

HỌC VIỆN NÔNG NGHIỆP VIỆT NAM

NGUYỄN THỊ GIANG

**NGHIÊN CỨU CƠ SỞ KHOA HỌC
XÁC ĐỊNH HÀM LƯỢNG TỐI ĐA CHO PHÉP
CỦA MỘT SỐ KIM LOẠI NẶNG
TRONG NƯỚC TƯỚI CHO RAU ĂN LÁ**

Ngành:	Kỹ thuật tài nguyên nước
Mã số:	9580212
Người hướng dẫn:	PGS.TS. Nguyễn Văn Dung PGS.TS. Nguyễn Thị Hằng Nga

NHÀ XUẤT BẢN HỌC VIỆN NÔNG NGHIỆP - 2024

LỜI CAM ĐOAN

Tôi xin cam đoan đây là công trình nghiên cứu của riêng tôi, các kết quả nghiên cứu được trình bày trong luận án là trung thực, khách quan và chưa từng dùng để bảo vệ lấy bất kỳ học vị nào.

Tôi xin cam đoan các thông tin trích dẫn trong luận án này đều được chỉ rõ nguồn gốc. Các kết quả của luận án đã được tác giả công bố khoa học trên tạp chí chuyên ngành với sự đồng ý của đồng tác giả, phù hợp với các quy định hiện hành. Việc sử dụng các nguồn thông tin, số liệu này chỉ phục vụ cho mục đích nghiên cứu, học thuật.

Hà Nội, ngày tháng năm 2024

Tác giả luận án



Nguyễn Thị Giang

LỜI CẢM ƠN

Trong suốt thời gian học tập, nghiên cứu và hoàn thành luận án, tôi đã nhận được sự hướng dẫn, chỉ bảo tận tình của thầy cô giáo, sự giúp đỡ, động viên của bạn bè, đồng nghiệp và gia đình.

Nhân dịp hoàn thành luận án, cho phép tôi được bày tỏ lòng kính trọng và biết ơn sâu sắc **PGS.TS. Nguyễn Văn Dung**, Học viện Nông nghiệp Việt Nam và **PGS.TS. Nguyễn Thị Hằng Nga**, Trường Đại học Thủy lợi đã tận tình hướng dẫn, dành nhiều công sức, thời gian và tạo điều kiện cho tôi trong suốt quá trình học tập và thực hiện đề tài.

Tôi xin bày tỏ lòng biết ơn chân thành tới Ban Giám đốc, Ban Quản lý đào tạo, Ban Chủ nhiệm Khoa, Bộ môn Quản lý Tài nguyên - Khoa Tài nguyên và Môi trường - Học viện Nông nghiệp Việt Nam đã tận tình giúp đỡ tôi trong quá trình học tập, thực hiện đề tài và hoàn thành luận án.

Tôi xin trân trọng cảm ơn tới PGS.TS. Nguyễn Thị Hằng Nga - Chủ nhiệm đề tài nghiên cứu khoa học cấp Bộ, mã số HĐ 89-2019/KHCN-BNN “*Nghiên cứu cơ sở khoa học xây dựng bộ thông số chất lượng nước tưới cho một số loại cây trồng chính lúa, ngô, đậu tương, lạc và rau*” đã cho tôi được tham gia và kế thừa một phần số liệu của đề tài.

Xin chân thành cảm ơn gia đình, người thân, bạn bè, đồng nghiệp đã tạo điều kiện thuận lợi và giúp đỡ tôi về mọi mặt, động viên khuyến khích tôi hoàn thành luận án./.

Hà Nội, ngày tháng năm 2024

Nghiên cứu sinh



Nguyễn Thị Giang

MỤC LỤC

Lời cam đoan	i
Lời cảm ơn	ii
Mục lục	iii
Danh mục chữ viết tắt.....	vi
Danh mục bảng	vii
Danh mục hình.....	x
Trích yếu luận án	xii
Thesis abstract.....	xiv
Phần 1. Mở đầu.....	1
1.1. Tính cấp thiết của đề tài.....	1
1.2. Mục tiêu nghiên cứu	3
1.2.1. Mục tiêu tổng quát.....	3
1.2.2. Mục tiêu cụ thể	3
1.3. Phạm vi nghiên cứu	3
1.4. Những đóng góp mới của luận án.....	3
1.5. Ý nghĩa khoa học và thực tiễn của đề tài.....	4
1.5.1. Ý nghĩa khoa học	4
1.5.2. Ý nghĩa thực tiễn	4
Phần 2. Tổng quan các vấn đề nghiên cứu	5
2.1. Tổng quan về rau ăn lá	5
2.1.1. Tình hình sản xuất và tiêu thụ rau trên thế giới và Việt Nam	5
2.1.2. Đặc điểm sinh học của loại rau thí nghiệm	7
2.2. Tổng quan về tích lũy kim loại nặng trong rau.....	9
2.2.1. Nguồn gốc, các dạng tồn tại của kim loại nặng (Cu, Pb, Cd) trong nước tươi.....	9
2.2.2. Khả năng lan truyền ô nhiễm kim loại trong đất.....	13
2.2.3. Cơ chế tích lũy kim loại nặng vào thực vật	15
2.2.4. Các yếu tố ảnh hưởng đến sự tích lũy và lan truyền kim loại nặng trong rau	17

2.2.5.	Ảnh hưởng của kim loại nặng đến chất lượng rau và sức khỏe con người.....	18
2.3.	Thực trạng ô nhiễm kim loại nặng trong đất và nước tưới tại Việt Nam.....	21
2.3.1.	Ô nhiễm kim loại nặng trong đất	21
2.3.2.	Ô nhiễm kim loại nặng trong nước tưới.....	23
2.4.	Tổng quan các nghiên cứu trong và ngoài nước về giới hạn an toàn kim loại nặng trong nước tưới cho rau	26
2.4.1.	Nhu cầu nước tưới cho rau.....	26
2.4.2.	Ô nhiễm kim loại nặng trong rau do sử dụng nguồn nước tưới bị ô nhiễm.....	27
2.4.3.	Giới hạn an toàn về kim loại nặng trong nước tưới cho rau	30
2.5.	Tổng quan giải pháp giảm thiểu tích lũy kim loại nặng trong đất và thực vật.....	35
2.5.1.	Sử dụng chất cải tạo đất có nguồn gốc hữu cơ.....	36
2.5.2.	Sử dụng vật liệu khoáng sét	38
2.6.	Định hướng nghiên cứu.....	38
Phần 3. Nội dung và phương pháp nghiên cứu		40
3.1.	Đối tượng và vật liệu nghiên cứu.....	40
3.1.1.	Đối tượng nghiên cứu	40
3.1.2.	Vật liệu nghiên cứu	40
3.2.	Nội dung nghiên cứu.....	41
3.3.	Phương pháp nghiên cứu.....	41
3.3.1.	Phương pháp thu thập thông tin và khảo sát thực địa	41
3.3.2.	Phương pháp bố trí thí nghiệm.....	42
3.3.3.	Phương pháp theo dõi các chỉ tiêu	48
3.3.4.	Phương pháp xác định giới hạn tối đa cho phép hàm lượng Cu, Pb, Cd trong nước tưới.....	50
3.3.5.	Phương pháp đánh giá rủi ro sức khỏe.....	51
3.3.6.	Phương pháp lấy mẫu và xử lý mẫu.....	52
3.3.7.	Phương pháp phân tích mẫu.....	52
3.3.8.	Xử lý số liệu.....	54
Phần 4. Kết quả nghiên cứu và thảo luận.....		55

4.1.	Đánh giá hiện trạng cu, pb, cd trong nước tưới và rau tại khu vực sử dụng nước tưới từ hệ thống thủy lợi vùng đồng bằng sông hồng.....	55
4.1.1.	Hiện trạng Cu, Pb, Cd trong nước tưới trên một số hệ thống thủy lợi vùng đồng bằng sông Hồng	55
4.1.2.	Hàm lượng kim loại nặng trong rau tại khu vực sử dụng nước tưới của một số hệ thống thủy lợi	56
4.2.	Giới hạn an toàn hàm lượng Cu, Pb, Cd trong nước tưới cho rau cải xanh, xà lách, mồng tơi trồng trên đất phù sa sông Hồng	57
4.2.1.	Ảnh hưởng của hàm lượng kim loại nặng trong nước tưới đến tăng trưởng và năng suất của rau ăn lá	57
4.2.2.	Ảnh hưởng của hàm lượng kim loại nặng trong nước tưới đến sự tích lũy trong rau ăn lá	98
4.2.3.	Ảnh hưởng của hàm lượng kim loại nặng trong nước tưới đến sự tích lũy trong đất trồng	105
4.2.4.	Đánh giá tích lũy kim loại nặng của rau ăn lá qua thí nghiệm đồng ruộng....	112
4.2.5.	Đánh giá rủi ro sức khỏe khi sử dụng rau được tưới nước nhiễm Cu, Pb, Cd.....	116
4.2.6.	Giới hạn an toàn về nồng độ kim loại nặng trong nước tưới cho rau ăn lá	120
4.3.	Giải pháp giảm thiểu tích lũy kim loại nặng trong rau ăn lá do tưới nước ô nhiễm	124
4.3.1.	Ảnh hưởng của khoáng sét zeolite, than sinh học và rơm ủ đến hàm lượng Pb và Cd dễ tiêu trong đất	125
4.3.2.	Ảnh hưởng của khoáng sét zeolite, than sinh học và rơm ủ đến tích lũy Pb, Cd trong rau ăn lá do sử dụng nước tưới ô nhiễm.....	128
Phần 5. Kết luận và kiến nghị.....		134
5.1.	Kết luận.....	134
5.2.	Kiến nghị	135
Công trình khoa học đã công bố		136
Tài liệu tham khảo		137

DANH MỤC CHỮ VIẾT TẮT

Chữ viết tắt	Thuật ngữ
BOD ₅	Nhu cầu oxy sinh học
BTNMT	Bộ Tài nguyên và Môi trường
BYT	Bộ Y tế
CEC	Dung tích hấp phụ trao đổi cation (Cation Exchange Capacity)
CODEX	Tiêu chuẩn an toàn thực phẩm do FAO/WHO xây dựng
CT	Công thức
LSD _{0,05}	Least Significant Difference - Sai khác nhỏ nhất có ý nghĩa với độ tin cậy 95%
ĐBSH	Đồng bằng sông Hồng
EU	Liên minh Châu Âu (European Union)
FAO	Tổ chức Nông lương thế giới (Food and Agriculture Organization of the United Nations)
HTTL	Hệ thống thuỷ lợi
KLN	Kim loại nặng
NPK	Đạm, lân, kali
OC	Hàm lượng Cacbon hữu cơ (Organic Carbon)
PTN	Phòng thí nghiệm
QCVN	Quy chuẩn Việt Nam
TCVN	Tiêu chuẩn Quốc gia
WHO	Tổ chức Y tế thế giới (World Health Organization)
GHCP	Giới hạn cho phép
SPAD	Soil and plant analyzer development - Chỉ số đánh giá hàm lượng diệp lục trong lá

DANH MỤC BẢNG

Bảng 2.1.	Giới hạn pH đối với quá trình kết tủa Cu, Pb, Cd.....	14
Bảng 2.2.	Các dạng tồn tại của kim loại nặng trong đất và cách xác định.....	14
Bảng 2.3.	Ảnh hưởng của các kim loại nặng độc hại đối với thực vật.....	20
Bảng 2.4.	Tác động độc hại của Cu, Pb, Cd lên các cơ quan cơ thể	21
Bảng 2.5.	Hàm lượng Cd và pH của nước tưới trên các hệ thống thủy lợi vùng Đồng bằng sông Hồng	25
Bảng 2.6.	Khuyến cáo giới hạn cao nhất các thông số kim loại nặng trong nước tưới.....	30
Bảng 2.7.	Giới hạn nồng độ của kim loại nặng được khuyến nghị trong nước tưới ở Canada.....	31
Bảng 2.8.	Giá trị tiêu chuẩn Cu, Pb, Cd trong nước tưới cho rau của Trung Quốc và Australia	31
Bảng 2.9.	Mức giới hạn tối đa cho phép của một số kim loại nặng trong nước tưới.....	32
Bảng 2.10.	Mức tối đa quy định Cd, Pb, Cu trong các loại rau củ.....	32
Bảng 2.11.	Giá trị tối đa cho phép của FAO/WHO của kim loại nặng trong rau ăn lá.....	33
Bảng 2.12.	Giới hạn ô nhiễm Cd và Pb trong rau củ.....	33
Bảng 2.13.	Mức giới hạn tối đa cho phép của một số hóa chất gây hại trong sản phẩm rau, quả.....	34
Bảng 3.1.	Hàm lượng Cu, Pb, Cd trong nước tưới trên một số hệ thống thủy lợi vùng đồng bằng sông Hồng	42
Bảng 3.2.	Thời gian gieo trồng của rau trong thí nghiệm	44
Bảng 3.3.	Lượng nước tưới cho rau	44
Bảng 3.4.	Thời gian gieo trồng rau trong thí nghiệm.....	47
Bảng 3.5.	Mô tả công thức thí nghiệm	47
Bảng 3.6.	Lượng nước tưới cho rau	47
Bảng 3.7.	Phương pháp phân tích các chỉ tiêu của đất, nước và rau.....	53
Bảng 4.1.	Hàm lượng Cu, Pb, Cd trong nước tưới ở một số hệ thống thủy lợi.....	55
Bảng 4.2.	Hàm lượng Cu, Pb, Cd trong rau khu vực sử dụng nước tưới từ hệ thống thủy lợi Bắc Đuống.....	56
Bảng 4.3.	Ảnh hưởng của hàm lượng Cu (ppm) trong nước tưới đến chiều cao ^(*) cải xanh	58

