 - 6 tháng 1 lần (tuy nhiên, thời gian giữa các đợt mẫu có sự thay đổi do ảnh hưởng từ dịch covid 19) trong hơn 3 năm trồng cỏ của dự án. Thời gian lấy mẫu định kỳ dựa theo sự phát triển của cỏ cũng như chọn thời điểm mùa mưa và mùa khô trong năm để lấy mẫu.

Tất cả dụng cụ lấy mẫu được làm sạch, trước và giữa các mẫu lấy, theo các bước đảm bảo QA/QC:

- Làm sạch dụng cụ bằng chất dung môi và xà phòng không có kim loại (như Liquinox) để loại bỏ tất cả những hạt đất lớn;
- Tráng lại dụng cụ bằng nước cất;
- Tráng dụng cụ bằng hexane để loại bỏ dioxin hấp phụ trên bề mặt dụng cụ;
- Tráng dụng cụ bằng acetone làm hexane bay hơi nhanh hơn để dụng cụ nhanh khô;
- Lau khô dụng cụ nhẹ nhàng bằng khăn giấy.

Các mẫu đất được lấy tại các lô thí nghiệm của dự án với 3 lô trồng cỏ và 3 lô không trồng cỏ. Phương pháp lấy mẫu đất MIS được tiến hành ngoài thực địa. Mục tiêu của phương pháp MIS là thu được một mẫu đơn để phân tích, qua đó ước tính được một cách khách quan hàm lượng phân tích đại diện của đơn vị quyết định. Đơn vị quyết định là đơn vị đất nhỏ nhất giúp đưa ra quyết định dựa vào kết quả lấy mẫu MIS. Thông thường, khi áp dụng phương pháp MIS, 30 mẫu thành phần (hay mẫu nhỏ) sẽ được lấy từ đơn vị quyết định và tổng hợp tại chỗ thành một mẫu MIS đại diện cho toàn bộ đơn vị quyết định. Phương pháp lấy mẫu MIS được tiến hành theo Hình 2.2.



Hình 2. 2. Phương thức lấy mẫu ngoài thực địa MIS

*Lấy mẫu đất: Lấy 30 mẫu thành phần (30 lỗ khoan) hợp lại thành một mẫu (Hình 2.2), trình tự tuân theo các bước trong Quy trình chuẩn như sau:

- Làm sạch bề mặt đất của vị trí lấy mẫu (gạt hết sỏi, đá và cỏ).

- Khoan một lỗ ở vị trí lấy mẫu đã được thiết kế và định sẵn: Đánh dấu độ sâu của mỗi lần khoan trên thân khoan. Khoan lần 1 đến 20 cm, lần hai tiếp tục đến 40 cm và lần 3 đến 50 cm cho mỗi lỗ khoan.

* Gia công mẫu đất tại hiện trường: Đồng nhất các mẫu thành phần bằng cách nghiền nhỏ đất và sàng qua sàng có kích cỡ mắt 2 mm. Sau khi đất mịn, mẫu đất được rải đều trên khay đựng, chia thành 30 ô (6*5), lần lượt dùng thìa xúc đất từng ô cho túi bạc zipper, mỗi mẫu khoảng 300 g đất/mẫu.

Theo nghiên cứu trước đây đã đưa ra hàm lượng dioxin trong đất tập chung chủ yếu ở độ sâu 0,5 m ở sân bay Phù Cát [14] và sân bay Biên Hòa [1]. Vì vậy, tại nghiên cứu này, mẫu được lấy đến độ sâu 50 cm với mỗi mẫu đất đại diện cho 1 lô thí nghiệm và tại mỗi lô thí nghiệm này tiến hành lấy 30 vị trí khoan (Hình 2.2). Tại từng vị trí khoan, đất được lấy đến độ sâu 50 cm với thiết bị khoan cầm tay.

Thời gian và số lượng mẫu đất lấy phân tích được trình bày trong Bảng 2.1.

Bảng 2.1. Thời gian và số lượng mẫu đất đã lấy tại khu thực nghiệm ngoài trời

STT	Thời gian	Số lượng mẫu	Chỉ tiêu	Ghi chú
1	10/2018	24	Chỉ tiêu cơ lý, hoá lý và dioxin, kim loại nặng	Mùa mưa
2	4/2019	24	Chỉ tiêu cơ lý, hoá lý và dioxin, kim loại nặng	Mùa khô
3	10/2019	24	Chỉ tiêu cơ lý, hoá lý và dioxin, kim loại nặng	Mùa mưa
4	5/2020	24	Chỉ tiêu cơ lý, hoá lý và dioxin, kim loại nặng	Mùa khô
5	10/2020	24	Chỉ tiêu cơ lý, hoá lý và dioxin, kim loại nặng	Mùa mưa
6	4/2021	24	Chỉ tiêu cơ lý, hoá lý và dioxin, kim loại nặng	Mùa khô
7	3/2022	24	Chỉ tiêu cơ lý, hoá lý và dioxin, kim loại nặng	Mùa khô
Tổng số		168		



Hình 2.3. Công tác lấy mẫu khu vực thực nghiệm trồng cỏ (Ảnh: Ngô Thị Thuý Hường).

Tất cả các mẫu đất được chuyển đến các phòng thí nghiệm để phân tích các chỉ tiêu hoá lý, phân bố thành phần hạt, hàm lượng dioxin và hàm lượng một số kim loại nặng.

c) Mẫu rễ, mẫu thân và mẫu chồi

Tương tự như mẫu đất, mỗi lô thí nghiệm lấy 3 mẫu chồi và 3 mẫu rễ, mỗi mẫu bao gồm 30 mẫu thành phần hợp lại thành 1 mẫu. Thời gian lấy mẫu cỏ trùng với thời điểm lấy mẫu đất.

* Mẫu chồi và thân được lấy đảm bảo QA/QC như sau:

- Cát chồi non và thân của cỏ Vetiver ở từng lô trồng cỏ tại các vị trí đã thiết kế sẵn, giống với vị trí lấy mẫu đất.

- Khối lượng chồi của mỗi mẫu khoảng 0,3 - 0,5 kg, được lấy từ 30 vị trí khác nhau. Tổng số mẫu lấy là 6 mẫu (3 mẫu thân và 3 mẫu chồi).

- Sau khi cắt, chồi được sàng lọc lại để loại bỏ những lá không đạt tiêu chuẩn, được cắt thành từng đoạn dài khoảng 5-7 cm, sau đó rửa sạch bằng nước, tráng bằng nước cất, aceton và n-hexan, sau đó để ráo nước trước khi chia thành từng túi riêng để phân tích các chỉ tiêu khác nhau. Mẫu được bảo quản lạnh và vận chuyển về phòng thí nghiệm để gia công và phân tích.

* Mẫu rễ được lấy theo Quy trình sau:

- Làm sạch bề mặt đất của vị trí lấy mẫu.

- Dùng các dụng cụ chuyên dụng để đào và lấy mẫu rễ ở vị trí lấy mẫu đã được thiết kế và định sẵn.

Khối lượng rễ của mỗi mẫu khoảng 0,2 – 0,3 kg, được lấy từ 30 vị trí khác nhau. Tổng số mẫu rễ đã lấy là 3 mẫu cho một đợt lấy mẫu.

Rễ sau đó được rửa sạch bằng nước máy để loại bỏ hết đất cát. Tiếp đến tráng rửa bằng nước cất, n-hexan và aceton, sau đó để ráo nước rồi đựng vào các túi zip bạc để phân tích các chỉ tiêu khác nhau. Mẫu được bảo quản lạnh và vận chuyển về phòng thí nghiệm để phân tích.

Thời gian và số lượng mẫu rễ, thân và chồi được lấy để phân tích 17 đồng loại độc của dioxin được trình bày tại Bảng 2.2.

Bảng 2. 2. Thời gian và số lượng mẫu rễ, thân và chồi lấy tại khu vực thử nghiệm ngoài trời

STT	Thời gian	Số lượng mẫu	Loại mẫu	Ghi chú
1	10/2018	6	Bao gồm mẫu rễ và chồi	Mẫu trắng
2	4/2019	6	Bao gồm mẫu thân, rễ và chồi	Mùa khô
3	10/2019	9	Bao gồm mẫu thân, rễ và chồi	Mùa mưa
4	5/2020	9	Bao gồm mẫu thân, rễ và chồi	Mùa khô
5	10/2020	6	Bao gồm mẫu rễ và chồi	Mùa mưa
6	4/2021	6	Bao gồm mẫu rễ và chồi	Mùa khô
7	3/2022	6	Bao gồm mẫu rễ và chồi	Mùa khô
Tổng số		42		

Tất cả các mẫu sau khi được lấy và bảo quản đã được mang đi phân tích tại phòng thí nghiệm dioxin của NCEM.

2.2.3. Phương pháp phân tích trong phòng

a) Phương pháp phân tích các chỉ tiêu hóa lý

Mẫu phơi khô dưới điều kiện không khí. Mẫu đất phải được nghiền nhỏ bằng cối và chày sứ, sàng qua mắt sàng 1mm và cất vào 1 lọ nhựa sạch.

Sử dụng mẫu khô với cỡ hạt 1mm như đã nói ở trên để chuẩn bị.

- Cân 10 g hoặc 20 g đất mẫu vào trong 1 cốc đong.
- Cho thêm 10 ml hoặc 20 ml nước cất và khuấy đều bằng khuấy từ.
- Đo pH của hỗn hợp trên bằng điện cực thuỷ tinh trong khoảng 20 – 30' (khuấy nhẹ hỗn hợp trong khi đo pH).
- Đối với bùn đất có nhiều sét, có thể sử dụng tỷ lệ pha loãng đất mẫu: nước cất là 1: 1,5 hoặc 1: 2.

* *Chỉ tiêu OC* (Theo TCVN 8941:2011) [11]: Oxy hoá chất hữu cơ trong đất bằng dung dịch kali bicromat trong môi trường axit sunfuric tại nhiệt độ hoà tan axit sunfuric đậm đặc vào dung dịch $K_2Cr_2O_7$ 1N, sao cho có dư $K_2Cr_2O_7$. Chuẩn độ lượng dư $K_2Cr_2O_7$ bằng dung dịch muối sắt II amoni sunfat (muối mohr) tiêu chuẩn.

Cân 0,5 g đối với đất cân chính xác đến 0,001 g, cho vào bình tam giác dung tích 250 ml đã được rửa sạch và sấy khô. Dùng pipet thêm chính xác 10 ml dung dịch $K_2Cr_2O_7$ 1N, lắc bình trộn đều dung dịch đất. Thêm nhanh 20 ml H_2SO_4 đậm đặc và lắc đều hỗn hợp.

Đặt bình tam giác chứa mẫu lên tấm amiăng cách nhiệt trong 30 phút để oxy hoá chất hữu cơ. Chú ý: không được đặt bình ở nơi lạnh hoặc có gió lùa; Thêm 100 ml nước cất, sau đó thêm 10 ml axit photphoric, lắc đều hỗn hợp rồi để thật nguội (phải để thật nguội vì nếu không thì quá trình chuẩn độ sắt II có thể bị oxy hoá bởi oxy của không khí). Thêm 0,5 ml chỉ thị phenylantranilic axit và chuẩn độ bicromat kali dư bằng dung dịch muối mohr 0,5 M.

Chú ý: khi tới gần điểm kết thúc, màu dung dịch trở nên xanh tím đậm, cần nhỏ từng giọt dung dịch muối mohr cho đến khi màu của dung dịch đột ngột chuyển sang màu xanh lá cây là kết thúc. Đọc thể tích dung dịch muối mohr tiêu tốn, V_m (ml), chính xác đến 0,05 ml. Tiến hành thí nghiệm mẫu trắng (không có đất, chỉ có nước cất và các hoá chất sử dụng như với mẫu thử): các bước tiến hành trình tự như với mẫu thử, đọc thể tích dung dịch muối mohr tiêu tốn, V_o (ml), chính xác đến 0,05 ml. Làm ít nhất 3 mẫu trắng để lấy trị V_o trung bình.

OC của đất được tính theo công thức sau:

$$OC (\%) = [(V_o - V_m) \times 0,4 \times K] / m$$

V_o : số ml dung dịch muối mohr tiêu chuẩn 0,5 M tiêu tốn khi chuẩn độ mẫu

trắng;

V_m : số ml dung dịch muối molar 0,5 M tiêu tốn khi chuẩn độ mẫu đất;

K: hệ số khô kiệt của đất;

m: khối lượng mẫu đất;

Hàm lượng chất hữu cơ OM (%) của mẫu thí nghiệm phần hạt < 2mm của đất được tính chuyển từ OC (%) bằng cách nhân trị số OC với hệ số 1,724:

$$OM (\%) = OC \times 1,724$$

b) Phương pháp phân tích thành phần hạt

Phân tích thành phần hạt theo TCVN: 4198 – 2014 [12], với phương pháp tỷ trọng kế với quy trình phân tích mẫu được thể hiện qua một số quá trình chính như sau:

Phân tích phân bố kích thước hạt được thực hiện theo các phương pháp sửa đổi dựa trên Tiêu chuẩn Việt Nam về đất - Phương pháp thí nghiệm phân tích kích thước hạt tiêu chuẩn TCVN: 4198 – 2014 (Viện Khoa học và Công nghệ Xây dựng Việt Nam, 2014). Tất cả các tính toán được xử lý trong một chương trình Excel được lập trình. Các mẫu đất được sấy khô trong lò ở 105°C đến khối lượng không đổi. Khoảng 100g mỗi mẫu đất được cân và đưa qua sàng 0,5 mm, đá và rỗ lớn hơn 0,5 mm được tách ra. Đất > 0,5 mm được ngâm trong nước trong 1 giờ cho phương pháp sàng ướt. Phần đất trên sàng được sấy khô ở nhiệt độ 105°C trong 8-10h đến khối lượng không đổi, sau đó được đem sàng với cỡ sàng 10 mm, 5 mm, 2 mm, 1 mm.

Phần đất với cấp hạt < 0,5 mm được cân 30 – 40 g chính xác để sàng ướt và phân tích bằng tỷ trọng kế.

Phương pháp sàng khô cũng được thực hiện cùng với quá trình sàng ướt.

Biểu thị kết quả:

Tính toán hàm lượng và hàm lượng tích lũy của các nhóm cỡ hạt được phân tích bằng phương pháp sàng:

- Hàm lượng (%) của nhóm hạt trên các cỡ sàng (tính từ sàng 0,5 mm trở lên), tính theo công thức (3).
- Hàm lượng (%) của nhóm hạt trên sàng 0,25 mm và 0,1 mm, tính theo công thức (1):

$$p = (100 - K) \quad (1)$$

Trong đó:

- m_h là khối lượng khô của nhóm hạt trên sàng 0,25 mm hoặc sàng 0,1 mm, tính bằng gam, g;
- m là khối lượng khô của mẫu đất được lấy để phân tích bằng tỉ trọng kế, tính bằng gam, g;
- K là tổng hàm lượng của các nhóm hạt trên các sàng từ 0,5 mm trở lên, tính bằng phần trăm, %;

Tính toán phân phân tích bằng tỉ trọng kế

- Đường kính tương đương của hạt đất ứng với thời gian chìm lắng d , milimet (mm), tính theo công thức (2):

$$d = \sqrt{\frac{1800\eta}{g(\rho_s - \rho_n)}} X \frac{L}{t} \quad (2)$$

Trong đó:

- d là đường kính tương đương của hạt đất, tính bằng milimet (mm);
- h là hệ số nhớt động Poazơ của nước ở nhiệt độ thí nghiệm;
- g là gia tốc trọng trường, lấy bằng 981 centimet trên giây bình phương (cm/s^2);
- r_s là khối lượng thể tích hạt rắn của đất, tính bằng gam trên centimet khối (g/cm^3);
- r_n là khối lượng riêng của nước lấy bằng 1 g/cm^3 ;
- t là thời gian lắng chìm của hạt đất kể từ khi ngừng khuấy huyền phù đến khi lấy số đọc trên tỉ trọng kế, tính bằng giây (s);
- L là cự ly lắng chìm của các hạt đất kể từ bề mặt huyền phù cho đến trọng tâm của bầu tỉ trọng kế tương ứng với thời gian lắng chìm (t) khi lấy số đọc tỉ trọng kế, tính bằng centimet (cm).

- Tính lượng chứa phân trăm tích lũy (P_{TL}), phần trăm (%) theo khối lượng của cỡ hạt nhỏ hơn đường kính d nào đó ứng với các số đọc của tỉ trọng kế và đường kính d được xác định theo công thức (3):

* Với tỷ trọng kế loại A , trị số P_{TL} được tính theo công thức (3):

$$P_{TL} = \frac{\rho_s(\rho_D - 1)}{\rho_0(\rho_s - 1)} X \frac{R'_A}{m} (100 - K) \quad (3)$$

Trong đó:

- ρ_s là khối lượng thể tích hạt rắn của đất, tính bằng gam trên centimet khối (g/cm^3);
- ρ_0 là khối lượng riêng giả định dùng để khắc độ trên tỉ trọng kế, lấy bằng $2,65 \text{ g}/\text{cm}^3$;
- m là khối lượng khô của mẫu đất thí nghiệm, tính bằng gam (g);
- K là tổng hàm lượng của các nhóm hạt trên các sàng từ $0,5 \text{ mm}$ trở lên, tính bằng phần trăm (%);

R'_A là số đọc tỉ trọng kế loại A đã được hiệu chỉnh:

$$R'_A = R_A + m_A + n_A - C_A \quad (3a)$$

Trong đó:

- R_A là số đọc tỉ trọng kế loại A;
- m_A là số hiệu chỉnh nhiệt độ của huyền phù tại thời điểm lấy số đọc R_A ; tra Bảng B.2;
- n_A số hiệu chỉnh mặt cong huyền phù trên độ khắc của tỉ trọng kế loại A;
- C_A là số hiệu chỉnh chất phân tán, ứng với thí nghiệm sử dụng tỉ trọng kế loại A.

* Phân tích thành phần khoáng vật trong thành phần hạt mịn:

+ Gia công mẫu: Để xác định chính xác nhóm khoáng vật sét có trong mẫu đất, thành phần hạt mịn trong mẫu được tách theo TCVN 8567:2010 [16]. Cân 20 g mẫu đất khô và ngâm mẫu với 20 ml dung dịch khuếch tán qua đêm. Sau đó, mẫu được chuyển qua bình và cho thêm nước cất đến 300 ml. Dung dịch mẫu được khuấy với tốc độ nhanh trong 10 phút trước khi được sàng qua rây cỡ mắt $0,0063 \text{ mm}$; phần hạt mịn bám lại trên rây được làm sạch bằng tia nước. Phần thu được dưới sàng là dung dịch huyền phù. Dung dịch huyền phù sau đó được ly tâm để thu thành phần hạt mịn và sấy khô ở nhiệt độ 60°C .

+ Phương pháp phân tích: Nhiễu xạ tia X (XRD) là công nghệ tốt nhất để xác định tên và hàm lượng của các khoáng vật bao gồm cả nhóm khoáng vật sét. Sử dụng phần mềm EVA để xác định các khoáng vật tạo đá và khoáng vật sét trong mẫu. Mẫu phân tích X-ray được phân tích trên máy D8-ADVANCE, với điện áp gia tốc 40 KV ,

cường độ dòng 40 mA, bức xạ CuK α với bước sóng ($\lambda = 1,5418\text{\AA}$), dùng tấm lọc Ni, tốc độ quét 0,01o 2 θ /0,2s. Mẫu được phân tích tại Trung tâm Phân tích Địa chất, Cục Địa chất Việt Nam.

c) Phương pháp phân tích dioxin

Mẫu được xử lý và phân tích 17 đồng loại độc của dioxin và furan theo khuyến cáo của Tổ chức y tế thế giới (WHO, 2005) tại phòng thí nghiệm dioxin thuộc Trung tâm Quan trắc Môi trường miền Bắc, Tổng cục Môi trường. Quy trình chuẩn bị và phân tích dioxin tuân theo phương pháp tiêu chuẩn của US EPA và UNEP. Phương pháp phân tích 1613B của US EPA được sử dụng để xác định 17 chất độc đồng loại độc của dioxin thông qua octa-chlorinated Dibenzo-p-Dioxins và Dibenzofurans (CDDs/CDFs) trong nước, đất và mô bằng sắc ký khí pha loãng đồng vị/khối phổ độ phân giải cao (GC/HRMS) sử dụng các thiết bị đo khu vực từ tính. Kết quả sau đó được chuyển thành hàm lượng độc tương đương (TEQ) trên đơn vị trọng lượng mẫu đất, bùn và mẫu cỏ, sử dụng hệ số đương lượng độc (TEF) của WHO (2005).

Hàm lượng của PCDD/PCDF đã được báo cáo trong Toxic Equivalent (TEQ), được tính như sau:

$$TEQ = \sum (TEF \times C)$$

Trong đó:

TEQ: là độ độc tương đương (ng/kg)

TEF: là hệ số độc tương đương

C: là hàm lượng của chất độc đo được trong mẫu (ng/kg)

Quy trình phân tích dioxin:

*** Hóa chất**

Toàn bộ hoá chất phải có độ tinh khiết chuyên dùng cho sắc ký hoặc dùng cho phân tích từ các hãng uy tín Merck, Prolabo, Supelco... hoặc từ các hãng khác có thông số kỹ thuật tương đương.

- n-Hexan (C₆H₁₄)
- Dichlometan (CH₂Cl₂)
- Etanol (C₂H₅OH)

- Toluene ($C_6H_5CH_3$)
- Acetone (CH_3COCH_3)
- Ethyl acetate ($CH_3COOC_2H_5$)
- Sodium sulfate (Na_2SO_4)
- n-Nonane (C_9H_{20}) (hoặc n-dodecane)
- Sodium sulfate (Na_2SO_4)
- Sulfuric acid (H_2SO_4) 95~98%
- Hydrochloric acid (HCl) 37%
- Vật liệu hấp thụ Silica gel, nhôm ôxít, than hoạt tính;

*** Chất chuẩn**

Bộ chất chuẩn PCDD/PCDF chuyên dụng theo phương pháp US EPA Method 1613B do hãng Radian Corporation, Cambridge Isotope Laboratories, Inc., Mỹ sản xuất (gọi tắt là hãng CIL).

*** Sơ chế mẫu**

- Mẫu được phơi khô tự nhiên trong không khí hoặc làm khô bằng thiết bị đông khô mẫu chuyên dụng; đồng nhất bằng cách nghiền nhỏ và sàng qua rây kích thước lỗ cỡ 0,2 μm .

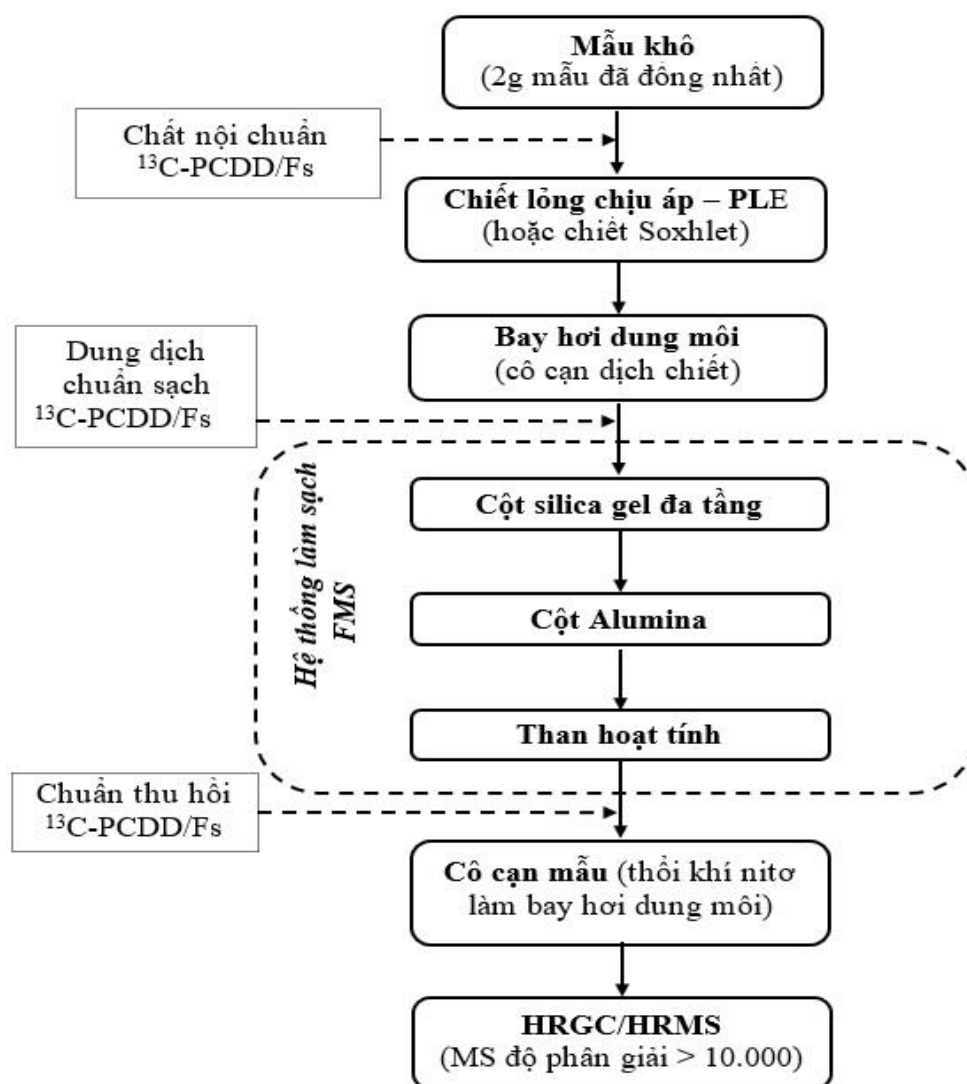
*** Chiết mẫu**

Các mẫu sau khi đã sơ chế được bổ sung các chất chuẩn đồng vị ^{13}C -PCDD/Fs làm dung dịch chuẩn đồng hành kiểm soát hiệu suất thu hồi quá trình xử lý mẫu. Mẫu được chiết bằng phương pháp chiết lỏng áp suất cao (hoặc phương pháp chiết Soxhlet) với hệ dung môi là hỗn hợp dung môi n-hexane và diclometan hoặc toluene. Khối lượng mẫu chiết thông thường là 5 - 10 g mẫu khô đã đồng nhất; tùy theo loại mẫu và thông tin về mức độ ô nhiễm, khoảng nồng độ dự kiến của mẫu (nếu có) có thể điều chỉnh khối lượng mẫu chiết phù hợp.

*** Làm sạch dịch chiết mẫu**

Quá trình này nhằm loại bỏ các chất ảnh hưởng đến việc định tính và định lượng trên HRGC/HRMS. Trong quá trình này, các cột sắc ký chứa vật liệu hấp phụ silica gel đa lớp, cột nhôm ôxít được sử dụng để loại các chất ảnh hưởng như các chất

màu, chất béo...; cột than hoạt tính được sử dụng chủ yếu để loại các chất polyclo biphenyl (PCBs). Quá trình làm sạch có thể được tiến hành theo phương pháp thủ công (sử dụng các cột hấp phụ tự nhiên) hoặc sử dụng thiết bị làm sạch tự động. Hiệu suất quá trình làm sạch được kiểm soát bằng cách bổ sung chất chuẩn đồng vị ^{37}Cl -2,3,7,8-TCDD vào dịch chiết mẫu trước khi tiến hành làm sạch mẫu.



Hình 2. 4. Sơ đồ khối quy trình phân tích PCDD/PCDF trong đất và trầm tích bằng thiết bị HRGC/HRMS [2].

* Làm giàu mẫu

Sau khi làm sạch, dịch mẫu được cô đặc lại bằng phương pháp cô cất quay chân không và cô nitơ về thể tích thông thường là 20 μL .

Phương pháp phân tích 1613B: Các mẫu được nội chuẩn ^{13}C được chiết

Soxhlet, sau đó được làm sạch qua cột Silica gel đa lớp, dioxin được tách bằng cột carbon hoạt tính, dịch mẫu được cô đặc về 20 μL và phân tích định lượng trên thiết bị Sắc ký khí ghép nối khối phổ độ phân giải cao (HRGC/HRMS). Quy trình kiểm soát chất lượng và đảm bảo chất lượng cho kết quả phân tích được tuân thủ chặt chẽ theo quy định ISO 17025.

* QA/QC

Phòng Phân tích môi trường, Dioxin và độc chất, NCEM (viết tắt là PTN) được Văn phòng công nhận chất lượng (BoA) công nhận có hệ thống quản lý đảm bảo phù hợp theo tiêu chuẩn quốc tế ISO/IEC 17025, mã số VILAS 545. PTN cũng được chứng nhận đủ điều kiện hoạt động quan trắc, phân tích môi trường theo quy định của Bộ Tài nguyên và Môi trường. Các phương pháp quan trắc, phân tích và công tác QA/QC được thực hiện theo quy định của Bộ TNMT tại Thông tư số 10/2021/TT-BTNMT (trước đây là Thông tư số 24/2017/TT-BTNMT) Quy định về kỹ thuật quan trắc môi trường cũng như tham khảo một số quy định của các tổ chức quốc tế như US EPA, ISO, EN.

Phương pháp phân tích PCDD/PCDF đã được xác nhận giá trị sử dụng tại PTN để đảm bảo đáp ứng về yêu cầu phân tích trong các loại mẫu đã phân tích. Các mẫu QC và tiêu chí chấp nhận QC được tuân thủ theo quy định của phương pháp tiêu chuẩn US EPA Mehtod 1613B và quy định tại Thông tư số 10/2021/TT-BTNMT về kiểm soát chất lượng phân tích trong phòng thí nghiệm.

- Hiệu suất thu hồi quá trình xử lý mẫu phân tích R (%) chất đồng hành ^{13}C -PCDD/PCDF nằm trong khoảng 52-99 %.
- Mẫu trắng của phương pháp được đánh giá dựa theo Giới hạn định lượng của phương pháp (MDL): khoảng chấp nhận mẫu trắng $\leq \text{MDL}$;
- Độ chụm của phương pháp được đánh giá qua phần trăm sai khác tương đối RSD phân tích mẫu lặp hay tái lặp đúp; chấp nhận độ sai khác RSD $\leq 20\%$;
- Độ đúng của phương pháp được đánh giá thông qua độ thu hồi (R) phân tích mẫu thêm chuẩn, mẫu chuẩn; chấp nhận độ đúng với tiêu chí nằm trong khoảng $100 \pm 30\%$ hoặc theo khoảng nồng độ chấp nhận của mẫu chuẩn (nếu có).

*** Độ thu hồi mẫu chuẩn:**

Đảm bảo kết quả phân tích được kiểm soát qua mẫu trắng và phân tích lặp ba lần cho mẫu. Đồng thời phân trăm mẫu chuẩn thu hồi trong giới hạn cho phép từ 52% đến 99% và giới hạn phát hiện của phương pháp là 0,02 – 0,10 (ng/kg mẫu khô).

d) Phương pháp phân tích kim loại nặng

** Sử dụng phương pháp EPA 3052 xác định hàm lượng tổng kim loại*

Các mẫu phân tích chỉ tiêu kim loại nặng được tiến hành gia công và phân tích tại phòng thí nghiệm phân tích môi trường và địa hoá thuộc Đại học Tự Do, Vương Quốc Bỉ (VUB).

Phương pháp EPA 3052, phương pháp này được cung cấp như một phương pháp phân hủy axit đa nguyên tố nhanh chóng được hỗ trợ mutil - microwave kết hợp với máy đo Quang phổ plasma cảm ứng cao tần kết nối khối phổ (ICP-MS) được ứng dụng xác định hàm lượng kim loại nặng tổng trong đất.

Mục tiêu của phương pháp này là phân tích thành phần tổng và sự lựa chọn hợp lý sự kết hợp axit này có thể đạt hầu hết các chất nền. Lựa chọn thuốc thử đưa ra độ thu hồi cao nhất cho chỉ tiêu phân tích được công nhận nhận là điều kiện tối ưu của phương pháp.

** Phá mẫu bằng axit với sự hỗ trợ của máy mutil – microwave:*

Mẫu được làm khô bằng hệ thống đông khô mẫu: The Lyophilizer với nhiệt độ -54°C và áp suất 0,02 bar.

Nghiền mẫu: Mẫu được nghiền bằng chày cối sứ sau đó được sàng qua dây với kích thước 2 mm nhằm loại bỏ các hạt thô có kích thước lớn hơn 2 mm.

Cân 0,1-0,15 g mẫu khô được nghiền ở trên, cho lượng mẫu khô này vào lọ áp suất (tulf vessel) (một đợt chạy mẫu có 12 mẫu trong đó 1 mẫu trắng và 1 mẫu kiểm chuẩn CRM- certified reference material – IAEA 405).

Thêm 6 ml of HNO_3 , 2ml HCl , 4 ml HF lần lượt vào ống đựng mẫu sau đó đặt các ống áp suất vào hệ thống máy microwave.

- Chọn phương pháp 3052 (chương trình của máy) mẫu được làm nóng đến nhiệt độ 200°C và quá trình phá mẫu này được thực hiện trong 25 phút.

Quá trình trên kết thúc, ống đựng mẫu được lấy ra khỏi máy microwave sau đó thêm 30ml dung dịch axit boric 4% lần lượt vào ống đựng mẫu. Sau đó cho các ống đựng mẫu vào máy microwave và chọn phương pháp hf dig step 2.

Sau khi giai đoạn 2 kết thúc các ống mẫu được lấy ra khỏi máy. Dung dịch trong ống mẫu sau bước 2 được chuyển sang ống đựng mẫu dung tích 50 ml. Sau đó các dung dịch mẫu được pha loãng 10 lần.

Bước 3: Dung dịch mẫu được pha loãng ở giai đoạn nêu trên được tiến hành phân tích bằng thiết bị ICP-MS.



Hình 2.5. Thiết bị phá mẫu (trái) và phân tích kim loại nặng ICP-MS (phải).

* Phương pháp xác định các pha của một số kim loại nặng trong đất (BCR chiết tuần tự liên tục):

Dùng phương pháp chiết tuần tự liên tục để xác định các pha của một số kim loại nặng trong đất (Cd, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb và Zn). Các kim loại nặng được xác định bằng thiết bị ICP-MS. Các bước xác định pha của kim loại nặng trong đất trong Bảng 2.3.

Bảng 2. 3. Các dung dịch sử dụng trong tách pha của kim loại trong đất theo phương pháp tách chiết tuần tự BCR [136]

Các bước	Dung dịch/chất/pH	Pha
1	Axit acetic: CH_3COOH (0.11 mol L^{-1})	Kim loại liên kết ion trao đổi
2	Hydroxylammonium chloride: $\text{NH}_2\text{OH.HCl}$ (0.1 mol L^{-1})	Kim loại liên kết với oxit sắt và magie

3	Oxy già H ₂ O ₂ (8.8 mol L ⁻¹) Amonium acetate: CH ₃ COONH ₄ (1.0 mol L ⁻¹) at pH = 2	Kim loại liên kết với vật chất hữu cơ và sulfua
4	HNO ₃ + HCl + HF	Phần còn lại (cặn dư)

* Độ thu hồi mẫu chuẩn

Độ chính xác của quy trình phân tích đã được kiểm tra thông qua việc phân tích vật liệu chuẩn được chứng nhận IAEA 405. Độ thu hồi của Cd, Cr, Cu, Ni, Pb và Zn trong IAEA 405 nằm trong khoảng từ 78 đến 105%. Khoảng tin cậy (91%) được tính toán cho 3 lần lặp lại của IAEA 405, và các giá trị tham chiếu được chứng nhận của các phần tử được phân tích nằm trong giới hạn tin cậy này (Bảng 2.4).

Bảng 2.4. So sánh giữa các hàm lượng đo được với dữ liệu được chứng nhận của vật liệu tham chiếu IAEA 405

Chất chuẩn	Cd	Pb	Cr	Ni	Cu	Zn
Đợt lấy mẫu đầu tiên D ₀ (10/2018)						
IAEA 405 (mg/kg)	0,69 ±0,04	78,71 ±4,39	79,84 ±2,16	30,14 ±0,77	37,39 ±0,27	235,83 ±3,76
Thu hồi (%)	94±6	105±6	95±3	93±2	78±1	85±1
Đợt lấy mẫu D1-D6 (4/2019 – 3/2022)						
IAEA 405 (mg/kg)	0,75 ±0,1	67,38 ±1,31	86,41 ±1,86	32,50 ±0,50	41,82 ±0,40	253,40 ±2,03
Thu hồi (%)	103±14	90±2	103±2	100±2	88±1	91±1

2.3. PHƯƠNG PHÁP XỬ LÝ SỐ LIỆU

2.3.1. Yếu tố tích lũy sinh học (BAF) và yếu tố chuyển hoá (TF)

Yếu tố tích lũy sinh học và yếu tố chuyển hóa được xác định theo công thức (2) và (3) [137]:

$$BAF = \frac{\sum Dioxins_{r\tilde{e}}}{\sum Dioxins_{đ\tilde{a}t}} \quad (2)$$

Trong đó $\sum Dioxin_{r\tilde{e} \text{ hoặc } đ\tilde{a}t}$ là hàm lượng dioxin trong rễ hoặc đất (ng TEQ/kg dw);

$$TF = \frac{\sum Dioxins_{shoot}}{\sum Dioxins_{root}} \quad (3)$$

Trong đó $\sum Dioxin_{ch\grave{o}i\ ho\grave{a}c\ r\grave{e}}$ là hàm lượng dioxin trong chồi hoặc rễ (ng TEQ/kg dw);

2.3.2. Chỉ số nhiễm bẩn

Chỉ số nhiễm bẩn được tính toán để đánh giá tình trạng nhiễm bẩn của đất đối với kim loại vết. Hệ số nhiễm bẩn (C_f^i) đối với mỗi kim loại được tính bằng tỷ lệ giữa nồng độ trung bình của kim loại và nồng độ nền của kim loại (C_b^i) (Công thức 4). Nồng độ nền được sử dụng làm nồng độ trung bình trong đất Việt Nam [138]. Giá trị C_f^i nhỏ hơn 1 chỉ ra rằng độ nhiễm bẩn thấp, $1 < C_f^i < 3$ đất có độ nhiễm bẩn trung bình, $3 < C_f^i < 6$ độ nhiễm bẩn cao, và $C_f^i > 6$ đất bị nhiễm bẩn rất nặng [139].

$$C_f^i = \frac{C_s}{C_b} \quad (4)$$

Mức độ nhiễm bẩn điều chỉnh (mC_d) được sử dụng để đánh giá nhiễm bẩn tổng hợp do sáu nguyên tố được đánh giá và được định nghĩa là giá trị trung bình của chỉ số nhiễm bẩn đối với tất cả các nguyên tố vi lượng [140-141] (công thức 5).

$$mC_d = \frac{\sum_{i=1}^n C_f^i}{n} \quad (5)$$

Theo đó, giá trị $mC_d < 1,5$ chỉ ra mức độ nhiễm bẩn rất thấp, $1,5 < mC_d < 2$ mức độ nhiễm bẩn thấp, $2 < mC_d < 4$ mức độ nhiễm bẩn trung bình, $4 < mC_d < 8$ mức độ nhiễm bẩn cao, $8 < mC_d < 16$ mức độ nhiễm bẩn rất cao, $16 < mC_d < 32$ mức độ nhiễm bẩn cực kỳ cao and $mC_d > 32$ mức độ nhiễm bẩn nghiêm trọng.

2.3.3. Sinh trưởng cỏ, năng suất chất xanh và sinh khối cỏ

* **Sinh trưởng cỏ:** Sử dụng thước đo để đo chiều cao của cỏ từ gốc đến ngọn tại nhiều điểm khác nhau trong mỗi lô để tính chiều cao trung bình. Chiều cao của cỏ được tiến hành đo hàng tháng suốt thời gian thí nghiệm.

* **Năng suất chất xanh:** Được sử dụng đánh giá hiệu quả cỏ trong quá trình thí nghiệm và được xác định theo công thức [17] (công thức 6)

$$\text{Năng suất chất xanh} = \frac{\text{Khối lượng chất xanh}}{\text{Một đơn vị diện tích}} \times 10 \quad (6)$$

Trong đó:

Năng suất chất xanh (tấn/ha);

Khối lượng chất xanh là khối lượng cỏ tươi thu hoạch tại lô thí nghiệm (kg);

Diện tích lô thí nghiệm trồng cỏ (m²)

*** Sinh khối cỏ**

Sinh khối của cỏ của lô thí nghiệm được chuyển đổi [129] và tính theo công thức (7):

$$BM = \frac{DW}{F} \quad (7)$$

Trong đó:

BM: Sinh khối tại lô thí nghiệm (kg khô/100 m²)

DW = FW*a Trọng lượng khô của cỏ tại lô thí nghiệm (kg)

(DW = FW*a; FW: trọng lượng tươi của cỏ (kg), a: hệ số khô trung bình của cỏ)

F: Diện tích của lô thí nghiệm (100m²);

- *Quy trình thu hoạch cỏ:*

Để tính toán hệ số khô trung bình của cỏ (a) tại các đợt khảo sát cỏ được lấy theo quy trình như sau:

+ Mỗi lô thí nghiệm, 5 khóm cỏ được cắt ngẫu nhiên, các khóm cỏ này được cắt ngay phía trên cỏ rễ.

+ Đối với mỗi khóm, cỏ được thu thập thủ công và trọng lượng tươi được tính toán ngoài hiện trường bằng cân điện tử.

+ Mẫu phụ của mỗi khóm được sấy khô trong tủ sấy ở nhiệt độ 95°C trong 3 ngày để đạt được đến khối lượng không đổi [142].

2.3.3. Phân tích thống kê

Số liệu được trình bày dưới dạng giá trị trung bình ± SEM. Các phân tích thống kê bao gồm tương quan ma trận hệ số Pearson, phân tích nhân tố và nhiều phép hồi quy tuyến tính đã được thực hiện cho mẫu đất, rễ, chồi bằng phần mềm R studio.

Hệ số tương quan Pearson (Pearson correlation coefficient, kí hiệu r) là chỉ số đo lường mức độ tương quan tuyến tính giữa hai biến. Về nguyên tắc, tương quan Pearson sẽ tìm ra một đường thẳng phù hợp nhất với mỗi quan hệ tuyến tính của 2 biến. Điều kiện để hệ số tương quan Pearson tồn tại ý nghĩa: Hệ số tương quan Pearson (r) sẽ nhận giá trị từ +1 đến -1. Điều kiện để tương quan có ý nghĩa là giá trị p < 0,05

$r < 0$ cho biết một sự tương quan nghịch giữa hai biến, nghĩa là nếu giá trị của biến này tăng thì sẽ làm giảm giá trị của biến kia.

$r = 0$ cho thấy không có sự tương quan.

$r > 0$ cho biết một sự tương quan thuận giữa hai biến, nghĩa là nếu giá trị của biến này tăng thì sẽ làm tăng giá trị của biến kia.

Công thức tính:

Cho hai biến số x và y từ n mẫu, hệ số tương quan Pearson được ước tính bằng công thức sau đây:

$$r_{XY} = \frac{\sum_{i=1}^n (X_i - \bar{X})(Y_i - \bar{Y})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (X_i - \bar{X})^2} \sqrt{\sum_{i=1}^n (Y_i - \bar{Y})^2}}$$

Thiết kế khu thực nghiệm ngoài trời với diện tích nghiên cứu 600 m² tại khu vực Pacer Ivy cụ thể là góc tây nam của đường băng, sân bay quân sự Biên Hòa, Đồng Nai nhằm đánh giá tồn lưu kim loại nặng và dioxin trong đất. Tiền đề xác định được hàm lượng dioxin và kim loại nặng trong đất khu vực thực nghiệm ngoài trời có thể đánh giá hiệu quả xử lý của cỏ Vetiver đến hàm lượng kim loại nặng và hàm lượng dioxin trong đất theo thời gian. Đây là những đối tượng nghiên cứu với hàm lượng nhỏ có trong đất, được tác giả thực hiện trực tiếp tại phòng thí nghiệm phân tích địa hóa và môi trường, trường Đại học Tự Do, Vương Quốc Bỉ; đối với hàm lượng dioxins, mẫu được gửi đi phân tích tại phòng phân tích dioxin, trung tâm Quan trắc môi trường Miền Bắc, Cục kiểm soát ô nhiễm môi trường Miền Bắc.

Qua tổng hợp và kế thừa các công trình nghiên cứu khoa học liên quan đến đối tượng và khu vực nghiên cứu, kèm theo với các phương pháp luận để xây dựng 2 phương pháp cụ thể. Hai phương pháp nghiên cứu cụ thể là thiết kế khoan, lấy mẫu và phương pháp phân tích mẫu. Thiết kế khoan từng lô thí nghiệm để có được mẫu đại diện nhằm đánh giá chi tiết và chính xác đặc điểm đất cũng như đánh giá tác động của cỏ Vetiver lên đặc điểm đất đó theo thời gian.

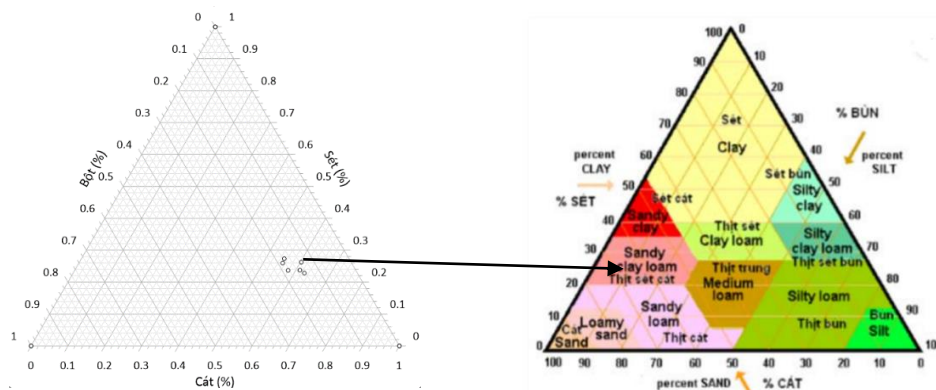
Chương 3. KẾT QUẢ NGHIÊN CỨU VÀ THẢO LUẬN

3.1. ĐẶC ĐIỂM ĐẤT NHIỄM DIOXIN TẠI SÂN BAY QUÂN SỰ BIÊN HÒA, TỈNH ĐỒNG NAI

Khu vực nghiên cứu là khu thực nghiệm ngoài trời với tổng diện tích 600 m² được thiết kế tại khu Pacer Ivy của sân bay QSBH, Đồng Nai. Các mẫu đất sử dụng trong chương này đã được lấy từ các lô thí nghiệm của khu vực thử nghiệm như giải thích tại phần 2.2 chương 2. Đặc điểm của đất nhiễm dioxin bao gồm đặc điểm hoá lý, phân bố thành phần hạt, hàm lượng dioxin và hàm lượng một số kim loại nặng trong môi trường đất khu vực nghiên cứu được đánh giá tại thời điểm khảo sát đầu tiên (10/2018). Kết quả nghiên cứu về đặc điểm đất nhiễm dioxin trình bày trong mục này sẽ là cơ sở quan trọng cho phần nghiên cứu tiếp theo nhằm đánh giá tác động của cỏ Vetiver lên sự thay đổi hàm lượng dioxin và hàm lượng một số kim loại nặng theo thời gian. Những phát hiện này sẽ đặt nền tảng cho việc hiểu rõ hơn về hiệu quả của cỏ Vetiver trong việc giảm thiểu ô nhiễm và cải thiện chất lượng môi trường đất.

3.1.1. Đặc điểm cơ lý và hoá lý đất

Thành phần hạt khu vực thực nghiệm với hàm lượng cát chiếm ưu thế từ 54% đến 58%, tiếp đến thành phần hạt mịn (sét, bột) từ 36 % đến 42%, và thành phần cuội sỏi là chiếm ít nhất, với hàm lượng trung bình 4% (Bảng 3.1). Kết hợp với tam giác kết cấu đất của USDA (Hình 3.1), khu vực thực nghiệm là loại đất thịt sét cát.



Hình 3. 1. Biểu đồ tam giác đất (USDA) khu vực thử nghiệm.

Đất mịn có độ thấm thấp hơn và khả năng thiết lập liên kết với dioxin cao hơn nhờ diện tích bề mặt trên thể tích của hạt cao hơn so với đất thô [143]. Lô thực nghiệm không trồng cỏ với thành phần sét cao hơn thành phần sét tại lô thực nghiệm trồng

cỏ, do đó khả năng dioxin tồn lưu trong lô thí nghiệm FC cao hơn trong lô thí nghiệm FT.

Độ pH là các thông số thiết yếu xác định sự hòa tan của các chất dinh dưỡng và chất gây ô nhiễm trong đất [144-145]. Thực vật chỉ phát triển trong một phạm vi Eh/pH nhất định [146]; pH đất tối ưu cho cây trồng đã được xác định trong khoảng từ 6 đến 7 [147]. Đất tại khu vực nghiên cứu là đất trung tính với giá trị pH trung bình lần lượt là 6,93 và 7,03 (Bảng 3.1) là điều kiện thuận lợi cho sự phát triển của cây trồng.

Bảng 3.1. Phân bố thành phần hạt và các đặc tính hoá lý của đất khu thí nghiệm (Pacer Ivy)

Chỉ tiêu	Lô thực nghiệm trồng cỏ FT (FT1, FT2, FT3)	Lô thực nghiệm không trồng cỏ FC (FC1, FC2, FC3)
Phân bố thành phần hạt		
Sạn, sỏi (%)	5,24 ± 1,32	3,83 ± 1,19
Cát (%)	58,05 ± 0,4	53,97 ± 1,92
Sét, bột (%)	36,70 ± 1,33	42,20 ± 0,74
Đặc tính hoá lý		
pH	7,03 ± 0,08	6,93 ± 0,75
Eh (mV)	-33,23 ± 6,70	-33,27 ± 4,94
EC (µS/cm)	67,50 ± 7,81	71,83 ± 22,40
% OC	0,84 ± 0,24	0,63 ± 0,03
% OM	1,44 ± 0,41	1,08 ± 0,05

Tương tự như vậy, đất thuận lợi cho thực vật phát triển có Eh nằm trong phạm vi +350 đến +500 mV, với phạm vi tối ưu giữa +400 và +450 mV [148]. Tác động Eh của đất đối với sự phát triển của thực vật đã được nghiên cứu rộng rãi trong điều kiện yếm khí đất ngập nước [149]. Rất ít loại thực vật và ít loại cây trồng có thể tồn tại được trong các điều kiện yếm khí (<350 mV) trong thời gian dài (vài tuần) [148] [150]. Giá trị Eh trong đất khu vực nghiên cứu tại lô thực nghiệm trồng cỏ và không trồng cỏ khoảng -33 mV (Bảng 3.1), đây là điều kiện không tối ưu cho sự phát triển của cây trồng.

Một thông số quan trọng khác của chất lượng đất là độ dẫn điện của đất (EC), giải thích độ mặn và khả năng lưu trữ chất dinh dưỡng của đất cũng như các ion kim loại có trong đất. Khi độ dẫn điện của đất rất cao (trên 16 dS/m) cho thấy đất mặn và ảnh hưởng đến hầu hết các loại cây trồng, ở đất không mặn, EC thấp hơn, khoảng 2 dS/m; giá trị EC càng cao, chất dinh dưỡng sẵn có càng có xu hướng tốt hơn [151]. Trong khu vực nghiên cứu với khoảng giá trị EC từ 67,50 ($\mu\text{S}/\text{cm}$) đến 71,83 ($\mu\text{S}/\text{cm}$) cho thấy tất cả các mẫu đất đều có chỉ số độ muối của đất từ rất thấp đến thấp, và giá trị dinh dưỡng của đất cũng rất thấp, là điều kiện không phù hợp cho sự sinh trưởng và phát triển của cây trồng.

Chất hữu cơ là vật chất trong đất có nguồn gốc trực tiếp từ thực vật và động vật, và nó hỗ trợ cho sự phát triển của hầu hết các hệ vi sinh quan trọng trong đất. Chất hữu cơ được tính toán từ hàm lượng cacbon hữu cơ trong đất bằng cách nhân với hệ số 1,724 [151]. Hàm lượng cacbon hữu cơ (OC) trung bình trong đất ở lô thí nghiệm ngoài trời FT, FC là 0,84% và 0,63%, ở mức rất thấp, và vật chất hữu cơ (OM) tại lô thực nghiệm trồng cỏ và không trồng cỏ lần lượt là 1,44% và 1,08% cho thấy tình trạng cấu trúc đất ở đây rất kém, với mức ổn định cấu trúc rất thấp. Chất đất khu vực nghiên cứu là đất thịt sét cát trung tính, không phải là môi trường tối ưu cho cây trồng phát triển, với cấu trúc đất thấp và mức độ ổn định cấu trúc rất thấp, đất bạc màu, khô cằn, không thích hợp cho cây trồng phát triển.

Sự tồn lưu dioxin trong môi trường đất được đánh giá dựa trên kết quả phân tích thành phần khoáng vật sét trong thành phần hạt mịn bằng phương pháp XRD của một số mẫu đất khu vực Pacer Ivy. Thành phần hạt mịn trong đất bao gồm các nhóm khoáng vật sét và thạch anh. Theo nghiên cứu của Johnston, thành phần sét có lực hút đối với dioxin và sự hấp phụ dioxin cực đại xảy ra trên các khoáng vật sét [152]. Điều này có thể sơ bộ đưa ra nhận định hàm lượng dioxin tồn lưu trong đất có liên quan với đặc điểm, cấu trúc đất và tỷ lệ thuận với lượng khoáng vật sét có trong đất. Tại khu thí nghiệm, khoáng vật sét là kaolinit, smectit và một lượng nhỏ illit; tuy nhiên, khoáng vật kaolinit chiếm ưu thế với hàm lượng trung bình 48,7%, tiếp đến smectit 9,3% và illit chỉ khoảng 4,7% (Bảng 3.2). Các hạt kaolinit có thể trao đổi với các ion hữu cơ tích điện và các phân tử hữu cơ trung gian tương tự như các hạt sét.

Ngoài ra, kaolinit có đặc tính lưỡng cực mà chúng có thể thu hút vào các vị trí tích điện trên bề mặt tinh thể. Sự hấp thụ tích cực của các ion hữu cơ trên khoáng vật sét illit, smectit diễn ra trên các cạnh tích điện dương của các tiểu cầu đất sét [153]. Nghiên cứu của Martin Schmitz cũng đã chỉ ra rằng tải lượng dioxin của đất sét kaolinit và đất sét thứ sinh cao hơn khoảng 10 đến vài nghìn lần so với cao lanh nguyên sinh [154]. Trong thành phần sét với khoáng vật sét chiếm chủ yếu trong đất khu vực nghiên cứu là kaolinit từ 43% đến 55% (Bảng 3.2). Kết hợp với công bố của Schmitz và kết quả phân tích thành phần khoáng vật sét trong đất (Bảng 3.2) tại các lô thí nghiệm FT, FC có thể giải thích sự tồn lưu dioxin trong đất cao, tỷ lệ thuận với sự phân bố thành phần hạt mịn và khoáng vật sét.

Bảng 3.2. Thành phần hạt mịn và khoáng vật sét trong đất trong khu vực thí nghiệm Pacer Ivy

Tên	Kaolinit	Smectit	Ver	TA	Illit+ mus	Titanit	Pla	Gibbsit	Khác
FT1	43	13	5	30	2	1	-	-	3
FC2	45	13	-	30	7	-	-	2	3
FC3	55	2	-	30	5	-	5	1	2
TB	47,5	9,3	-	30	4,7	-	-	-	2,7

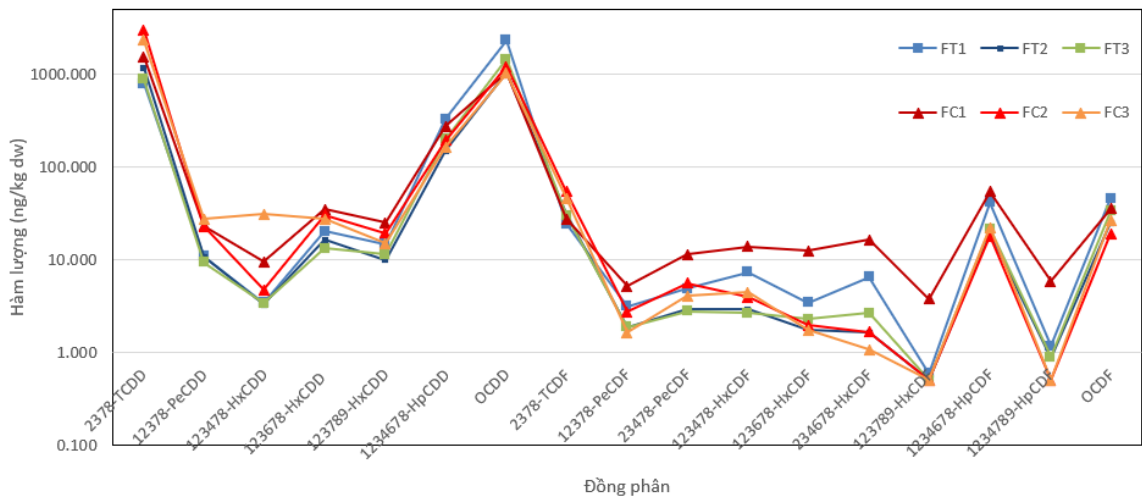
Ver: Vermiculit; TA: Thạch anh; Pla: Plagiocla

Điều kiện đất khu vực nghiên cứu không phù hợp cho sinh trưởng và phát triển của cây trồng do các yếu tố như độ mặn thấp, hàm lượng chất hữu cơ thấp và cấu trúc đất kém.

3.1.2. Hàm lượng của dioxin trong đất trước khi trồng cỏ

Hàm lượng dioxin trung bình trong đất tại lô thí nghiệm trồng cỏ (FT) và lô thí nghiệm không trồng cỏ (FC) lần lượt là 980 ± 161 (ng TEQ/kg mẫu khô) và 2333 ± 737 (ng TEQ/kg mẫu khô). Hàm lượng dioxin trong đất đều vượt quá giới hạn cho phép của Phần Lan (500 ng TEQ/kg mẫu khô). Tuy nhiên, khi so sánh với giới hạn cho phép của Việt Nam và Hà Lan, hàm lượng dioxin trong đất tại các lô trồng cỏ (FT) lại thấp hơn giới hạn cho phép đối với loại đất sử dụng cho mục đích công nghiệp (Bảng 3.3). Đối với lô thực nghiệm không trồng cỏ FC, hàm lượng dioxin trong đất đều vượt giới hạn cho phép. Trong các đồng loại độc của dioxin thì

2,3,7,8-TCDD được biết đến là chất độc nhất, với độ độc tương đương của chất này theo WHO là 1. So sánh với kết quả phân tích thì hàm lượng của 2,3,7,8 -TCDD rất cao, dao động từ 805 – 3027 (ng/kg đất khô). Vì vậy, dioxin trong đất khu vực Pacer Ivy có nguy cơ tác động đến môi trường và hệ sinh thái và sức khỏe con người (Hình 3.2).



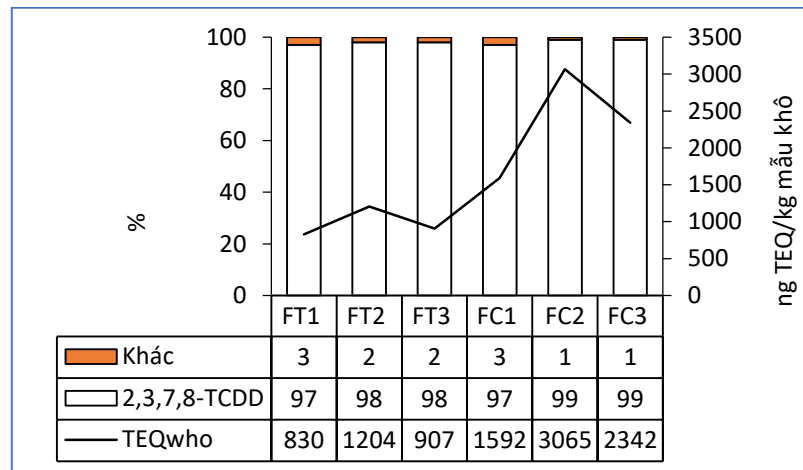
Hình 3.2. Sự phân bố của các đồng loại độc của dioxin trong đất khu vực thí nghiệm trước khi trồng cỏ Vetiver.

Các nghiên cứu trước đây đã chỉ ra rằng hàm lượng dioxin trong đất tại khu vực góc tây nam đường băng, bao gồm cả diện tích khu thí nghiệm, dao động trong khoảng từ 149 đến 2040 (pg TEQ/g đất khô) [45], từ 1123 đến 3479 (pg TEQ/g đất khô) [148] và lên đến 11400 (pg TEQ/g đất khô) [1]. Kết hợp kết quả phân tích dioxin trong mẫu đất trước đây với kết quả dioxin trong đất khu vực thí nghiệm cho thấy sự phân bố của dioxin trong đất không đồng đều. Điều này khẳng định rằng ô nhiễm dioxin tại đây có nguồn gốc từ nhân sinh, cụ thể là do quá trình rửa máy bay sau khi phun rải về ở cuối đường băng trong chiến tranh, cũng như do quá trình rò rỉ khi dọn dịch và di chuyển hóa chất lên máy bay.

Bảng 3.3. Giới hạn cho phép về tổng độ độc của dioxin cho các loại đất sử dụng cho mục đích công nghiệp tại một số nước

Tên	Dioxin (ng TEQ/kg mẫu khô)	Ghi chú
Việt Nam	1200	[21]
Phần Lan	500	[19] [155]
Hà Lan	1000	[19] [155]

Ngoài ra, chất 2,3,7,8-TCDD được biết đến là chất độc nhất của dioxin [157]. theo kết quả phân tích dioxin trong mẫu đất, chất này chiếm đến 97-99% trong tổng hàm lượng độc của dioxin (Hình 3.3). Các nghiên cứu trước đây tại khu vực A Lưới cho thấy 2,3,7,8-TCDD chiếm khoảng 41-69% [65], trong khi tại Biên Hòa là 66 – 99% [31]. Những kết quả này xác định rằng dioxin tại các sân bay này đều có nguồn gốc từ chất da cam. Vì vậy, dioxin trong đất tại khu vực thí nghiệm có nguồn gốc từ chất da cam, và điều này phù hợp với các kết quả nghiên cứu trước đây.



Hình 3.3. Tỷ lệ (%) đóng góp vào hàm lượng WHO-TEQ của chất 2,3,7,8-TCDD và các đồng loại độc khác của dioxin.

Kết quả phân tích đặc tính lý hoá của 24 mẫu đất ở khu vực thực nghiệm Pacer Ivy, bao gồm 6 lô thí nghiệm, cho thấy đất tại khu vực này thuộc dạng trung tính. Thành phần đất chủ yếu là hạt cát (54-58%) và hạt mịn (sét và bột: 36-42%), còn lại là cuội sỏi 4-5%. Đất trong khu vực thí nghiệm là loại đất thịt sét cát với độ bền cấu trúc đất kém, không phù hợp cho sự phát triển của cây trồng.