Bảng 4.4. Ảnh hưởng của hàm lượng Cu (ppm) trong nước tưới đến chiều cao ^(*) xà lách.....	60
Bảng 4.5. Ảnh hưởng của hàm lượng Cu (ppm) trong nước tưới đến chiều cao ^(*) mồng toi.....	61
Bảng 4.6. Ảnh hưởng của hàm lượng Cu trong nước tưới đến số lá ^(*) của rau cải xanh	62
Bảng 4.7. Ảnh hưởng của hàm lượng Cu trong nước tưới đến số lá ^(*) của rau xà lách	64
Bảng 4.8. Ảnh hưởng của hàm lượng Cu (ppm) trong nước tưới đến số lá ^(*) mồng toi.....	65
Bảng 4.9. Ảnh hưởng của Cu trong nước tưới đến chỉ số SPAD của rau	66
Bảng 4.10. Ảnh hưởng của Cu trong nước tưới đến năng suất cải xanh	69
Bảng 4.11. Ảnh hưởng của Cu trong nước tưới đến năng suất xà lách	70
Bảng 4.12. Ảnh hưởng của Cu trong nước tưới đến năng suất mồng toi	71
Bảng 4.13. Ảnh hưởng của hàm lượng Pb (ppm) trong nước tưới đến chiều cao ^(*) cải xanh.....	73
Bảng 4.14. Ảnh hưởng của hàm lượng Pb (ppm) trong nước tưới đến chiều cao ^(*) xà lách.....	74
Bảng 4.15. Ảnh hưởng của hàm lượng Pb (ppm) trong nước tưới đến chiều cao ^(*) mồng toi.....	75
Bảng 4.16. Ảnh hưởng của hàm lượng Pb (ppm) trong nước tưới đến số lá ^(*) cải xanh	77
Bảng 4.17. Ảnh hưởng của hàm lượng Pb (ppm) trong nước tưới đến số lá ^(*) xà lách	78
Bảng 4.18. Ảnh hưởng của hàm lượng Pb (ppm) trong nước tưới đến số lá ^(*) mồng toi.....	78
Bảng 4.19. Ảnh hưởng của Pb trong nước tưới đến SPAD của rau	79
Bảng 4.20. Ảnh hưởng của Pb trong nước tưới đến năng suất của rau cải xanh.....	81
Bảng 4.21. Ảnh hưởng của Pb trong nước tưới đến năng suất của rau xà lách.....	82
Bảng 4.22. Ảnh hưởng của Pb trong nước tưới đến năng suất của rau mồng toi.....	83
Bảng 4.23. Ảnh hưởng của Cd trong nước tưới đến chiều cao ^(*) cải xanh	85
Bảng 4.24. Ảnh hưởng của Cd trong nước tưới đến chiều cao ^(*) xà lách.....	87
Bảng 4.25. Ảnh hưởng của Cd trong nước tưới đến chiều cao ^(*) mồng toi	88
Bảng 4.26. Ảnh hưởng của Cd trong nước tưới đến số lá ^(*) cải xanh.....	89
Bảng 4.27. Ảnh hưởng của Cd trong nước tưới đến số lá ^(*) xà lách.....	90
Bảng 4.28. Ảnh hưởng của Cd trong nước tưới đến số lá ^(*) mồng toi.....	91

Bảng 4.29. Ảnh hưởng của Cd trong nước tưới đến chỉ số SPAD của rau	93
Bảng 4.30. Ảnh hưởng của Cd trong nước tưới đến năng suất của rau cải xanh	95
Bảng 4.31. Ảnh hưởng của Cd trong nước tưới đến năng suất của rau xà lách	96
Bảng 4.32. Ảnh hưởng của Cd trong nước tưới đến năng suất của rau mồng tơi	97
Bảng 4.33. Ảnh hưởng của hàm lượng Cu trong nước tưới đến sự tích lũy Cu trong rau	99
Bảng 4.34. Ảnh hưởng của Pb trong nước tưới đến sự tích lũy trong rau	100
Bảng 4.35. Ảnh hưởng của Cd trong nước tưới đến sự tích lũy trong rau	103
Bảng 4.36. Ảnh hưởng của hàm lượng Cu trong nước tưới đến sự tích lũy trong đất trồng rau	106
Bảng 4.37. Thời gian tích lũy Cu trong đất do nước tưới theo dự báo	107
Bảng 4.38. Ảnh hưởng của Pb trong nước tưới đến sự tích lũy trong đất trồng rau	108
Bảng 4.39. Dự báo hàm lượng Pb tích lũy trong đất theo thời gian.....	109
Bảng 4.40. Hàm lượng Cd trong đất trồng rau sau các vụ thí nghiệm	110
Bảng 4.41. Dự báo hàm lượng Cd tích lũy trong đất theo thời gian	111
Bảng 4.42. Đặc tính chất lượng của nước được sử dụng trong thời gian nghiên cứu.....	112
Bảng 4.43. Ảnh hưởng của nguồn nước tưới đến số lá và năng suất rau	113
Bảng 4.44. Ảnh hưởng của nguồn nước tưới đến sự tích lũy hàm lượng kim loại nặng trong rau	114
Bảng 4.45. Hàm lượng kim loại nặng trong đất trồng rau được tưới từ nguồn nước khác nhau	116
Bảng 4.46. Dự báo lượng kim loại nặng tích lũy đối với người tiêu dùng rau	118
Bảng 4.47. Dự báo lượng kim loại nặng tích lũy đối với người tiêu dùng rau	119
Bảng 4.48. Mô hình hồi quy Tobit dự báo ngưỡng tối đa của Cu, Pb và Cd trong rau	121
Bảng 4.49. Giới hạn an toàn của Cu trong nước tưới và đất bằng cách sử dụng mô hình Tobit.....	121
Bảng 4.50. Giới hạn an toàn của Pb trong nước tưới và đất bằng cách sử dụng mô hình Tobit.....	122
Bảng 4.51. Giới hạn an toàn của Cd trong nước tưới và đất bằng cách sử dụng mô hình Tobit.....	122
Bảng 4.52. Ảnh hưởng của khoáng sét zeolite, than sinh học và rơm ủ đến tích lũy Pb trong rau.....	129
Bảng 4.53. Ảnh hưởng của khoáng sét zeolite, than sinh học và rơm ủ đến tích lũy Cd trong rau	131

DANH MỤC HÌNH

Hình 2.1.	Sản lượng và diện tích rau ở Việt Nam trong giai đoạn 2015-2020	6
Hình 2.2.	Mô hình trạng thái các kim loại nặng trong môi trường đất.....	15
Hình 2.3.	Hàm lượng kim loại nặng trong các bộ phận của cây	17
Hình 3.1.	Quan hệ giữa độ ẩm và sức hút nước của đất.....	49
Hình 4.1.	Ảnh hưởng của hàm lượng Cu trong nước tưới đến chỉ số SPAD trung bình qua 3 vụ của cải xanh	67
Hình 4.2.	Ảnh hưởng của hàm lượng Cu trong nước tưới đến chỉ số SPAD trung bình qua 3 vụ của xà lách	67
Hình 4.3.	Ảnh hưởng của hàm lượng Cu trong nước tưới đến chỉ số SPAD trung bình qua 3 vụ của mồng tơi	68
Hình 4.4.	Ảnh hưởng của hàm lượng Cu trong nước tưới đến năng suất trung bình 3 vụ cải xanh	69
Hình 4.5.	Ảnh hưởng của hàm lượng Cu trong nước tưới đến năng suất trung bình 3 vụ xà lách	70
Hình 4.6.	Ảnh hưởng của hàm lượng Cu trong nước tưới đến năng suất trung bình 3 vụ mồng tơi	71
Hình 4.7.	Ảnh hưởng của Pb trong nước tưới đến chỉ số SPAD trung bình 3 vụ của cải xanh	80
Hình 4.8.	Ảnh hưởng của Pb trong nước tưới đến chỉ số SPAD trung bình 3 vụ của xà lách	80
Hình 4.9.	Ảnh hưởng của Pb trong nước tưới đến chỉ số SPAD trung bình 3 vụ của mồng tơi	81
Hình 4.10.	Ảnh hưởng của Pb trong nước tưới đến năng suất trung bình 3 vụ của rau cải xanh	82
Hình 4.11.	Ảnh hưởng của Pb trong nước tưới đến năng suất trung bình 3 vụ của rau xà lách	83
Hình 4.12.	Ảnh hưởng của Pb trong nước tưới đến năng suất trung bình 3 vụ của rau mồng tơi	84
Hình 4.13.	Ảnh hưởng của Cd trong nước tưới đến chỉ số SPAD trung bình 3 vụ của rau cải xanh	94
Hình 4.14.	Ảnh hưởng của Cd trong nước tưới đến chỉ số SPAD trung bình 3 vụ của rau xà lách	94

Hình 4.15. Ảnh hưởng của Cd trong nước tưới đến chỉ số SPAD trung bình 3 vụ của rau mồng tơi	95
Hình 4.16. Ảnh hưởng của Cd trong nước tưới đến năng suất trung bình 3 vụ của rau cải xanh.....	95
Hình 4.17. Ảnh hưởng của Cd trong nước tưới đến năng suất trung bình 3 vụ của rau xà lách.....	96
Hình 4.18. Ảnh hưởng của Cd trong nước tưới đến năng suất trung bình 3 vụ của rau mồng tơi.....	97
Hình 4.19. Hàm lượng Cd, Cu, Pb trong rau	115
Hình 4.20. Ảnh hưởng của khoáng sét zeolite, than sinh học và rơm ủ đến hàm lượng Pb dễ tiêu trong đất trồng rau	125
Hình 4.21. Ảnh hưởng của khoáng sét zeolite, than sinh học và rơm ủ đến hàm lượng Cd dễ tiêu trong đất rau	127
Hình 4.22. Ảnh hưởng của khoáng sét zeolite, than sinh học và rơm ủ đến tích lũy Pb trong rau.....	130
Hình 4.23. Ảnh hưởng của khoáng sét zeolite, than sinh học và rơm ủ đến tích lũy Cd trong rau	132

TRÍCH YẾU LUẬN ÁN

Họ tên NCS: Nguyễn Thị Giang

Tên luận án: “Nghiên cứu cơ sở khoa học xác định hàm lượng tối đa cho phép của một số kim loại nặng trong nước tưới cho rau ăn lá”.

Ngành: Kỹ thuật Tài nguyên nước; **Mã số:** 9 58 02 12

Tên cơ sở đào tạo: Học viện Nông nghiệp Việt Nam

Mục đích nghiên cứu của luận án

- Xác định giới hạn hàm lượng KLN (Cu, Pb, Cd) trong nước tưới phục vụ sản xuất rau ăn lá an toàn trồng trên đất phù sa sông Hồng.

- Đề xuất được giải pháp hạn chế tích lũy KLN trong rau ăn lá đối với các vùng ô nhiễm KLN trong nước tưới từ các nguồn vật liệu sẵn có trong tự nhiên.

Phương pháp nghiên cứu

(1) Thu thập các tài liệu liên quan đến diễn biến chất lượng nước, các tài liệu, số liệu về thực trạng sản xuất rau.

(2) Bố trí các thí nghiệm về ảnh hưởng của Cu, Pb, Cd trong nước tưới đến cải xanh, xà lách, mồng tơi trong nhà lưới và ngoài đồng ruộng.

(3) Sử dụng mô hình hồi quy Tobit để xác định giới hạn tối đa cho phép của Cu, Pb, Cd trong nước tưới cho cải xanh, xà lách và mồng tơi. Dựa trên mức tối đa của kim loại này trong rau ăn lá theo QCVN 8-2:2011/BYT và QĐ 106/2007/QĐ-BNN.

(4) Đánh giá rủi ro về sức khỏe tiềm ẩn của việc tiêu thụ KLN qua rau, được phân tích dựa trên lượng KLN tiêu thụ hàng ngày (DIM) chỉ số rủi ro sức khỏe (HRI) và chỉ số nguy cơ mục tiêu (THQ).

(5) Bố trí thí nghiệm giải pháp giảm thiểu tích lũy tích lũy Pb, Cd cho cải xanh, xà lách và mồng tơi bằng vật liệu tự nhiên (zeolite, than sinh học và rơm ủ).

Kết quả chính và kết luận

(1) Nước tưới tại một số hệ thống thủy lợi điển hình vùng đồng bằng sông Hồng (Bắc Hưng Hải, Sông Nhuệ và Bắc Đuống) được luận án phân tích trong mùa khô năm 2020 và 2021 cho kết quả hàm lượng Cu gấp 1,5 - 1,7 lần, Pb vượt từ 2,4 - 4 lần và Cd cao gấp 4 - 7 lần GHCP theo QCVN 08-2015/BTNMT và QCVN 08-2023/BTNMT. Tích lũy Cu, Cd trong rau cải xanh, xà lách và mồng tơi hầu hết còn ở trong GHCP theo TCVN. Tích lũy Pb trong rau cải xanh và xà lách ở một số vị trí lấy mẫu đã vượt GHCP,

dao động lần lượt là 0,31 - 0,35 mg/kg và 0,33 - 0,41 mg/kg. Mồng toi trong điều kiện nghiên cứu của luận án chưa phát hiện thấy tích lũy Cu, Pb, Cd vượt GHCP.

(2) Trong điều kiện thí nghiệm và thực hiện nghiên cứu của luận án, nước tưới có hàm lượng Cu (0,5 - 1,6ppm); Pb (0,1 - 2ppm) và Cd (0,5ppm) làm tăng năng suất của cải xanh, xà lách và mồng toi. Hàm lượng Cu trong nước tưới vượt 1,6ppm; Pb lớn hơn 2ppm và Cd vượt quá 0,5ppm làm giảm năng suất của cả 3 loại rau. Hàm lượng Cu trong 3 loại rau được tưới nước nhiễm Cu từ 0,2 - 2,0ppm nằm trong giới hạn cho phép theo TCVN. Hàm lượng Pb vượt 0,5ppm và Cd vượt 0,1ppm trong nước tưới đã gây ra hiện tượng tích lũy Pb và Cd vượt GHCP. Hàm lượng Cu và Pb trong đất sẽ vượt giới hạn cho phép sau 1,9 - 15,7 năm và 5,5 - 18,6 năm nếu tưới nước có hàm lượng Cu và Pb tương đương trong thí nghiệm. Hàm lượng Cd trong nước tưới từ 0,5 - 1,0ppm có thể tích lũy trong đất vượt GHCP ngay từ vụ đầu.

Trong điều kiện thí nghiệm của luận án, cải xanh, xà lách và mồng toi sử dụng nước tưới từ sông Cầu Bấy (thuộc HTTL Bắc Hưng Hải) bị ô nhiễm có năng suất và tích lũy Cu, Pb, Cd cao hơn trường hợp dùng nước giếng để tưới. Tích lũy Cu trong rau (6,65 - 8,99mg/kg rau khô) nằm trong GHCP; Pb (0,56 - 0,79mg/kg rau khô) và Cd (0,25 - 0,28mg/kg rau khô) vượt GHCP theo TCVN.