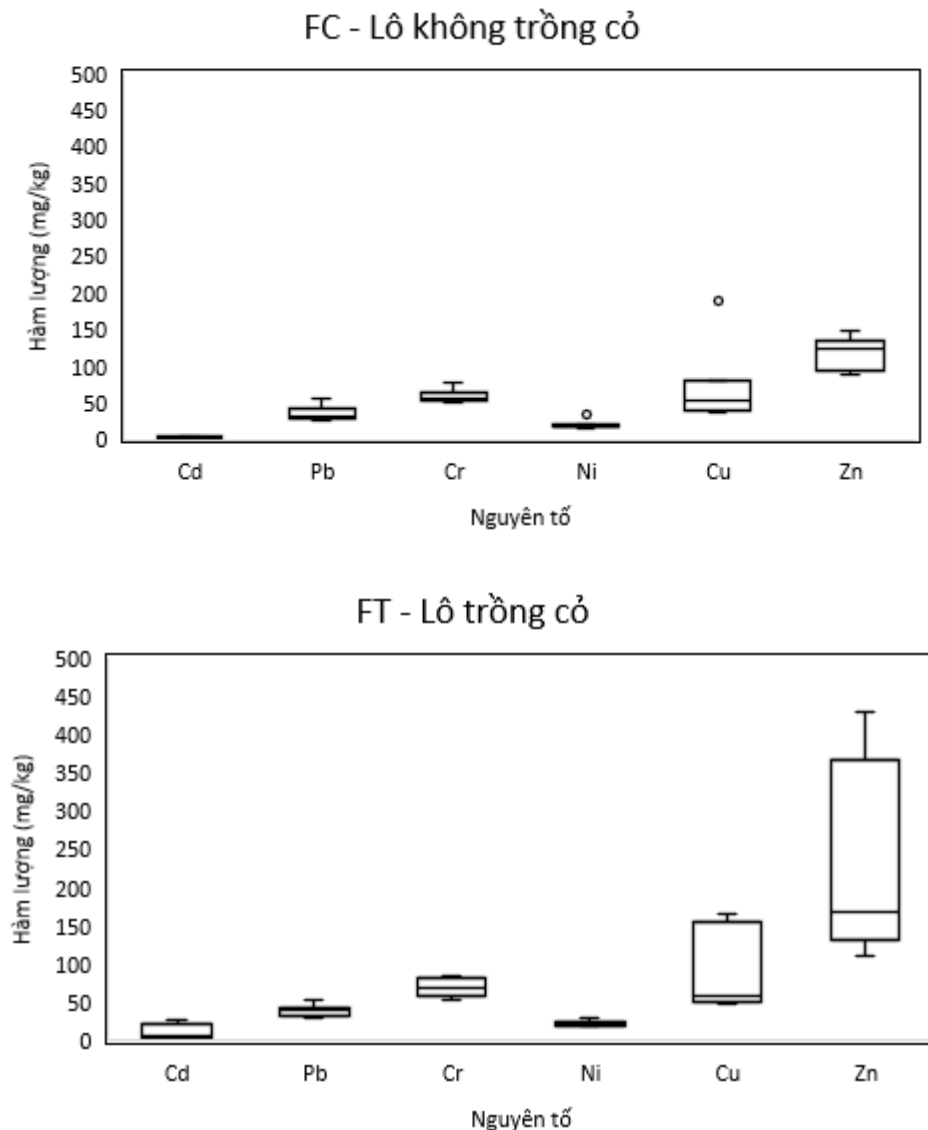
Lượng dioxin tồn lưu trong khu vực thí nghiệm trồng cỏ dao động từ 830 đến 3065 (ng TEQ/kg mẫu khô). Hàm lượng dioxin tại các lô thí nghiệm trồng cỏ thấp hơn tại các lô đối chứng. Hàm lượng dioxin trong đất tại các lô trồng cỏ đều nhỏ hơn QCVN 45/2012/BTNMT đối với loại đất sử dụng cho mục đích công nghiệp. Ngược lại, hàm lượng dioxin trong đất tại các lô không trồng cỏ đều vượt giới hạn của Quy chuẩn này.

3.1.3. Hàm lượng một số kim loại nặng trong đất trước khi trồng cỏ

a) Hàm lượng một số kim loại nặng trong đất

Cadimi (Cd) là kim loại phổ biến nhất tại khu vực nghiên cứu, với sự khác biệt

lớn giữa nhóm FC và FT, với hàm lượng trung bình dao động từ $2,28 \pm 0,65$ mg/kg đến $11 \pm 6,73$ mg/kg (Hình 3.4). Hàm lượng Cd quan sát được trong khu vực thí nghiệm cao hơn hàm lượng cho phép của các loại đất theo khuyến nghị của EU, WHO và Việt Nam sử dụng cho mục đích lâm nghiệp (Bảng 3.4). Dựa trên chỉ số nhiễm bẩn C_f^i , hàm lượng Cd trong nghiên cứu này cho thấy mức độ nhiễm bẩn rất nghiêm trọng trong cả nghiệm thực trồng cỏ (FT) và nghiệm thức đối chứng (FC) (Bảng 3.5) tại thời điểm khảo sát trước khi trồng cỏ.



Hình 3. 4. Hàm lượng một số kim loại nặng trong đất thí nghiệm trong khu vực Pacer Ivy.

Hàm lượng Crom (Cr) trong lô thí nghiệm thấp hơn mức cho phép trong các loại đất theo khuyến cáo của Việt Nam (150 mg/kg), EU (180 mg/kg) và WHO (100

mg/kg) cho đất lâm nghiệp. Dựa trên yếu tố nhiễm bản, hàm lượng Cr trong đất thí nghiệm cho thấy mức độ nhiễm bản trung bình đối với cả hai nghiệm thức FT và FC (Bảng 3.5).

Hàm lượng Niken (Ni) thấp hơn mức cho phép trong các loại đất sử dụng cho mục đích lâm nghiệp theo khuyến cáo của WHO (Bảng 3.4). Dựa trên yếu tố nhiễm bản, hàm lượng Ni trong đất thí nghiệm ngoài trời cho thấy mức độ nhiễm bản ở mức trung bình, với chỉ số nhiễm bản $C_f = 1$. Theo tiêu chuẩn của WHO, hàm lượng Pb trong cả hai nghiệm thức (FT và FC) đều nằm trong phạm vi không bị ô nhiễm đối với đất sử dụng cho mục đích lâm nghiệp. Dựa trên chỉ số nhiễm bản, hàm lượng Pb trong đất thí nghiệm FT, FC cũng ở mức nhiễm bản trung bình tương tự như Ni (Bảng 3.5).

Hàm lượng Cu đo được trong đất ở các nghiệm thức FC và FT thấp hơn mức cho phép theo khuyến cáo của EU, WHO và Việt Nam đối với đất lâm nghiệp. Tuy nhiên, dựa trên chỉ số nhiễm bản, hàm lượng Cu trong đất thí nghiệm cho thấy đất đang ở mức nhiễm bản cao, đặc biệt ở các lô trồng cỏ (Bảng 3.5).

Bảng 3.4. Giới hạn tối đa cho phép của một số kim loại nặng trong đất lâm nghiệp

Kim loại nặng	Cadimi	Crom	Niken	Chì	Đồng	Kẽm	Ghi chú
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	
EU	3	180	-	300	140	300	[149]
WHO	3	100	50	100	100	300	[150]
VIỆT NAM	4	150	100	200	150	300	[22]

*EU = Châu Âu, WHO = Tổ chức sức khỏe thế giới

Kẽm (Zn) là kim loại phong phú thứ hai tại điểm nghiên cứu, với giá trị trung bình là 236 ± 80 mg/kg, và hàm lượng Zn trong đất tại nghiệm thức FT cao gần gấp đôi hàm lượng trong đất tại nghiệm thức FC. Hàm lượng Zn trong đất FT phát hiện tại thời điểm lấy mẫu ban đầu thấp hơn tiêu chuẩn của Việt Nam, WHO và EU cho đất rừng, với giá trị ngưỡng của hàm lượng Zn là 300 mg/kg. Trong khi đó, hàm lượng Zn trong đất tại lô thí nghiệm FC có giá trị trung bình 117 ± 14 mg/kg và tương ứng với đất không bị ô nhiễm theo khuyến cáo của EU, WHO và Việt Nam. Dựa trên chỉ

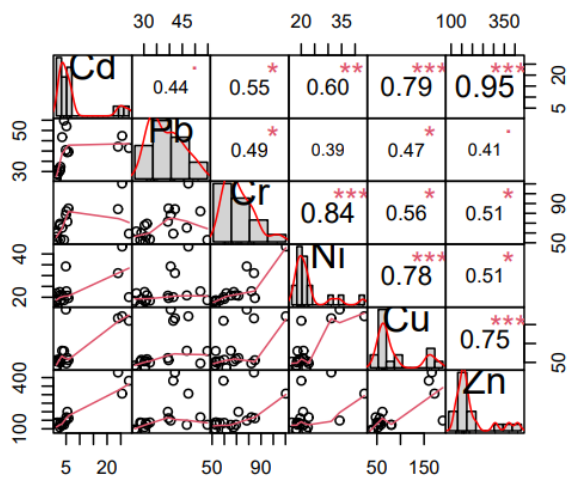
số nhiễm bẩn, mức độ Zn trong đất thí nghiệm cho thấy đất đang ở mức độ nhiễm bẩn cao (FT) và mức độ nhiễm bẩn trung bình (FC) (Bảng 3.5).

Theo mức độ điều chỉnh C_d được tính toán cho hai nghiệm thức trồng cỏ và không trồng cỏ cho thấy, mức độ nhiễm bẩn của đất trước khi tiến hành thí nghiệm tại nghiệm thức không trồng cỏ là rất cao ($C_d=5$) và mức độ nhiễm bẩn tại nghiệm thức có trồng cỏ là cực kỳ cao ($C_d=16$) (Bảng 3.5).

Bảng 3. 5. Chỉ số nhiễm bẩn và độ nhiễm bẩn điều chỉnh trong đất của các kim loại nặng trong đất khu vực nghiên cứu

	Cd	Pb	Cr	Ni	Cu	Zn	Lô thực nghiệm
Hàm lượng (mg/kg)	11	40	76	25	92	224	FT (Trồng cỏ)
C_f	83	2	2	1	4	4	
C_d	16						
Hàm lượng (mg/kg)	2,47	35	59	21	57	120	FC (Không trồng cỏ)
C_f	18	2	2	1	3	2	
C_d	5						

Mối tương quan giữa các kim loại trong đất được thể hiện trong Hình 3.5. Cd có mối quan hệ rất chặt với Zn ($r = 0,95$, $p < 0,001$), tiếp đó là với Cu ($r = 0,79$, $p < 0,001$) và thấp hơn với Ni, Cr và Pb. Ngoài ra, mối tương quan rất có ý nghĩa cũng quan sát thấy giữa Cr với Ni ($r = 0,84$, $p < 0,001$), giữa Ni với Cu ($r = 0,78$, $p < 0,001$) và giữa Cu với Zn ($r = 0,75$, $p < 0,001$) (Hình 3.5).

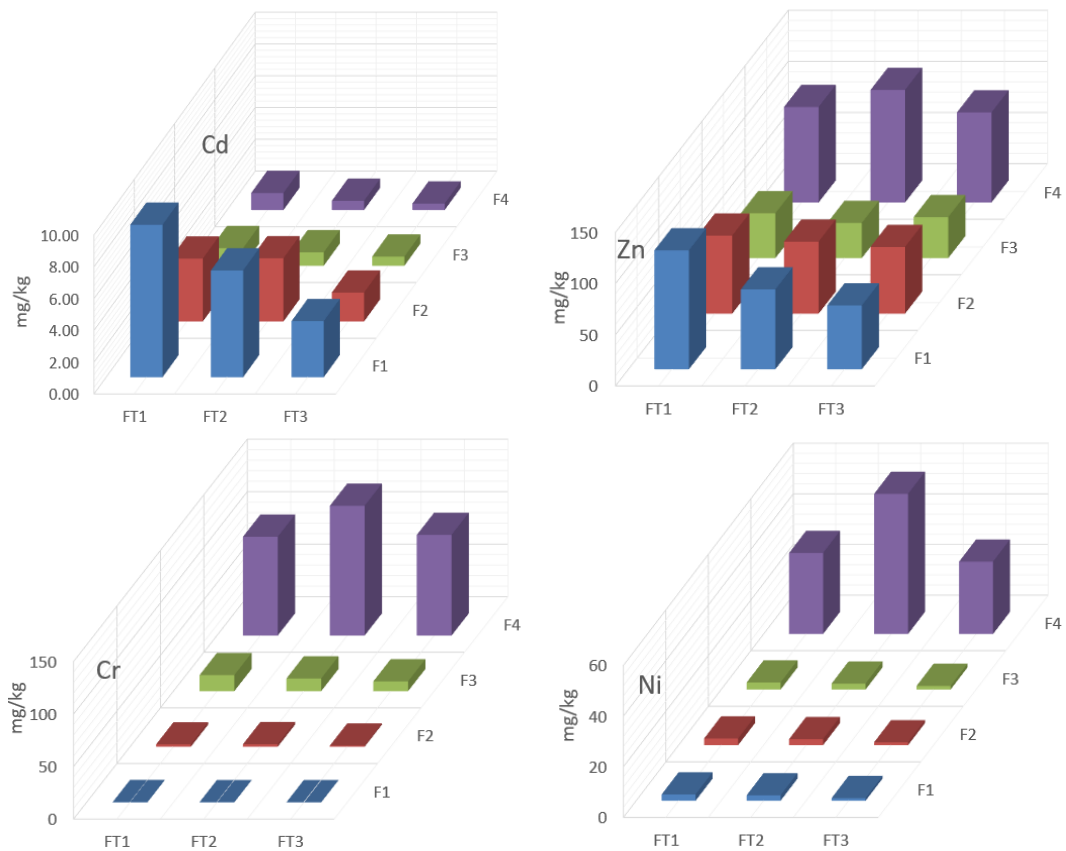


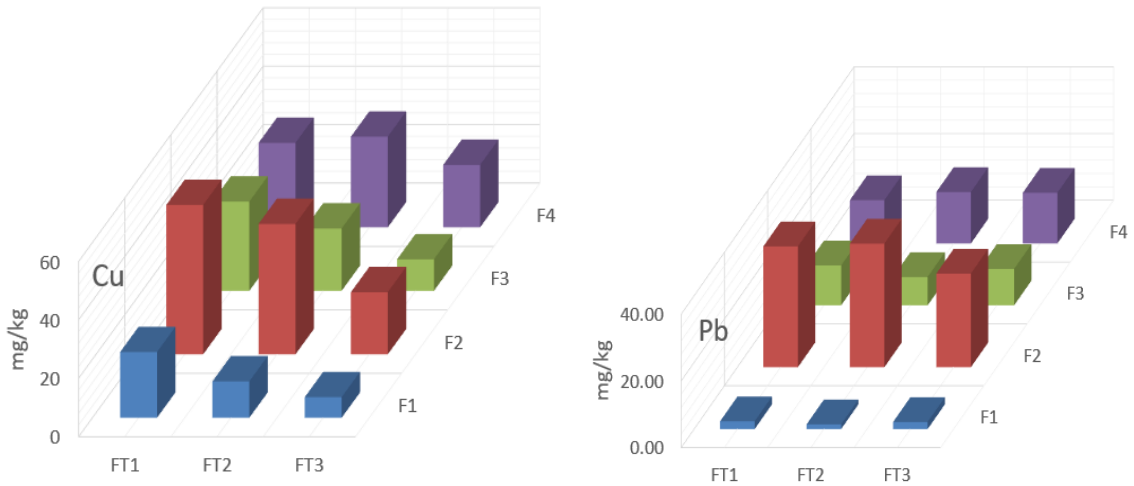
Hình 3. 5. Ma trận tương quan giữa hàm lượng các kim loại nặng trong đất khu vực thí nghiệm.

Sự tương quan chặt chẽ giữa Cd, Zn, Cu, Ni và Cr thể hiện quan hệ số tương quan cao trong ma trận (Hình 3.5) cho thấy các nguyên tố này có tính di động và hành vi địa hóa học tương tự nhau hoặc có cùng nguồn ô nhiễm đầu vào trong môi trường đất, có thể liên quan đến việc sử dụng thuốc diệt cỏ trong chiến tranh. Mỗi tương quan thuận vừa phải giữa Cr và Ni, hay giữa Cu, Ni và Cr, cho thấy rằng các kim loại này có thể có liên quan với nhau trong môi trường đất do có chung các nguồn ô nhiễm, hành vi và tính di động tương tự cũng như các yếu tố môi trường ảnh hưởng đến sự phân bố của chúng.

b) Dạng hóa học của kim loại nặng (Cd, Cr, Pb, Cu, Ni, Zn) trong đất

Kết quả phân tích pha kim loại nặng trong đất cho thấy phân trăm hàm lượng Cd trong các pha F1, F2 chiếm ưu thế lần lượt là 55 – 61%, 25 – 33%, và tại pha F3, F4 lần lượt là 7 - 9% và 5 - 7% trong tổng hàm lượng Cd. Tương tự, phần trăm hàm lượng của kẽm trong các pha F1, F2, F3 và F4 lần lượt chiếm 24–35%, 23–26%, 13–16% và 28-34% trong tổng hàm lượng Zn (Hình 3.6, Hình 3.7).

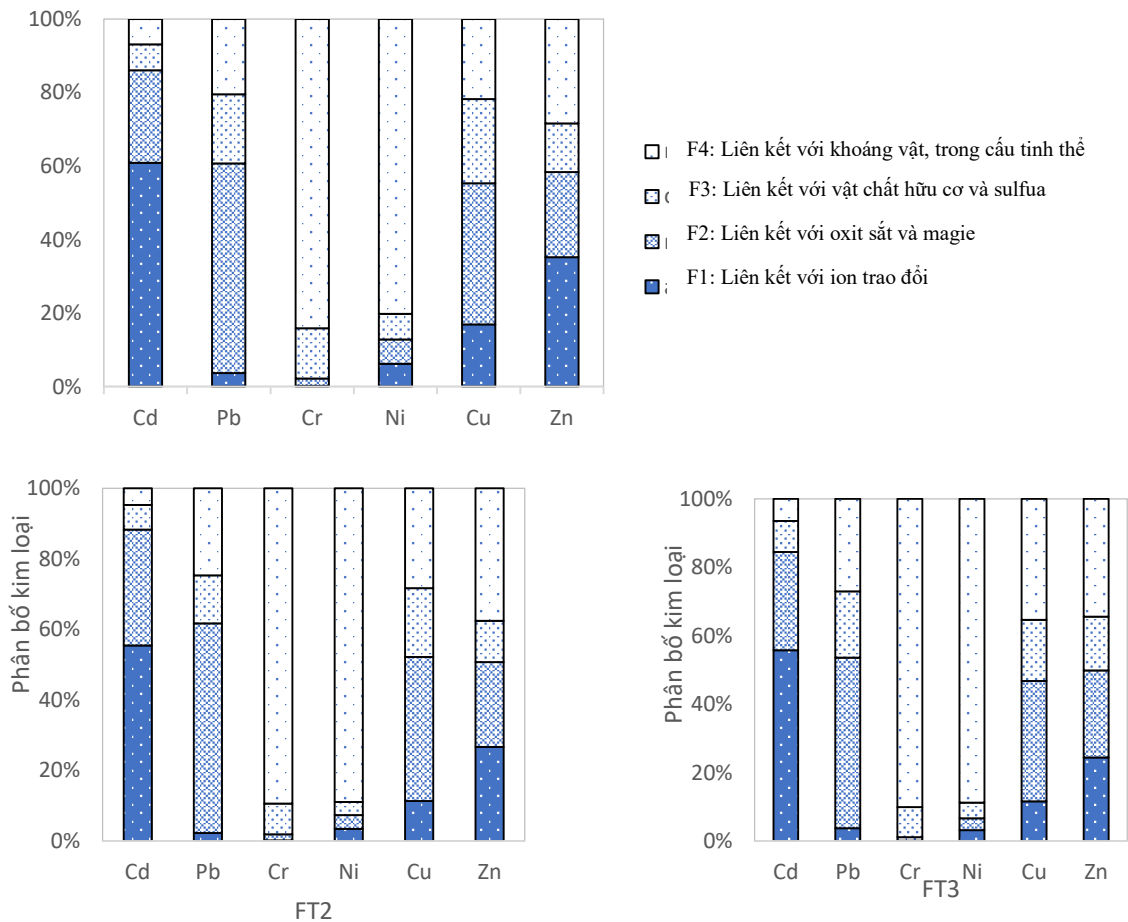




Hình 3.6. Các pha chính của kim loại nặng trong đất được xác định bằng phương pháp tách tuần tự BCR.

Điều này phản ánh rằng Cd và Zn chủ yếu tồn tại ở dạng trao đổi ion. Hàm lượng Pb và Cu ở dạng khử cao hơn (đến 41% với Cu và 59% với Pb). Ni (80-89%) và Cr (84-90%) có thể được coi là gần như không hoà tan trong nước và liên kết chặt chẽ với vật chất rắn do tỷ lệ phần trăm của các nguyên tố này trong phần cặn dư rất cao (trong cấu trúc tinh thể khoáng vật), trong khi đó Ni và Cr liên kết với axit hòa tan (F1) và chất khử (F2) chiếm tỷ lệ rất thấp, tương ứng là 3-6%, 0% và 3-7%, 1-2% (Hình 3.6 và 3.7), và các kim loại phân bố trong dạng này chủ yếu có nguồn gốc tự nhiên.

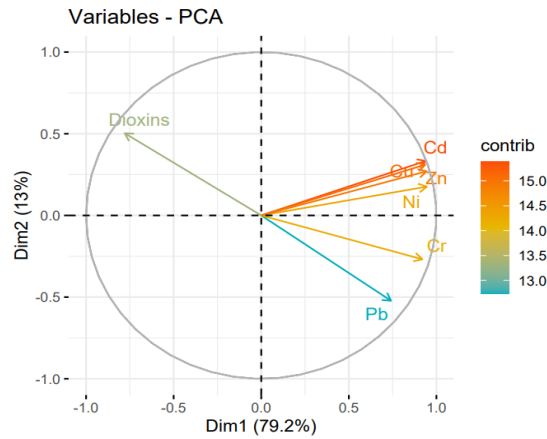
Tương tự dioxin, kim loại nặng tồn lưu trong đất không đồng đều theo không gian. Hàm lượng của các kim loại nặng (Cd, Cu, Pb và Zn) trong đất ở nghiệm thức FT (có trồng cỏ) cao hơn so với nghiệm thức FC (đối chứng – không trồng cỏ). Trong đó, hàm lượng của Cd, Zn vượt quá giới hạn cho phép đối với đất lâm nghiệp tại nghiệm thức trồng cỏ FT và hàm lượng của Pb, Cu, Ni, Cr trong giới hạn cho phép theo QCVN 03 MT/2023 – BTNMT. Đặc biệt là sự tồn lưu của cadmium với hàm lượng trung bình tại lô thí nghiệm trồng cỏ đạt giá trị $11 \pm 6,73$ mg/kg, tương ứng mức độ nhiễm bẩn rất cao.



Hình 3.7. Tỷ lệ phần trăm kim loại nặng liên kết với ion trao đổi (F1), Kim loại liên kết oxit sắt và magie (F2), kim loại liên kết vật chất hữu cơ và sulfua (F3) và phần cặn dư (F4).

Phép phân tích thành phần chính (Principal Components Analysis - PCA) được sử dụng nhằm tối ưu hóa việc thể hiện sự biến thiên hàm lượng dioxin và hàm lượng một số kim loại nặng trong đất. Kết quả PCA chỉ ra rằng có sự khác biệt về sự biến thiên của nồng độ dioxin và kim loại nặng trong đất (Hình 3.8). Yếu tố 1 giải thích được 79,2% phương sai và yếu tố 2 giải thích được 13%. Mối quan hệ giữa nồng độ dioxin trong đất và kim loại nặng ở khu vực nghiên cứu này là tỷ lệ nghịch. Do đó, nguồn gốc của sự hiện diện của kim loại nặng trong môi trường đất không phải là do việc sử dụng thuốc diệt cỏ trong chiến tranh mà do hoạt động khác của con người. Ngoài ra, sự kiện chảy tràn của thuốc diệt cỏ đã được ghi nhận tại sân bay Biên Hoà. Các khu vực bề mặt bị ô nhiễm thuốc diệt cỏ bị tràn này được rửa sạch bằng nhiên liệu diesel hoặc nước bằng cách chuyển dòng thoát nước vào các bể lắng

hoặc hố đào để hoà vào đất [26]. Vì vậy, có thể nhận định nguồn gốc của các kim loại nặng trong đất khu vực thí nghiệm là từ dầu diesel được sử dụng để khắc phục sự cố chảy tràn thuốc diệt cỏ do quá trình vận chuyển các thùng hoá chất còn dư về lại Mỹ sau chiến dịch.



Hình 3. 8. Kết quả phân tích thành phần chính (PCA) cho hàm lượng kim loại và dioxin trong đất thí nghiệm.

Kết quả nghiên cứu chỉ ra rằng đất tại điểm nghiên cứu có hàm lượng một số kim loại nặng (Cd, Cu, Pb và Zn) khá cao, với sự phân bố hàm lượng theo thứ tự $Cd > Zn > Cu > Cr > Ni > Pb$ và nguồn gốc của chúng từ dầu diesel được sử dụng trong chiến tranh do hoạt động thu gom và vận chuyển hoá chất. Hàm lượng kim loại nặng trong đất ở nghiệm thức FT cao hơn so với nghiệm thức FC. Theo đánh giá mức độ nhiễm bẩn Cd dựa trên hàm lượng nền của nguyên tố Cd tại khu vực nghiên cứu, đất trong khu vực bị nhiễm bẩn Cd từ rất cao đến cực kỳ cao; điều đó sẽ tác động tiêu cực đến hệ sinh thái và sức khỏe con người khu vực xung quanh, đặc biệt với tình hình hoạt động thường xuyên của sân bay Biên Hòa như hiện nay.

3.2. TÁC ĐỘNG CỦA CỎ VETIVER LÊN ĐẶC ĐIỂM ĐẤT NHIỄM DIOXIN TẠI SÂN BAY QUÂN SỰ BIÊN HÒA, ĐỒNG NAI

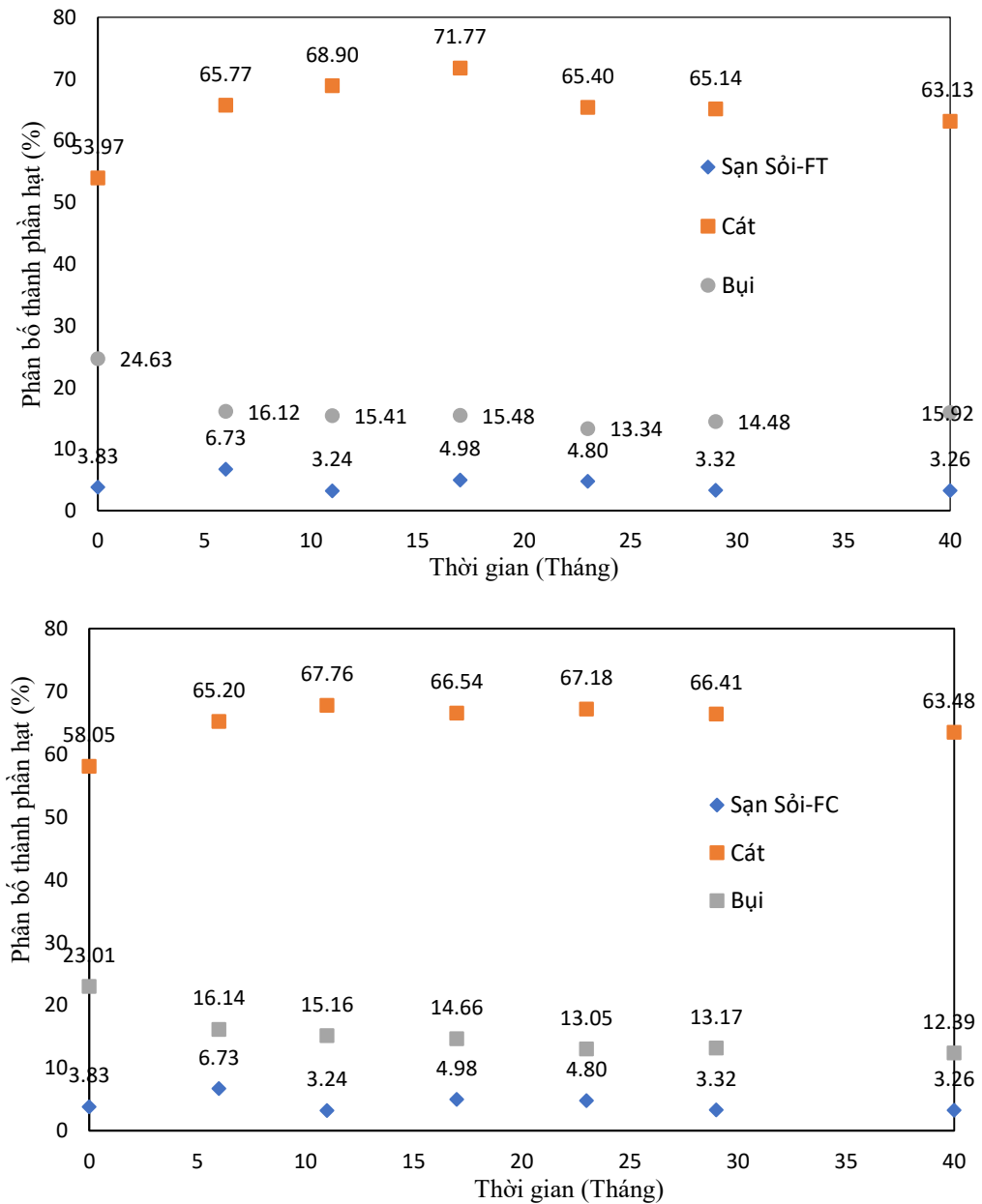
3.2.1. Tác động của cỏ Vetiver lên đặc tính cơ lý, hoá lý của đất

a) Sự phân bố thành phần hạt

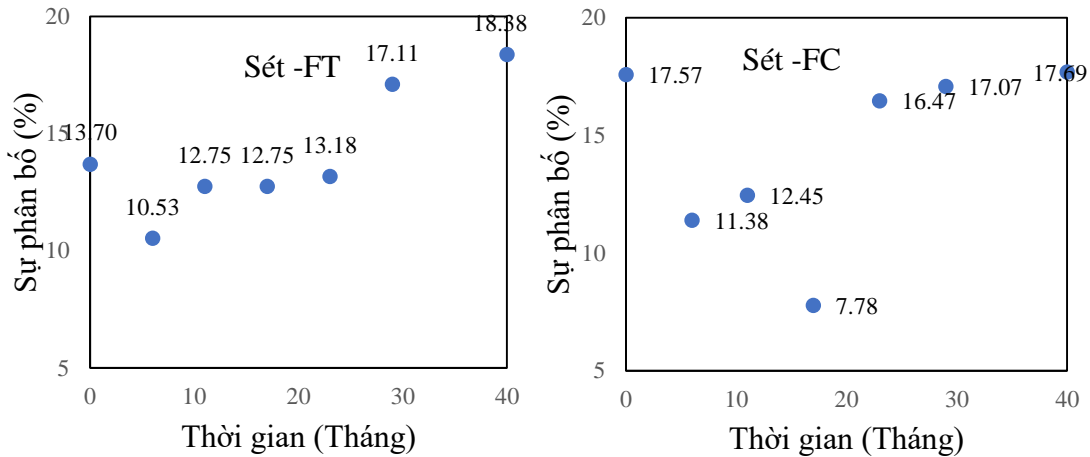
Kết quả phân tích thành phần hạt được trình bày trong Hình 3.9 và Hình 3.10.

Kết quả phân tích thành phần hạt cho thấy tỷ lệ cát đợt lấy mẫu thứ hai so với đợt lấy mẫu đầu tiên đều có sự thay đổi nhẹ tại nghiệm thức trồng cỏ và không trồng

cỏ. Tỷ lệ cát biến thiên lên khoảng 10% tại hai nghiệm thức và ngược lại tỷ lệ bụi cũng biến thiên khoảng 10%. Đối với các đợt lấy mẫu tiếp theo sự phân bố cấp hạt cát và bụi biến động nhẹ theo thời gian với sự chênh lệch phần trăm không đáng kể từ 1-3% (Hình 3.9). Điều này cho thấy, sau hơn 2 năm trồng cỏ thì đất trong khu vực nghiên cứu ở trạng thái ổn định.



Hình 3. 9. Phân bố thành phần hạt theo thời gian lấy mẫu tại nghiệm thức trồng cỏ FT và nghiệm thức không trồng cỏ FC (kết quả từ Dự án PEER).



Hình 3. 10. Sự phân bố sét tại nghiệm thức trồng cỏ và không trồng cỏ theo thời gian tại khu vực thí nghiệm ngoài trời (kết quả từ Dự án PEER).