Kết quả nghiên cứu của luận án cho thấy hàm lượng Cu tối đa cho phép trong nước tưới từ 3,3 - 9,04ppm (cải xanh); từ 2,95 - 7,53ppm (xà lách) và từ 3,52 - 9,33ppm (mồng toi) tương ứng với hàm lượng Cu tối đa trong đất theo TCVN là 100mg/kg. Hàm lượng Pb tối đa cho phép từ 0,04 - 0,65ppm (cải xanh) tương ứng với hàm lượng Pb trong đất trồng ban đầu dao động từ 17 xuống 1mg/kg; 0,05 - 0,9ppm (xà lách) tương ứng với hàm lượng Pb trong đất trồng ban đầu từ 7 xuống 1mg/kg; 0,06 - 0,93ppm (mồng toi) tương ứng với hàm lượng Pb trong đất trồng ban đầu dao động từ 10 xuống 1mg/kg. Hàm lượng Cd tối đa cho phép từ 0,08 - 0,14ppm (cải xanh); 0,1 - 0,12ppm (xà lách) và từ 0,05 - 0,18ppm (mồng toi) tương ứng với hàm lượng Cd trong đất trồng ban đầu dao động từ 0,1 - 1,5mg/kg.

(3) Trong phạm vi nghiên cứu luận án, sử dụng khoáng sét zeolite, than sinh học và rơm ủ làm giảm hàm lượng Pb, Cd dễ tiêu trong đất và trong rau cải xanh, xà lách, mồng toi trồng trên nền đất phù sa sông Hồng. Bổ sung 3% hàm lượng zeolite cho hiệu quả cao nhất trong điều kiện thực hiện thí nghiệm, giảm hàm lượng Pb và Cd dễ tiêu trong đất tương ứng từ 46,7% - 68% ở vụ đầu tiên và hiệu quả giảm dần khi hàm lượng KLN này tích lũy trong đất tăng lên. Giảm tích lũy trong rau với Pb từ 69,72 - 72,61% và Cd từ 59,09 - 60,94%. Giảm hàm lượng Pb dễ tiêu trong đất từ 16,61 - 22,87%, Cd từ 20,83 - 32%, Pb trong rau từ 35,32 - 42,32% và Cd từ 43,75 - 48,61% khi bổ sung 5% than sinh học và rơm ủ.

THESIS ABSTRACT

PhD candidate: Nguyen Thi Giang

Thesis title: The scientific basic research on defining the limitation of acceptance of maximizing heavy metal content in irrigation water to leafy vegetables.

Major: Water Resources Engineering **Code:** 9 58 02 12

Educational organization: Vietnam National University of Agriculture (VNUA).

Study objectives

- Determine the limit of heavy metal content (Cu, Pb, Cd) in irrigation water for the production of safe leafy vegetables grown on Red River alluvial soil.

- Propose solutions to limit the accumulation of heavy metals in leafy vegetables for areas polluted with heavy metals in irrigation water from naturally available materials.

Study methods

(1) Collect documents related to water quality developments, documents and data on the current status of vegetable production.

(2) Arrange experiments on the effects of Cu, Pb, and Cd in irrigation water on *Brassica juncea* L., *Lactuca sativa* and *Basella alba* L. in the greenhouse and in the field.

(3) Use the Tobit regression model to determine the maximum allowable limits of Cu, Pb, and Cd in irrigation water for *Brassica juncea* L., *Lactuca sativa* and *Basella alba* L. Based on the maximum level of this metal in leafy vegetables according to QCVN 8-2:2011/BYT and Decision 106/2007/QD-BNN (Vietnam).

(4) Based on the experimental results to evaluate the potential health risks of consuming heavy metals through vegetables, analyzed based on the amount of heavy metals consumed daily (DIM) health risk index (HRI) and target hazard index (THQ).

(5) Arrange experimental solutions to reduce the accumulation of Pb and Cd for *Brassica juncea* L., *Lactuca sativa* and *Basella alba* L. using natural materials (zeolite, biochar and straw manure).

Main results and conclusions

(1) Irrigation water in some typical irrigation systems in the Red River Delta (Bac Hung Hai, Song Nhue and Bac Duong) was analyzed by the thesis in the dry season of 2020 and 2021, with results showing that Cu content was 1.5 - 1.7 times higher, Pb exceeded 2.4 - 4 times and Cd was 4 - 7 times higher than the permissible limit according to QCVN 08-2015/BTNMT. With samples collected by this thesis indicated that accumulation of Cu and Cd in *Brassica juncea* L., *Lactuca sativa* and *Basella alba* L. are all within the allowable limits according to TCVN. Pb accumulation of some samples of

Brassica juncea L. and *Lactuca sativa* could be father limit, ranging from 0.31 - 0.35 mg/kg and 0.33 - 0.41 mg/kg, respectively. *Basella alba* L. does not accumulate Cu, Pb, and Cd beyond the allowed limit.

(2) Under experimental conditions, irrigation water containing Cu (0.5 - 1.6 ppm); Pb (0.1 - 2ppm) and Cd (0.5ppm) increased the yield of *Brassica juncea* L., *Lactuca sativa* and *Basella alba* L. Cu content in irrigation water exceeding 1.6 ppm; Pb greater than 2ppm and Cd exceeding 0.5ppm reduced the yield of all 3 types of vegetables. Cu content in 3 types of vegetables irrigated with Cu-contaminated water from 0.2 - 2.0ppm was within the allowable limit according to TCVN. Pb content exceeding 0.5ppm and Cd exceeding 0.1ppm in irrigation water caused Pb and Cd accumulation exceeding the permissible limit. After 3 consecutive experimental crops, the soil irrigated with Cu-contaminated water (0.2 - 2.0ppm), Pb (0.1 - 4.0ppm) was still not contaminated with Cu and Pb according to TCVN. The Cu and Pb content in the soil will exceed the permissible limit after 1.9 - 15.7 years and 5.5-18.6 years if watering with Cu and Pb content equivalent to the experiment. Cd content in irrigation water from 0.5-1.0ppm can accumulate in the soil exceeding the allowable limit right from the first crop. *Brassica juncea* L., *Lactuca sativa* and *Basella alba* L. used irrigation water from the Cau Bay River (belonging to the Bac Hung Hai irrigation system) contaminated with Cd had higher yields and accumulation of Cu, Pb, and Cd than usual. Use well water for irrigation, Cu accumulation in vegetables (6.65 - 8.99 mg/kg dry vegetables) is within the permissible limit; Pb (0.56 - 0.79 mg/kg dry vegetables) and Cd (0.25 - 0.28 mg/kg dry vegetables) content exceeds permissible limits according to TCVN. Maximum allowed Cu content is from 3.3 - 9.04ppm (*Brassica juncea* L.); from 2.95 - 7.53ppm (*Lactuca sativa*) and from 3.52 - 9.33ppm (*Basella alba* L.) corresponding to the maximum Cu content in soil according to TCVN of 100mg/kg. The maximum allowable Pb content is from 0.04 - 0.65ppm (*Brassica juncea* L.) corresponding to the Pb content in the initial soil decreasing from 17 to 1 mg/kg. From 0.05 - 0.9ppm (*Lactuca sativa*) corresponds to the Pb content in the initial soil from 7 to 1mg/kg. For *Basella alba* L., the limit of Pb in irrigation water is from 0.06 - 0.93ppm in the case of Pb in the initial soil decreasing from 10 to 1mg/kg. The maximum allowable Cd content is from 0.08 - 0.14ppm (*Brassica juncea* L.); 0.1 - 0.12ppm (*Lactuca sativa*) and 0.05 - 0.18ppm (*Basella alba* L.) correspond to Cd content in the initial soil decreasing from 0.1 to 1.5mg/kg.

(3) Within the research scope of the thesis, using zeolite, biochar and composted straw reduced the mobile Pb and Cd content in soil and in *Brassica juncea* L., *Lactuca sativa* and *Basella alba* L. Adding 3% zeolite content gave the highest efficiency under experimental conditions, reducing the mobile Pb and Cd content in soil by 46.7 - 68% respectively in the first crop and the efficiency decreased as the accumulation of these heavy metals in the soil increased. Accumulation in vegetables was reduced with Pb from 69.72 - 72.61% and Cd from 59.09 - 60.94%. The content of readily available Pb in soil was reduced from 16.61 - 22.87%, Cd from 20.83 - 32% and Pb in vegetables from 35.32 - 42.32%, Cd from 43.75 - 48.61% when adding 5% biochar and composted straw.

PHẦN 1. MỞ ĐẦU

1.1. TÍNH CẤP THIẾT CỦA ĐỀ TÀI

Nước là nguồn tài nguyên chính cho sự sống trên Trái Đất. Việc tiếp cận nước với nước sạch có ý nghĩa vô cùng quan trọng đối với sức khỏe và hệ sinh thái. Tuy nhiên, trong những thập kỷ qua chất lượng nước đã bị ảnh hưởng tiêu cực bởi sự gia tăng dân số, công nghiệp hóa, đô thị hóa và sử dụng tài nguyên thiên nhiên một cách quá mức (Vardhan & cs., 2019). Các ion KLN là một trong những chất gây ô nhiễm được giải phóng nhiều nhất, nguy cơ tích lũy độc tố trong môi trường rất cao và có xu hướng tích lũy sinh học (Azimi & cs., 2017). KLN lắng đọng vào đất, nước và có thể dễ dàng tích lũy vào các bộ phận của cây (rễ, lá, hạt). Một số KLN đóng vai trò là nguyên tố dinh dưỡng vi lượng cần thiết cho sự phát triển của cây trồng như Cu, Zn, Fe, Mn, Mo. Tuy nhiên, với hàm lượng dư thừa chúng lại là yếu tố bất lợi cho cây. Nhóm các nguyên tố KLN khác không phải là dinh dưỡng mà ngược lại chúng có thể gây độc cho cây như Cd, Pb, Hg, Cr. Tác hại của chúng có thể làm giảm tỷ lệ nảy mầm của hạt, làm thay đổi hình thái các cơ quan thực vật, ức chế hoạt động quang hợp, cản trở việc vận chuyển nước, cũng như vận chuyển dinh dưỡng, thậm chí có thể kích thích quá trình phân hủy tế bào (Ahmed & cs., 2022). Thông qua chuỗi thức ăn, các KLN có thể được đưa vào cơ thể con người và gây độc hại khi tích lũy đến một lượng nhất định. Thậm chí ngay cả ở nồng độ rất thấp, chúng đã có thể gây tổn thương nhiều cơ quan như phổi, thận, gan, tuyến tiền liệt, thực quản, dạ dày và da. Mặt khác, có thể gây ra các bệnh rối loạn, thoái hóa thần kinh như bệnh Alzheimer và bệnh Parkinson (Cabral & cs., 2019). Ngoài những tác động đối với sức khỏe con người, KLN ảnh hưởng xấu đến hệ sinh vật đất thông qua các tương tác vi khuẩn đất (Awasthi & cs., 2022).

Rau xanh là nguồn thực phẩm quan trọng trong khẩu phần ăn của con người. Rau cung cấp các loại vitamin, carbohydrate, chất xơ, protein, khoáng chất cần thiết cho sự phát triển và sức khỏe của con người (Leblebici & Kar, 2018). Theo công bố của Chopra & Pathak (2015) thì hầu hết các loại rau xanh còn có tác dụng giúp con người tránh được tác hại của các chất độc hại, đặc biệt là những chất gây ung thư ruột kết.

Trong vài thập kỷ qua, những nghiên cứu về an toàn thực phẩm đã hướng tới tìm hiểu nguy cơ ảnh hưởng đến sức khỏe người tiêu dùng do các KLN tích lũy trong thực phẩm, rau quả. Thông qua việc sử dụng phân bón, thuốc bảo vệ thực vật trong sản xuất nông nghiệp (Manwani & cs., 2022). Theo kết quả nghiên cứu của Martorell & cs. (2011), các yếu tố rủi ro liên quan đến ô nhiễm KLN trong thực phẩm chủ yếu phát sinh từ các sản phẩm nông nghiệp như gạo, hoa màu, rau quả trên phạm vi toàn cầu, phổ biến ở các nước đang phát triển. Trong đó, rau đóng góp khoảng 90% tổng lượng kim loại hấp thụ và là nguồn gây nhiễm độc KLN phổ biến nhất ở người. Kết quả công bố của Jan & cs. (2010) cho thấy rau ăn lá là loại rau có tỷ lệ hấp thụ KLN cao nhất và hoạt động như một chỉ số sinh học về ô nhiễm đất. Do đó, các nghiên cứu cụ thể về ô nhiễm kim loại trong rau ăn lá phải được thực hiện để khuyến cáo những rủi ro sức khỏe, cũng như nâng cao nhận thức cộng đồng về các biện pháp giảm thiểu.

Biến đổi khí hậu dẫn đến tình trạng thiếu nước tưới ở nhiều vùng đất canh tác. Nước nhiễm bẩn được sử dụng tưới trong nông nghiệp làm tăng nguy cơ tích tụ KLN trong đất trồng, cây trồng sẽ hấp thụ KLN và ảnh hưởng đến sức khỏe người tiêu dùng (Soleimani & cs., 2023).

Ở Việt Nam nói chung và tại khu vực đồng bằng sông Hồng nói riêng, nhiều hệ thống thủy lợi lớn như sông Nhuệ, Bắc Hưng Hải, Bắc Đuống... là nguồn cung cấp nước tưới chủ yếu trong nông nghiệp. Mặt khác, cũng là nơi tiếp nhận nước thải, dẫn đến tiềm ẩn nguy cơ tích lũy KLN trong nông sản rất cao. Những nghiên cứu về rủi ro tới sức khỏe người tiêu dùng do dư lượng KLN gây ra tương đối nhiều nhưng vẫn còn thiếu thông tin về sự hấp thụ KLN của rau được tưới bằng nguồn nước nhiễm KLN. Hầu hết các nghiên cứu về KLN trong rau nói chung và rau ăn lá nói riêng mới dừng lại ở khâu điều tra, khảo sát, đánh giá các mẫu đất và nước từ các khu vực bị ảnh hưởng (Verma & cs., 2022; Seal & cs., 2022; Manwani & cs., 2022; Gupta Neha & cs., 2022). Mặc dù đã có một số nghiên cứu được thực hiện để đánh giá sự hấp thụ KLN trong nước tưới của rau ăn lá, nhưng thông tin liên quan đến việc định lượng giới hạn an toàn của KLN trong nước tưới hiện vẫn chưa được đề cập trong bất cứ tài liệu nào. Do đó, đề tài luận án thực hiện: ***“Nghiên cứu cơ sở khoa học xác định hàm lượng tối đa cho phép của một số kim loại nặng trong nước tưới cho rau ăn lá”*** là rất cần thiết.

1.2. MỤC TIÊU NGHIÊN CỨU

1.2.1. Mục tiêu tổng quát

Xác định giới hạn hàm lượng KLN (Cu, Pb, Cd) trong nước tưới cho rau phục vụ cho việc quản lý chất lượng nước tưới trong công trình thủy lợi, đảm bảo an toàn cho người tiêu dùng, bảo vệ môi trường đất và nước.

1.2.2. Mục tiêu cụ thể

- Xác định giới hạn hàm lượng Cu, Pb, Cd trong nước tưới phục vụ sản xuất rau ăn lá an toàn trồng trên đất phù sa sông Hồng.

- Đề xuất được giải pháp hạn chế tích lũy kim loại nặng trong rau ăn lá đối với các vùng ô nhiễm kim loại nặng trong nước tưới từ các nguồn vật liệu sẵn có trong tự nhiên.

1.3. PHẠM VI NGHIÊN CỨU

- Phạm vi không gian:

Các thí nghiệm được tiến hành trên đất phù sa sông Hồng trung tính ít chua không được bồi hàng năm. Đây là diện tích đất có tỉ lệ trồng rau xanh lớn, sử dụng nước tưới chính từ các hệ thống thủy lợi.

Thí nghiệm chậu vại được thực hiện trong nhà lưới tại Học viện Nông nghiệp Việt Nam (Thị trấn Trâu Quỳ, huyện Gia Lâm, Hà Nội)

Thí nghiệm đồng ruộng được thực hiện tại xã Đa Tốn, huyện Gia Lâm, thành phố Hà Nội

Đánh giá thực trạng hàm lượng KLN trong nước tưới và rau tại hệ thống thủy lợi Bắc Đuống, Bắc Hưng Hải và sông Nhuệ.

- Phạm vi thời gian:

Nghiên cứu được thực hiện từ năm 2019 đến năm 2021.

1.4. NHỮNG ĐÓNG GÓP MỚI CỦA LUẬN ÁN

- Xác định được hàm lượng tối đa cho phép của Cu (2,95-9,33ppm), Pb (0,04-0,93ppm), Cd (0,05-0,18ppm) trong nước tưới cho rau ăn lá trồng trên đất phù sa sông Hồng, nhằm đảm bảo an toàn cho người tiêu dùng, đồng thời bảo vệ môi trường đất và nước.

- Bổ sung khoáng sét zeolite (2-3%), than sinh học và rơm ủ (5%) cho hiệu quả trong việc hạn chế tích lũy Pb và Cd trong rau ăn lá khi sử dụng nguồn nước tưới ô nhiễm.

1.5. Ý NGHĨA KHOA HỌC VÀ THỰC TIỄN CỦA ĐỀ TÀI

1.5.1. Ý nghĩa khoa học

- Luận án cung cấp cơ sở khoa học xác định ngưỡng tối đa cho phép (giới hạn an toàn trong nước tưới) hàm lượng Cu, Pb và Cd trong nước tưới cho rau ăn lá để vừa đảm bảo an toàn cho người tiêu dùng, đồng thời bảo vệ môi trường đất và nước.

- Cung cấp cơ sở khoa học đánh giá khả năng sử dụng khoáng sét zeolite, than sinh học và phụ phẩm rơm rạ để giảm tích lũy Pb và Cd trong rau ăn lá trồng trên vùng ô nhiễm đất và nước tưới.

1.5.2. Ý nghĩa thực tiễn

- Kết quả nghiên cứu của luận án cung cấp thông tin khuyến cáo giới hạn hàm lượng Cu, Pb, Cd trong nước tưới cho rau ăn lá làm cơ sở cho sản xuất rau an toàn trồng trên vùng đất phù sa sông Hồng;

- Đề xuất tỉ lệ tối ưu sử dụng một số loại vật liệu tự nhiên (khoáng sét zeolite, than sinh học và rơm ủ) để giảm tích lũy KLN (Pb, Cd) trong rau ăn lá phục vụ sản xuất rau an toàn tại một số khu vực vùng đồng bằng sông Hồng có nguy cơ ô nhiễm KLN trong nước tưới và đất.

PHẦN 2. TỔNG QUAN CÁC VẤN ĐỀ NGHIÊN CỨU

2.1. TỔNG QUAN VỀ RAU ĂN LÁ

2.1.1. Tình hình sản xuất và tiêu thụ rau trên thế giới và Việt Nam

2.1.1.1. Tình hình sản xuất và tiêu thụ rau trên thế giới

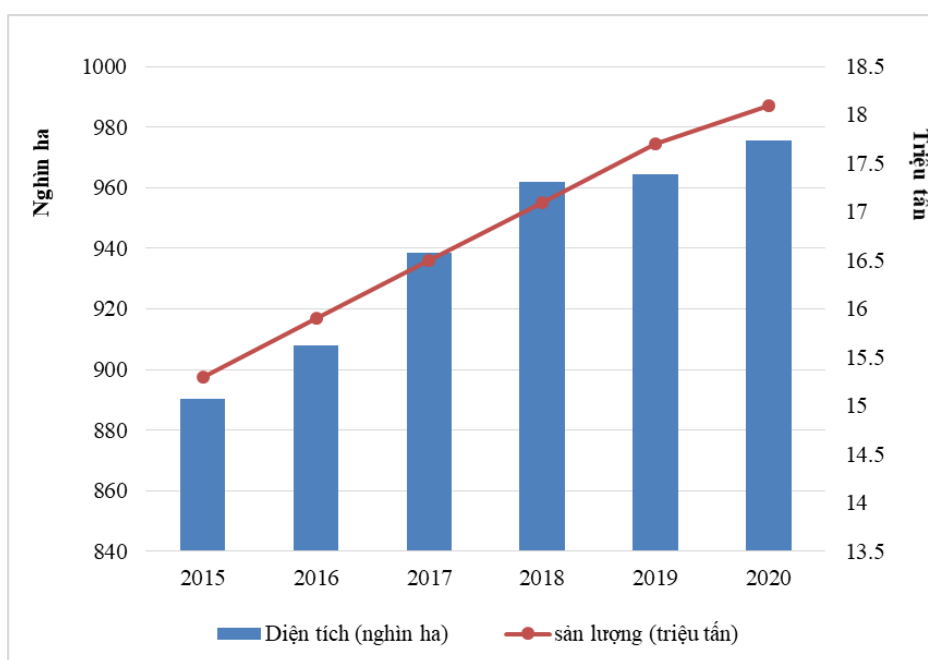
Theo số liệu thống kê của Tổ chức Nông lương Liên hợp quốc (Fao, 2020) thì năm 2018 sản lượng 25 loại rau tươi chính trên toàn cầu đạt 1,09 tỷ tấn. Cho đến nay, châu Á vẫn là vùng sản xuất rau tươi lớn nhất, chiếm 3/4 sản lượng rau toàn cầu. Trong khoảng 10 năm 2008-2018, toàn cầu đã tăng 24% sản lượng rau thương mại, lượng tăng chủ yếu ở Châu Phi (Ebert, 2020). Trong khẩu phần ăn, rau được sử dụng kết hợp với các loại hoa quả thực phẩm sẽ rất tốt cho sức khỏe do bổ sung các loại vitamin, các chất chống oxy hóa tự nhiên. Do vậy, nhu cầu tiêu thụ rau quả ngày càng tăng. Nhật Bản là quốc gia có tuổi thọ cao nhất, đồng thời người dân Nhật Bản cũng tiêu thụ rau quả nhiều nhất với lượng bình quân 100 kg/người/năm. Theo dự báo của Bộ Nông nghiệp Hoa Kỳ (USDA), do tác động của các yếu tố như sự thay đổi cơ cấu dân số, thị hiếu tiêu dùng và thu nhập dân cư, tiêu thụ nhiều loại rau sẽ tăng mạnh trong giai đoạn 2015-2025 đặc biệt là rau ăn lá. Việc tiêu thụ rau xà lách và các loại rau ăn lá khác tăng 22-23%, trong khi mức tiêu thụ khoai tây và các loại rau ăn củ chỉ tăng 7-8%.

2.1.1.2. Tình hình sản xuất và tiêu thụ rau ở Việt Nam

Việt Nam có lịch sử trồng rau từ lâu đời. Với điều kiện khí hậu thích hợp cho sinh trưởng, phát triển của các loại rau, kể cả rau có nguồn gốc á nhiệt đới và ôn đới. Nên rau được trồng ở Việt Nam rất đa dạng và phong phú về chủng loại. Vùng Đồng bằng sông Hồng (ĐBSH) với khí hậu nhiệt đới gió mùa, có mùa đông lạnh, rất thuận lợi cho tất cả các loại rau, kể cả rau có nguồn gốc ôn đới và trở thành vùng sản xuất rau lớn nhất nước, tiếp đó là đồng bằng sông Cửu Long. Những tỉnh có năng suất rau đạt cao là Hải Dương, Thái Bình, Hải Phòng, Trà Vinh, An Giang, Kiên Giang, Tp. Hồ Chí Minh, Đắk Lắk và Lâm Đồng, năng suất rau trung bình đạt trên 200 tạ/ha (Warner Uiterwijk & Vũ Thục Linh, 2016).

Theo kết quả khảo sát của Hội Doanh nghiệp hàng Việt Nam chất lượng cao (2019), người tiêu dùng ngày càng quan tâm đến chất lượng, có xu hướng chọn lựa hàng hóa và sản phẩm hữu cơ an toàn.

Nhìn chung, diện tích và sản lượng rau của Việt Nam qua 5 năm gần đây cho thấy có sự gia tăng ở cả 2 tiêu chí trên. Năm 2020 diện tích gieo trồng đạt xấp xỉ 1 triệu ha và sản lượng lớn nhất từ trước đến nay. Để có được sự gia tăng về diện tích, sản lượng rau là do nước ta đã sử dụng nhiều giống rau mới và cải tiến kỹ thuật thâm canh rau. Khoảng 80% sản lượng rau hàng năm được tiêu thụ ở thị trường trong nước, phần còn lại được xuất khẩu. Kim ngạch xuất khẩu rau năm 2017 đạt trên 3,5 tỷ USD, đóng góp đáng kể vào nền kinh tế và đặc biệt người trồng rau đã thừa nhận và khẳng định cây rau mang lại hiệu quả kinh tế cao hơn hẳn so với các cây trồng hàng năm khác (Nguyễn Đình Thi & Nguyễn Linh Trung, 2020).



Hình 2.1. Sản lượng và diện tích rau ở Việt Nam trong giai đoạn 2015-2020

Nguồn: Tổng cục Thống kê (2021)

Thành phần: Đại bộ phận là rau ăn lá (khoảng 70%); rau ăn quả (20%), ăn củ (8%), còn lại là rau gia vị.

Trong 10 năm gần đây, sản xuất rau ở Việt Nam tập trung vào một số loại rau chủ lực. Nhóm rau cải các loại có sự gia tăng nhanh nhất, diện tích nhóm rau này tăng 400% từ năm 2010 đến 2020. Mức độ tăng nhanh như vậy là do hiệu quả sản xuất mang lại cao hơn các loại rau khác, đầu tư thấp, nhanh cho thu hồi (25-35 ngày/lúa) và thị trường có nhu cầu cao. Diện tích trồng cải xanh các loại tập trung chủ yếu ở các vùng ven các thành phố và tại các hợp tác xã có sản xuất rau an toàn (Nguyễn Đình Thi & Nguyễn Linh Trung, 2020).

2.1.2. Đặc điểm sinh học của loại rau thí nghiệm

2.1.2.1. Cải xanh

a. Phân loại và đặc điểm thực vật học

Cải xanh (*Brassica juncea* L.) thuộc họ cải (Brassicaceae), chi Brassica. Rau cải xanh có khả năng thích ứng rộng, nên được trồng quanh năm, đặc biệt phù hợp trong vụ Xuân Hè và vụ Thu Đông. Cải xanh có cuống hơi tròn, nhỏ, ngắn. Phiến lá nhỏ và hẹp, bản lá mỏng, cây thấp, nhỏ, lá có màu xanh vàng đến xanh đậm ăn có vị cay nên còn được gọi là cải xanh cay, tỷ lệ nhân giống cao.

Rễ cải xanh thuộc hệ rễ chùm, phân nhánh. Bộ rễ ăn nông, tập trung ở tầng đất từ 0-20cm. Lá cải xanh mọc đơn, không có lá kèm. Những lá dưới thường mọc tập trung, kích thước lá lớn và nhỏ dần ở lá phía trên. Bộ lá khá phát triển, phiến lá to nhưng mỏng nên chịu hạn kém và dễ bị sâu bệnh phá hại.

b. Giá trị dinh dưỡng

Cải xanh là một trong những loại rau lá xanh bổ dưỡng nhất hiện có trên thế giới, loại rau này chứa nhiều vitamin A (123,57mg%), vitamin K (691,50mg%), vitamin C (39,33mg%), carotenes, chất chống oxy hóa (flavonoid, indoles) và các khoáng chất thiết yếu (Ca, Fe, Mg, K, Zn, Mn). Lá cải xanh có lượng calo và chất béo rất thấp (27 calo/100g lá tươi) nhưng lại chứa một lượng lớn chất xơ giúp kiểm soát mức cholesterol bằng cách can thiệp vào sự hấp thụ của nó trong ruột. Là nguồn cung cấp vitamin như axit folic, pyridoxine, thiamin, riboflavin,... (Priyanka & cs., 2021). Về mặt y học, cải xanh được cho là có tác dụng bảo vệ, chống lại bệnh thiếu máu, bệnh tim mạch, hen suyễn, ung thư ruột kết và tuyến tiền liệt. Rau họ cải có tác dụng lợi tiểu (Võ Văn Chi, 1998). Cải xanh dùng làm thuốc chữa ho, viêm khí quản, ra mồ hôi, dùng ngoài dưới dạng cao dán để gây đỏ da và kích thích da tại chỗ, trị đau dây thần kinh (Đỗ Tất Lợi, 2000).

c. Yêu cầu ngoại cảnh

Cải xanh có nguồn gốc ôn đới nên yêu cầu ánh sáng thích hợp với thời gian chiếu sáng ngày dài, cường độ ánh sáng yếu. Nhiệt độ cho sinh trưởng và phát triển là từ 15-22°C. Lượng nước trong cây rất cao chiếm từ 75-95% do đó cải xanh cần nhiều nước để sinh trưởng phát triển. Tuy nhiên, nếu mưa kéo dài hay đất úng nước cũng ảnh hưởng xấu đến sinh trưởng, phát triển của cây cải xanh. Độ ẩm đất thích hợp là 70-80% độ trữ ẩm đồng ruộng.