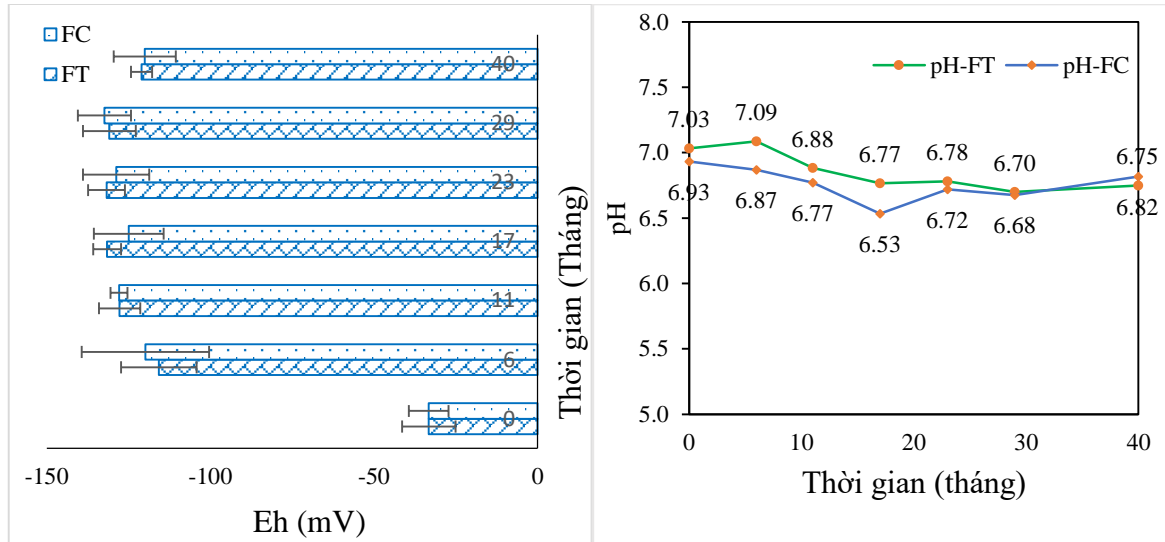
Tuy nhiên, khi xét đến sự phân bố thành phần sét, các nghiệm thức có trồng cỏ (FT) có tỷ lệ sét tăng theo thời gian (Hình 3.10) với hệ số tương quan $R^2 = 0,65$ và sự dao động thành phần hạt sét tại các lô không trồng cỏ (FC) với hệ số tương quan thấp hơn nhiều $R^2 = 0,12$. Sự khác biệt về thành phần hạt sét tại hai nghiệm thức theo thời gian có thể được giải thích do tác động của cỏ Vetiver. Tại các lô trồng cỏ, Vetiver hình thành một tường chắn sinh học, ngăn chặn quá trình rửa trôi bề mặt, ngoài ra, sự phát triển của hệ thống rễ cỏ làm tăng độ cố kết cho đất. Theo các nghiên cứu trước đây, hệ thống rễ của thực vật, đặc biệt là các rễ tơ, mảnh của cỏ, khi xuyên qua đất, chúng tạo ra áp lực đáng kể gắn kết các hạt sét và các thành phần hạt mịn lại với nhau và do đó làm tăng kết cấu đất và độ bền kết cấu của đất [160].

b) Đặc tính hóa lý

Tính chất của đất được đánh giá qua các thông số hóa lý (pH, EC, Eh và OC) và sự thay đổi theo thời gian tại khu vực thí nghiệm:

pH: Môi trường đất khu vực nghiên cứu trung tính và thay đổi không đáng kể theo thời gian trồng cỏ với giá trị pH theo thời gian tại lô thực nghiệm trồng cỏ và không trồng cỏ lần lượt là 7,03 đến 6,75 và 6,93 đến 6,82 (Hình 3.11). Độ chua và độ kiềm của đất liên quan đến sự phát triển của cây trồng đã được nghiên cứu kỹ lưỡng. Độ pH của đất thường được sử dụng như một chỉ số về độ phì hóa học của đất và người ta tin rằng hầu hết các chất dinh dưỡng chính và phụ đều có sẵn và tốt nhất ở mức độ axit nhẹ [161] bởi vì đất hơi chua là tối ưu để cung cấp các chất dinh dưỡng đa lượng và vi lượng cho cây trồng [162]. Thông qua một số quá trình sinh học này,

rễ cây có khả năng tạo ra sự thay đổi độ pH trong vùng quyển rễ bằng cách giải phóng các proton (H^+) hoặc nhóm hydroxyl (OH^-) để duy trì cân bằng ion, tùy thuộc vào tình trạng dinh dưỡng của cây. Do đó, độ pH của vùng rễ có thể tăng hoặc giảm tùy thuộc vào các quá trình hiện tại và loại ion được giải phóng [163].



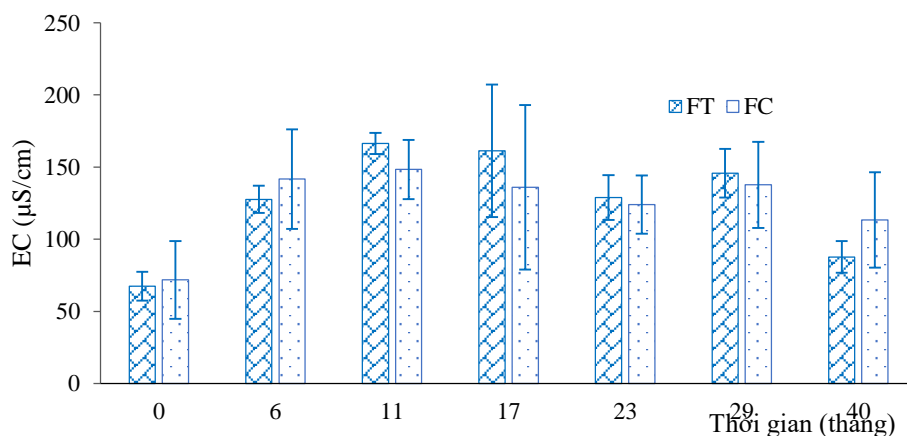
Hình 3. 11. Biến động của thế oxy hóa khử (Eh) và pH của đất khu vực thí nghiệm theo thời gian (kết quả từ Dự án PEER).

Thế oxy hóa khử (Eh): Giá trị Eh trong các lô thí nghiệm có xu hướng tăng theo thời gian đặc biệt chiếm ưu thế tại lô trồng cỏ. Eh trong đất dao động bình thường trong khoảng -300 đến $+900$ mV, đất ngập úng có Eh dưới $+350$ đến $+250$ mV và đất khô trên $+380$ đến $+400$ mV [136]. Đất bị khử nhiều trong khoảng từ -100 đến -300 mV [164]. Kết quả phân tích giá trị Eh tại hai nghiệm thức trồng cỏ và không trồng cỏ lần lượt là -115 mV đến -132 mV và -124 mV đến -132 mV (Hình 3.11). Điều này cho thấy đất khu vực thí nghiệm ở trạng thái bị khử và mức độ tăng dần theo thời gian thí nghiệm. Điều kiện khử này tạo điều kiện thuận lợi cho sự phát triển của vi khuẩn trong vùng quyển rễ [152]. Điều đó dẫn đến làm tăng quá trình phân giải các chất hữu cơ trong đất của vi sinh vật, do đó làm tăng khoáng chất và độ màu mỡ của đất. Trạng thái khử của đất chiếm ưu thế tại lô trồng cỏ được giải thích khả năng bơm oxy qua tế bào khí mô để tăng Eh trong vùng rễ của một số loài thực vật [165].

EC: Độ dẫn điện là một yếu tố quan trọng trong dung dịch dinh dưỡng và phản ánh tổng hàm lượng của các nguyên tố và vi lượng có sẵn cho cây trồng. Nhìn chung, mức EC thấp dẫn đến thiếu hụt chất dinh dưỡng và ức chế tăng trưởng, trong khi mức EC cao cản trở sự hấp thu chất dinh dưỡng bằng cách tăng áp suất thẩm thấu [166].

Mức EC tối ưu trong đất nằm trong khoảng 110-570 ($\mu\text{S}/\text{cm}$) phù hợp với cây trồng [151], giá trị EC trong cả hai nghiệm thức đều biến động theo thời gian, có xu hướng tăng lên trong giai đoạn đầu. Đối với lô trồng cỏ, giá trị EC dao động từ 127-169 $\mu\text{S}/\text{cm}$ và lô không trồng EC dao động từ 124 đến 148 $\mu\text{S}/\text{cm}$, đều đạt điều kiện tối ưu cho cây trồng phát triển (Hình 3.12). Tại lô trồng cỏ (FT) giá trị EC có chiều hướng tăng theo thời gian và dần ổn định, trong khi đó, lô không trồng cỏ (FC) dao động không nhiều và không sai khác so với thời điểm ban đầu.

Độ dẫn điện có liên quan chặt chẽ đến lượng dinh dưỡng sẵn có trong đất. Điều này có nghĩa là đất có giá trị EC cao hơn thường có khả năng giữ lại và cung cấp chất dinh dưỡng thiết yếu cho cây trồng cao hơn, trong khi đất có giá trị EC thấp có thể cho thấy sự thiếu hụt chất dinh dưỡng sẵn có, có thể tác động tiêu cực đến sự phát triển của cây trồng. Cây trồng phụ thuộc rất nhiều vào chất dinh dưỡng có trong đất [154]. Sự sẵn có của chất dinh dưỡng bị ảnh hưởng bởi nhiều yếu tố và thường liên quan đến nhau. Chúng bao gồm vật liệu đá gốc, kích thước hạt, hàm lượng mùn và nước, độ pH, độ thoáng khí, nhiệt độ, diện tích bề mặt rễ, hệ thực vật thân rễ và sự phát triển của nấm rễ [168]. Những thay đổi trong cấu trúc rễ có thể làm trung gian cho sự thích nghi của thực vật với đất, trong đó tăng lượng dinh dưỡng được hấp thu bằng cách tăng tổng diện tích bề mặt hấp thụ của hệ thống rễ [169]. Do đó, xu hướng giá trị EC tại nghiệm thức trồng cỏ cao hơn nghiệm thức không trồng cỏ do sự phát triển của hệ thống rễ bề mặt được hình thành từ cỏ Vetiver.



Hình 3. 12. Biến động của độ dẫn điện (EC) trong đất theo thời gian thí nghiệm (kết quả từ Dự án PEER).

+ OC: Giá trị OC biến động không nhiều và có xu hướng cao hơn vào mùa khô và thấp hơn vào mùa mưa. Giá trị OC dao động từ 0,55 % (OM = đến 1,25% tại lô thí nghiệm trồng cỏ và từ 0,63% (OM = 1.08) đến 1,06% ở lô thí nghiệm không trồng cỏ. Theo kết quả nghiên cứu của dự án tại khu vực nghiên cứu, thành phần chất hữu cơ trong đất tăng theo thời gian, cho thấy chất lượng đất đã được cải thiện do có thảm thực vật che phủ, đó là biện pháp bảo vệ và nâng cao chất lượng đất rất tốt [20].

Như vậy, có thể thấy cỏ Vetiver có tác dụng trong quá trình tạo mùn cho đất, tăng hàm lượng các chất hữu cơ trong đất, cũng như tăng khoáng chất và độ màu mỡ của đất.

3.2.2. Tác động của cỏ Vetiver lên hàm lượng dioxin trong đất khu vực nghiên cứu

a) Biến động của hàm lượng dioxin và 2,3,7,8-TCDD trong đất

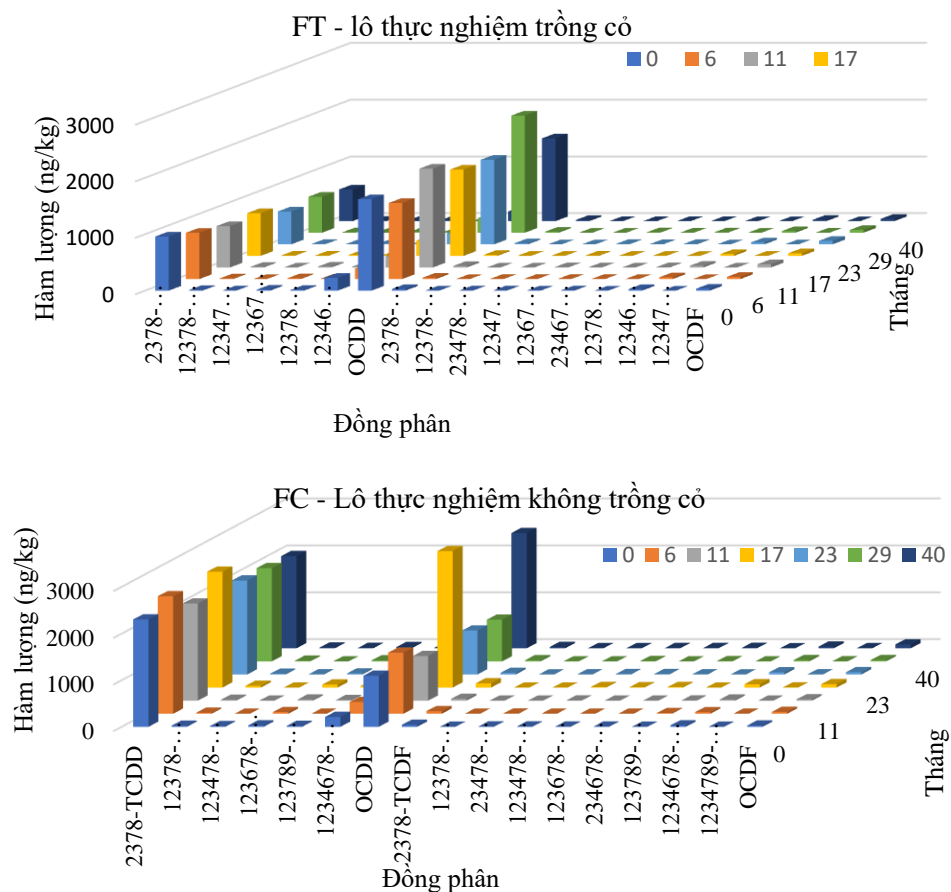
Hàm lượng dioxin trong đất 40 tháng nghiên cứu tại nghiệm thức trồng cỏ và không trồng cỏ của khu vực thực nghiệm ngoài trời trình bày trong Bảng 3.6 với tổng 7 đợt lấy mẫu với thời điểm lấy mẫu đầu tiên là D0 (10/2018) và thời điểm lấy mẫu thứ bảy là D6 (3/2022).

Bảng 3. 6. Kết quả hàm lượng dioxin trong mẫu đất khu vực thực nghiệm theo thời gian

Đợt lấy mẫu	2,3,7,8-TCDD (ng/kg mẫu khô)	TEQ _{who} (ng TEQ/kg mẫu khô)	%TCDD	Thời gian lấy mẫu	Thời gian
Lô thực nghiệm trồng cỏ (FT)					
D0	959±163	980±161	98%	10/2018	Bắt đầu
D1	820±158	840±156	98%	5/2019	Sau 6 tháng
D2	733±5	751±3	98%	10/2019	Sau 11 tháng
D3	758±31	773±32	98%	5/2020	Sau 18 tháng
D4	582±38	598±36	97%	10/2020	Sau 24 tháng
D5	638±54	653±55	98%	4/2021	Sau 29 tháng
D6	568±12	585±9	97%	3/2022	Sau 40 tháng
Lô thực nghiệm không trồng cỏ (FC)					
D0	2298±740	2333±737	98%	10/2018	Bắt đầu
D1	2289±607	2325±608	98%	5/2019	Sau 6 tháng

D2	2082±860	2111±865	98%	10/2019	Sau 11 tháng
D3	1928±837	1952±841	99%	5/2020	Sau 18 tháng
D4	2011±948	2039±949	98%	10/2020	Sau 24 tháng
D5	1993±921	2017±925	99%	4/2021	Sau 29 tháng
D6	1969±885	1998±881	98	3/2022	Sau 40 tháng

Kết quả dioxin theo từng đợt lấy mẫu cho thấy, hàm lượng dioxin trong mẫu đất của khu vực thực nghiệm ngoài trời tại lô trồng cỏ giảm dần theo thời gian (40 tháng) (Bảng 3.6, Hình 3.13). Tại thời điểm bắt đầu dự án, hàm lượng trung bình dioxin và 2,3,7,8-TCDD trong mẫu đất lô thực nghiệm trồng cỏ tại thời điểm khảo sát lần lượt là 980±161 (ng TEQ/kg đất khô) và 959±163 (ng/kg đất khô). Sau 40 tháng trồng cỏ Vetiver thì hàm lượng trung bình dioxin và 2,3,7,8-TCDD lần lượt là 585±9 (ng TEQ/kg đất khô) và 568±12 (ng/kg đất khô).



Hình 3. 13. Biến động của hàm lượng các đồng loại độc trong đất tại theo thời gian thí nghiệm.

Sự thay đổi về tổng hàm lượng dioxin và hàm lượng 2,3,7,8-TCDD trong đất theo thời gian trồng cỏ thể hiện qua hàm lượng dioxin ban đầu gần ngưỡng giới hạn cho phép 1200 (ng TEQ/kg đất khô) đối với đất công nghiệp, và giảm khoảng 40% so với hàm lượng ban đầu, đưa mức dioxin dưới ngưỡng cho phép đối với đất sử dụng cho mục đích công nghiệp.

Hàm lượng trung bình của tổng hàm lượng độc của dioxin và của 2,3,7,8-TCDD trong đất các lô thí nghiệm không trồng cỏ thay đổi không đáng kể. Tại thời điểm ban đầu, tổng hàm lượng độc trung bình của 2,3,7,8-TCDD và dioxin lần lượt là 2298 ± 740 ng /kg đất khô và 2333 ± 737 ng TEQ/kg đất khô. Sau 40 tháng thí nghiệm, các hàm lượng này giảm nhẹ xuống còn 1969 ± 885 ng /kg đất khô và 1998 ± 881 ng TEQ/kg đất khô. Tỷ lệ giảm hàm lượng dioxin ở các lô không trồng cỏ là khoảng 14%.

Ngược lại, tại các lô thí nghiệm trồng cỏ, hàm lượng dioxin trung bình giảm đáng kể hơn. Tỷ lệ hàm lượng dioxin trung bình sau 40 tháng trồng cỏ là khoảng 40%. Điều này cho thấy trồng cỏ Vetiver có tác dụng hiệu quả hơn trong việc giảm hàm lượng dioxin trong đất so với các lô không trồng cỏ.

b) Biến động tổng hàm lượng độc của dioxin và 2,3,7,8-TCDD trong rễ, chồi, và thân của cỏ Vetiver

Kết quả phân tích dioxin trong mẫu rễ và mẫu chồi được tổng hợp trong Bảng 4.2, cho thấy hàm lượng dioxin trung bình trong mẫu rễ tại thời điểm khảo sát (D0) là 116 ± 15 (ng TEQ/kg mẫu khô). Sau 6 tháng giá trị này tăng mạnh lên 998 ± 669 (ng TEQ/kg mẫu khô), và sau 11 tháng giảm xuống là 700 ± 341 (ng TEQ/kg mẫu khô). Dioxin đã được rễ hấp thụ từ đất, và sự hấp thụ này tăng mạnh trong 11 tháng đầu (đợt 1, 2) điều này có thể được giải thích bằng cơ chế của sự khuếch tán khi cỏ được chuyển đến trồng tại môi trường có hàm lượng dioxin cao. Hầu hết nghiên cứu đã chỉ ra rằng sự hấp thụ của chất hóa học hữu cơ từ rễ cây là thụ động và quá trình khuếch tán [117]. Sau đó, sự hấp thụ dioxin từ đất vào rễ tiếp tục xảy ra, nhưng có xu hướng giảm đáng kể từ thời điểm lấy mẫu D3 đến thời điểm lấy mẫu D6 với hàm lượng dioxin trung bình dao động từ 469 ± 139 (ng TEQ/kg mẫu khô) đến 406 ± 48 (ng TEQ/kg mẫu khô) (Bảng 3.7, Hình 3.14). Điều này có thể được giải thích do cơ

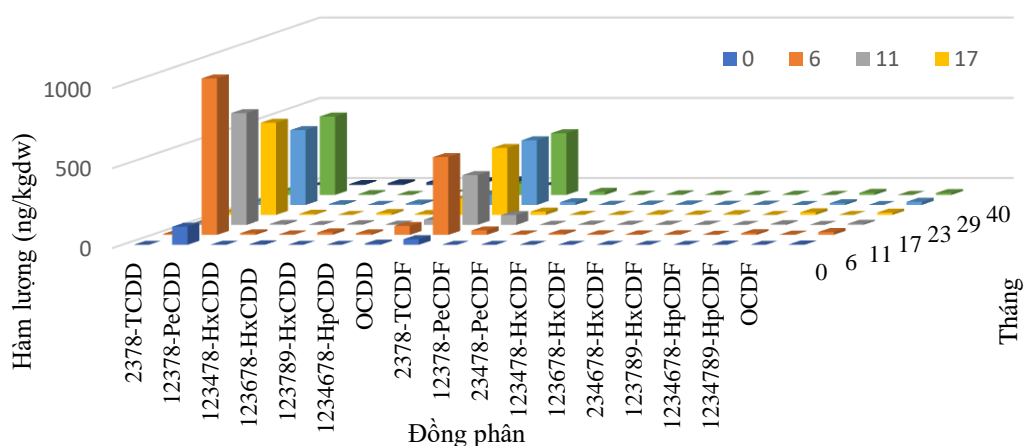
ché thích nghi của cỏ Vetiver, khi sự hấp thụ dioxin từ rễ bắt đầu đạt đến trạng thái cân bằng và ổn định.

Kết quả phân tích dioxin trong chồi và rễ và cũng như sự biến động hàm lượng dioxin (Bảng 3.7, Hình 3.14 và 3.15) cho thấy có sự vận chuyển của dioxin từ rễ lên chồi. Hàm lượng dioxin trong mẫu chồi thấp hơn rất nhiều so với mẫu rễ, tuy nhiên sự thay đổi hàm lượng trong chồi qua từng đợt mẫu cũng tương tự như trong mẫu rễ. Hàm lượng dioxin cao nhất trong mẫu chồi được ghi nhận tại đợt 1 và 2, với giá trị dioxin trung bình lần lượt là $8,12 \pm 2,86$ (ngTEQ/kg mẫu khô) và $5,51 \pm 2,83$ (ngTEQ/kg mẫu khô). Tổng hàm lượng dioxin được vận chuyển từ rễ lên chồi có quan hệ khá mật thiết với nhau, với hệ số tương quan $r = 0,55$, $p < 0,05$ (Hình 3.16).

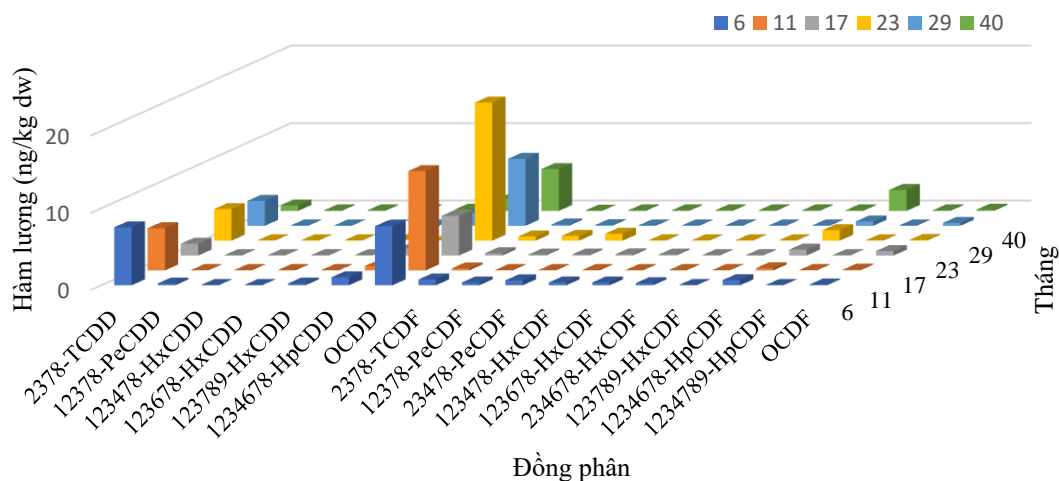
Bảng 3. 7. Biến động của hàm lượng dioxin trong mẫu rễ, thân và chồi của cỏ Vetiver tại lô thực nghiệm trồng cỏ theo thời gian (Số liệu từ Dự án PEER)

Đợt lấy mẫu	2,3,7,8-TCDD (ng/kg mẫu khô)	TEQ _{who} (ng TEQ/kg mẫu khô)	%TCDD
Hàm lượng dioxin trong rễ cỏ Vetiver theo thời gian			
D0	114±5	116±15	98
D1	978±663	998±669	98
D2	700±341	714±341	98
D3	577±74	591±72	98
D4	469±139	480±142	98
D5	491±145	502±147	98
D6	406±48	413±49	98
Hàm lượng dioxin trong chồi cỏ Vetiver theo thời gian			
D0	1,15±0,19	1,15±0,18	94
D1	7,53±2,19	8,12±2,86	100
D2	5,48±2,78	5,51±2,83	100
D3	1,54±0,45	1,59±0,45	97
D4	4,10±1,78	4,46±2,05	94
D5	3,24±1,73	3,29±1,74	98

Đợt lấy mẫu	2,3,7,8-TCDD (ng/kg mẫu khô)	TEQ _{who} (ng TEQ/kg mẫu khô)	%TCDD
D6	0,70±0,16	0,74±0.19	94
Hàm lượng dioxin trong thân cỏ Vetiver theo thời gian			
D4	0,52±0,49	0,53±0,48	91
D5	0,80±0,24	0,83±0,25	96



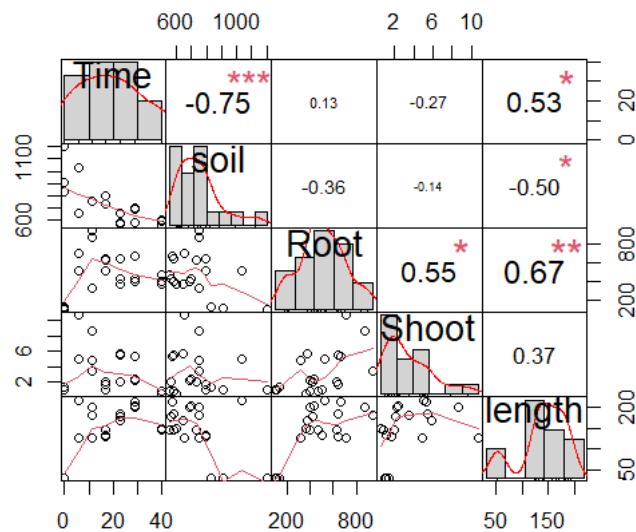
Hình 3. 14. Biểu đồ hàm lượng đồng loại độc dioxin trong rễ tại lô thực nghiệm trồng cỏ (Số liệu từ Dự án PEER).



Hình 3. 15. Biểu đồ hàm lượng đồng loại độc dioxin trong chồi tại lô thực nghiệm trồng cỏ (Số liệu từ Dự án PEER).

Mẫu thân lấy hai đợt là D4, D5 theo sự phát triển của cỏ, kết quả phân tích (Bảng 3.7) cho thấy vẫn còn hàm lượng dioxin trong mẫu thân, mặc dù ở mức thấp, điều này có thể cho thấy sự chuyển hóa dioxin từ chồi lên mẫu thân chưa hoàn toàn.

Như vậy, lượng dioxin hấp thụ bộ rễ dioxin khá cao tại thời điểm D1, D2 và hàm lượng rễ hấp thụ từ đất bắt đầu ổn định từ đợt lấy mẫu D3. Ngược lại hàm lượng dioxin trong chồi nhỏ nhưng sự thay đổi hàm lượng dioxin qua từng đợt mẫu tương đồng với sự thay đổi hàm lượng dioxin trong rễ qua từng đợt. Mối tương quan hàm lượng dioxin trong mẫu rễ và chồi đã được thiết lập từ đó sơ bộ nhận định sự chuyển hóa dioxin từ rễ lên chồi của cỏ Vetiver diễn ra với hệ số tương quan $r = 0,55$, $p < 0,05$ (Hình 3.16).



Hình 3. 16. Ma trận mối tương quan giữa hàm lượng dioxin trong đất, chồi và rễ cỏ và chiều cao thân của cỏ theo thời gian.

Mối tương quan giữa hàm lượng dioxin trong đất và cỏ Vetiver theo thời gian thể hiện trong Hình 3.16. Mối tương quan nghịch và có ý nghĩa thống kê giữa hàm lượng dioxin trong đất với thời gian thí nghiệm và sự phát triển chiều cao của cỏ Vetiver lần lượt là $r^2 = -0.75$, $p < 0,001$ và $r^2 = -0.50$, $p < 0,01$. Ngược lại, mối tương quan thuận và có ý nghĩa thống kê giữa hàm lượng dioxin trong rễ với chiều cao của cỏ Vetiver và với hàm lượng dioxin trong chồi cũng được ghi nhận trong thời gian thí nghiệm lần lượt là $r^2 = 0.67$, $p < 0,001$ và $r^2 = 0,55$, $p < 0,05$.

Theo các kết quả nghiên cứu trước đây, hầu hết các chất ô nhiễm hữu cơ khó phân hủy được thực vật hấp thụ vào rễ và vận chuyển lên lá khi chúng xâm nhập vào các mô. Mô hình và cơ chế hấp thụ, chuyển hóa chất hữu cơ khó phân hủy vào cây là chất hữu cơ đầu tiên được làm giàu ở bề mặt rễ và xâm nhập vào rễ cùng với nước. Sau khi xâm nhập chúng di chuyển về phía mô vận chuyển Xylem dọc theo không

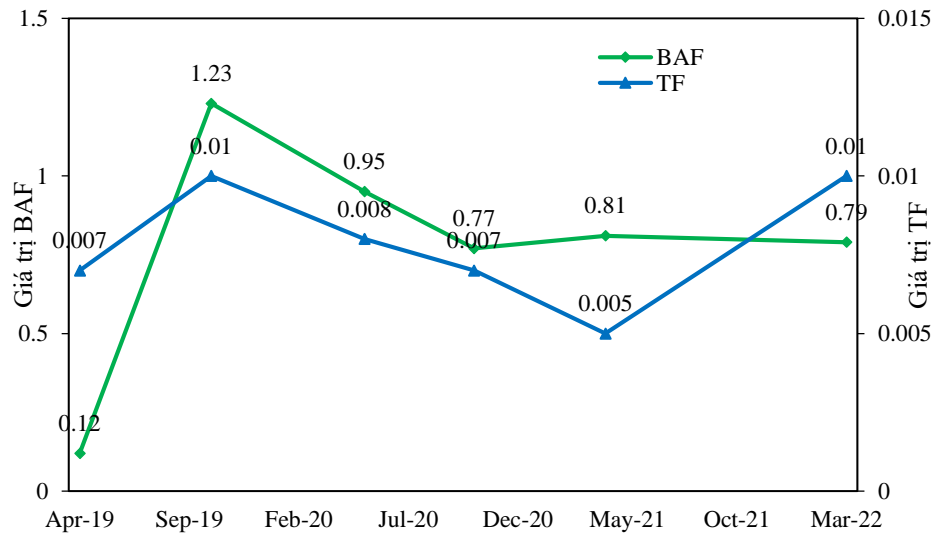
bào tự do hoặc tế bào [117]. Khi đó, enzyme đóng vai trò quan trọng trong quá trình giải độc trong thực vật. Tùy thuộc vào bản chất hóa học và hàm lượng của chất ô nhiễm hữu cơ xâm nhập vào tế bào thực vật, thời gian tiếp xúc và hoạt động của các enzyme giải độc trong thực vật, có thể giải độc hoàn toàn thông qua các phản ứng oxy hóa khử, thủy phân và hình thành các chất chuyển hóa tế bào và carbon dioxide [170]. Sự phân hủy chất ô nhiễm hữu cơ trong tế bào thực vật được thực hiện chủ yếu nhờ các enzyme oxy hóa. Về cơ bản, quá trình này bao gồm một số giai đoạn liên tiếp và kết thúc bằng việc giải phóng CO₂ [116].

c) Tích lũy sinh học và chuyển hóa của cỏ Vetiver đối với dioxin

Tỷ lệ giữa của hàm lượng dioxin trong rễ và trong đất của các thí nghiệm xử lý được sử dụng để tính chỉ số tích lũy sinh học (BAF) (Hình 3.17). Sau 6 tháng trồng cỏ Vetiver (tháng 4/2019), cây đã tích lũy sinh học dioxin từ đất vào rễ (BAF>1) và có xu hướng giảm xuống theo thời gian sau 12 tháng trồng cỏ.