2.1.2.2. Xà lách

a. Phân loại và đặc điểm thực vật học

Cây xà lách (*Lactuca sativa* L.) hay còn gọi là rau diếp, thuộc họ cúc Compositae, là loại rau ăn sống quan trọng và phổ biến ở nhiều nước, đặc biệt ở vùng ôn đới, xà lách được trồng với diện tích lớn nhất trong các loại rau ăn sống.

b. Giá trị dinh dưỡng

Xà lách có hàm lượng nước cao (95%) và chứa ít calo (100g rau xanh tươi chỉ cung cấp 15 calo), chất béo và natri. Nó là một nguồn cung cấp vitamin A và β -carotene, vitamin K phong phú, chất xơ, sắt, canxi, magie, folate và vitamin C. Xà lách cũng là một nguồn cung cấp nhiều hợp chất hoạt tính sinh học có lợi cho sức khỏe khác, rất giàu nhóm vitamin B phức hợp như thiamin, vitamin B6 (pyridoxine) và riboflavin (Kim Moo Jung & cs., 2016). Việc thường xuyên đưa xà lách vào chế độ ăn uống có tác dụng ngăn ngừa loãng xương, thiếu máu do thiếu sắt và được cho là có thể bảo vệ khỏi các bệnh tim mạch, ARMD, bệnh Alzheimer và ung thư.

c. Yêu cầu ngoại cảnh

Cây xà lách sinh trưởng phát triển tốt ở khoảng nhiệt độ từ 8 - 25, tối ưu là từ 13 - 16°C. Ánh sáng thích hợp là vùng cận nhiệt đới và thời gian chiếu sáng 16h/ngày. Yêu cầu độ ẩm đất từ 70 - 80% độ trữ ẩm đồng ruộng (Tạ Thu Cúc, 2007). Rễ cây xà lách ăn nông. Cây không kén đất chỉ cần đất tơi xốp, thoát nước tốt, đất có phản ứng trung tính.

2.1.2.3. Mồng tơi

a. Phân loại và đặc điểm thực vật học

Mồng tơi (*Basella alba* L.) thuộc họ Basellaceae và chi Basella. Có hai giống chính là *Basella alba*, có thân màu xanh lá cây, lá màu xanh đậm và *Basella rubra* có thân màu tím, lá màu xanh đậm có gân màu hồng. Là cây thân thảo, lá mọc so le, phiến nguyên và mọng nước (Shantha & cs., 2016).

b. Giá trị dinh dưỡng

Mồng tơi chứa rất ít calo và chất béo (100 gam lá sống chỉ cung cấp 14 calo). Mồng tơi khá dồi dào vitamin và khoáng chất. Theo Viện Dinh dưỡng, trong 100g mồng tơi có chứa 93,2% nước; 2% protein; 1,4% glucid; 2,5% cellulosa; 0,9% tro; 0,176% calci; 0,034% phosphor; 0,072% vitamin C (Viện Dinh dưỡng, 2007).

Mồng toi là loại rau có tác dụng giải độc, thanh nhiệt, hoạt tràng. Đặc biệt nhiều nghiên cứu cho thấy mồng toi chứa nhiều hợp chất có hoạt tính sinh học như alkaloid, glycoside, saponin, tanin, terpenoids, flavonoid,... (Ibrahim & cs., 2014).

c. Yêu cầu ngoại cảnh

Mồng toi là cây có nguồn gốc nhiệt đới. Nó có thể được tìm thấy ở độ cao lên tới 1.500m, ở những nơi có nhiệt độ ban ngày trong khoảng 23 - 27°C, nhưng cũng có thể chịu được nhiệt độ trong khoảng 10 - 35°C (Fern & cs., 2014). Bộ rễ mồng toi ăn nông. Mồng toi phát triển tốt nhất ở nơi có ánh nắng đầy đủ, đất ẩm liên tục (80%) với độ pH từ 6,5 đến 6,8.

2.2. TỔNG QUAN VỀ TÍCH LŨY KIM LOẠI NẶNG TRONG RAU

2.2.1. Nguồn gốc, các dạng tồn tại của kim loại nặng (Cu, Pb, Cd) trong nước tưới

2.2.1.1. Nguồn gốc tự nhiên

Kim loại nặng là một trong những thành phần tự nhiên của lớp vỏ trái đất, liên quan đến các quá trình phong hóa đá và khoáng vật. Các KLN trong nước có thể được hình thành tự nhiên do quá trình rửa trôi chậm từ đất/đá vào nước. Ô nhiễm một số KLN trong nước có thể gây nguy hiểm đối với sinh vật (Hg, Cr, Pb, Cd, Cu, Zn và Ni). Cu, Ni, Cr và Zn là các vi lượng cần thiết cho cơ thể sống, nhưng trở nên độc hại ở nồng độ cao (Zhou & cs., 2008; Stankovic & Stankovic, 2013).

Lượng kim loại hòa tan phụ thuộc nhiều vào pH trong nước và có thể tích tụ trong các sinh vật sống dưới nước. KLN có thể tồn tại ở dạng hòa tan hoặc liên kết với các chất hữu cơ trong nước ảnh hưởng đến sinh vật sống dưới nước (Sevcikova & cs., 2011).

Kim loại nặng cũng có thể đi trực tiếp vào môi trường nước thông qua sự phong hóa đá, sự hòa tan vật chất do nước. pH của nước thấp là nguyên nhân hòa tan một số KLN. Nếu quá trình phong hóa xảy ra trên bề mặt trái đất thì KLN sẽ dễ dàng di chuyển vào nước mặt và nước ngầm do các khoáng vật chứa KLN bị hòa tan.

2.2.1.2. Nguồn gốc nhân tạo

Kim loại nặng có trong nước cũng do tác động của con người như sản xuất nông nghiệp, nguồn thải công nghiệp, rác thải sinh hoạt...

Hoạt động nông nghiệp đã đưa một lượng đáng kể KLN vào trong nước thông qua các việc sử dụng các loại phân bón và thuốc bảo vệ thực vật (BVTV), đặc biệt là các KLN như Cu, As, Pb, Hg (Ashraf & cs., 2019). Việc bón phân hữu cơ cũng có thể dẫn đến sự tích tụ của một số KLN. Theo kết quả phân tích tác động của phân hữu cơ từ phân gia súc, gia cầm đến sự tích tụ KLN trong đất canh tác ở Trung Quốc cho thấy, hàm lượng Zn, Cu, Cd và As vượt ngưỡng cao hơn nhiều so với các KLN khác, đặc biệt là trong phân lợn (Liu Wang-Rong & cs., 2020). Hơn nữa, phân lợn cũng là một trong những nguồn gây ô nhiễm Cu trong đất (~95%) (Matte & cs., 2017). Việc sử dụng các loại phân bón gốc photphat như Triple Super Phosphat (TSP) và Di-amoni Phosphat (DAP) là phổ biến nhất trong số các nhóm phân bón khác nhau vì photpho được coi là chất dinh dưỡng cần thiết cho sự sinh trưởng và phát triển của cây trồng (Gupta & cs., 2014). Thuốc BVTV thường chứa nhiều KLN như: Cd, As, Pb, Hg (Missimer & cs., 2018). Việc sử dụng thuốc bảo vệ thực vật và phân bón cũng làm tăng sự tích tụ Cu trong đất. Theo dữ liệu sử dụng phân bón kể cả phân hữu cơ và phân hóa học và thuốc BVTV (thuốc diệt nấm) của Cục Thống kê Quốc gia Trung Quốc, có thể thấy rằng nồng độ Cu trong đất nông nghiệp có liên quan đáng kể đến lượng phân bón và thuốc BVTV được sử dụng ($R > 0,5$) (Li & cs., 2020).

Nước tưới ô nhiễm là nguồn chính gây ô nhiễm KLN trong đất và cây trồng. Tại Trung Quốc kết quả điều tra khảo sát Quốc gia đầu tiên về ô nhiễm đất năm 2005-2013 cho thấy có 39/55 khu vực nông nghiệp được khảo sát đã bị ô nhiễm do tưới nước bằng nước thải (Zhang & cs., 2015; Wang & cs., 2013). Theo nghiên cứu của Hu & cs. (2020), các nguồn kim loại trong đất canh tác và cây trồng ở phía tây tỉnh Quảng Đông, Trung Quốc chủ yếu là do tưới nguồn nước thải ở Bắc Kinh và Trịnh Châu. Nước thải công nghiệp có thể là một trong những nguồn chính gây tích lũy Pb trong trầm tích lưu vực sông Châu Giang và lưu vực sông Hoàng Hà của Trung Quốc (Qin & cs., 2021).

Nước thải có chứa kim loại thường được thải ra từ các ngành công nghiệp luyện kim, mạ điện và hoàn thiện kim loại. Cadimi (Cd^{2+}) là ion kim loại không thiết yếu và không phân hủy sinh học, tích tụ từ từ trong cơ thể của các sinh vật sống thông qua chuỗi thức ăn. Cd tồn tại trong nước thải ở nhiều dạng bao gồm các dạng hòa tan, không hòa tan, vô cơ, hữu cơ, khử, oxy hóa, kim loại tự do, kết tủa, hấp phụ và tạo phức. Cu là một trong những KLN được sử dụng rộng rãi nhất, chủ yếu được sử dụng trong các ngành công nghiệp điện, mạ điện và với

một lượng lớn hơn là độc hại đối với các sinh vật sống. Cu cũng được tìm thấy trong nước mặt, nước ngầm, nước biển. Trong nước mặt, KLN có thể di chuyển rất xa, từ đó tích tụ trong thực vật và động vật (Mudhoo & cs., 2012). Pb trong nước có liên quan tới pH, độ cứng, độ mặn và mùn trong đất, có khả năng gây độc hại cao đối với thủy vực. Chì có nguồn gốc từ khai thác khoáng sản, sản xuất các sản phẩm chứa chì, đốt nhiên liệu than và dầu, đặc biệt là đốt chất thải. Ngoài ra, sử dụng xăng, sơn, hộp thực phẩm pha Pb cũng làm tăng hàm lượng chì trong môi trường nước (Mudhoo & cs., 2012).

Hoạt động khai thác khoáng sản, cũng góp phần rất lớn làm tăng KLN vào môi trường nước (Koch & Rotard, 2001; Duruibe & cs., 2007). Việc khai thác quặng lộ thiên, làm giàu quặng bằng phương pháp tuyển thô, thủ công làm dòng thải có hàm lượng KLN rất cao. Nước thải không được xử lý, đổ thẳng ra các nguồn tiếp nhận như sông, suối... gây ô nhiễm nguồn nước như nước thải từ hoạt động khai thác dầu mỏ, dầu khí, nuôi trồng chế biến thủy sản, thực phẩm. Các ngành công nghiệp khác bao gồm gia công nhựa, dệt may, vi điện tử, gỗ bảo quản và xử lý giấy. Khí thải từ các nhà máy nhiệt điện, các lò hỏa táng, từ hoạt động giao thông chứa một lượng kim loại đi vào môi trường không khí và sau đó là môi trường nước (Trần Lệ Minh, 2012).

Nước thải sinh hoạt, chứa một lượng KLN nhất định. Lượng kim loại đó là do quá trình tiếp xúc lâu dài với đường ống và bể chứa hoặc do việc sử dụng các hóa mỹ phẩm. Nước thải sinh hoạt thường trực tiếp thải vào môi trường mà không qua bất kỳ hình thức xử lý nào. Trong khi đó, hầu hết các chất tẩy rửa enzyme đều chứa lượng vi lượng của các nguyên tố Fe, Mn, Cr, Co, Zn, Sr.

2.2.1.3. Các dạng tồn tại của Cu, Pb và Cd trong nước tưới

Các KLN trong nước tồn tại ở dưới dạng ion hoặc phức chất. Trong số chúng, các ion kim loại hydrat hóa được coi là độc nhất, trong khi các phức của chúng và các loại liên kết với các hạt keo thường ít độc. Nồng độ của KLN tồn tại trong nước ban đầu rất thấp, rồi sau đó được tích tụ nhanh trong các động vật và thực vật sống trong nước (Ngô Thị Lan Phương, 2010).

**** Đồng (Cu)***

Trong tự nhiên, đồng có thể được tìm thấy trong các dạng khoáng chất như: chalcopirit (CuFeS_2), bornit (Cu_5FeS_4), Covellit (CuS), chalcocit (Cu_2S) và các oxit như cuprit (Cu_2O). Các hợp chất của Cu^{2+} ít hòa tan trong nước, nhưng hợp chất của Cu^+ hòa tan (Kasozzi & cs., 2021).

Trong môi trường nước, đồng có thể tồn tại ở ba dạng chính: dạng hạt, dạng keo và dạng hòa tan. Dạng hòa tan có thể chứa cả ion tự do cũng như đồng tạo phức với các phối tử hữu cơ và vô cơ. Đặc điểm của đồng trong nước tự nhiên được xác định bởi các đặc tính lý hóa, thủy động lực học và trạng thái sinh học của nước.