Hệ số tích lũy sinh học (BAF) của cỏ Vetiver đối với dioxin theo thứ tự sau: Rễ > chồi, cho thấy loại cây này có thể xử lý các chất ô nhiễm thông qua quá trình phân hủy thực vật trong chồi và quá trình ổn định thực vật xảy ra trong hệ rễ. Giá trị BAF cao hơn của các mẫu rễ chứng tỏ rằng cơ chế ổn định thực vật là cơ chế chủ yếu được cỏ Vetiver thực hiện để loại bỏ các chất gây ô nhiễm như dioxin. Dioxin trong đất có thể được rễ cỏ Vetiver hấp thụ và chuyển từ rễ sang chồi. Rễ cỏ Vetiver có thể ăn sâu 2 m và rộng 25 cm trong nghiên cứu thực địa kéo dài 8 tháng [170]. Quá trình trao đổi chất có liên quan trực tiếp đến quá trình tổng hợp tinh dầu của cỏ Vetiver [171-72]. Nghiên cứu trước đây chỉ ra rằng cỏ Vetiver có lượng dầu trong rễ từ 5,12% đến 7,42% trọng lượng khô của rễ [173]. Cụ thể, lượng dầu trong rễ của cỏ trồng trong 6 tháng cao gấp 2 lần lượng dầu trong cỏ trồng trong 2 tháng và sau 6 tháng lượng dầu có xu hướng giảm [170], và dầu ở các đầu rễ thấp hơn ở thân rễ [174]. Ngoài ra còn có mối liên quan thuận giữa hàm lượng chất ô nhiễm hữu cơ và hàm lượng lipid trong rễ cây [175]. Sự tích lũy PCDD/Fs trong rễ từ dung dịch đất có thể được dự đoán bằng hàm lượng lipid có thể chiết xuất được trong rễ cây và sự hấp phụ ưa mỡ chi phối sự hấp thụ của rễ đối với dibenzofuran polychlorin (PCDD/Fs) từ dung dịch dinh dưỡng [97].

Hệ số vận chuyển (TF) được tính bằng tỷ số giữa sự tích lũy dioxin trong chồi và trong rễ. Giá trị TF ở lần lấy mẫu thứ hai cao hơn giá trị TF ở những lần lấy mẫu khác. Kết quả cũng cho thấy hệ số vận chuyển thấp hơn nhiều so với hệ số tích lũy sinh học. Tuy nhiên, mối tương quan thuận giữa hàm lượng dioxin trong chồi và rễ cỏ Vetiver đã được xác định ($r^2 = 0,55$, $p < 0,05$).



Hình 3. 17. Sự tích lũy sinh học và vận chuyển dioxin của cỏ Vetiver tại thí nghiệm ngoài trời.

Ngoài ra, hàm lượng dioxin trong chồi cỏ Vetiver tại thời điểm lấy mẫu lần đầu (tháng 4/2019) cao gấp 6,54 lần so với mẫu trắng (tháng 10/2018) (Hình 3.17). Điều đó thấy rằng có sự di chuyển của dioxin từ rễ sang chồi. Sự vận chuyển dioxin từ rễ sang chồi thông qua dòng thoát hơi nước [176]. Vai trò của các enzyme liên quan đến sự thoái hóa khác nhau trong quá trình giải độc ở thực vật [117] [177]. Các chất ô nhiễm hữu cơ xâm nhập vào tế bào thực vật, thời gian tiếp xúc và hoạt động của các enzym giải độc trong cây thì có thể giải độc hoàn toàn [170].

3.2.3. Tác động của cỏ Vetiver lên hàm lượng kim loại nặng trong đất khu vực nghiên cứu

Kết quả phân tích mẫu theo thời gian qua từng đợt lấy mẫu thể hiện tại Bảng 3.8 cho thấy:

Hàm lượng trung bình của Cd tại lô thực nghiệm trồng cỏ giảm theo thời gian, từ $11 \pm 6,73$ mg/kg (D0) đến $6,29 \pm 6,06$ mg/kg (D6) (Bảng 3.8); giảm mạnh sau 1,5

năm trồng cỏ, ở đợt lấy mẫu thứ 3 ($p < 0,05$). Ngược lại, đối với nghiệm thức không trồng cỏ FC, hàm lượng trung bình của Cd dao động trong khoảng $4,28 \pm 4,10$ mg/kg (D3) và $1,00 \pm 0,40$ mg/kg (D4) và sự sai khác qua các đợt lấy mẫu trong suốt thời gian thí nghiệm không có ý nghĩa về mặt thống kê ($p > 0,05$).

Hàm lượng trung bình của kẽm trong đất khu vực thí nghiệm giảm mạnh tại lô trồng cỏ, so với mẫu ban đầu (D0: 236 ± 80 mg/kg), bắt đầu từ lần lấy mẫu thứ 3 (D3; $p < 0,05$) và duy trì đến đợt lấy mẫu thứ sáu (D6: 138 ± 66 mg/kg). Như vậy, mức độ tồn lưu của kẽm trong đất cũng giảm theo thời gian thí nghiệm. Đối với lô thí nghiệm không trồng cỏ (FC), hàm lượng trung bình của kẽm biến động nhẹ, 117 ± 14 mg/kg ở đợt lấy mẫu D0, D1 và D2, và tăng nhẹ ở đợt lấy mẫu thứ tư 128 ± 59 mg/kg và giảm nhẹ ở các đợt lấy mẫu tiếp theo (D4 và D5) nhưng sự sai khác không có ý nghĩa về mặt thống kê ($p > 0,05$). Qua kết quả hàm lượng kẽm trong đất theo thời gian tại khu thực nghiệm cho thấy cỏ Vetiver tác động tích cực lên việc làm giảm nhẹ hàm lượng kẽm trong đất (Bảng 3.8).

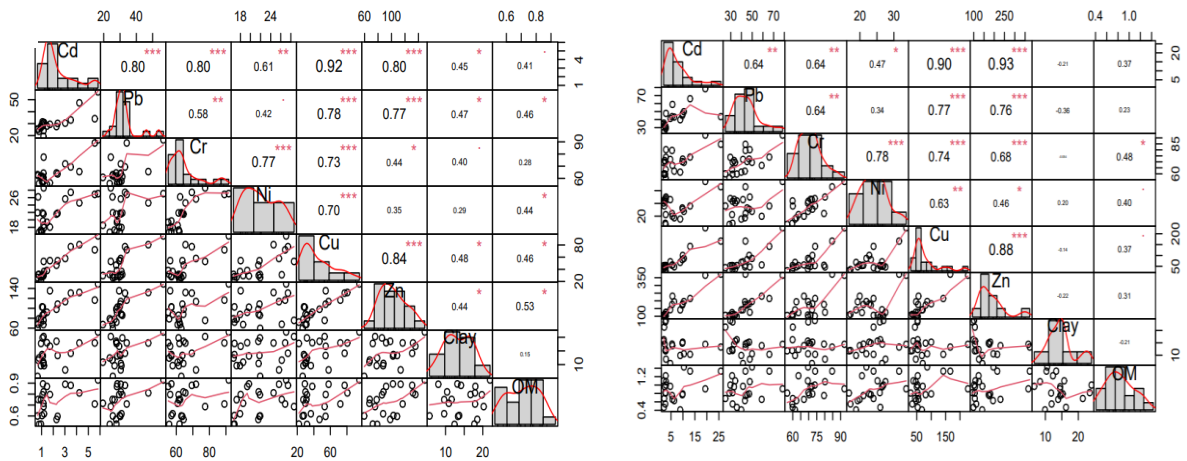
Theo tiêu chuẩn của WHO và Canada, hàm lượng Pb trong cả hai nghiệm thức (FT và FC) đều nằm trong phạm vi cho phép đối với đất lâm nghiệp. Hàm lượng Pb trong đất lô không trồng cỏ FC và lô trồng cỏ FT thay đổi theo thời gian lấy mẫu, tuy nhiên sự biến động này không đáng kể và không có sự sai khác về mặt thống kê ($p > 0,05$). Điều này có nghĩa là tác động của Vetiver lên hàm lượng Chì trong đất các lô thí nghiệm là không rõ ràng (Bảng 3.8).

Hàm lượng Cu tại nghiệm thức FT có xu hướng giảm theo thời gian nhưng cũng như lô đối chứng, sự biến động không rõ nét ($p > 0,05$). Tại lô trồng cỏ, hàm lượng đồng tại thời điểm ban đầu là 89 ± 32 mg/kg và đến đợt lấy mẫu thứ năm hàm lượng đồng còn lại trong đất là 74 ± 45 mg/kg. Đối với lô đối chứng, hàm lượng đồng trung bình tại thời điểm ban đầu là 56 ± 13 mg/kg và sau 40 tháng hàm lượng trung bình là 59 ± 30 mg/kg (Bảng 3.8).

Hàm lượng trung bình Cr tại nghiệm thức trồng cỏ dao động trong khoảng từ 68 – 81 mg/kg, trong khi đó ở nghiệm thức không trồng cỏ là 60 – 74 mg/kg. Hàm lượng trung bình của Crom (Cr) trong đất khu vực thực nghiệm không có xu hướng

giảm mà dao động nhẹ theo thời gian ở cả hai nghiệm thức ($p>0,05$), và điều này có nghĩa là cỏ Vetiver không có tác dụng làm giảm hàm lượng Cr trong đất (Bảng 3.8).

Tương tự như Cr, hàm lượng trung bình của niken (Ni) trong đất khu vực thí nghiệm thấp hơn giới hạn cho phép và dao động nhẹ theo thời gian ở cả lô trồng cỏ và đối chứng ($p>0,05$). Hàm lượng trung bình của Ni tại nghiệm thức trồng cỏ FT dao động trong khoảng 23 – 29 mg/kg, trong khi đó, tại nghiệm thức không trồng cỏ (FC) dao động trong khoảng 33-49 mg/kg nhưng không sai khác về mặt thống kê (Bảng 3.8), điều này cũng có nghĩa là cỏ Vetiver không có ảnh hưởng gì đến hàm lượng Ni trong đất.



Hình 3. 18. Ma trận mối tương quan giữa kim loại nặng với sự phân bố phần hạt và vật chất hữu cơ theo thời gian thí nghiệm.

Tại lô không trồng cỏ tồn tại mối tương quan thuận giữa nồng độ kim loại nặng và sự phân bố thành phần sét và chất hữu cơ. Ngược lại, trong thí nghiệm trồng cỏ, không có sự tương quan thuận giữa một số kim loại (Cd, Pb, Zn và Cu) với sự phân bố thành phần hạt sét và vật chất hữu cơ (Hình 3.18). Tuy nhiên, hàm lượng kim loại nặng trong trầm tích và vật chất hữu cơ (OM) có mối tương quan thuận [178]. Sự hiện diện của chất hữu cơ trong đất là một yếu tố có lợi, chủ yếu nhờ khả năng hấp phụ vượt trội của nó, đặc biệt liên quan các chất ô nhiễm khác nhau bao gồm cả kim loại nặng [179]. Điều này chứng tỏ cỏ Vetiver có khả năng loại một số kim loại nặng (Cd, Zn và Cu).

Bảng 3.8. Hàm lượng trung bình của nguyên tố kim loại trong đất tại lô thực nghiệm FT và FC theo thời gian lấy mẫu

Lô thực nghiệm	Đợt lấy mẫu	Thời gian	Tháng	Cadimi mg/kg	Crom mg/kg	Niken mg/kg	Chì mg/kg	Đồng mg/kg	Kẽm mg/kg
FT	D0	10/2018	0	11±6,73	78 ± 4,24	25 ± 2	41± 5,14	89 ± 32	236 ± 80
	D1	4/2019	6	11 ± 5,48	81 ± 9,89	29 ± 7	68 ± 8,41	131 ± 64	255 ± 89
	D2	9/2019	11	11 ± 7,14	75 ± 0,68	28 ± 2	63 ± 15	93 ± 32	220 ± 73
	D3	5/2020	18	6,72 ± 4,10	75 ± 3,56	24 ± 2	45 ± 11	54 ± 19	158 ± 46
	D4	10/2020	24	4,99 ± 2,51	78 ± 5,77	26 ± 2	44 ± 7,3	60 ± 8	136 ± 26
	D5	4/2021	29	4,76 ± 2,12	80 ± 8,14	23 ± 3	32 ± 2,26	67 ± 30	135 ± 9
	D6	3/2022	40	6,29±6,06	68±7	23±4	41±22	74±45	138±66
FC	D0	10/2018	0	2,28 ± 0,65	60 ± 3,72	20 ± 1,64	34 ± 6,33	56 ± 13	117 ± 14
	D1	5/2019	6	2,46 ± 1,25	73 ± 2,78	25 ± 4,57	36 ± 2,29	83 ± 54	107 ± 20
	D2	9/2019	11	3 ± 1,74	72 ± 0,68	24 ± 3,03	48 ± 15	52 ± 21	106 ± 39
	D3	5/2020	18	4,28 ± 4,10	72 ± 6,42	24 ± 5	46 ± 11	56 ± 21	128 ± 59
	D4	10/2020	24	1 ± 0,40	67 ± 2,06	21 ± 2,85	49 ± 16	29 ± 1,49	74 ± 13
	D5	4/2021	29	3,17 ± 1,90	74 ± 10	23 ± 3	34 ± 4	48 ± 13	110 ± 17
	D6	3/2022	40	2,73±2,69	77±18	25±6	33±19	59±30	97±39

3.2.4. Hiệu quả xử lý dioxin và một số kim loại nặng trong đất của cỏ Vetiver tại khu vực nghiên cứu

Đánh giá hiệu quả xử lý ô nhiễm dioxin và kim loại trong đất của cỏ Vetiver có thể được đánh giá qua lượng chất ô nhiễm được loại bỏ khỏi môi trường đất thông qua công nghệ xử lý. Một phần chất ô nhiễm có thể được loại bỏ khỏi đất thông qua xử lý, trong khi phần còn lại của chất ô nhiễm thường được đo để tính tỷ lệ loại bỏ với công thức sau [180]:

$$\text{Tỷ lệ loại bỏ (\%)} = (1 - A/B) \times 100 \quad (8)$$

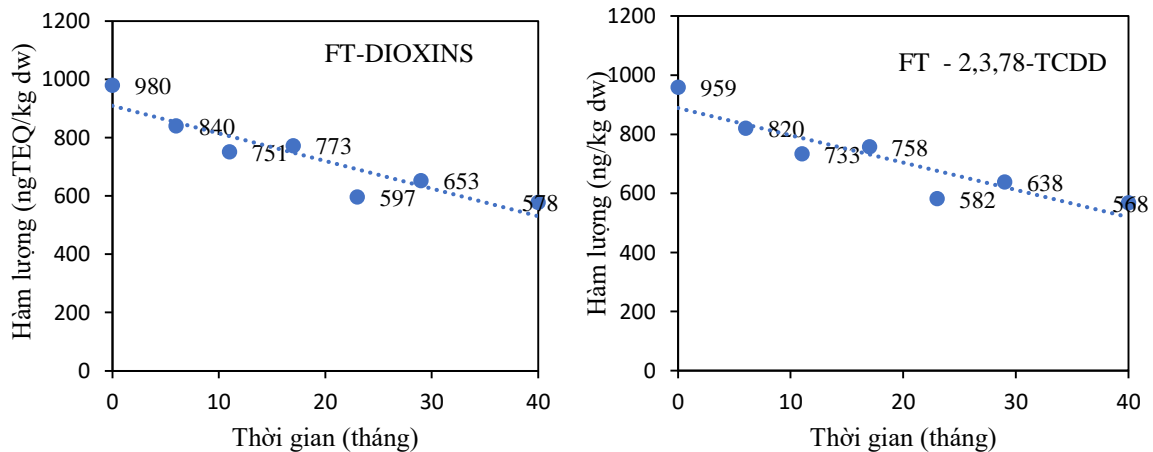
Trong đó:

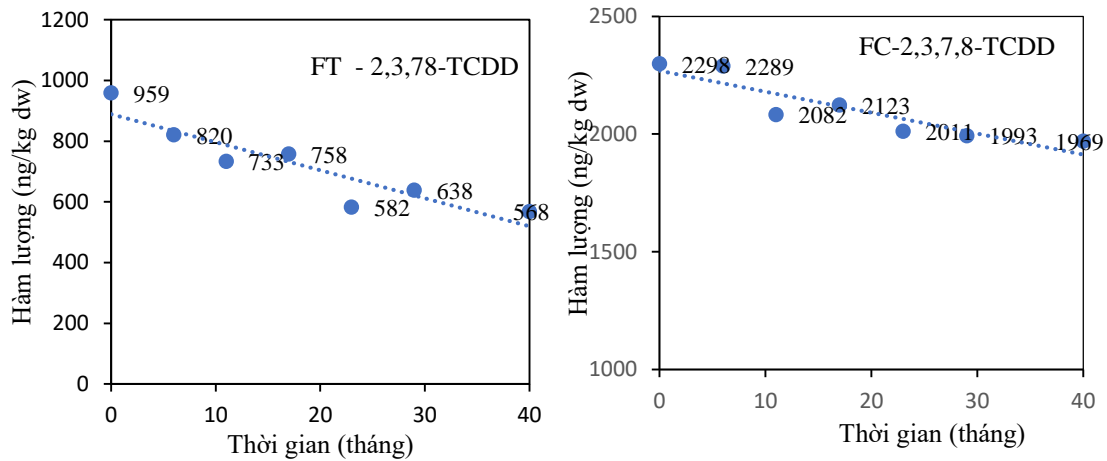
A là phần còn lại của chất ô nhiễm sau khi xử lý;

B là tổng lượng chất ô nhiễm trước khi xử lý;

a) Hiệu quả xử lý dioxin của cỏ Vetiver trong đất nhiễm dioxin

Cỏ Vetiver có tác dụng trong việc xử lý ô nhiễm dioxin cũng như chất 2,3,7,8-TCDD trong đất khu thí nghiệm (Hình 3.19). Hàm lượng dioxin và đồng loại độc 2,3,7,8-TCDD trong nghiệm thức trồng cỏ và không trồng cỏ đều có xu hướng giảm dần theo thời gian với tốc độ giảm nhanh hơn và mức độ giảm sâu hơn tại nghiệm thức trồng cỏ. Thành phần sét tại hai nghiệm thức trồng cỏ và không trồng cỏ có sự khác biệt và có liên quan đến hàm lượng dioxin trong đất. Đất trong lô trồng cỏ có tỷ lệ sét tăng dần theo thời gian với hệ số tương quan $r^2 = 0,65$ còn đối với lô không trồng cỏ tỷ lệ sét có sự dao động theo thời gian với hệ số tương quan rất nhỏ $r^2 = 0,12$ (Hình 3.10).





Hình 3. 19. Sự thay đổi hàm lượng 2,3,7,8-TCDD và tổng hàm lượng dioxins.

Hàm lượng dioxin trong đất tại lô thí nghiệm không trồng cỏ (FC) đã thay đổi do dioxin bị mưa rửa trôi hoặc xảy ra quá trình quang hóa [181]. Sự thay đổi hàm lượng dioxin trong đất tại lô FC cũng bị ảnh hưởng bởi lượng mưa. Nồng độ dioxin của các lô này có tương quan nghịch với tổng lượng mưa với các giá trị tương quan ma trận lần lượt là $r^2 = -0,976$, $p < 0,01$. Ngoài ra, những nghiên cứu trước đây cũng chỉ ra rằng cỏ Vetiver có khả năng chống xói mòn và rửa trôi bề mặt [182-183].

Hơn thế nữa, độ bền kết cấu đất ướt (WAS) cũng là một trong những yếu tố quan trọng đánh giá khả năng chống xói mòn của đất [184] đã được đánh giá trong dự án. Tại khu vực nghiên cứu, các lô thí nghiệm trồng cỏ có xu hướng tăng nhanh kết cấu đất ướt (WAS) so với thời điểm khảo sát ban đầu. Tại thời điểm khảo sát, độ bền kết cấu đất ướt là 4%, sau đó tăng mạnh ngay sau 6 tháng trồng cỏ và duy trì tương đối ổn định trong suốt thời gian thí nghiệm. Ngược lại, đối với nghiệm thức không trồng cỏ, độ bền kết cấu đất ướt có dao động trong thời gian trồng cỏ. Kết luận được đưa ra với vai trò của cỏ Vetiver trong việc gia tăng độ bền kết cấu đất ướt [20]. Độ bền cố kết ướt của đất tăng lên sẽ giúp giảm xói mòn, rửa trôi đất mang theo các chất ô nhiễm là dioxin lan tỏa ra khu vực lân cận. Như vậy, cỏ Vetiver chứng tỏ có hiệu quả xử lý dioxin trong đất trong thời gian thí nghiệm.

Cỏ Vetiver có khả năng làm giảm nhẹ ô nhiễm dioxin trong đất tại khu vực Pacer Ivy, sân bay quân sự Biên Hòa một cách hiệu quả. Lượng dioxin trong đất khu vực thí nghiệm được loại bỏ khoảng 41% (Bảng 3.9) sau 40 tháng nghiên cứu tại lô trồng cỏ theo tính toán dựa trên công thức (8).

Bảng 3.9. Phần trăm loại bỏ dioxin trong đất nhiễm dioxin của cỏ Vetiver

Đợt mẫu	Thời gian	TEQ _{who} (ng TEQ/kg mẫu khô)	2,3,7,8-TCDD (ng/kg mẫu khô)	Hiệu quả giảm hàm lượng (%)	
				TEQ _{who}	2,3,7,8-TCDD
D0	10/2018	980±161	959±163	0	0
D1	4/2019	840±156	820±158	14,5	14,5
D2	10/2019	751±3	733±5	23,4	23,5
D3	5/2020	773±32	758±31	21,2	21,0
D4	10/2020	598±36	582±38	39,0	39,3
D5	4/2021	653±55	638±54	33,4	33,5
D6	3/2022	585±9	568±12	40	41

Kết quả nghiên cứu cho thấy việc ứng dụng công nghệ thực vật, cụ thể là sử dụng cỏ Vetiver cho xử lý ô nhiễm dioxin trong đất ở điều kiện tự nhiên có tính khả thi cao. Hiệu quả xử lý dioxin trong đất tốt nhất của cỏ Vetiver trong 12 tháng trồng cỏ đầu tiên (Bảng 3.9) sau đó chậm dần. Hàm lượng dioxin 5 tháng đầu tiên trồng cỏ là 840±156 (ng TEQ/kg mẫu khô) giảm 14% và sau 12 tháng trồng cỏ hàm lượng dioxin trong đất ở mức 751±3 (ng TEQ/kg mẫu khô) giảm 23,4%.

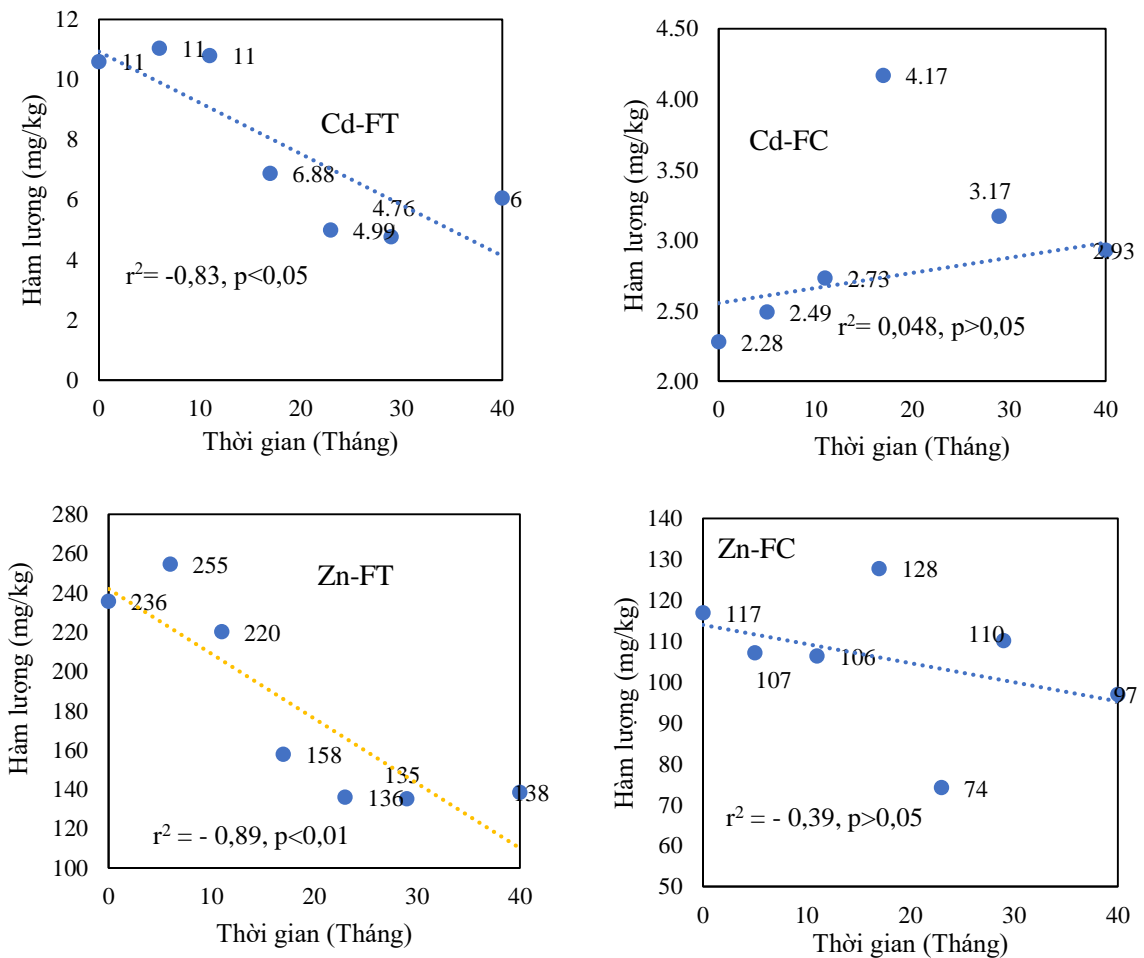
b) Hiệu quả xử lý kim loại nặng của cỏ Vetiver trong đất nhiễm dioxin

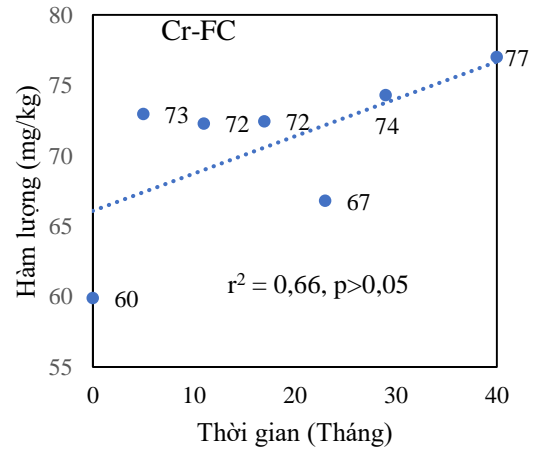
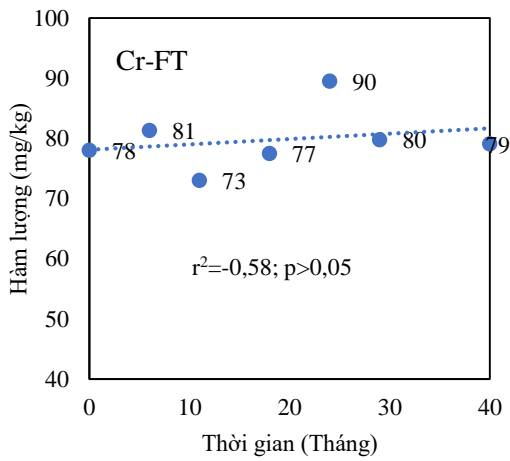
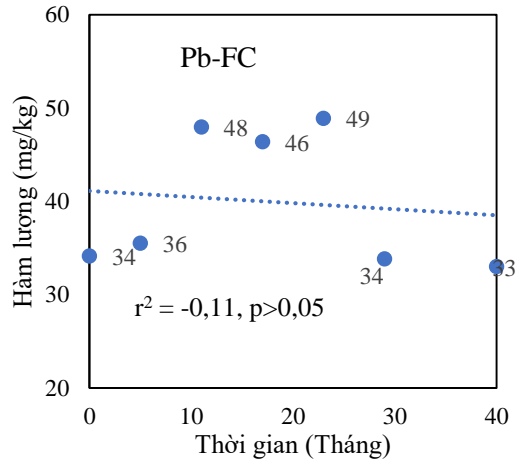
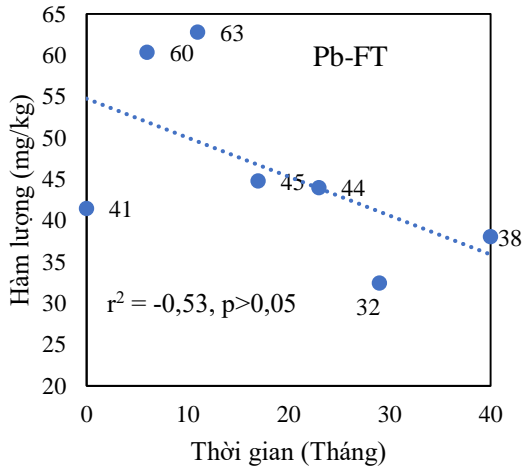
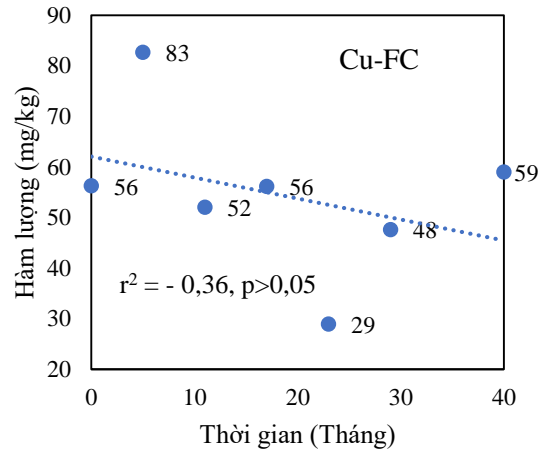
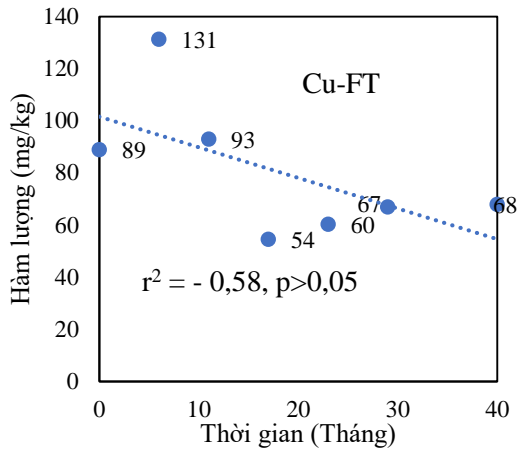
Hiệu quả của cỏ Vetiver trong việc giảm thiểu và ngăn chặn sự di chuyển của các kim loại nặng Cadimi (Cd) trong đất rất rõ nét trong 40 tháng nghiên cứu (Hình 3.20). Đối với các nghiệm thức trồng cỏ FT, hàm lượng Cd giảm dần theo thời gian với hệ số tương quan $r = -0,83$, $p < 0,05$. Ngược lại, đối với nghiệm thức không trồng cỏ (FC), Cadimi có xu hướng tăng nhẹ, với hệ số tương quan $r = 0,048$, $p > 0,05$. Ngoài ra, Chất hữu cơ trong đất, oxyhydroxit của Fe, Al và Mn và các khoáng sét là ba chất hấp phụ Cd chính trong đất [185], kết hợp với thành phần sét tại nghiệm thức trồng cỏ nhiều hơn thành phần sét tại nghiệm thức không trồng cỏ có thể chứng minh được cỏ Vetiver loại bỏ được Cd ra khỏi đất.