Đồng dễ dàng được cố định trong đất và ít di động. Sự ảnh hưởng lâu dài của đồng đến đất sẽ làm thay đổi cấu trúc và tính chất của đất, ảnh hưởng đến hoạt động của enzyme, kìm hãm sự sinh trưởng và phát triển của cây trồng. Quá nhiều đồng có thể gây phá hủy diệp lục, vàng lá, làm giảm hàm lượng diệp lục của màng thylakoid trong lục lạp, ức chế quang hợp, làm chậm sự phát triển của cây trồng ở giai đoạn sinh trưởng ban đầu, rễ và lá gốc của cây trưởng thành sẽ co lại hoặc thậm chí chết. Ô nhiễm đồng, đất không chỉ gây hại cho thực vật mà còn đe dọa nhất định đến sự ổn định của toàn bộ hệ sinh thái và sự an toàn của con người. Con đường gây hại chính của đồng đối với động vật và con người là qua chuỗi thức ăn. Kết quả thí nghiệm tích lũy Cu trong lúa, ngô, đậu tương, lạc và rau cho thấy tưới nước có nồng độ Cu vượt quá 0,5 mg/l sẽ gây tích lũy Cu trong nông sản và trong đất vượt giới hạn cho phép theo quy định.

* Chì (Pb)

Trong nước, Pb tồn tại ở 3 dạng là hoà tan, lơ lửng ở dạng keo và phức chất. Trong môi trường nước, tính năng của hợp chất chì được xác định qua độ tan. Độ tan của chì phụ thuộc vào pH, pH tăng thì độ tan giảm và phụ thuộc vào các yếu tố khác như hàm lượng ion khác của nước và điều kiện oxy hóa khử. Trong nước với pH từ 6-7, Pb tồn tại chủ yếu ở dạng vô cơ hòa tan, rất ít có ở dạng keo. Trong nước mặt sử dụng cho tưới nếu pH > 7, Pb nằm dạng keo và phức chất. Nhờ tác dụng ngoại lực mà các phức keo của Pb ở dạng $Pb(CH_3)_3^{2+}$; $Pb(CH_3)_4$ và $Pb(CH_3)_2^{2+}$ thường lắng đọng ở cặn và trầm tích đáy, Pb trong nước tự nhiên chủ yếu tồn tại dưới Pb^{2+} (Phan Thị Thu Hằng, 2008).

Chì trong môi trường nước là kết quả của quá trình:

- Quá trình phong hóa vỏ trái đất
- Quá trình xói mòn
- Quá trình tiếp nhận các dòng thải chứa Pb từ hoạt động của con người
- Quá trình lắng đọng Pb từ khí quyển
- Quá trình hòa tan, rửa trôi các hợp chất từ đất.

Trong tất cả các loại thực vật, Pb không có vai trò quan trọng trong các quá trình trao đổi chất mà còn gây độc đến thực vật, ảnh hưởng đến các quá trình quang hợp, sự phân bào, hút nước, khả năng co giãn và đàn hồi của màng tế bào (Lê Huy Bá, 2006).

** Cadimi (Cd)*

Có độc tính sinh học và hoạt động hóa học mạnh trong đất. Cadimi trong đất có tác dụng kích thích vi sinh vật ở nồng độ thấp và tác dụng ức chế ở nồng độ cao hơn. Cadimi ảnh hưởng đến hoạt động của vi sinh vật trong đất, dẫn đến suy yếu khả năng sử dụng carbon của vi sinh vật đất và thay đổi sự đa dạng của quần xã vi sinh vật trong đất. Cadimi và gốc photphat trong dung dịch đất tạo ra muối không hòa tan, làm giảm hàm lượng photpho có sẵn trong đất, không có lợi cho việc sử dụng photpho của cây trồng. Cadimi ức chế sự phát triển của rễ cây trồng, làm giảm hàm lượng diệp lục và hoạt động quang hợp, cản trở quá trình trao đổi chất carbon, trạng thái nước và khả năng hấp thụ dinh dưỡng của cây trồng, thậm chí ảnh hưởng trực tiếp đến các chỉ tiêu sinh lý cây trồng. Từ đó, ảnh hưởng đến năng suất và chất lượng cây trồng. So với các KLN khác, cadimi dễ được thực vật hấp thụ hơn, đi vào chuỗi thức ăn, dễ gây ra dư thừa KLN trong nông sản và các vấn đề về an toàn thực phẩm. Cd không có chức năng về sinh học thiết yếu nhưng lại có độc hại cao đối với thực vật và động vật (Lê Huy Bá, 2008). Trong nước, cadimi tạo thành ion hydrat hóa, các hợp chất phức vô cơ như cacbonat, sunphat, clorua, hydroxit hoặc phức với axit humic. Dạng tồn tại của Cd trong môi trường nước phụ thuộc vào pH, nếu pH thấp, Cd tồn tại dạng ion Cd^{2+} và ngược lại ở pH cao tồn tại dạng phức $Cd^{2+}.6H_2O$ (Hoàng Nhâm, 2005; Scoulllos & cs., 2001). Sự tích tụ Cd ức chế sự sinh trưởng, phát triển và năng suất của thực vật thông qua sinh tổng hợp axit amin và protein, ức chế hoạt động của enzyme, ảnh hưởng đến quá trình hô hấp, quang hợp, trao đổi chất của thực vật. Thực vật bị ngộ độc Cd có hiện tượng lá úa vàng, hoại tử và rễ chuyển sang màu nâu (Zhu & cs., 2018).

2.2.2. Khả năng lan truyền ô nhiễm kim loại trong trong đất

Kim loại tổng số trong đất không hoàn toàn được cây hấp thụ, mà chỉ là phần nhỏ cần thiết cho cây trồng. KLN hiếm khi kết tủa ở pH = 7 hay trong môi trường acid, mà phần lớn ở giá trị pH kiềm yếu hoặc kiềm. Đối với Cu, Pb, Cd kết tủa trong đất dưới dạng nhóm OH^- ở giá trị pH cao (pH > 9,5).

Bảng 2.1. Giới hạn pH đối với quá trình kết tủa Cu, Pb, Cd

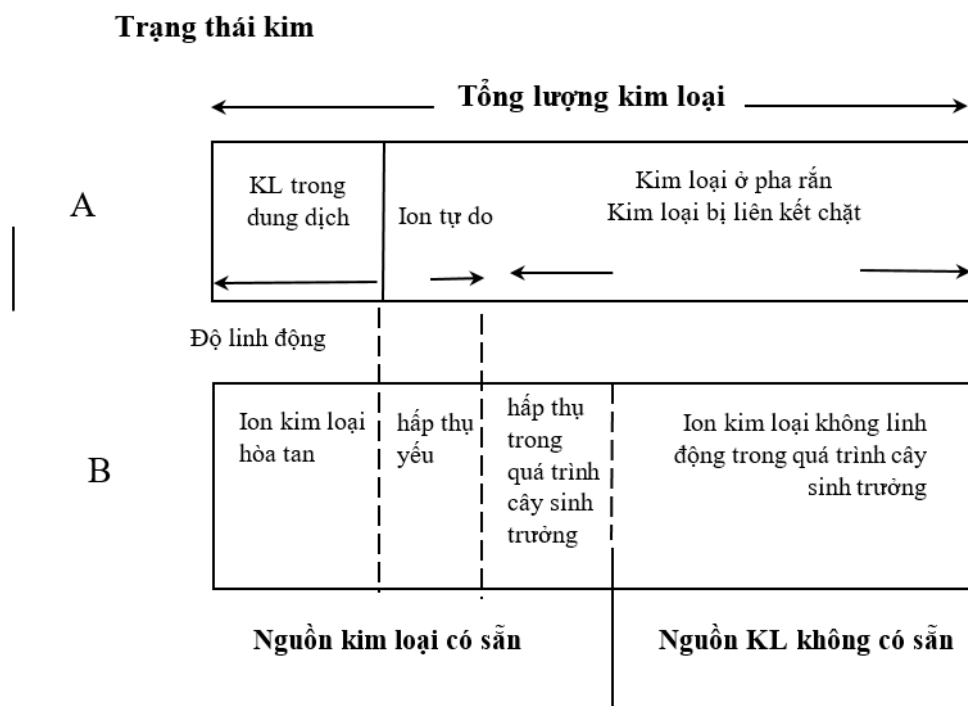
pH	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
$Pb^{2+} < 0,5 \text{ mg/l}$								■		
$Cd^{2+} < 0,5 \text{ mg/l}$								■		
$Cu^{2+} < 0,5 \text{ mg/l}$								■		

Kim loại nặng tồn tại trong đất dưới các dạng khác nhau và phương pháp xác định từng dạng theo phương pháp trích ly Tessier & cs. (1979) được trình bày trong bảng 2.2.

Bảng 2.2. Các dạng tồn tại của kim loại nặng trong đất và cách xác định

STT	Dạng tồn tại	Tính chất
1	Trao đổi	- Dạng ion, linh động, dễ trao đổi.
2	Liên kết với Carbonate	- Dạng carbonate.
3	Liên kết với sắt oxit và magie oxit	- Tồn tại ở dạng liên kết với sắt oxit và magie oxit như là hạt nhỏ, khối rắn, gắn với hạt hoặc chỉ là lớp phủ bên ngoài của những hạt nhỏ.
4	Liên kết với vật chất hữu cơ	- KLN liên kết với vật chất hữu cơ ở các dạng khác nhau: Tồn tại trong sinh vật sống, vật vụn như cát, sỏi, lớp phủ bên ngoài của hạt khoáng.
5	Liên kết cấu trúc đất	- Bền, giữ trong cấu trúc. Không bị giải thoát trong điều kiện tự nhiên.

Tùy vào mức độ linh động của chúng và dung dịch đất mà các KLN có thể tồn tại ở bốn dạng khác nhau. Hai dạng tồn tại đầu, kim loại ở dạng ion và có sẵn trong dung dịch, dạng thứ ba, mặc dù tồn tại ở pha rắn nhưng có thể đi vào dung dịch khi cần thiết và trở nên có sẵn khi cây trồng cần. Ở dạng thứ 4,5 kim loại bị liên kết chặt với các hợp chất vô cơ hoặc hữu cơ khác và không có sẵn cho cây. Sự hấp thu hay tích lũy KLN cây trồng bị ảnh hưởng bởi rất nhiều thông số đất như: pH, Eh, hàm lượng chất hữu cơ, cân bằng dinh dưỡng, nồng độ của các KLN khác trong đất cũng như độ ẩm và nhiệt độ.



Hình 2.2. Mô hình trạng thái các kim loại nặng trong môi trường đất

Nguồn: Lê Huy Bá (2006)

2.2.3. Cơ chế tích lũy kim loại nặng vào thực vật

Các nguyên tố trong dung dịch đất được chuyển tới bề mặt rễ cây bằng hai con đường chính: sự khuếch tán và dòng chảy khối. Sự khuếch tán xảy ra nhằm chống lại sự gia tăng gradien nồng độ bình thường đối với rễ cây bằng cách hấp thụ các KLN trong dung dịch đất tại bề mặt tiếp giáp rễ cây - đất. Dòng chảy khối được tạo ra do sự di chuyển của dung dịch đất tới bề mặt rễ cây như là kết quả của quá trình hô hấp của lá. Cả hai quá trình này xảy ra không đồng đều nhưng theo các tốc độ khác nhau tùy thuộc vào nồng độ dung dịch đất. Các muối kim loại hòa tan trong nước được hấp thụ cùng với dòng nước từ đất vào rễ rồi lên lá. Phần lớn các KLN được hấp thụ vào cây dưới dạng ion thông qua hệ thống rễ. Có hai cách hấp thụ ion vào rễ: hấp thụ chủ động và hấp thụ bị động.

Hấp thụ thụ động

- Các ion KLN khuếch tán vào tế bào theo sự chênh lệch nồng độ.
- Hòa tan trong nước và vào rễ theo dòng nước.
- Các kim loại hút bám trên các bề mặt keo đất và trên bề mặt rễ trao đổi với nhau khi có tiếp xúc giữa rễ và dung dịch đất, cách này được gọi là hút bám trao đổi.

Hấp thụ chủ động

Phần lớn các nguyên tố kim loại được hấp thụ vào cây theo cách chủ động. Tính chủ động được thể hiện ở tính thẩm chọn lọc của màng sinh chất và các KLN được vận chuyển vào rễ ngược với quy luật khuếch tán, vì cách hấp thụ này ngược với gradien nồng độ nên cần thiết phải cung cấp năng lượng, tức là phải có sự tham gia của ATP và của một chất trung gian, được gọi là chất mang. ATP và chất mang được cung cấp từ quá trình chuyển hóa vật chất (chủ yếu là từ quá trình hô hấp).

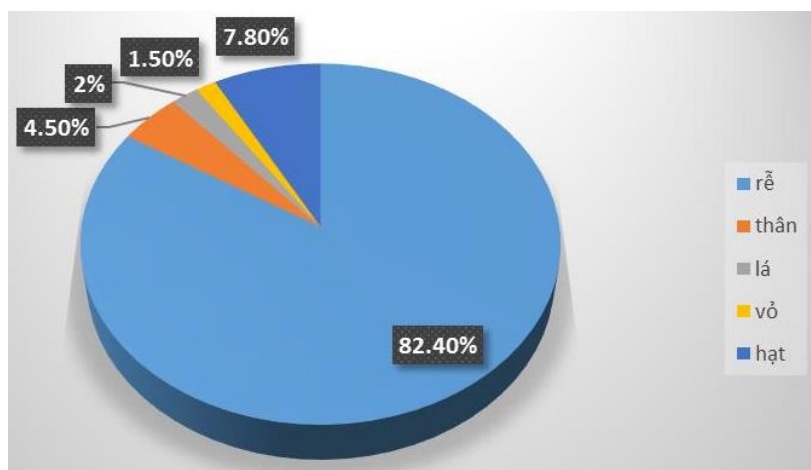
Quá trình hấp thụ KLN vào trong cây trải qua 4 giai đoạn sau:

Giai đoạn 1: KLN đi vào vùng tự do của rễ cây. Sự di chuyển của các ion kim loại không bị giới hạn tại bề mặt rễ cây. Vùng màng của tế bào có khả năng dễ dàng cho dung dịch xâm nhập, tại đây các ion dương có thể khuếch tán tự do hấp thụ vào những tế bào mang điện âm. Kim loại được vận chuyển vào khối hình cầu thân rễ - vùng rộng khoảng 1-2mm giữa rễ và vùng đất xung quanh. Cơ chế hấp thụ có thể biến đổi với các ion khác nhau, nhưng những ion được hấp thụ vào trong rễ bởi cùng một cơ chế sẽ cạnh tranh với nhau, ví dụ như sự hấp thụ của Zn được hạn chế bởi Cu và H^+ nhưng không bị hạn chế bởi Fe và Mn.