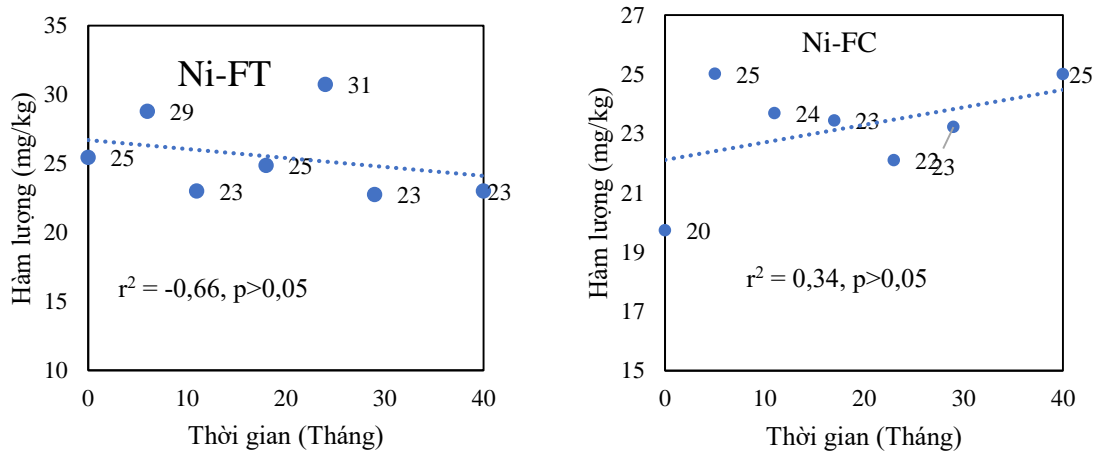
Một kim loại nặng khác được loại bỏ đáng kể tại khu vực nghiên cứu đó là kẽm (Zn). Trái ngược với xu thế hàm lượng của Cd, hàm lượng của Zn tại hai lô trồng cỏ và không trồng cỏ đều có xu thế giảm, tuy nhiên hàm lượng kẽm tại nghiệm

thức không trồng cỏ giảm nhẹ với hệ số tương quan rất nhỏ $r = -0,39$, $p > 0,05$, trong khi hàm lượng Zn tại lô trồng cỏ giảm rõ rệt với hệ số tương quan $r = -0,89$, $p < 0,01$. Điều này có thể thấy được sự ảnh hưởng của cỏ Vetiver lên việc làm giảm nhẹ hàm lượng kẽm trong đất (Hình 3.20).

Kết quả phân tích pha kim loại nặng trong đất có thể giải thích tại sao cỏ Vetiver lại có tác động đến sự thay đổi hàm lượng kim loại nặng trong đất tại khu nghiên cứu. Ở nghiệm thức FT (gồm FT1, FT2 và FT3) cho thấy phần trăm hàm lượng Cd trong các pha F1, F2 chiếm ưu thế, lần lượt là 55 – 61%, 25 – 33%, và tại pha F3, F4 lần lượt là 7 - 9% và 5 - 7%. Ngoài ra, phần trăm hàm lượng của kẽm trong các pha F1, F2, F3 và F4 lần lượt chiếm 24–35%, 23–26%, 13–16% và 28-34% trong tổng hàm lượng Zn (Hình 3.8). Điều này phản ánh rằng Cd và Zn chủ yếu xuất hiện ở dạng ion trao đổi, các ion trao đổi được cây hấp thụ một cách dễ dàng [186]. Vì lý do này, hàm lượng cadmium và kẽm đã giảm đáng kể nhờ cỏ Vetiver.





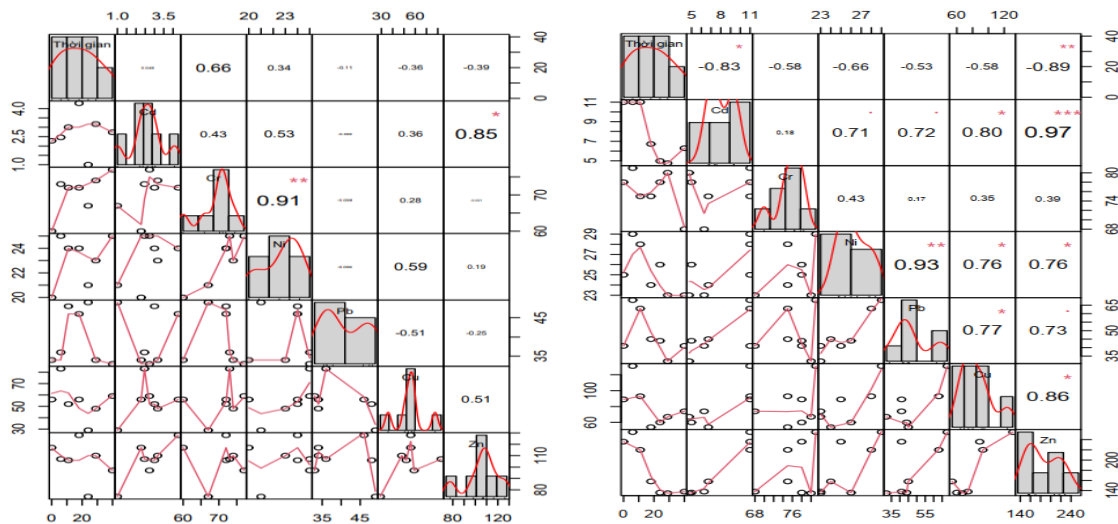


Hình 3. 20. Tương quan giữa hàm lượng các kim loại nặng và thời gian thí nghiệm tại 02 nghiệm thức.

Ngoài tác động của cỏ Vetiver lên hàm lượng Cd và Zn trong đất khu vực thực nghiệm thì hàm lượng đồng (Cu) và chì (Pb) trong đất khu vực thí nghiệm ngoài trời cũng có xu hướng giảm dần theo thời gian tại các lô trồng cỏ với hệ số tương quan yếu, lần lượt $r = -0,58, p > 0,05$ và $r = -0,53, p > 0,05$ và không có ý nghĩa về mặt thống kê. Trong khi hàm lượng Pb dao động với hàm lượng trung bình tại các lô trồng cỏ (FT) giảm dần từ $41 \pm 5,14$ mg/kg tại đợt khảo sát (D0) xuống $32 \pm 2,26$ mg/kg tại đợt lấy mẫu thứ năm (D5) và hàm lượng 41 ± 22 mg/kg ở đợt lấy mẫu tiếp theo. Ngược lại, tại nghiệm thức không trồng cỏ (FC) xu hướng dao động hàm lượng chì từ $34 \pm 6,33$ mg/kg (D0) đến 49 ± 16 mg/kg (D4) và giảm về 33 ± 19 mg/kg (D6) với hệ số tương quan $r = 0,109, p > 0,05$, không có ý nghĩa về mặt thống kê. Điều này có thể giải thích qua phần trăm dạng tồn tại của Pb và Cu ở dạng khử cao hơn (đến 41% với Cu và 59% với Pb). Oxit Fe–Mn đóng vai trò bồn chứa tự nhiên đối với Cu và Pb. Các ion Fe và Mn có thể bị khử trong nước lỗ rỗng trong quá trình hình thành sớm bằng các phản ứng oxi hóa khử qua trung gian vi sinh vật [123]. Điều đó cũng có nghĩa là Pb và Cu có thể linh động và tính khả dụng sinh học. Tuy nhiên, Pb sẽ chỉ được linh động trong điều kiện suboxic [187].

Hàm lượng niken (Ni), crôm (Cr) trong đất không bị tác động của cỏ Vetiver (Hình 3.20). Hàm lượng Ni trong nghiệm thức trồng cỏ xu hướng giảm nhẹ theo thời gian từ 25 ± 2 mg/kg xuống 23 ± 4 mg/kg, đối với nghiệm thức không trồng cỏ hàm lượng Ni dao động nhẹ từ $20 \pm 1,64$ mg/kg đến 25 ± 6 mg/kg và hệ số tương quan tại

hai nghiệm thức rất nhỏ $r = -0,578, p > 0,05$ (FT), $r = 0,636, p > 0,05$ (FC), không có ý nghĩa về mặt thống kê. Hàm lượng Cr tại lô thực nghiệm trồng cỏ có xu hướng giảm nhẹ $78 \pm 4,24$ mg/kg đến 68 ± 7 mg/kg (FT) và tăng nhẹ tại lô thực nghiệm không trồng cỏ từ $60 \pm 3,72$ mg/kg đến 77 ± 18 mg/kg (FC). Điều này có thể được giải thích bằng tính ít linh động và ít phân rã của Ni – Cr [188] do đó không bị tác động bởi cỏ Vetiver. Hơn nữa, Ni (80-89%) và Cr (84-90%) có thể được coi là gần như bất động do tỷ lệ phần trăm của các nguyên tố này trong phần còn lại cao (bao quanh khoáng vật), trong khi đó Ni và Cr liên kết với axit hòa tan (F1) và chất khử (F2) chiếm tương ứng là 3-6%, 0% và 3-7%, 1-2% (Hình 3.8). Các kim loại này liên kết mạnh với khoáng vật và các kim loại thành phần kháng ở pha F4 có tính ổn định khá cao và khả dụng sinh học thấp [189]. Có thể giải thích rằng cỏ Vetiver không hấp thụ được hàm lượng của cả hai kim loại



Hình 3.21. Ma trận tương quan Pearson giữa biến kim loại nặng và thời gian trồng cỏ tại khu vực thí nghiệm ngoài trời.

Hàm lượng Cd và Zn giảm đáng kể khi xử lý cỏ Vetiver còn các kim loại khác sự thay đổi theo thời gian không có ý nghĩa về mặt thống kê. Như vậy, cỏ Vetiver chỉ có tác dụng loại bỏ Cadmium và Kẽm trong đất ở nghiệm thức FT. So sánh số liệu thu được tại ô FC qua các thời kỳ lấy mẫu, tổng hàm lượng các kim loại vết có biến động theo thời gian, tuy nhiên không nhiều và không có ý nghĩa về mặt thống kê (Bảng 3.8 và Hình 3.21).

Tác động của cỏ Vetiver đến hàm lượng kim loại nặng trong đất được thể hiện rõ ràng đối với Cd, Zn (Hình 3.20). Tổng hàm lượng trung bình của cadmium giảm đáng kể 43%, tiếp theo là kẽm với các giá trị tương ứng là 41% (Bảng 3.10). Thực vật có thể tích lũy và đối phó với tác động của hàm lượng kim loại bên trong cao bằng cách điều chỉnh hệ thống thích nghi và chống oxy hóa. Hệ thống này được kích hoạt để đối phó với các tác động xấu gây ra bởi các chất oxy hóa và các gốc tự do [111].

Thời gian trồng cỏ 40 tháng, hàm lượng các kim loại nặng giảm mạnh sau 1 năm trồng cỏ (Bảng 3.10). Hàm lượng các kim giảm mạnh bắt đầu từ đợt lấy mẫu thứ tư D3 với hàm lượng Cd giảm 44% và hàm lượng Zn giảm 37% trong đất trong thời gian nghiên cứu.

Bảng 3.10. Phần trăm loại bỏ kim loại nặng trong đất nhiễm dioxin của cỏ Vetiver

Đợt mẫu	Thời gian	Cadimi	Kẽm	Hiệu quả giảm hàm lượng (%)	
		mg/kg	mg/kg	Cadimi	Kẽm
D0	10/2018	11±6,73	236 ± 80	0	0
D1	5/2019	11 ± 5,48	255 ± 89	0	-8
D2	10/2019	11 ± 7,14	220 ± 73	0	7
D3	5/2020	6,72 ± 4,10	158 ± 46	44	37
D4	10/2020	4,99 ± 2,51	136 ± 26	55	46
D5	4/2021	4,76 ± 2,12	135 ± 9	57	43
D6	3/2022	6,29 ± 6,06	138±66	43	41

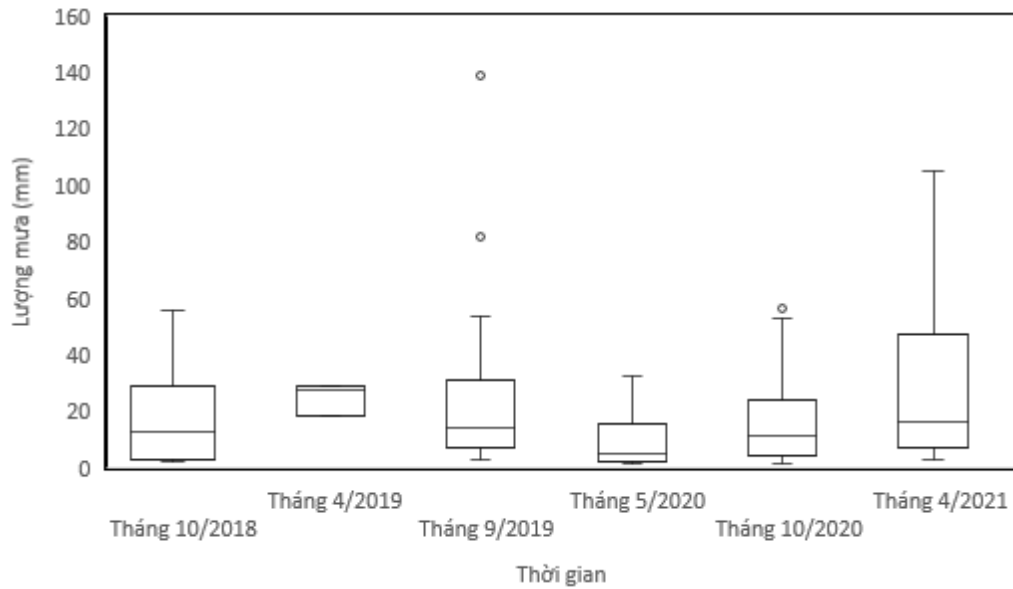
Kết quả phân tích mẫu đất, chồi, rễ và thân tại khu vực thí nghiệm trồng cỏ Vetiver trong thời gian nghiên cứu 40 tháng cho thấy cỏ Vetiver đã loại bỏ hiệu quả dioxin và một số kim loại nặng trong đất (Cd và Zn). Đối với dioxin, so với thời điểm ban đầu hàm lượng dioxin đã giảm 41% sau 40 tháng trồng cỏ. Đối với kim loại nặng, Vetiver loại bỏ hiệu quả nhất là Cd (43%), tiếp đến là kẽm (41%) sau 40 tháng. Thời gian cỏ Vetiver xử lý dioxin hiệu quả nhất là 1 năm đầu tiên sau khi trồng cỏ, sau đó hiệu quả xử lý chậm lại. Còn đối với kim loại nặng, thời điểm giảm mạnh nhất sau 1 năm trồng cỏ.

3.2.5. Quá trình sinh trưởng của cỏ Vetiver và quy trình công nghệ xử lý ô nhiễm dioxin và ô nhiễm khác trong đất bằng cỏ Vetiver

a) Đánh giá sự thay đổi quá trình sinh trưởng

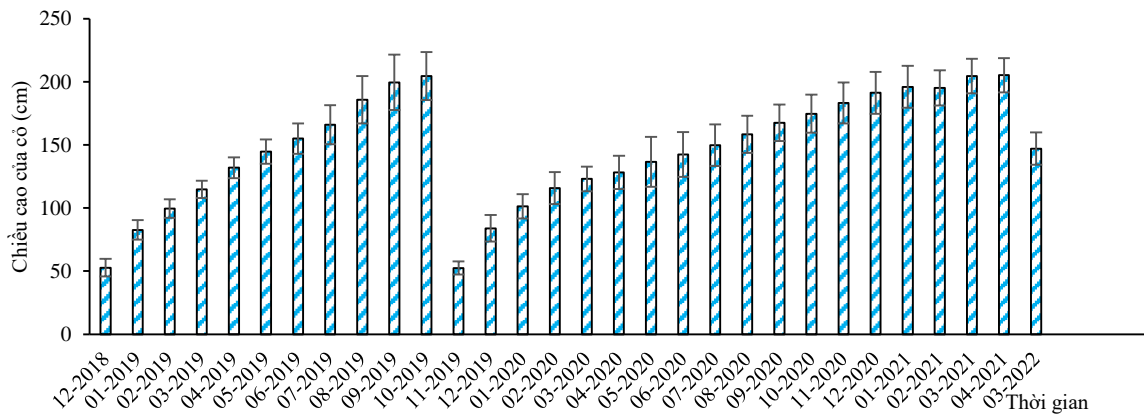
Sự sinh trưởng được quan trắc hàng tháng trong suốt quá trình tiến hành thí nghiệm. Sinh trưởng của cỏ là quá trình phát triển tự nhiên của cây cỏ từ giai đoạn hạt giống cho đến khi cây đạt đến kích thước và trạng thái mà cây có thể hoàn thành các chức năng sinh học chính, như hấp thụ nước và chất dinh dưỡng từ môi trường, tổng hợp chất hữu cơ, và sinh sản. Qua các số liệu quan trắc cho thấy, sau 7 đến 8 tháng trồng cỏ thì cỏ Vetiver bắt đầu trở hoa, thời gian trở hoa kéo dài khoảng 3 tháng. Sau 11 tháng được trồng, thì cỏ đạt chiều cao tối đa khoảng 2,2 m. Đây là thời kỳ phát triển tốt nhất của cỏ Vetiver. Sau 10 đến 15 tháng cỏ bắt đầu già và xuất hiện thân khô, đây là giai đoạn thoái hóa và cũng là chu kỳ sinh học tự nhiên của giống cỏ này trên các môi trường đất bình thường khác. Chu kỳ sinh trưởng tiếp theo bắt đầu tháng 11/2019 tương ứng với đợt lấy mẫu thứ ba. Điều này cho thấy cứ mỗi năm cỏ Vetiver lại bắt đầu chu kỳ sinh trưởng mới của chúng và để thêm nhiều nhánh mới. Sau đợt lấy mẫu thứ 3, tiến hành cắt ngắn cỏ để ở chiều cao 25-30cm nhằm thúc đẩy quá trình sinh trưởng. Tuy nhiên tốc độ tăng trưởng về chiều cao của cỏ trong những năm tiếp theo không đạt được như năm đầu tiên (Hình 3.23).

Hiệu quả xử lý dioxin của cỏ Vetiver cũng được đánh giá trong mối tương quan với sự sinh trưởng của cỏ và hàm lượng dioxin trong mẫu rễ và mẫu đất tại nghiệm thức trồng cỏ theo thời gian. Nghiên cứu trước đây chỉ ra rằng cỏ Vetiver phát triển mạnh sau khi trồng từ 2 đến 8 tuần, sau 8 tuần cỏ phát triển chậm lại và khoảng từ 12 đến 16 tuần gần như không thay đổi [186]. Tại khu vực thí nghiệm, cỏ Vetiver sinh trưởng và phát triển mạnh trong vòng 7 tháng đầu tiên, sau đó chậm lại và khô héo ở những tháng sau. Chiều cao của cỏ tính đến thời điểm đợt lấy mẫu lần 2 (5/2019) khoảng 1,5 m, đạt đến 2/3 chiều cao sinh trưởng của cỏ và cũng là thời gian sinh trưởng mạnh nhất. Đối với thời điểm lấy mẫu lần 3 (10/2019) chiều cao sinh trưởng của cỏ Vetiver là cao nhất với chiều cao đạt được khoảng 2,2 m. Sinh trưởng cỏ mạnh nhất sau 7 tháng và 12 tháng tương ứng với lượng mưa trung bình lớn nhất vào tháng 9 đến giữa tháng 10/2019, chiều cao lớn nhất trong các đợt lấy mẫu (21,42 mm) (Hình 3.22).



Hình 3. 22. Lượng mưa trung bình tại cho từng đợt lấy mẫu

Tại thời điểm cỏ sinh trưởng mạnh thì hàm lượng dioxin trung bình trong rễ là 998 ± 669 (ng TEQ/kg mẫu khô) và 714 ± 341 (ng TEQ/kg mẫu khô) tương ứng với hàm lượng dioxin trong chồi là $8,12 \pm 2,16$ (ng TEQ/kg mẫu khô) và $5,51 \pm 2,83$ (ng TEQ/kg mẫu khô), đây cũng là thời gian mà cỏ phát triển tốt nhất.



Hình 3. 23. Chiều cao của cỏ Vetiver tại các lô thực nghiệm theo thời gian.

Sự ảnh hưởng này còn được nhận thấy rõ qua quá trình sinh trưởng và phát triển cỏ trong các năm tiếp theo. Hàm lượng dioxin trong chồi thấp nhất đợt lấy mẫu thứ 4 (5/2020) với giá trị $1,59 \pm 0,45$ (ng TEQ/kg mẫu khô), đây là thời điểm sau vài tháng cỏ được cắt tương ứng với độ cao trung bình của cỏ là 1,2m. Sau đó, hàm lượng trong chồi tiếp tục tăng trong những đợt lấy mẫu tiếp theo với giá trị lần lượt $4,10 \pm 1,78$ (ng TEQ/kg mẫu khô) và $3,24 \pm 1,73$ (ng TEQ/kg mẫu khô) tương ứng với

độ cao trung bình của cỏ 1,7m và 2,05m. Sau 12 tháng tính từ thời điểm cỏ được cắt để thúc đẩy quá trình sinh trưởng thì lượng dioxin trung bình được chuyển hóa lên chồi cao hơn ($1,54 \pm 0,45$ (ng TEQ/kg mẫu khô) – $4,10 \pm 1,78$ (ng TEQ/kg mẫu khô) giai đoạn tiếp theo đến 4/2021, thời điểm cỏ không được cắt bỏ ($4,10 \pm 1,78$ (ng TEQ/kg mẫu khô) – $3,24 \pm 1,73$ (ng TEQ/kg mẫu khô) (Bảng 3.7). Điều này cho thấy sự sinh trưởng phát triển của cỏ ảnh hưởng trực tiếp đến quá trình hấp thụ chất ô nhiễm [105].

b) Năng suất chất xanh và sinh khối cỏ

Năng suất chất xanh và sinh khối cỏ cho ta thấy khả năng hấp thụ và tích lũy chất ô nhiễm cũng như sự phát triển của cỏ trong môi trường ô nhiễm trong quá trình thí nghiệm.

Năng suất chất xanh và sinh khối cỏ tăng mạnh trong giai đoạn đầu và đạt đỉnh sau 11 tháng tương ứng 972 tấn/ha và 551 kg khô/100m² (Bảng 3.11). Điều này cho thấy giai đoạn 11 tháng cỏ phát triển mạnh mẽ nhất và cũng là thời điểm phát triển tốt nhất của cỏ tương ứng đặc điểm sinh trưởng của cỏ Vetiver. Sự giảm dần của năng suất chất xanh cũng như sinh khối cỏ ở các thời điểm sau được ghi nhận tại khu vực thí nghiệm. Sau 40 tháng trồng cỏ, năng suất chất xanh và sinh khối cỏ lần lượt là 428 tấn/ha và 242 kg khô/100m². Sự giảm dần sinh khối cỏ trong các đợt lấy mẫu tiếp theo do cỏ được tiến hành cắt sau đợt lấy mẫu thứ 3 (11/2019) để thúc đẩy quá trình sinh trưởng của cỏ và do đặc điểm chu kỳ sinh trưởng phát triển của cỏ Vetiver.

Bảng 3. 11. Năng suất chất xanh và sinh khối cỏ theo thời gian thí nghiệm

Thời gian (tháng)	Trọng lượng trung bình của khóm cỏ (kg)	Tổng số khóm cỏ (khóm)	Năng suất chất xanh (tấn/ha)	a-hệ số khô trung bình của cỏ	Sinh khối cỏ (kg khô/100m ²)
6	2,9	1944	572	0,17	324
11	5	1944	972	0,17	551
18	3	1944	583	0,17	330
24	3,5	1944	680	0,17	386
29	4,6	1944	894	0,17	507
40	2,2	1944	428	0,17	242

Các kết quả cho thấy rằng cỏ phát triển mạnh mẽ nhất trong giai đoạn đầu, đặc biệt là từ 6 đến 11 tháng. Thời điểm này là lúc cỏ có khả năng xử lý ô nhiễm hiệu quả nhất do sự tích lũy sinh khối và chất xanh cao.

c) Quy trình công nghệ trồng cỏ Vetiver trong xử lý ô nhiễm dioxin và ô nhiễm khác

Quy trình công nghệ xử lý ô nhiễm dioxin và ô nhiễm khác trong đất bằng cỏ Vetiver cũng như quy trình trồng và chăm sóc cỏ Vetiver được xây dựng dựa trên đặc điểm sinh học, phương pháp, kiến thức trồng và chăm sóc cỏ Vetiver thông thường kết hợp với điều kiện và kết quả thực tế sau thời gian thí nghiệm. Các quy trình này được thể hiện Hình 3.25.

* Quy trình gồm 3 bước chính:

Bước 1: Xác định khu vực xử lý

+ Chuẩn bị: Việc làm việc với các bên liên quan trước khi tiến hành xử lý ô nhiễm bằng cỏ là một phần quan trọng của quy trình xử lý và đảm bảo sự thành công của dự án. Các bên liên quan như chính quyền địa phương, cơ quan quản lý môi trường, chủ đất, và cộng đồng địa phương có thể cung cấp thông tin quan trọng về tình trạng ô nhiễm, điều kiện địa phương, và các yêu cầu pháp lý cần tuân thủ. Việc thu thập thông tin này giúp định rõ mục tiêu và phương pháp xử lý phù hợp.

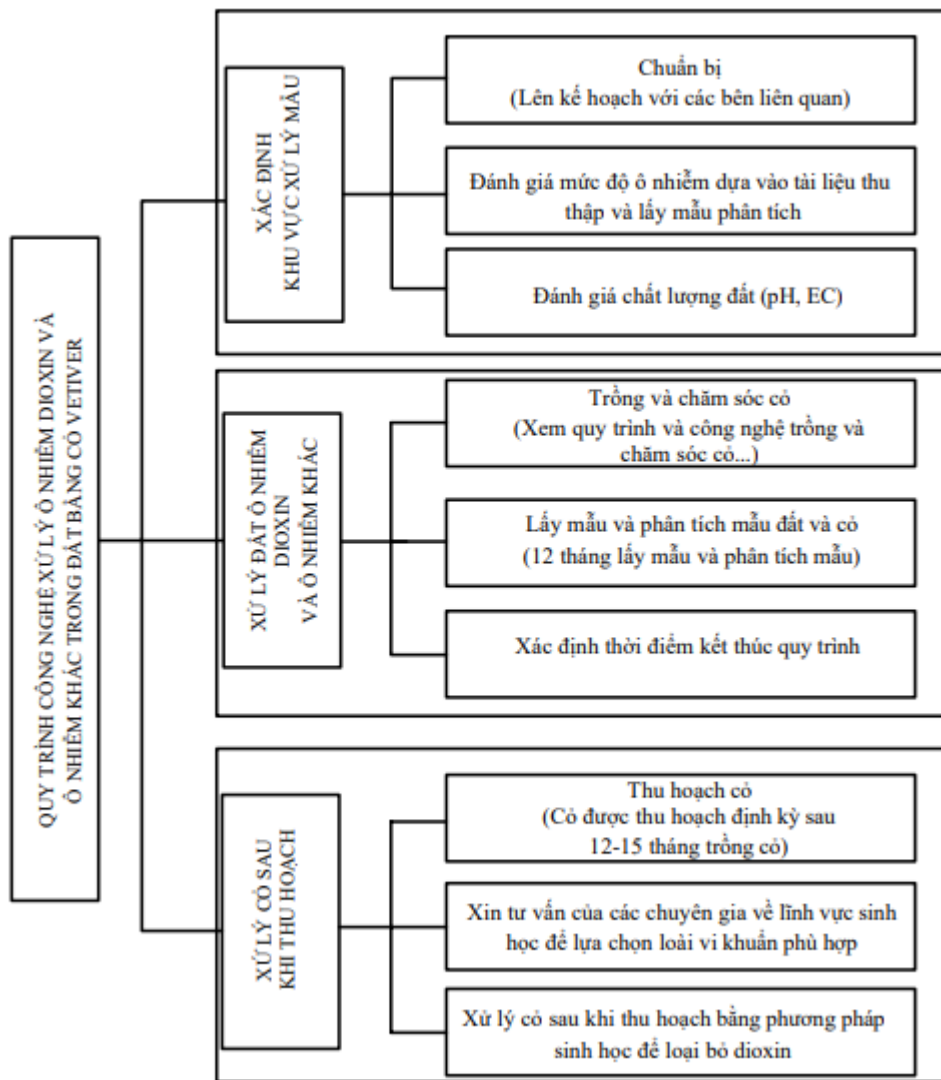
+ Đánh giá mức độ ô nhiễm: Việc xác định hàm lượng ô nhiễm trong đất trước khi xử lý là cực kỳ quan trọng vì nó cung cấp thông tin cơ bản và quan trọng để lập kế hoạch và thực hiện biện pháp xử lý ô nhiễm môi trường hiệu quả.

+ Đánh giá chất lượng đất: Đánh giá chất lượng đất trước khi trồng cỏ giúp đảm bảo điều kiện phát triển tốt của thực vật. Độ pH của đất ảnh hưởng đến khả năng hấp thụ chất dinh dưỡng và sự hoạt động của vi sinh vật trong đất. Cỏ Vetiver có thể chống chịu trong điều kiện đất với dải giá trị pH lớn từ 3,5-12,5. Tuy nhiên với môi trường đất với độ pH = 5,5-6,5 [190] là môi trường tối ưu cho cỏ phát triển.

Bước 2: Xử lý đất ô nhiễm dioxin và ô nhiễm khác

+ Lấy mẫu định kỳ: Lấy mẫu theo chu kỳ sinh trưởng của cây cỏ (12 tháng) giúp theo dõi sự phát triển của cây cỏ và hiệu quả của chúng trong quá trình xử lý ô

nhiễm. Thông qua việc đo lường nồng độ chất ô nhiễm trong cây cỏ và đất, ta có thể đánh giá được khả năng hấp thụ và loại bỏ chất ô nhiễm của cây cỏ trong suốt quá trình sinh trưởng. Đồng thời ta có thể xác định thời điểm tối ưu cho việc thu hoạch cỏ và đánh giá sự tiến triển của dự án xử lý ô nhiễm bằng cỏ theo thời gian.



Hình 3. 24. Quy trình công nghệ xử lý dioxin và ô nhiễm khác trong đất bằng cỏ Vetiver.

+ Thời điểm kết thúc quy trình: Để xác định thời điểm kết thúc quá trình xử lý đất ô nhiễm dioxin và các chất ô nhiễm khác, chúng ta cần so sánh hàm lượng dioxin trong rễ cây với hàm lượng dioxin trong môi trường đất. Một số nghiên cứu đã chỉ ra rằng sự hấp thụ của các chất hóa học hữu cơ từ rễ cây là thụ động và là quá trình khuếch tán [109]. Khi sự khác biệt giữa nồng độ chất ô nhiễm trong đất và rễ

giảm dần và tiệm cận với mức cân bằng, điều này cho thấy cây đã hấp thụ một lượng đáng kể các chất ô nhiễm từ đất và sự khuếch tán bắt đầu giảm. Tại thời điểm này, Sự tiệm cận này cho thấy sự khuếch tán của chất ô nhiễm từ đất vào rễ đã đạt tới mức cân bằng động, và quá trình hấp thụ của cây có thể giảm đi đáng kể. Do đó, đây là thời điểm được xem là dấu hiệu hoàn thành quá trình xử lý đất ô nhiễm. Tuy nhiên, đối với cỏ Vetiver, sự hấp thụ vào cây sẽ được các vi sinh vật nôi sinh và enzyme phân giải, do vậy, quá trình hấp thụ dioxin vào cây vẫn sẽ tiếp diễn. Như vậy, thời điểm để kết thúc thí nghiệm khi lượng dioxin trong đất giảm đến ngưỡng an toàn theo QCVN.

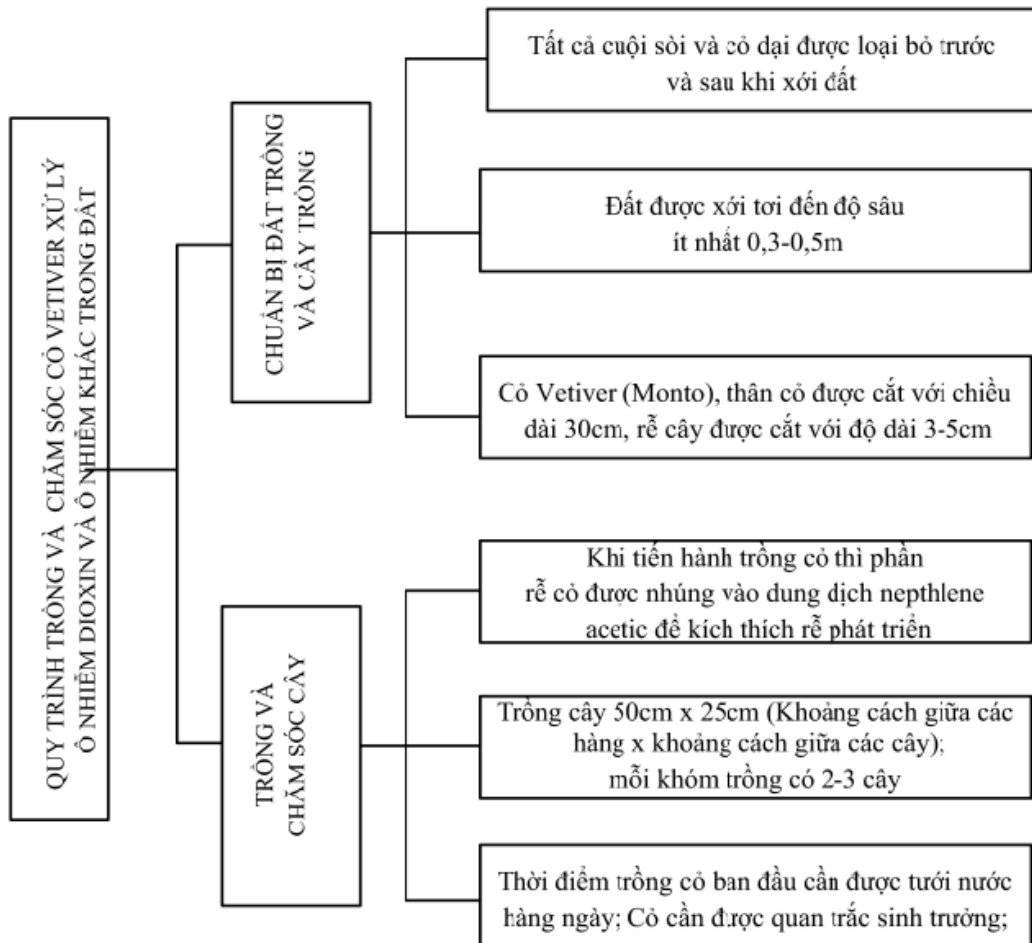
Bước 3: Xử lý cỏ sau khi thu hoạch

Trong giai đoạn từ 10 đến 15 tháng sau khi trồng, cây Vetiver thường trải qua một giai đoạn phát triển mạnh mẽ và tích lũy năng lượng từ môi trường xung quanh [106]. Trong thời kỳ này, hệ rễ của cây có thể phát triển mạnh mẽ và sâu xuống đất, tạo nên một mạng lưới rễ phức tạp và mạnh mẽ. Hệ rễ sâu có khả năng giữ chặt đất, giảm thiểu sự xói mòn và cải thiện sự thoát nước trong đất. Các rễ sâu cũng cung cấp sự ổn định cho cây, giúp nó chống lại những tác động môi trường như gió lớn hoặc mưa lớn. Đồng thời, sau 10-15 tháng, cỏ Vietiver thường đã đạt được kích thước và trạng thái phát triển lý tưởng để thu hoạch định kỳ.

Cỏ Vetiver sau khi thu hoạch nên được xử lý bằng phương pháp sinh học. Một số vi khuẩn có khả năng phân hủy dioxin hiệu quả trong đất cũng như trong cây trồng, như các loài thuộc nhóm *Pseudomonas* đã được nghiên cứu [191-192]. Tuy nhiên, do nhóm *Pseudomonas* bao gồm nhiều loài khác nhau, việc lựa chọn loài phù hợp để phân hủy dioxin trong cây cỏ đòi hỏi sự hợp tác chặt chẽ giữa các nhà khoa học trong lĩnh vực sinh học bởi vì quá trình này có thể đòi hỏi các phương pháp tiếp cận đa ngành, từ nghiên cứu vi sinh vật đến sinh thái học và kỹ thuật sinh học, nhằm tối ưu hóa khả năng phân hủy dioxin và đảm bảo an toàn cho môi trường và sức khỏe con người.

Phân bố ô nhiễm dioxin trong đất là không đồng đều, vì vậy trước khi trồng cỏ, cần tiến hành xới và trộn đều. Việc xới đất và trộn đều giúp phân phối chất ô

niêm trên diện tích đất một cách đồng đều hơn. Điều này giúp đảm bảo rằng cây cỏ sẽ tiếp xúc với lượng chất ô nhiễm tương đối nhất định trên toàn bộ khu vực trồng. Ngoài ra, đất được trộn đều giúp tăng khả năng hấp thụ di dưỡng và chất ô nhiễm, tạo điều kiện tối ưu cho vi sinh vật và hệ thống cây cỏ có thể phát triển và hoạt động. Điều này giúp tối ưu hóa hiệu quả của quá trình xử lý.



Hình 3.25. Quy trình trồng và chăm sóc cỏ Vetiver khi tiến hành xử lý ô nhiễm dioxin và ô nhiễm khác trong đất.

KẾT LUẬN

Kết luận

Trên cơ sở những phân tích, đánh giá kết quả nghiên cứu về đặc điểm lý hóa của đất, hàm lượng dioxin và một số kim loại nặng trong đất thí nghiệm tại khu vực Pacer Ivy, sân bay quân sự Biên Hòa, Đồng Nai, luận án đưa ra một số kết luận như sau:

1. Đất nhiễm dioxin trong khu vực nghiên cứu là đất cát thịt sét trung tính, với sự phân bố thành phần cát chiếm ưu thế $58,05 \pm 0,4\%$, cấu trúc kém và khô cằn với chất hữu cơ thấp $OM = 1,44 \pm 0,41$, là môi trường không thích hợp với sự phát triển của cây trồng. Tuy nhiên, cỏ Vetiver đã phát triển rất tốt trong điều kiện này, với chiều cao trung bình lớn nhất của cỏ là 2,2 m. Vetiver đã giúp cải thiện tính chất đất, cụ thể độ mùn của đất tăng lên và kích thích quá trình phân giải các chất hữu cơ.
2. Hàm lượng dioxin trong đất khu vực nghiên cứu phân bố không đồng đều, dao động từ 830 (ngTEQ/kg mẫu khô) đến 3065 (ngTEQ/kg mẫu khô), gần ngưỡng và vượt quá ngưỡng cho phép đối với đất sử dụng cho mục đích công nghiệp theo Quy chuẩn Việt Nam (QCVN 45:2012/BTNMT) và tiêu chuẩn Quốc tế. Trong đó, đồng loại độc 2,3,7,8 – TCDD chiếm từ 97 đến 99% lượng dioxin; điều này chứng tỏ rằng dioxin tồn lưu trong môi trường đất khu vực nghiên cứu có nguồn gốc từ chất da cam bị chảy tràn do quá trình dồn dịch, rửa máy bay trong chiến tranh. Bên cạnh đó, một số kim loại nặng như Cd, Cr, Cu, Ni, Pb và Zn tồn lưu trong đất, với mức độ nhiễm bẩn rất nặng của Cd và mức độ nhiễm bẩn trung bình của các kim loại Cr, Cu, Ni, Pb và Zn.
3. Cỏ Vetiver đã chứng tỏ được tính hiệu quả trong việc loại bỏ dioxin tồn lưu trong môi trường đất tại khu vực nghiên cứu ($r^2 = -0,75$, $p < 0,001$). Hiệu suất xử lý hiệu quả nhất của cỏ Vetiver đối với dioxin là trong năm đầu tiên trồng cỏ, với hàm lượng dioxin trong đất có thể giảm đến 23,4%. Sự phát triển và sinh trưởng cỏ ảnh hưởng trực tiếp đến hiệu suất xử lý ô nhiễm ($r^2 = -0,5$,

$p < 0,05$). Hơn thế nữa, cỏ Vetiver cũng loại bỏ Cd ($r^2 = -0,83$, $p < 0,05$) và Zn ($r^2 = -0,89$, $p < 0,01$) trong đất rất hiệu quả. Sau 40 tháng trồng cỏ hàm lượng Cd và Zn trong đất được loại bỏ lần lượt đến 43 % và 41 %.

Kiến nghị

Dựa trên kết quả nghiên cứu về đặc điểm đất nhiễm dioxin tại sân bay quân sự Biên Hòa và tác động của cỏ Vetiver lên đặc điểm đó đề tài mở ra hướng nghiên cứu cần tiếp tục, cụ thể như sau:

1. Sự tồn lưu của dioxin trong đất không đồng nhất đã được làm sáng tỏ theo các kết quả phân tích mẫu đất lấy tại khu vực thí nghiệm. Lượng tồn lưu dioxin không đồng đều do bị chảy tràn trong quá trình dồn dịch và vận chuyển các chất da cam trong chiến dịch Hand Ranch. Điều này cho thấy cần có sự đánh giá chi tiết tại các khu vực có hàm lượng dioxin cao có thể đưa ra hiện trạng ô nhiễm ở mức độ chi tiết trên toàn bộ diện tích. Từ đó có thể tính toán các chi phí và phương án xử lý một cách phù hợp các vùng ô nhiễm dioxin với các mức độ khác nhau nhằm tiết kiệm chi phí.
2. Sử dụng cỏ Vetiver để xử lý kim loại nặng và dioxin trong đất nhiễm dioxin đã được chứng minh trong môi trường đất ô nhiễm trung bình. Vì vậy, nghiên cứu trong thời gian tới có thể tiến hành triển khai trong các khu vực đất có hàm lượng dioxin cao.

Nghiên cứu này đề xuất tiếp tục thực hiện một đề tài mới liên quan đến xử lý đất ô nhiễm dioxin với hàm lượng cao bằng cỏ Vetiver kết hợp với phương pháp xử lý sinh học. Nghiên cứu sẽ tập trung vào so sánh hiệu quả kinh tế của việc xử lý dioxin trong đất kết hợp phương pháp xử lý sinh học trong quá trình trồng cỏ, so với việc sử dụng phương pháp sinh học sau khi thu hoạch cỏ. Bằng cách so sánh hai phương pháp xử lý khác nhau, nghiên cứu nhằm mục đích đánh giá hiệu quả của cỏ Vetiver trong việc hấp thụ và loại bỏ dioxin khỏi đất. Đồng thời, nghiên cứu cũng sẽ đánh giá khả năng tiết kiệm chi phí và tài nguyên khi kết hợp phương pháp xử lý sinh học trong quá trình trồng cỏ so với việc áp dụng phương pháp sinh học sau khi thu hoạch cỏ.

TÀI LIỆU THAO KHẢO

Tài liệu tham khảo trong nước:

1. USAID (2016). *Báo cáo đánh giá môi trường Ô nhiễm điôxin tại sân bay Biên Hòa.*
2. Ngô Thị Thuý Hường (2016). *Báo cáo nghiên cứu khả năng giảm nhẹ ô nhiễm chất độc hoá học/dioxin của cỏ Vetiver – áp dụng thử nghiệm tại sân bay Biên Hoà.*
3. Nguyễn Hùng Minh (2015). *Báo cáo nghiên cứu xác định độ tồn lưu và lan toả của dioxin nguồn gốc từ chất da cam tại Biên Hoà và Đà Nẵng và sự khác biệt đặc trưng của dioxin từ nguồn phát thải khác; đề xuất giải pháp ngăn chặn.*
4. Đồng Nai – Wikipedia tiếng Việt. https://vi.wikipedia.org/wiki/Đồng_Nai, 30/10/2023.
5. Nguyễn Ngọc Quỳnh (2017). *Báo cáo điều tra đánh giá sơ bộ tài nguyên nước dưới đất trên địa bàn TP. Biên Hòa, tỉnh Đồng Nai.*
6. Cục thống kê Đồng Nai (2022). *Niên giám thống kê tỉnh Đồng Nai 2022.* Chính phủ Việt Nam.
7. Nguyễn Kỳ Phùng, Lê Thị Phụng, Huỳnh Lưu Trùng Phùng, Trần Xuân Hoàng, Lê Ngọc Tuấn (2017). Xu thế biến đổi một số yếu tố khí tượng thủy văn tại tỉnh Đồng Nai. Tạp chí Khoa học và Biến đổi khí hậu, số 2- tháng 6/2017.
8. Cục thống kê Đồng Nai (2013). *Niên giám thống kê tỉnh Đồng Nai 2013.* Chính phủ Việt Nam.
9. Lê Kế Sơn (2013). *Báo cáo tổng thể về tình hình ô nhiễm Dioxin tại ba điểm nóng: Sân bay Biên Hòa, Đà Nẵng và Phù Cát.* 191.
10. UBND Tỉnh Đồng Nai, Sở Tài Nguyên Và Môi Trường, 2011, Quan Trắc Chất Độc Dioxin Khu Vực Xung Quanh Sân Bay Biên Hòa.
11. Trung tâm Quan trắc Kỹ thuật Môi trường Đồng Nai. 2013a. Báo cáo quan trắc môi trường 6 tháng cuối năm 2012 tại tỉnh Đồng Nai, tr. 4
12. Bùi Thế Vinh (2012). *Điều kiện thành tạo và đặc điểm thành phần vật chất sét kaonilit Miền Đông Nam Bộ.* Luận án Tiến sĩ, Trường Đại học Mỏ Địa chất.

13. Võ Văn Minh (2010). *Hiệu quả xử lý đồng của cỏ Vetiver trong các môi trường đất khác nhau*. Tạp chí Khoa học và Công nghệ, Đại học Đà Nẵng, số 3 (38).
14. TCVN 8941:2011 (2010). *Chất lượng đất – xác định các bon hữu cơ tổng số phương pháp Walkley Black*. Viện Quy hoạch và Thiết kế Nông nghiệp biên soạn, Bộ Nông nghiệp và Phát triển Nông thôn đề nghị, Tổng cục Tiêu chuẩn Đo lường Chất lượng thẩm định, Bộ Khoa học và Công nghệ công bố (2011),
15. TCVN 4198:2014 (2014). *Đất xây dựng – các phương pháp xác định thành phần hạt*. Viện Khoa học Công nghệ Xây dựng- Bộ Xây dựng (2014).
16. Thông tư số 10/2021/TT-BTNMT: Quy định kỹ thuật quan trắc môi trường và quản lý thông tin, dữ liệu quan trắc chất lượng môi trường. Bộ Tài Nguyên và Môi trường, 30/06/2021.
17. Hồ Văn Trọng, Đoàn Đức Lân, Vàng A Mê, Lê Xuân Tùng (2021). Đánh giá khả năng sinh trưởng và năng suất chất xanh của giống cỏ Ghine và giống cỏ Mulato II trồng tại xã Pú Nhung, huyện Tuần Giáo, tỉnh Điện Biên. Tạp chí Khoa Học – Đại học Tây Bắc (24):50-55.
18. TCVN 8567:2010 (2010). *Phương pháp xác định thành phần cấp hạt*. Viện Thổ nhưỡng Nông hóa, Bộ Nông nghiệp và Phát triển Nông thôn.
19. Lê Thị Hải Lê, Nguyễn Việt Thái (2021). *Dioxin – nguồn gốc ô nhiễm và các công nghệ xử lý*. Nhà xuất bản Khoa học và kỹ thuật.
20. Nguyễn Thị Lợi (2022). *Nghiên cứu đánh giá khả năng cố định Dioxin trong đất của cỏ vetiver tại khu vực phía tây Nam (Pacer Ivy) sân bay Biên Hòa, tỉnh Đồng Nai*. Luận văn thạc sỹ, Đại học Quốc Gia Hà Nội, Việt Nam.
21. QCVN 45-MT:2023/BTNMT (2023). *Quy chuẩn Quốc gia về giới hạn của một số kim loại nặng trong đất*. Bộ Tài Nguyên và Môi Trường.
22. QCVN 03-MT:2023/BTNMT (2023). *Quy chuẩn Quốc gia về giới hạn của một số kim loại nặng trong đất*. Bộ Tài Nguyên và Môi Trường.
23. Tổng quan về các hợp chất dioxin. <https://qcvn.com.vn/>, 30/10/2023.

Tài liệu tham khảo nước ngoài:

24. Thuong Nguyen Van, Nguyen Xuan Hung, Nguyen Thi Mo, and Nguyen Manh Thang (2014). “Transport and Bioaccumulation of Polychlorinated Dibenzo- p - Dioxins and Dibenzofurans at the Bien Hoa Agent Orange Hotspot in Vietnam.”
25. Young AL, AndrewsWB (2006). History and Maps of the Former Tactical Herbicide Storage and Loading Sites in Vietnam. Final Report, Contract DAAD19-02-D-001, US Army Research Office, Research Triangle Park NC, USA.
26. Alvin L. Young (2009). The History, Use, Disposition and Environmental Fate of Agent Orange. *ISBN 978-0-387-87485-2*. DOI 10.1007/978-0-387-87486-9.
27. Wuana, Raymond A., and Felix E. Okieimen (2011). “Heavy Metals in Contaminated Soils: A Review of Sources, Chemistry, Risks and Best Available Strategies for Remediation.” *ISRN Ecology* 2011: 1–20.
28. Atiku, F. A., Ikeh, P. O., Faruk, U. Z., Itodo, A. U., Abdulhamid, A., & Rikoto, I. I. (2011). Comparative test analysis of petroleum (diesel and gasoline) soots as potential sources of toxic metals from exhausts of power plants. *Archives of Applied Science Research*, 3(4), 147-156.
29. Li, Changfeng et al (2019). “A Review on Heavy Metals Contamination in Soil: Effects, Sources, and Remediation Techniques.” *Soil and Sediment Contamination* 28(4): 380–394. <https://doi.org/10.1080/15320383.2019.1592108>.
30. Office of national steering committee 33 (2013). Agent orange/dioxin contamination at three hotspots: Bien Hoa, Da Nang and Phu Cat Airbase.
31. Office of the National Steering Committee 33 and Hatfield Consultants (2011). Environmental and Human Health Assessment of Dioxin Contamination at Bien Hoa Airbase, Viet Nam.
32. Cobbina, S. J., Chen, Y., Zhou, Z., Wu, X., Zhao, T., Zhang, Z., et al (2015). Toxicity assessment due to sub-chronic exposure to individual and mixtures of four toxic heavy metals. *J. Hazard. Mater.* 294, 109–120.

- Doi:10.1016/j.jhazmat.2015.03.057.
33. Gazwi, H. S. S., Yassien, E. E., and Hassan, H. M (2020). Mitigation of lead neurotoxicity by the ethanolic extract of Laurus leaf in rats. *Ecotoxicol. Environ. Safe* 192, 110297. Doi:10.1016/j.ecoenv.2020.110297.
 34. Salt, D.E., R.D. Smith, and I Raskin (1998). “Phytoremediation. Annual Review of Plant Physiology.” *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology* 49: 643–668.
<http://www.annualreviews.org/doi/abs/10.1146/annurev.arplant.49.1.643>.
 35. Itanna, Fisseha, and Bruce Coulman (2003). “Phyto-Extraction of Copper, Iron, Manganese, and Zinc from Environmentally Contaminated Sites in Ethiopia, with Three Grass Species.” *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 34(1–2): 111–124.
 36. Facility, Global Environmental. “Global Environmental Facility PIMS 3685 : Environmental Remediation of Dioxin Contaminated Hotspots in Viet Nam Project Inception Report.” : 1–37.
 37. Sanderson, Matt A. et al (2001). “Nutrient Movement and Removal in a Switchgrass Biomass-Filter Strip System Treated with Dairy Manure.” *Journal of Environmental Quality* 30(1): 210–216.
 38. Makris, Konstantinos C. et al (2007). “Chemically Catalyzed Uptake of 2,4,6-Trinitrotoluene by *Vetiveria Zizanioides*.” *Environmental Pollution* 148(1): 101–106.
 39. Das, Padmini, Rupali Datta, Konstantinos C. Makris, and Dibyendu Sarkar (2010). “Vetiver Grass Is Capable of Removing TNT from Soil in the Presence of Urea.” *Environmental Pollution* 158(5): 1980–1983.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2009.12.011>.
 40. Hernandez-valencia, Ismael (2012). “- Phytoremediation of Petroleum Hydrocarbon–Contaminated Soils in Venezuela.” *Phytotechnologies* (May): 124–37.
 41. Truong, P., Hedrick, J., Searle, G., Director, T. V. N., & Asia, E (2006). Vetiver

- grass for environmental protection and landscaping in Australia and around the world. In *The Fourth International Conference on Vetiver (ICV-4), Vetiver and People, Caracas, Venezuela* (pp. 1-13).
42. Mahmoudpour, M., Gholami, S., Ehteshami, M. & Salari, M (2021). Evaluation of Phytoremediation Potential of Vetiver Grass (*Chrysopogon zizanioides* (L .) Roberty) for Wastewater Treatment. *Advances in Materials Science and Engineering*, Volume 2021, 3059983, 12 pages <https://doi.org/10.1155/2021/3059983>.
43. Minh, V. Van, Khanh, N. Van & Khoa, L. Van (2011). Potential of using vetiver grass to remediate soil contaminated with heavy metals. *VNU Journal of Science, Earth Sciences*, 27, 146–150.
44. US Department of Defense (DOD) (2007). Presentation made at the Second Agent Orange and Dioxin Remediation Workshop, Hanoi, Vietnam, June 18–19. Co-sponsored by US Department of Defense and Vietnam Ministry of Defense, 2007.
45. Office of the National Committee 33 and Viet Nam – Russia Tropical Centre (2009). Evaluation of contamination t the agent orange dioxin hot spots in Bien Hoa, Phu Cat, Viet Nam.
46. Dekonta (2014). Report on the construction of the groundwater monitoring system at Bien Hoa Airbase. Report prepared for the Support to Overcoming of Consequences of Herbicides/Dioxins in Vietnam Project. Report prepared by Dekonta for the Czech Development Agency, Volutova 2523, 158 00 Prague 5, Czech Republic.
47. USEPA (2009). OGWDW/TSC Method 532. Determination of phenylurea compounds in drinking water by solid phase extraction and high performance liquid chromatography with UV detection [s]. Washington DC: Environmental Protection Agency.
48. Weldon, Dwight G (2014). “Differential Scanning Calorimetry.” *Journal of Protective Coatings and Linings* 31(6): 21–23.

49. Liu, Cun et al (2012). “Relating Clay Structural Factors to Dioxin Adsorption by Smectites: Molecular Dynamics Simulations.” *Soil Science Society of America Journal* 76(1): 110–120.
50. Hites, Ronald A (2011). “Dioxins: An Overview and History.” *Environmental Science and Technology* 45(1): 16–20.
51. Office of National, Hotspots Steering Committee 33/Project “Environmental Remediation of Dioxin Contaminated, and Vietnam” (2015). “Dioxin Contamination in Vietnam: Emissions from Industries and Levels in the Environment.”
[https://www.vn.undp.org/content/dam/vietnam/docs/Publications/Dioxin Emission from industries EN_resize.pdf](https://www.vn.undp.org/content/dam/vietnam/docs/Publications/Dioxin%20Emission%20from%20industries%20EN_resize.pdf).
52. Loganathan, Bommana G., and Shigeki Masunaga (2009). “PCBs, Dioxins, and Furans: Human Exposure and Health Effects.” *Handbook of Toxicology of Chemical Warfare Agents*: 245–253. <http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-374484-5.00018-3>.
53. Mitrou, P. I., G. Dimitriadis, and S. A. Raptis (2001). “Toxic Effects of 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-p-Dioxin and Related Compounds.” *European Journal of Internal Medicine* 12(5): 406–411.
54. Patrizi, Barbara, and Mario Siciliani de Cumis (2018). “TCDD Toxicity Mediated by Epigenetic Mechanisms.” *International Journal of Molecular Sciences* 19(12): 1–15.
55. Kulkarni, Prashant S., João G. Crespo, and Carlos A.M. Afonso (2008). “Dioxins Sources and Current Remediation Technologies - A Review.” *Environment International* 34(1): 139–153.
56. Bhavsar, Satyendra P. et al (2008). “Converting Toxic Equivalents (TEQ) of Dioxins and Dioxin-like Compounds in Fish from One Toxic Equivalency Factor (TEF) Scheme to Another.” *Environment International* 34(7): 915–921.
57. White, Sally S., and Linda S. Birnbaum (2009). “An Overview of the Effects of Dioxins and Dioxin-like Compounds on Vertebrates, as Documented in Human

- and Ecological Epidemiology.” *Journal of Environmental Science and Health - Part C Environmental Carcinogenesis and Ecotoxicology Reviews* 27(4):197–211. doi: 10.1080/10590500903310047.
58. Gunes, G., and A. Saral. 2014. Seasonal variation of PCDD/Fs in the metropolis of Istanbul, Turkey. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 21:8718–29. doi:10.1007/s11356-014-2798-7.
59. Booth, S., J. Hui, Z. Alojado, V. Lam, W. Cheung, D. Zeller, D. Steyn, and D. Pauly. 2013. Global deposition of airborne dioxin. *Mar. Pollut. Bull.* 75(1):182–86. Doi:10.1016/j.marpolbul.2013.07.041.
60. Morales, L., J. Dachs, B. Gonzalez-Gaya, G. Hernan, M. Abalos, and E. Abad. 2014. Background concentrations of polychlorinated dibenzo-p-dioxins, dibenzofurans, and biphenyls in the global oceanic atmosphere. *Environ. Sci. Technol.* 48:10198–207. doi:10.1021/es5023619.
61. Dyke, P., C. Foan, M. Wenborn, and P. Coleman. 1997. A review of dioxin releases to land and water in the UK. *Sci. Total Environ.* 207(2):119–31. doi:10.1016/S0048-9697(97)00254-4.
62. Yao, Y., S. Masunaga, H. Takada, and J. Nakanishi. 2002. Identification of polychlorinated dibenzo-p-dioxin, dibenzofuran, and coplanar polychlorinated biphenyl sources in Tokyo Bay, Japan. *Environmental Toxicol. Chem.* 21(5):991–98. doi:10.1002/etc.5620210514.
63. Viluksela, Matti, and Raimo Pohjanvirta (2019). “Multigenerational and Transgenerational Effects of Dioxins.” *International Journal of Molecular Sciences* 20(12).
64. Isbn, Council et al (1985). *II Society Engineering in Society Copyright © National Academy of Sciences. All Rights Reserved. Unless Otherwise Indicated, All Materials in This PDF File Are Copyrighted by the National Academy of Sciences. Distribution, Posting, or Copying Is Strictly Prohibited.*
65. 10-80 Committee; Hatfield Consultants (2000). *Development of Impact Mitigation Strategies Related To the Use of Agent Orange Herbicide in the Aluoi*

Valley, Viet Nam.

66. Hatfield and 10-80 Division (2006). Identification of New Agent Orange/Dioxin Contamination Hotspots in Southern Vietnam. Report funded by the Ford Foundation Special Initiative on Agent Orange/Dioxin, New York, USA. Hatfield Consultants Ltd., West Vancouver, BC, Canada; 10-80 Division, Hanoi, Vietnam.
67. Tuyet-Hanh, Tran Thi, Le Vu-Anh, Nguyen Ngoc-Bich, and Thomas Tenkate (2010). “Environmental Health Risk Assessment of Dioxin Exposure through Foods in a Dioxin Hot Spot-Bien Hoa City, Vietnam.” *International Journal of Environmental Research and Public Health* 7(5): 2395–2406.
68. TAYLOR FB (1971). “Trace Elements and Compounds in Waters.” *Journal/American Water Works Association* 63(11): 728–733.
69. Yan, An et al (2020). “Phytoremediation: A Promising Approach for Revegetation of Heavy Metal-Polluted Land.” *Frontiers in Plant Science* 11(April): 1–15.
70. Alloway, Brian J (2013). *Sources of Heavy Metals and Metalloids in Soils*.
71. Kirpichtchikova, Tatiana A. et al (2006). “Speciation and Solubility of Heavy Metals in Contaminated Soil Using X-Ray Microfluorescence, EXAFS Spectroscopy, Chemical Extraction, and Thermodynamic Modeling.” *Geochimica et Cosmochimica Acta* 70(9): 2163–2190.
72. Adriano, D. C (1986). Trace elements in the terrestrial environment. *Trace Elements in the Terrestrial Environment*.
73. Maslin, Pascale, and Raina M. Maier. 2000. “Rhamnolipid-Enhanced Mineralization of Phenanthrene in Organic-Metal Co-Contaminated Soils.” *Bioremediation Journal* 4(4): 295–308.
74. Sarwar, Nadeem, Saifullah, Sukhdev S. Malhi, Munir Hussain Zia, Asif Naeem, Sadia Bibia, and Ghulam Farida (2010). “Role of Mineral Nutrition in Minimizing Cadmium Accumulation by Plants.” *Journal of the Science of Food and Agriculture* 90(6):925–937. doi: 10.1002/jsfa.3916.
75. Zwolak, Aneta, Magdalena Sarzyńska, Ewa Szyrka, and Kinga Stawarczyk (2019). “Sources of Soil Pollution by Heavy Metals and Their Accumulation in

- Vegetables: A Review.” *Water, Air, and Soil Pollution* 230(7).
76. Intawongse, Marisa, and John R. Dean (2006). “Uptake of Heavy Metals by Vegetable Plants Grown on Contaminated Soil and Their Bioavailability in the Human Gastrointestinal Tract.” *Food Additives and Contaminants* 23(1): 36–48.
77. McLaughlin, M J, B A Zarcinas, and N Cook (2000). “Communications in Soil Science and Plant Analysis Soil Testing for Heavy Metals.” (February 2013): 37–41.
78. Ling, Wanting et al (2007). “Use of Bentonite to Control the Release of Copper from Contaminated Soils.” *Australian Journal of Soil Research* 45(8): 618–623.
79. Chu, Ha T.T., Tu V. Vu, Tam K.B. Nguyen, and Ha T.H. Nguyen (2019). “Accumulation of Arsenic and Heavy Metals in Native and Cultivated Plant Species in a Lead Recycling Area in Vietnam.” *Minerals* 9(2): 1–17.
80. Nguyen Van, Thinh et al (2017). “Contamination of Agricultural Soils by Toxic Trace Metals in an Industrial District in Vietnam.” *Journal of Industrial Pollution Control* 33(1): 723–729.
81. Tran, Thanh Son, Viet Chien Dinh, Thi Anh Huong Nguyen, and Kyoung Woong Kim (2022). “Soil Contamination and Health Risk Assessment from Heavy Metals Exposure near Mining Area in Bac Kan Province, Vietnam.” *Environmental Geochemistry and Health* 44(4): 1189–1202. <https://doi.org/10.1007/s10653-021-01168-7>.
82. Chu, Thi Thu Ha (2011). “Survey on Heavy Metals Contaminated Soils in Thai Nguyen and Hung Yen Provinces in Northern Vietnam.” *Journal of Vietnamese Environment* 1(1): 34–39.
83. Chu N. KIEN, Nguyen V. NOI, Le T. SON, Ha M. NGOC, Sota TANAKA, Takuro NISHINA and Kozo IWASAKI (2010). Heavy metal contamination of agricultural soils around a chromite mine in Vietnam. *Soil Science and Plant Nutrition* 2 (56): 344-356. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1747-0765.2010.00451>.
84. Sabir, Muhammad et al (2015a). “Phytoremediation: Mechanisms and Adaptations. Mechanisms and Adaptations.” *Soil Remediation and Plants:*

Prospects and Challenges (May): 85–105.