Giai đoạn 2: Các KLN bị hấp thụ trong tế bào có thể bị mất tính linh động hay tính độc trong tế bào chất, thông qua quá trình kết hợp tạo phức với các phân tử hữu cơ hoặc bị sa lắng xuống các khu vực giàu electron.

Giai đoạn 3: Các kim loại ở trong tế bào có thể được chuyển từ tế bào này sang tế bào khác thông qua con đường hợp sẽ đi vào mao dẫn rễ và đưa tới mầm cây. Sự di chuyển của các dung dịch trong mao dẫn rễ là nguyên nhân gây ra các dòng thở (sự di chuyển khối - dòng chảy khối). Các cation tự do có thể phản ứng với các nhóm mang điện âm của thành tế bào mao dẫn rễ, đây chính là lý do làm cản trở sự vận chuyển của KLN hay làm quá trình trao đổi bị chậm lại. Ngoài ra, các nhóm tạo phức với kim loại tự do như các axit hữu cơ, amino acid trong mao dẫn rễ sẽ làm giảm mức độ linh động của KLN và cho phép chúng di chuyển vào các mầm cây.

Giai đoạn 4: KLN tích lũy trong rễ chiếm 80-90% tổng lượng kim loại hấp thụ. Hầu hết các kim loại được tích lũy trong rễ cây đều ở trong không bào và được liên kết vào các hợp chất pectin và protein của thành tế bào. Ngoài ra một số loài cây có khả năng tích lũy KLN ở phần trên của cây như cây thuốc lá có trên 80% Cd tích lũy trong lá (Vũ Văn Vụ, 2008; Ghorri & cs., 2016).



Hình 2.3. Hàm lượng kim loại nặng trong các bộ phận của cây

Nguồn: Cui & cs. (2004)

2.2.4. Các yếu tố ảnh hưởng đến sự tích lũy và lan truyền kim loại nặng trong rau

Tốc độ lan truyền KLN phụ thuộc vào tính chất của đất. Tốc độ lan truyền độc chất trong đất và trong khoáng rất nhỏ so với lan truyền trong đất. Tốc độ lan truyền các ion có trong đất phụ thuộc vào pH của đất. Ví dụ: ở môi trường axit thì các ion kim loại dễ tan trong nước hơn là môi trường kiềm nên được lan truyền rộng và nhanh hơn trong đất.

Ngoài ra, còn phụ thuộc vào quá trình phản ứng xảy ra trong đất. Sản phẩm của phản ứng những chất dễ kết tủa khó lan truyền trong đất hơn so với các chất dễ tan trong nước. Phụ thuộc vào quá trình hấp thụ vào bề mặt chất rắn và quá trình hấp thụ vào bề mặt chất lỏng của các chất. Những chất dễ hấp thụ vào bề mặt chất lỏng dễ lan truyền trong đất hơn các chất khó hấp thụ.

Nói chung sự tích lũy KLN trong môi trường đất rất biến động. Có những KLN theo thời gian nồng độ chúng tăng lên (thông qua dây chuyền thực phẩm, sự tích tụ sinh học, phóng đại sinh học...), nhưng cũng có KLN nồng độ của chúng giảm dần theo thời gian. Nếu nồng độ KLN đi vào môi trường lớn hơn sự mất đi thì dẫn đến hiện tượng tích lũy. Tuy nhiên sự tích lũy này phụ thuộc vào nhiều yếu tố như: Bản chất của KLN, thành phần vật lý của đất, pH đất, nhiệt độ đất, độ mặn của nước, các bộ phận khác nhau của cây. Các nghiên cứu đã chỉ ra có mối quan hệ của sự hấp thụ KLN và pH của đất. Khi pH của đất giảm làm tăng nồng độ KLN tích lũy trong thực vật và ngược lại (Sarwar & cs., 2010).

Các chất tiết ra từ rễ: Dịch tiết ra từ rễ là yếu tố quan trọng làm thay đổi hàm lượng KLN di động trong đất (Dong & cs., 2008). Các chất tiết ra từ rễ là sản phẩm thứ cấp bao gồm axit hữu cơ, protein, peptide, axit amin, polysacarit và đường được tạo ra trong quá trình quang hợp, được giải phóng vào đất thông qua rễ. Chất tiết ra từ rễ có thể cô lập và liên kết với KLN trong đất và bảo vệ rễ cây khỏi độc tính của KLN (Liao & Xie, 2004). Kết quả là các chất tiết ra từ rễ giúp giảm sự hấp thu KLN trong thực vật (Sarwar & cs., 2010).

Loại cây trồng: Cây trồng có thể hấp thu KLN dễ dàng qua rễ, quá trình này diễn ra mạnh hơn trong đất nghèo dinh dưỡng (Rizwan & cs., 2017). So với các kim loại khác như Pb, Cu, Zn và As, lượng Cd trong đất dù ở nồng độ thấp hơn nhưng lại được cây hấp thu nhiều hơn. Cơ chế này được giải thích là do Cd có hệ số tích lũy cao nên di chuyển vào thực vật dễ hơn so với các kim loại khác (Zhu & cs., 2021).

2.2.5. Ảnh hưởng của kim loại nặng đến chất lượng rau và sức khỏe con người

2.2.5.1. Ảnh hưởng của kim loại nặng đến chất lượng rau

Nhiều nguyên tố kim loại có ý nghĩa quan trọng trong đời sống của sinh vật, trung bình hàm lượng kim loại trong sinh khối khô của sinh vật khoảng từ 1 đến 100ppm. Sự xuất hiện của các KLN trong đất nông nghiệp gây ra các tác động khác nhau trong quá trình sinh trưởng và trao đổi chất của thực vật và tác động đến các quá trình sinh hóa và sinh lý khác nhau của thực vật. Một vài kim loại như Cu, Mo, Co, Ni, Mn, Fe và Zn là những nguyên tố cần thiết cho thực vật, được sử dụng cho các quá trình oxy hóa khử, ổn định phân tử, là thành phần của rất nhiều loại enzyme, điều chỉnh áp lực thẩm thấu (hoạt tính oxy hóa khử của các hợp chất đồng tăng gấp hàng nghìn lần thậm chí hàng vạn lần Cu ở trạng thái tự do trong mọi khâu của quá trình trao đổi nitơ nhân tố chính cho sự sinh trưởng của cây trồng). Các KLN được sử dụng như một loại phân vi lượng để bón cho cây trồng ở một lượng nhỏ vừa phải thì không những năng suất cây trồng tăng rõ rệt mà phẩm chất các sản phẩm nông nghiệp cũng được cải thiện, đồng thời khắc phục được nhiều loại bệnh của cây trồng như bệnh thối củ cải đường, nhũn khoai tây... (Lê Huy Bá, 2006). Tuy nhiên, một số kim loại không có vai trò sinh học, không cần thiết như: As, Hg, Cr, Pb, Cd... sẽ gây độc lâu dài đối với sinh vật. Các kim loại không cần thiết này sẽ thay thế vào vị trí của các kim loại cần thiết. Ở nồng độ cao, cả hai nhóm nguyên tố kim loại cần

thiết và không cần thiết đều có thể làm tổn hại màng tế bào, thay đổi đặc tính của enzyme, phá vỡ cấu trúc và chức năng của tế bào (Hirve & cs., 2020).

Cũng như nhiều nguyên tố khác, một số KLN ở hàm lượng nhất định rất cần thiết cho sinh vật nhưng có một số loại lại không cần thiết. Đáng chú ý là những KLN cần thiết chỉ khi chúng có hàm lượng phù hợp trong cơ thể sinh vật, nếu quá ít (so với nhu cầu sinh lý) sẽ gây ảnh hưởng tới quá trình trao đổi chất và nếu nhiều (cao hơn ngưỡng chịu đựng) sẽ gây độc (ảnh hưởng đến sinh trưởng và phát triển của cây). Độc tính của KLN phụ thuộc vào pH đất, thành phần cấu trúc đất, loại cây trồng, trạng thái oxy hóa của nguyên tố kim loại và nồng độ của kim loại trong đất. Sự hấp thụ KLN vào mùa hè nhiều hơn vào mùa đông do thoát hơi nước (Sharma & cs., 2007). Độc chất từ môi trường đất xâm nhập vào cơ thể thực vật qua sự hấp thụ của rễ khi lấy chất dinh dưỡng nuôi cây. Tác động mạnh trực tiếp đến quá trình hấp thụ dinh dưỡng của rễ, sau đó đến quá trình nảy mầm, sinh trưởng, quang hợp, cân bằng nước trong cây... (Dalcorsio, 2012).

Các KLN độc hại cũng được coi là tác nhân gây độc cho thực vật và phá vỡ hình thái và các quá trình sinh lý thực vật, chẳng hạn như giảm tốc độ tăng trưởng, chuyển động khí khổng và mất cân bằng dinh dưỡng và ức chế quang hợp. KLN làm thay đổi tiêu cực các quá trình sinh lý và sinh hóa khác nhau trong thực vật, có thể gây tổn thương màng tế bào và phá hủy các phân tử sinh học và các bào quan thông qua việc tăng sản xuất ROS (các loại oxy phản ứng) ở thực vật (Rai & cs., 2019).

Kim loại nặng ảnh hưởng đến các enzyme nhạy cảm với kim loại khác nhau trong thực vật như alcohol dehydrogenase, nitrogenase, nitrate reductase, amylase và các enzyme thủy phân (phosphatase và ribonuclease) và carboxyl hóa (phosphoenolpyruvate carboxylase và ribulose-1,5-bisphosphate carboxylase). Do đó, các KLN làm gián đoạn một số quá trình sinh hóa/sinh lý trong thực vật như nảy mầm hạt, hoạt động enzyme, chuyển hóa nitơ, hệ thống vận chuyển điện tử, thoát hơi nước, đồng hóa CO₂, hệ thống phòng thủ chống oxy hóa, quang hợp, photophosphorylation, chuyển hóa tế bào, cố định nitơ, cân bằng nước, khoáng dinh dưỡng và cân bằng nội môi ion tế bào, cuối cùng dẫn đến cái chết của thực vật. Việc dùng nước thải công nghiệp để tưới chứa nhiều KLN cũng làm gián đoạn một số quá trình tế bào học ở thực vật như sự phát triển và kéo dài của rễ, tính thấm của màng tế bào, hoạt động phân bào, sự ổn định của vật chất di truyền và cũng tạo ra các bất thường về nhiễm sắc thể (Saxena & cs., 2020).

Rau có thể hấp thụ các kim loại này bằng cách hấp thụ từ đất bị ô nhiễm và từ sự lắng đọng của khí quyển các chất dạng hạt từ các nguồn khác nhau. Những kim loại này lần đầu tiên được hấp thụ trong tế bào chất của rễ và được vận chuyển tiếp vào các phần khác của tế bào. Chúng được chuyển đến các bộ phận khác nhau của cây thông qua nhiều con đường khác nhau và dẫn đến giảm tốc độ tăng trưởng do làm thay đổi các hoạt động sinh lý, sinh hóa và trao đổi chất của cây. Việc hấp thụ quá nhiều KLN từ đất có hai hậu quả: cây trồng thu hoạch bị ô nhiễm, do đó ảnh hưởng đến sức khỏe và năng suất cây trồng giảm do ức chế quá trình trao đổi chất. Sự hấp thụ kim loại của rễ được kiểm soát bởi nhiều yếu tố như hàm lượng hòa tan của nó trong đất, pH đất, chất hữu cơ, khả năng trao đổi cation, các giai đoạn phát triển của cây trồng, loại cây trồng, phân bón và loại đất,... (Yadav & cs., 2018).

Bảng 2.3. Ảnh hưởng của các kim loại nặng độc hại đối với thực vật

Kim loại nặng	Ảnh hưởng đến cây trồng
Cadimi	Cây chậm phát triển, hạt nảy mầm và hàm lượng lipid, kích thích sản xuất phytochelatins
Chì	Giảm sản xuất chất diệp lục, giảm sự phát triển của thực vật; tăng superoxide dismutase
Đồng	Ức chế quang hợp, làm giảm quá trình sinh trưởng và sinh sản của thực vật; giảm diện tích bề mặt thylakoid

Nguồn: Shah & cs. (2020).

2.2.5.2. Tác động của kim loại nặng tới con người

Thực vật hấp thụ nồng độ KLN cao hơn từ đất nơi nó bị ảnh hưởng bởi KLN và bị tích lũy trong mô thực vật. Các KLN này xâm nhập vào cơ thể con người thông qua chuỗi thức ăn, việc sử dụng rau bị ô nhiễm là con đường tiếp xúc duy nhất của con người đến KLN. KLN trở nên độc hại khi chúng không được cơ thể chuyển hóa và tích tụ trong cơ thể (Sobha & cs., 2007). Tác động độc hại mãn tính không mong muốn đến con người bởi sử dụng thực phẩm nhiễm KLN chỉ trở nên rõ ràng sau khi phơi nhiễm trong vài năm (Khan & cs., 2008a). Độc tính của các KLN như Cd, Pb, Cr(VI), As đối với con người được công nhận và ghi chép rộng rãi (Järup, 2003; Krejpcio & cs., 2005). Cơ quan nghiên cứu ung thư Quốc tế (IARC) phân loại As, Cd và Cr vào nhóm 1 về chất gây ung thư đối với con người (Who, 2019). Tiêu thụ thực phẩm chiếm tới 80% đến 90% về liều lượng As, Cr, Cd và Pb mà con người hấp thụ tiếp xúc hàng

ngày (Jaishankar & cs., 2014). Rau, một phần quan trọng của chế độ ăn uống có thể hấp thụ KLN khi được trồng ở môi trường bị ô nhiễm; số lượng đáng kể KLN tích tụ trong lá và do đó, việc tiêu thụ rau quả có thể chiếm một phần đáng kể trong tổng số phơi nhiễm đối với Cd, Pb và As (Hu & cs., 2013; Kananke & cs., 2014). Điều này cho thấy rằng việc tiêu thụ rau có thể là nguồn phơi nhiễm chính với KLN.