85. Manorama Thampatti, K. C., V. I. Beena, A. V. Meera, and Amrutha S. Ajayan (2020). *Phytoremediation of Metals by Aquatic Macrophytes*.
86. Nordlander, Bodil, Marcus Krantz, and Stefan Hohmann (2008). “Hog1-Mediated Metabolic Adjustments Following Hyperosmotic Shock in the Yeast.” *Current* 20 (August 2007).
87. Kvesitadze, George, Gia Khatisashvili, Tinatin Sadunishvili, Jeremy J. Ramsden (2005). *Biochemical Mechanisms of Detoxification in Higher Plants* Title. Vol. 7, P189-190. ISBN-10 3-540-28996-8 Springer Berlin Heidelberg New York.
88. Singh, Nandita, and Lena Q. Ma (2007). “Assessing Plants for Phytoremediation of Arsenic-Contaminated Soils.” 23(3): 319–347.
89. Sabreena et al (2022). “Phytoremediation of Heavy Metals: An Indispensable Contrivance in Green Remediation Technology.” *Plants* 11(9): 1–28.
90. Kafle, Arjun et al (2022). “Phytoremediation: Mechanisms, Plant Selection and Enhancement by Natural and Synthetic Agents.” *Environmental Advances* 8(November 2021): 100203. <https://doi.org/10.1016/j.envadv.2022.100203>.
91. Achparaki, Maria et al (2012). “We Are IntechOpen , the World ’ s Leading Publisher of Open Access Books Built by Scientists , for Scientists TOP 1 %.” *Intech://dx.doi.org/10.1016/j.colsurfa.2011.12.014*.
92. Megharaj, M., K. Venkateswarlu, and R. Naidu (2014). “Bioremediation.” *Encyclopedia of Toxicology: Third Edition* 1: 485–489.
93. Komives, Tamas et al (2009). “Phytoremediation of Persistent Organic Pollutants.” *Cereal Research Communications* 37(SUPPL.1): 537–540.
94. Karissa K (2002). Persistent organic pollutants: A global issue, a global response. This page was created in 2002 and updated in December 2009. [2016-10-12].
95. Liu J Y, Jerald L S (2008). Uptake and translocation of lesser-chlorinated polychlorinated biphenyls (PCBs) in whole hybrid poplar plants after hydroponic exposure. *Chemosphere*.
96. Pier M D, Zeeb B A, Reimer K J (2002). Patterns of contamination among

- vascular plants exposed to local sources of polychlorinated biphenyls in the Canadian Arctic and Subarctic. *Science Total Environment*, 297, 215–227.E.
97. Engwall M, Hjelm K (2000). Uptake of dioxin-like compounds from sewage sludge into various plant species-assessment of levels using a sensitive bioassay. *Chemosphere*, 40, 1189–1195.
98. Zhang, Haijun et al (2009). “Uptake by Roots and Translocation to Shoots of Polychlorinated Dibenzop-Dioxins and Dibenzofurans in Typical Crop Plants.” *Chemosphere* 76(6): 740–746. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.05.030>.
99. Li L, Wang Q, Qiu X H, Dong Y, Jia S L, Hu J X (2014). Field determination and QSPR prediction of equilibrium-status soil/vegetation partition coefficient of PCDD/Fs. *Journal of Hazardous Materials*, 276, 278–286.
100. Stefan T, Michael M (1997). Modeling volatilization of PCDD/F from soil and uptake into vegetation. *Environmental Science & Technology*, 31, 71–74.
101. Wu W Z, Schramm K W, Xu Y, Kettrup A (2002). Contamination and distribution of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans (PCDD/F) in agriculture fields in Ya-Er lake area, China. *Ecotoxicology & Environmental Safety*, 53, 141–147.
102. Migliore L, Cozzolino S, Fiori M (2003). Phytotoxicity to and uptake of enrofloxacin in crop plants. *Chemosphere*, 52, 1233–1244.
103. Alistair B, Paul J, Edward J S, Chris J S, Edward S, Len S L (2006). Uptake of veterinary medicines from soils into plants. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 54, 2288–2297.
104. Grote M, Schwake A C, Michel R, Stevens H, Heyser W, Langenkämper G, Betsche T, Freitag M (2007). Incorporation of veterinary antibiotics into crops from manured soil. *Land Bauforschung*.
105. Bassil R J, Bashour II, Sleiman F T, Abou-Jawdeh Y A (2013). Antibiotic uptake by plants from manure-amended soils. *Journal of Environmental Science and Health (Part B: Pesticides Food Contaminants and Agricultural Wastes)*, 48,

- 570–574.
106. Kang D H, Gupta S, Rosen C, Fritz V, Singh A, Chander Y, Murray H, Rohwer C (2013). Antibiotic uptake by vegetable crops from manure-applied soils. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 61, 9992–10001.
 107. David A, Christiana M, Godfred D, Johan J W, Bjame S, Robert C A (2016). Uptake of antibiotics from irrigation water by plants. *Chemosphere*, 157, 107–114.
 108. Nakajima N, Ohshima Y, Serizawa S, Kouda T, Edmonds J S, Shiraishi F (2002). Processing of bisphenol a by plant tissues: glucosylation by cultured BY-2 cells and glucosylation/translocation by plants of *nicotiana tabacum*. *Plant and Cell Physiology*, 43, 1036–1042.
 109. Nouredin M I, Furumoto T, Yamagishi M (2004). Absorption, translocation and metabolism of bisphenol A, a possible endocrine disruptor, in rice seedlings. *Environment Control in Biology*, 42, 31–40.
 110. Sterling T M (1994). Mechanisms of herbicide absorption across plant membranes and accumulation in plant-cells. *Weed Science*, 42, 263–276.
 111. Jurado Exposito M, Munoz Castejon M, Garcia-Torres L (1999). Uptake and translocation of imazethapyr in peas as affected by parasitism of *Orobanche crenata* and herbicide application methods. *Weed Research*, 39, 129–136.
 112. Papiernik S K, Koskinen W C, Barber B L (2012). Low sorption and fast dissipation of the herbicide saflufenacil in surface soils and subsoils of an eroded prairie landscape. *Journal of Agricultural & Food Chemistry*, 60, 10936–10941.
 113. Goncalves C G (2016). Selectivity of saflufenacil applied singly and in combination, with glyphosate on coffee and citrus crops. *Revista Caatinga*, 29, 45–53.
 114. Kvesitadze, George, Gia Khatisashvili, Tinatin Sadunishvili, Jeremy J. Ramsden (2005). *Biochemical Mechanisms of Detoxification in Higher Plants* Title. Vol. 7, P55-77. ISBN-10 3-540-28996-8 Springer Berlin Heidelberg New York.

115. Kvesitadze, E, T Sadunishvili, and G Kvesitadze (2009). "Mechanisms of Organic Contaminants Uptake and Degradation in Plants." *Int. J. Biol. Biomed. Eng* 3(7): 458–468.<https://publications.waset.org/4918/mechanisms-of-organic-contaminants-uptake-and-degradation-in-plants>.
116. Öztürk, Münir et al (2016). *Plants, Pollutants and Remediation Plants, Pollutants and Remediation*.
117. ZHANG, Cheng et al (2017). "Uptake and Translocation of Organic Pollutants in Plants: A Review." *Journal of Integrative Agriculture* 16(8): 1659–1668. [http://dx.doi.org/10.1016/S2095-3119\(16\)61590-3](http://dx.doi.org/10.1016/S2095-3119(16)61590-3).
118. Danh, Luu Thai, et al (2012). "Phytoremediation of Soils Contaminated by Heavy Metals, Metalloids, and Radioactive Materials Using Vetiver Grass." *Phytotechnologies: Remediation of Environmental Contaminants*. CRC Press, New Hampshire, USA (2012): 255-280.
119. Mehes-Smith, Melanie, Kabwe Nkongolo, and Ewa Cholew (2013). "Coping Mechanisms of Plants to Metal Contaminated Soil." *Environmental Change and Sustainability*.
120. Peer, Wendy Ann et al (2006). *14 Topics in Current Genetics Molecular Biology of Metal Homeostasis and Detoxification*.
<http://www.scopus.com/inward/record.url?eid=2-s2.0-33748917519&partner>
121. Tokalioğlu, Şerife, and Şenol Kartal (2003). "Relationship Between Vegetable Metal and Soil-Extractable Metal Contents by the BCR Sequential Extraction Procedure: Chemometrical Interpretation of the Data." *International Journal of Environmental Analytical Chemistry* 83(11): 935–952.
122. Olajire, A A, E T Ayodele, G O Oyedirdan, and E A Oluyemi (2003). "Levels and Speciation of Heavy Metals in Soils Of." *Environmental Monitoring and Assessment*: 135–155.
123. Saiful Islam, Md, Md Kawser Ahmed, and Md Habibullah-Al-Mamun (2015). "Geochemical Speciation and Risk Assessment of Heavy Metals in Sediments of a River in Bangladesh." *Soil and Sediment Contamination* 24(6): 639–655.

124. Liang, Shu xuan et al (2014). "Fractionation of Heavy Metals in Contaminated Soils Surrounding Non-Ferrous Metals Smelting Area in the North China Plain." *Chemical Speciation and Bioavailability* 26(1): 59–64.
125. Li, Junhui, Ying Lu, Hojae Shim, Xianglian Deng, Jin Lian, Zhenglei Jia, and Jianhua Li (2010). "Use of the BCR Sequential Extraction Procedure for the Study of Metal Availability to Plants." *Journal of Environmental Monitoring* 12(2):466–471. doi: 10.1039/b916389a.
126. Boateng, Emmanuel (2015). "International Master of Science in Environmental Technology and Engineering Distribution of Co , Cu and Pb in Different Particle- Size Fractions of Polluted Zambian Wetland Sediments Using BCR the Sequential Extraction Procedure Distribution of Co , Cu An.".
127. Sungur, Ali, Mustafa Soylak, and Hasan Ozcan (2014). "Investigation of Heavy Metal Mobility and Availability by the BCR Sequential Extraction Procedure: Relationship between Soil Properties and Heavy Metals Availability." *Chemical Speciation and Bioavailability* 26(4): 219–230.
128. Salomons, W (1995). "Environmental Impact of Metals Derived from Mining Activities: Processes, Predictions, Prevention." *Journal of Geochemical Exploration* 52(1–2): 5–23.
129. Bui, Thi Kim Anh et al (2014). "Phytoremediation of Heavy Metal Polluted Soil and Water in Vietnam." *Journal of Vietnamese Environment* 6(1): 47–51.
130. Raman, Jegannathan Kenthorai, Catarina M. Alves, and Edgard Gnansounou (2018a). "A Review on Moringa Tree and Vetiver Grass – Potential Biorefinery Feedstocks." *Bioresource Technology* 249(October 2017): 1044–1051. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.10.094>.
131. Chou, Su Tze, Ying Shih, and Chih Chien Lin (2015). Essential Oils in Food Preservation, Flavor and Safety *Vetiver Grass (Vetiveria Zizanioides) Oils*. Elsevier Inc. <http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-416641-7.00096-1>.
132. Nitish Kumar, Sunita Kumari The efficiency of Vetiver grass for slope stabilization and erosion control: A comprehensive review (2023). *Journal of*

- Chemical Health Risks 13(6), 3755-3767.
133. Danh, Luu Thai, et al (2009) "Vetiver grass, *Vetiveria zizanioides*: a choice plant for phytoremediation of heavy metals and organic wastes." *International journal of phytoremediation* 11.8: 664-691.
134. Anh Lan Thi Vu, Dung Van Nguyen, Hoa Thi Nguyen (2020). Study using Vetiver grass to treat radioactive pollution at Sin Quyen copper miner area, Lao Cai Province. *Journal of Mining and Earth Sciences* 5 (61) 114-119.
135. UNEP (2011). Draft revised guidance on the global monitoring plan for persistent organic pollutants - Conference of the Parties to the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants. 137 (2011).
136. Rauret, G., López-Sánchez, J. F., Sahuquillo, A., Barahona, E., Lachica, M., Ure, A. M., ... & Quevauviller, P. (2000). Application of a modified BCR sequential extraction (three-step) procedure for the determination of extractable trace metal contents in a sewage sludge amended soil reference material (CRM 483), complemented by a three-year stability study of acetic acid and EDTA extractable metal content. *Journal of environmental monitoring*, 2(3), 228-233.
137. Zarcinas, B A et al (2005). "Heavy Metal Research in Vietnam: An Overview." *International Conference on Biogeochemistry of Trace Elements* (2): 94–95.
138. Lunney, A. I., Zeeb, B. A., & Reimer, K. J. (2004). Uptake of weathered DDT in vascular plants: potential for phytoremediation. *Environmental Science & Technology*, 38(22), 6147-6154.
139. Hakanson, Lars (1980). "An Ecological Risk Index for Aquatic Pollution Control. a Sedimentological Approach." *Water Research* 14(8): 975–1001.
140. Zahran, Mahmoud Abd El-Kawy et al (2015). "Assessment and Distribution of Heavy Metals Pollutants in Manzala Lake, Egypt." *Journal of Geoscience and Environment Protection* 03(06): 107–122.
141. Hołtra, Anna, and Dorota Zamorska-Wojdyła (2020). "The Pollution Indices of Trace Elements in Soils and Plants Close to the Copper and Zinc Smelting Works in Poland's Lower Silesia." *Environmental Science and Pollution*

- Research* 27(14): 16086–16099.
142. Eltaher, G. T., Ahmed, D. A., El-Beheiry, M., & El-Din, A. S. (2019). Biomass estimation and heavy metal accumulation by *Pluchea dioscoridis* (L.) DC. in the Middle Nile Delta (Egypt): Perspectives for phytoremediation. *South African Journal of Botany*, 127, 153-166.
 143. Strandberg, J., Odén, H., Nieto, R. M., & Björk, A. (2011). Treatment of dioxin - contaminated soils. Literature review and remediation method development. Stockholm: Sweedish Environmental Research Institute.
 144. Bourrié G, Trolard F, Génin J-MR, Jaffrezic A, Maître V, Abdelmoula M (1999). Iron control by equilibria between hydroxy-green rusts and solutions in hydromorphic soils. *Geochim Cosmochim Acta*. 63:3417–3427. doi:10.1016/S0016-7037(99)00262-8
 145. Yamaguchi N, Nakamura T, Dong D, Takahashi Y, Amachi S, Makino T (2011). Arsenic release from flooded paddy soils is influenced by speciation, Eh, pH, and iron dissolution. *Chemosphere*. 83:925–932. Doi:10.1016/j.chemosphere. 2011.02.044.
 146. Hinsinger P, Bengough AG, Vetterlein D, Young IM (2009) Rhizosphere: biophysics, biogeochemistry and ecological relevance. *Plant Soil* 321:117–152
 147. Sparks, D.L., (2003). *Environmental Soil Chemistry*, 2nd edition. Academic Press, San Diego.
 148. Cottes, Jérémy et al (2020). “Effects of Soil Redox Potential (Eh) and PH on Growth of Sunflower and Wheat.” *Archives of Agronomy and Soil Science* 66(4): 473–487. <https://doi.org/10.1080/03650340.2019.1622096>.
 149. Husson, Olivier (2013). “Redox Potential (Eh) and PH as Drivers of Soil/Plant/Microorganism Systems: A Transdisciplinary Overview Pointing to Integrative Opportunities for Agronomy.” *Plant and Soil* 362(1–2): 389–417.
 150. Dwire, Kathleen A., J. Boone Kauffman, and John E. Baham (2006). “Plant Species Distribution in Relation to Water-Table Depth and Soil Redox Potential in Montane Riparian Meadows.” *Wetlands* 26(1): 131–146.

151. Hazelton, Pam, and Brian Murphy (2019). "Interpreting Soil Test Results." *Interpreting Soil Test Results*.
152. A, Cliff T Johnston et al (2010). "Role of Clay Minerals in Controlling the Fate of Exceptionally Toxic Organic Contaminants in the Environment." *World* (August): 105–107.
153. Frissel, Martinus Johannes (1961). "The adsorption of some organic compounds, especially herbicides, on clay minerals."
154. Schmitz, Martin et al (2011). "Dioxins in Primary Kaolin and Secondary Kaolinitic Clays." *Environmental Science and Technology* 45(2): 461–467.
155. Nhung Nguyen, Hong Xuan Nguyen, Tung Tan Nguyen (2022). A Review of Soil Contaminated with Dioxins and Biodegradation Technologies: Current Status and Future Prospects. *Toxics* 2022, 10, 278. <https://doi.org/10.3390/toxics10060278>.
156. GEF–UNDP project (2012). Additional assessment on dioxin contamination at new AO/dioxin contaminated areas in Bien Hoa and Phu Cat airbase. Final of Report
157. Young, R. A (2014). "Dioxins." *Encyclopedia of Toxicology: Third Edition 2*: 190–194.
158. Selvi, A., Rajasekar, A., Theerthagiri, J., Ananthaselvam, A., Sathishkumar, K., Madhavan, J., & Rahman, P. K (2019). Integrated remediation processes toward heavy metal removal/recovery from various environments-a review. *Frontiers in Environmental Science*, 7, 66.
159. Nazir, R., Khan, M., Masab, M., Rehman, H. U., Rauf, N. U., Shahab, S., ... & Shaheen, Z (2015). Accumulation of heavy metals (Ni, Cu, Cd, Cr, Pb, Zn, Fe) in the soil, water and plants and analysis of physico-chemical parameters of soil and water collected from Tanda Dam Kohat. *Journal of pharmaceutical sciences and research*, 7(3), 89.
160. Beauchamp, Cari (2020). "Chapter 16." *Without Lying Down*: 190–98.
161. Hartemink, A. E., & Barrow, N. J. (2023). Soil pH-nutrient relationships: the

- diagram. *Plant and Soil*, 486(1-2), 209-215.
162. Lato, A., Berbecea, A., Radulov, I., Lato, I., Crista, F., Nita, L., & Neacsu, A (2022). Correlation between soil pH measured in two eluents in the case of agricultural land: Conclusions regarding soil reaction classes. *Applied ecology and environmental research*, 373-392.
163. Neina, D (2019). The role of soil pH in plant nutrition and soil remediation. *Applied and environmental soil science*, 2019, 1-9.
164. Macías, Felipe, and Marta Camps Arbostain (2010). “Soil Carbon Sequestration in a Changing Global Environment.” *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change* 15(6): 511–529.
165. Husson, O., Sarthou, JP., Bousset, L. et al (2021). Soil and plant health in relation to dynamic sustainment of Eh and pH homeostasis: A review. *Plant Soil* 466, 391–447. <https://doi.org/10.1007/s11104-021-05047-z>.
166. Nguyen, Thi Kim Loan, Moon Sun Yeom, and Myung Min Oh (2021). “Effect of a Newly-Developed Nutrient Solution and Electrical Conductivity on Growth and Bioactive Compounds in *Perilla Frutescens* Var. *Crispa*.” *Agronomy* 11(5).
167. clemson (2010). “The Effects of Nutrient Availability on Plant Growth and Development.” *Science & Plants for Schools: C*. <https://www.saps.org.uk/saps-associates/browse-q-and-a/592-how-does-acidity-affect-plant-growth-and-germination%0Ahttp://www.saps.org.uk/saps-associates/browse-q-and-a/592-how-does-acidity-affect-plant-growth-and-germination%0Ahttp://media.clemson.edu/adm>.
168. Jackson, Ronald S (2020). *Wine Science Site Selection and Climate*.
169. López-Bucio, José, Alfredo Cruz-Ramírez, and Luis Herrera-Estrella (2003). “The Role of Nutrient Availability in Regulating Root Architecture.” *Current Opinion in Plant Biology* 6(3): 280–287.
170. Kvesitadze, G., Khatisashvili, G., Sadunishvili, T., Ramsden, J.J., (2006). In: George Kvesitadze, G., Khatisashvili, G., Sadunishvili, T., Ramsden, J.J. (Eds.), *The ecological importance of plants for contaminated environments*.

- Biochemical Mechanisms of Detoxification in Higher Plant, Basis for Phytoremediation, New York, NY, USA, pp. 167–209.
171. Nix, Karen E., Gregg Henderson, Betty C.R. Zhu, and Roger A. Laine (2006). “Evaluation of Vetiver Grass Root Growth, Oil Distribution, and Repellency against Formosan Subterranean Termites.” *HortScience* 41(1): 167–171.
172. Massardo, Domenica R. et al (2006). “Vetiver Oil Production Correlates with Early Root Growth.” *Biochemical Systematics and Ecology* 34(5): 376–382.
173. David, Andreea et al (2019). “Chemical Composition, Antioxidant, and Antimicrobial Activities of *Vetiveria Zizanioides* (L.) Nash Essential Oil Extracted by Carbon Dioxide Expanded Ethanol.” *Molecules* 24(10).
174. Esyanti, Rizkita R, and Olga Mardisadora (2013). “Vetiver Oil Production from Root Culture of *Vetiveria Zizanioides*.” *International Journal of Agricultural and Biosystems Engineering* 7(9): 863–866.
175. Gao, Yanzheng, Lizhong Zhu, and Wanting Ling (2005). “Application of the Partition-Limited Model for Plant Uptake of Organic Chemicals from Soil and Water.” *Science of the Total Environment* 336(1–3): 171–182.
176. Limmer, Matt A., and Joel G. Burken (2014). “Plant Translocation of Organic Compounds: Molecular and Physicochemical Predictors.” *Environmental Science and Technology Letters* 1(2): 156–161.
177. Xu, Anming et al (2021). “Pollutant Degrading Enzyme: Catalytic Mechanisms and Their Expanded Applications.” *Molecules* 26(16): 1–14.
178. Coquery, M., and P. M. Welbourn (1995). “The Relationship between Metal Concentration and Organic Matter in Sediments and Metal Concentration in the Aquatic Macrophyte *Eriocaulon Septangulare*.” *Water Research* 29(9): 2094–2102.
179. Kwiatkowska-Malina, Jolanta (2018). “Functions of Organic Matter in Polluted Soils: The Effect of Organic Amendments on Phytoavailability of Heavy Metals.” *Applied Soil Ecology* 123(November 2016): 542–545. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.06.021>.

180. Song, Biao et al (2017). "Evaluation Methods for Assessing Effectiveness of in Situ Remediation of Soil and Sediment Contaminated with Organic Pollutants and Heavy Metals." *Environment International* 105(January): 43–55. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2017.05.001>.
181. Wu, Chung Hsin, and How Yong Ng (2008). "Photodegradation of Polychlorinated Dibenzop-Dioxins and Polychlorinated Dibenzofurans: Direct Photolysis and Photocatalysis Processes." *Journal of Hazardous Materials* 151(2–3): 507–514.
182. Donjadee, Somchai, and Chaiyuth Chinnarasri (2013). "Vetiver Grass Mulch for Prevention of Runoff and Soil Loss." *Proceedings of the Institution of Civil Engineers: Water Management* 166(3): 144–151.
183. Aziz, Shamontee, and Mohammad Shariful Islam (2023). "Erosion and Runoff Reduction Potential of Vetiver Grass for Hill Slopes: A Physical Model Study." *International Journal of Sediment Research* 38(1): 49–65. <https://doi.org/10.1016/j.ijsrc.2022.08.005>.
184. Dimoyiannis (2010), Wet Aggregate Stability as affected by excess carbonate and other soil properties. doi: 10.1002/ldr.1085.
185. Smolders, Erik, and Jelle Mertens. Heavy Metals in Soils "Cadmium." (Cd): Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability, Environmental Pollution 22, DOI 10.1007/978-94-007-4470-7_10.
186. Thi, N., Huong, T., Van, T. T., Truong, P., & Minh, N. H (2016). Effectiveness of Vetiver Grass in Phytostabilization and / or Phytoremediation of Dioxin-Contaminated Soil At Bien Hoa Airbase , Vietnam - an Overview and Preliminary Result. October 2015.
187. Benhachem, Fatima Zahra, and Djamila Harrache (2021). "Chemical Speciation and Potential Mobility of Heavy Metals in Forest Soil Near Road Traffic in Hafir, Algeria." *Journal of Health and Pollution* 11(30): 1–14.
188. Norseth, Tor. (1984). "Chromium and Nickel." *Biolog Monit and Surveill of Work Exposed to Chem*: 49–59.

189. Kotoky, P. et al (2003). “Chemical Fractionation of Heavy Metals in Soils around Oil Installations, Assam.” *Chemical Speciation and Bioavailability* 15(4): 115–126.
190. Islam, A.K.M.S., Edwards, D.G. & Asher, C.J (1980). pH optima for crop growth. *Plant Soil* 54, 339–357. <https://doi.org/10.1007/BF02181830>
191. Ishiguro, T., Ohtake, Y., Nakayama, S., Inamori, Y., Amagai, T., Soma, M., & Matsusita, H. (2000). Biodegradation of Dibenzofuran and Dioxins by *Pseudomonas Aeruginosa* and *Xanthomonas Maltophilia*. *Environmental Technology*, 21(11),1309–1316. <https://doi.org/10.1080/09593330.2000.9619020>.
192. Saibu, S., Adebusoye, S.A. & Oyetibo, G.O (2020) . Aerobic bacterial transformation and biodegradation of dioxins: a review. *Bioresour. Bioprocess.* 7, 7. <https://doi.org/10.1186/s40643-020-0294-0>.

DANH MỤC CÔNG TRÌNH ĐÃ CÔNG BỐ CỦA TÁC GIẢ

1. **Nguyen Thi Thanh Thao**, Nguyen Quoc Dinh, Martine Leermakers, Yue Gao, Dinh Van Huy, Nguyen Thi Loi, Ngo Thi Thuy Huong (2024), “Assessing the bioaccumulation and translocation potential of Vetiver grass for dioxins phytoremediation in Bien Hoa airbase, Vietnam”, *Vietnam Journal of Science and Technology*, 19478-103810391733. Doi: 10.15625/2525-2518/19478.
2. **Nguyễn Thị Thanh Thảo**, Nguyễn Thị Lợi, Đặng Thị Huyền, Quách Đức Tín, Ngô Thị Thúy Hương (2023), “Mối liên hệ giữa thành phần khoáng vật và sự tồn lưu dioxin trong môi trường đất tại sân bay quân sự Biên Hòa, tỉnh Đồng Nai”, *Tạp chí Môi trường, chuyên đề IV*, tr. 10-15.

PHỤ LỤC

Một số hình ảnh trong quá trình nghiên cứu:



Lô thí nghiệm trồng cỏ Vetiver



Trang phục bảo hộ khi tiến hành công tác thực địa



Quan trắc sinh trưởng cỏ



Công tác lấy mẫu



Công tác gia công mẫu đất



Công tác phân tích cơ lý đất



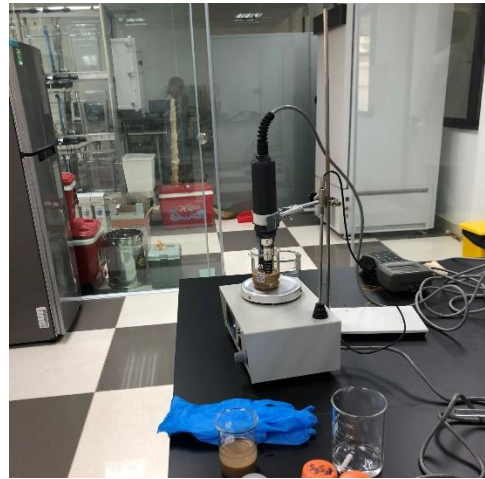
Phân tích cơ lý đất



Phân tích cơ lý đất



Công tác gia công mẫu phân tích kim loại nặng



Phân tích hoá lý đất

Bảng 1.2. Hàm lượng (ng g^{-1} dry wt) chất hữu cơ clo trong khu vực bị phun rải dioxin ở Việt Nam

Khu vực	Năm	Mẫu/vị trí lấy mẫu	Đơn vị	Số lượng	PCDDs	PCDFs	Total PCDD/Fs	Dioxi n-like PCBs	Tham khảo
A So, thung lũng A Luói, Huế	1996	Đất sân bay, lực lượng lục quân Hoa Kỳ	pg g^{-1} dry wt	1	650	10 (9–11)	1050 (208–542)	—	Schecter và nnk.2001
A So, thung lũng A Luói, Huế	1997	Đất sân bay, lực lượng lục quân Hoa Kỳ	pg g^{-1} dry wt	1	1,600	24 (19–29)	625 (720–530)	—	Schecter và nnk.2001
A So, thung lũng A Luói, Huế	1997	Đất sân bay, lực lượng lục quân Hoa Kỳ	pg g^{-1} dry wt	1	880	4.4 (2.0–6.8)	630 (544–720)	—	Schecter và nnk.2001
A So, thung lũng A Luói, Huế	1997	Đất đường băng	pg g^{-1} dry wt	1	170	70	470	—	Schecter và nnk. 2001
A So, thung lũng A Luói, Huế	1999	Đất sân bay, lực lượng lục quân Hoa Kỳ	pg g^{-1} dry wt	10	360 (98–730)	5,6	510	—	wernychuk và nnk.2002
Tabat, thung lũng A Luói, Huế	1999	Đất sân bay, lực lượng lục quân Hoa Kỳ	pg g^{-1} dry wt	9	740 (430–1100)	98	1700	—	wernychuk và nnk.2002

ALuói, thung lũng A Luói, Huế	1999	Đất sân bay, lực lượng lực quân Hoa Kỳ	pg g ⁻¹ dry wt	9	270 (110– 430)	80	960	—	wernychu k và nnk.2002
Adot, thung lũng A Luói, Huế	1999	Căn cứ Đất, vùng rải chất độc da cam	pg g ⁻¹ dry wt	3	350 (48– 550)	7,1	180	—	wernychu k và nnk.2002
Hương Lam, thung lũng A Luói, Huế	1999	Đất, vùng rải chất độc da cam	pg g ⁻¹ dry wt	2	150 (72– 220)	8.7 (1,3–16)	160 (73–240)	—	Dwernyc huk và nnk. 2002
Hương Phong, thung lũng A Luói, Huế	1999	Đất, vùng rải chất độc da cam	pg g ⁻¹ dry wt	2	260 (240– 280)	6.1 (3,9– 8,2)	270 (240–290)	—	Dwernych uk và nnk. 2002
Phú Vinh, thung lũng A Luói, Huế	1999	Đất, vùng rải chất độc da cam	pg g ⁻¹ dry wt	2	600 (560– 630)	6.4 (4,3– 8,5)	610 (560–640)	—	Dwernych uk và nnk. 2002
Hồng Thương, thung lũng A Luói, Huế	1999	Đất, vùng rải chất độc da cam	pg g ⁻¹ dry wt	1	2200	5,5	2210	—	Dwernych uk và nnk. 2002
Chợ Bo dot, thung lũng A Luói, Huế	1999	Đất, vùng rải chất độc da cam	pg g ⁻¹ dry wt	1	1300	110	1400	—	Dwernych uk và nnk. 2002

Sơn Thủy, thung lũng A Lưói, Huế	1999	Đất, vùng rải chất độc da cam	pg g ⁻¹ dry wt	2	1700 (1200– 2100)	59 (7,1– 110)	1800 (1200– 2200)	—	Dwernych uk và nnk. 2002
Hồng Quang, thung lũng A Lưói, Huế	1999	Đất, vùng rải chất độc da cam	pg g ⁻¹ dry wt	1	88	6	94	—	Dwernych uk và nnk. 2002
ALưói, thung lũng A Lưói, Huế	1999	Đất, vùng rải chất độc da cam	pg g ⁻¹ dry wt	1	46	3,3	49	—	Dwernych uk và nnk. 2002
Chợ A Lưói, thung lũng A Lưói, Huế	1999	Đất, vùng rải chất độc da cam	pg g ^{□1} dry wt	1	830	3,3	49	—	Dwernych uk và nnk. 2002
Hồng Kim, thung lũng A Lưói, Huế	1999	Đất, khu vực phun rải chất da cam	pg g ^{□1} dry wt	1	87	14	840	—	Dwernych uk và nnk. 2002
Hồng Vân, thung lũng A Lưói, Huế	1999	Đất, bãi thải lộ thiên	pg g ^{□1} dry wt	2	110 (70– 140)	2.1	89	—	Dwernych uk và nnk. 2002
Tây Mỗ, Hà Nội	2000	Đất, khu vực phun rải chất da cam	pg g ^{□1} dry wt	9	3100	2,6 (2,3– 2,8)	110 (72–140)	—	Dwernych uk và nnk. 2002

		Bãi thải lộ thiên Tây Mỗ	TEQ (pg g ⁻¹ dry wt)		31	2900	6000 (125–50500)	2600 (59–7100)	Minh và nnk. 2003
Tây Mỗ, Hà Nội	2000	Đất, trồng lúa	pg g ⁻¹ dry wt	1	360	64	95 (0,4–850)	7,3 (0,22–59)	Minh và nnk. 2003
		Tây Mỗ, vị trí bãi rác thải	TEQ (pg g ⁻¹ dry wt)		0,94	11	370	130	Minh và nnk. 2003
Đông Thành, Hồ Chí Minh	2001	Đất, bãi rác thải lộ thiên đô thị	pg g ⁻¹ dry wt	8	320	0,08	1	0.097	Minh và nnk. 2003
			TEQ (pg/g dry wt)		1,4	47	370 (21–880)	910 (65–2000)	Minh và nnk. 2003
Đông Thành, Hồ Chí Minh	2001	Đất, bãi rác thải lộ thiên đô thị	pg g ⁻¹ dry wt	8	320	0,8	2,2 (0,02–4,4)	0.49 (0,01–1,0)	Minh và nnk. 2003
Đông Thành, Hồ Chí Minh	2001	Đất, trồng lúa	pg g ⁻¹ dry wt	3	160				Minh và nnk. 2003
Đak Ô, Bình Phước	2007	Đất	ppt	2	<2				Phạm Văn Thanh, 2009
Pù Gia Mập, Bình Phước	2007	Đất	TEQ ppt	22	3,0 (1,2-8,3)				Phạm Văn Thanh, 2009