Bảng 2.4. Tác động độc hại của Cu, Pb, Cd lên các cơ quan cơ thể

Kim loại nặng	Cơ quan chịu ảnh hưởng
Cu	Gan, não, thận, giác mạc, đường tiêu hóa, phổi, miễn dịch, huyết học
Pb	Xương, gan, thận, não, phổi, lách, hệ miễn dịch, máu, tim mạch, sinh sản
Cd	Xương, gan, thận, phổi, tinh hoàn, não, hệ miễn dịch, tim mạch

Nguồn: Nguyễn Thị Minh Ngọc (2020).

2.3. THỰC TRẠNG Ô NHIỄM KIM LOẠI NẶNG TRONG ĐẤT VÀ NƯỚC TƯỚI TẠI VIỆT NAM

2.3.1. Ô nhiễm kim loại nặng trong đất

Theo Báo cáo hiện trạng môi trường quốc gia giai đoạn 2016-2020, tình trạng ô nhiễm KLN trong đất đã xuất hiện nhiều hơn (Bộ Tài nguyên và Môi trường, 2021). Các khu công nghiệp, làng nghề truyền thống là nguyên nhân gây ô nhiễm KLN. Hàm lượng Cd 1,57 mg/kg trong đất nông trường Lê Minh Xuân, huyện Bình Chánh, thành phố Hồ Chí Minh là hậu quả từ các hoạt động xả thải của khu công nghiệp Vĩnh Lộc và Tân Bình cũng như nhiều cơ sở sản xuất, dệt nhuộm tại quận Tân Phú, Tân Bình và quận 12. Tại Bình Dương, đất sản xuất nông nghiệp tại Tân Uyên có hàm lượng Cd là 1,63 mg/kg. Các nghiên cứu đánh giá về hàm lượng Cd trong 4 nhóm đất chính sản xuất nông nghiệp ở Việt Nam (đất phù sa, đất xám, đất đỏ, đất cát). Năm 2019, tác giả Hà Mạnh Thắng đã kết luận: Hàm lượng Cd trong 273 mẫu đất tầng mặt nhóm đất phù sa một số hệ thống sông chính của Việt Nam (sông Hồng, sông Cửu Long, sông Mã, sông Lam...) trung bình dao động từ 0,519-0,615 mg/kg. Sự tích tụ Cd có xu hướng tập trung trên tầng đất mặt (0-30cm) và giảm dần theo chiều sâu. Trong đó, ĐBSH là khu vực có nhiều mẫu đạt giá trị tích lũy Cd cao nhất từ 0,133-1,6 mg/kg, trung bình là 0,769 mg/kg. Đất phù sa tại các lưu vực sông khác như sông Cửu Long có hàm lượng Cd trung bình đạt 0,53 mg/kg, sông Mã đạt 0,371 mg/kg và sông Lam đạt 0,315 mg/kg. Nguyên nhân khiến ĐBSH có hàm lượng Cd trong đất phù sa cao

nhất được tác giả chỉ ra là do mức độ đầu tư thâm canh cao, sử dụng phân bón và hệ số mùa vụ cao hơn các vùng khác. Đối với nhóm đất xám, hàm lượng Cd có sự biến động khá lớn giữa các loại đất xám, nằm trong khoảng từ 0,03-1,31 mg/kg, trung bình đạt từ 0,19-0,76 mg/kg. Hàm lượng Cd tích lũy trong 253 mẫu đất đỏ nằm trong khoảng từ 0,01-3,95 mg/kg, trung bình đạt 2,08 mg/kg. Đông Nam Bộ là vùng có đất đỏ có nồng độ Cd cao nhất trên cả nước, trung bình là 3,33 mg/kg. Kết quả nghiên cứu sự tích lũy Cd trong nhóm đất cát tại ven biển các tỉnh vùng Bắc Trung Bộ, Đông Bắc, Nam Trung Bộ, Nam Bộ cho thấy, đất cát có hàm lượng Cd tích lũy thấp, trung bình 0,28 mg/kg. Hàm lượng Cd trung bình trong đất xám Việt Nam là 0,37-0,42 mg/kg. Số liệu phân tích cho thấy, hầu hết các nhóm đất toàn quốc đều có hàm lượng Cd nằm dưới ngưỡng cho phép của QCVN 03:2015/BTNMT.

Các hoạt động khai thác khoáng sản, bãi chôn lấp rác là một trong các nguồn gây ô nhiễm Cd trong đất. Nghiên cứu của Trần Thị Minh Thu & cs. (2018) đã công bố về tình hình ô nhiễm KLN trong đất nông nghiệp tỉnh Bắc Ninh cho thấy một số mẫu có giá trị hàm lượng Cd cao nhất là 2,14mg Cd/kg đất và mẫu có giá trị hàm lượng Cd thấp nhất là 0,04mg Cd/kg đất. Các điểm lấy mẫu có hàm lượng Cd cao nhất thuộc thôn Đồng Đông, xã Đại Đồng Thành, huyện Thuận Thành có mức độ ô nhiễm vượt ngưỡng cho phép. Nguyên nhân của sự ô nhiễm này được xác định là do hoạt động chuyên canh rau màu có tỷ lệ sử dụng phân bón cao, gần nhà máy tái chế nhựa.

Ô nhiễm Cd ở tầng đất mặt (độ sâu từ 0-20cm) của đất lúa (1 vụ lúa chính và 1 vụ màu) trên địa bàn thôn Đông Mai, xã Chỉ Đạo, huyện Văn Lâm, tỉnh Hưng Yên có hàm lượng Cd ở mức độ cao đạt 9,51 mg/kg cao hơn so với QCVN 03:2015/BTNMT (Nguyễn Thị Quỳnh Trang & Nguyễn Xuân Hải, 2011). Nguyên nhân tích lũy Cd trong đất chủ yếu là do sử dụng nước tưới ô nhiễm Cd. Một nghiên cứu khác của Phan Quốc Hưng & Trần Thị Hồng Thơm (2016), trên đất nông nghiệp trồng lúa tại Duy Tiên, Hà Nam cho thấy hàm lượng Cd trong đất phát hiện cao nhất đạt 0,86 mg/kg, nhỏ nhất 0,28 mg/kg, trung bình đạt 0,52 mg/kg thấp hơn quy chuẩn cho phép (1,5 mg/kg).

Hiện trạng ô nhiễm KLN trong đất sản xuất nông nghiệp trên địa bàn tỉnh Hải Dương, từ số liệu khảo sát thu thập 387 mẫu đất được lấy dựa trên 7 nguồn có khả năng gây ô nhiễm chủ yếu trên địa bàn tỉnh được gửi về Viện Thổ nhưỡng Nông hóa để phân tích hàm lượng các KLN (Cu, Pb, Cd, As, Zn, Cr) trong đất

cho thấy hiện trạng ô nhiễm đất sản xuất nông nghiệp có một số đánh giá đáng chú ý sau đây:

- Đất sản xuất nông nghiệp (vùng gần nguồn gây ô nhiễm: làng nghề, cơ sở y tế, khu công nghiệp, cụm công nghiệp, nước thải sinh hoạt, bãi rác và vùng chuyên canh) của tỉnh Hải Dương hầu hết đều ở ngưỡng an toàn về các chỉ tiêu KLN.

- Trong phạm vi nghiên cứu có: 05 mẫu được đánh giá ở mức ô nhiễm (02 mẫu bị ô nhiễm Cu, 01 mẫu ô nhiễm cả Cu và Zn, 01 mẫu ô nhiễm Zn và 01 mẫu ô nhiễm Pb) với nguồn gây ô nhiễm từ làng nghề vàng bạc và khu vực thâm canh cao; 94 mẫu được đánh giá ở mức cận ô nhiễm chiếm tỷ lệ nhiều nhất ở vùng đất sản xuất nông nghiệp gần khu công nghiệp hoặc khu vực thâm canh cao, thấp nhất ở vùng đất sản xuất nông nghiệp gần các cơ sở y tế và nguồn nước thải sinh hoạt. Các KLN ở mức vượt ngưỡng cho phép chủ yếu mang độc tính thấp (Cu, Zn), chỉ duy nhất 1 mẫu có hàm lượng Pb vượt tiêu chuẩn cho phép, đây là kim loại có tính độc cao đối với sức khỏe con người.

Như vậy có thể thấy, ô nhiễm KLN trong đất nông nghiệp ở Việt Nam đã có dấu hiệu xuất hiện ở một số vùng có ảnh hưởng lớn bởi hoạt động sản xuất công nghiệp và làng nghề. Mức độ ô nhiễm KLN trong đất nông nghiệp ở Việt Nam đã có một số nơi vượt ngưỡng cho phép của QCVN 03-2015/BTNMT từ 1,09 lần đến 2,3 lần.

2.3.2. Ô nhiễm kim loại nặng trong nước tưới

Sông Hồng là nguồn nước chính phục vụ cấp cho sinh hoạt và sản xuất nông nghiệp, trong khi các hoạt động khai khoáng, sản xuất công nghiệp, nước thải sinh hoạt, bãi chôn lấp chất thải và cả hoạt động sản xuất nông nghiệp đang gây ô nhiễm nước sông. Nghiên cứu của Nguyễn Thị Thu Hiền & cs. (2016) cho thấy, Cd và các kim loại khác như Cu, Pb, Ni, Zn được phát hiện ở nồng độ cao tại một số địa điểm thượng nguồn sông Hồng (địa phận Lào Cai). Tác giả cũng chỉ ra rằng Cd, Cu và Pb là những chất gây ô nhiễm chủ yếu ở sông Hồng, với nồng độ của chúng đạt mức ô nhiễm từ trung bình đến nghiêm trọng (Nguyễn Thị Thu Hiền & cs., 2016). Một nghiên cứu khác của Nguyễn Thị Bích Ngọc & cs. (2015) về hàm lượng KLN trong nước sông Hồng cho thấy, hàm lượng Cd trong nước sông cao hơn QCVN 08:2015/BTNMT (Cd trong nước tưới nông nghiệp thấp hơn hoặc bằng 0,01 mg/l). Kết quả này là số liệu quan trắc hàng tháng giai đoạn từ tháng 1/2012 đến tháng 12/2012 tại 4 trạm thủy văn Hà Nội, Hoà

Bình, Vũ Quang và Yên Bái. Kết quả của nghiên cứu cũng cho thấy 55,7-81% dòng chảy KLN xuất hiện vào mùa lũ, còn lại là xuất hiện vào mùa kiệt (Nguyễn Thị Bích Ngọc & cs., 2015).

Sông Nhuệ là một trong ba hệ thống thủy lợi chính của ĐBSH với điểm bắt đầu từ cống Liêm Mạc - Hà Nội và kết thúc ở Phủ Lý - Hà Nam. Sông Nhuệ cũng là nơi tiếp nhận nước từ sông Tô Lịch và sông Kim Ngưu - hai sông dẫn nước thải của Hà Nội hiện nay. Đã có nhiều nghiên cứu về chất lượng nước sông Nhuệ với vai trò là nguồn nước tưới phục vụ cho hơn 100.000ha đất nông nghiệp của Hà Nội và Hà Nam (Mai Văn Trinh & cs., 2011). Nguồn nước tưới từ sông Tô Lịch và sông Kim Ngưu bị ô nhiễm KLN cho thấy diện tích đất nông nghiệp được tưới ở ngoại thành và các loại cây trồng ở đó cũng bị ô nhiễm KLN (Huong & cs., 2008). Để đánh giá hàm lượng Cd trong nước sông Nhuệ và mối tương quan về kim loại này giữa hai môi trường nước tưới và đất canh tác, tác giả Nguyễn Thị Lan Hương đã tiến hành lấy 12 mẫu nước dọc theo lưu vực sông Nhuệ để phân tích hàm lượng Cd và đưa ra kết luận như sau: Hàm lượng Cd trong nước tưới dọc theo sông Nhuệ có sự chênh lệch rõ nét giữa các điểm lấy mẫu và trung bình $< 0,001$ mg/l, nằm trong ngưỡng cho phép đối với chất lượng nước mặt dùng cho mục đích cấp nước sinh hoạt cột A2 - QCVN 08:2015/BTNMT. Kết hợp với kết quả phân tích hàm lượng Cd trong đất canh tác và đánh giá hệ số tương quan Pearson, tác giả cũng khẳng định hàm lượng Cd trong đất nông nghiệp đã được bổ sung thông qua hoạt động tưới bằng nước sông Nhuệ (Nguyen & Volkova, 2018).

Theo kết quả quan trắc chất lượng nước từ 2018-2022 của Tổng cục Thủy lợi cho thấy chất lượng nước trên các hệ thống thủy lợi của khu vực ĐBSH đã bị suy giảm nghiêm trọng. Nhiều hệ thống bị ô nhiễm mức độ trung bình đến nặng. Vào mùa khô hầu như không đáp ứng được tiêu chuẩn chất lượng nước dành cho tưới (QCVN 08:2015/BTNMT cột B). Ngoài thông số ô nhiễm chất hữu cơ N, P, BOD₅, COD cao hơn 3-4 lần giới hạn cho phép thì một số hệ thống đã có dấu hiệu bị ô nhiễm KLN (Sông Nhuệ, Bắc Đổng), hàm lượng Cd đã vượt giới hạn quy định QCVN 08:2015/BTNMT, nguyên nhân là do tác động bởi nhiều nguồn thải như: công nghiệp, chăn nuôi, dân sinh, làng nghề, y tế... và hầu hết các nguồn thải xả thải vào HTTL đều chưa được xử lý.

Sau đây là tổng hợp chất lượng nước trên các hệ thống thủy lợi vùng ĐBSH trung bình qua các năm 2017-2022 về Cd và pH.

**Bảng 2.5. Hàm lượng Cd và thông số pH
của nước tưới trên các hệ thống thủy lợi vùng Đồng bằng sông Hồng**

TT	Thông số	Đơn vị	Trung bình mùa khô		Trung bình mùa mưa		QCVN08/ 2015:BTNMT (Cột B1)
			Cao nhất	Thấp nhất	Cao nhất	Thấp nhất	
1	pH	-	6,91	6,7	6,68	6,5	5,5-9
2	Cd	mg/l	0,087	0,065	0,034	0,026	0,01

Nguồn: Viện Quy hoạch Thủy lợi và Phòng thí nghiệm Đất, nước, môi trường,
Trường Đại học Thủy lợi (2017-2022)

Các kết quả cho thấy giá trị pH ở mùa khô cao hơn mùa mưa, hàm lượng Cd trong nước ở mùa khô cao hơn mùa mưa trung bình là 2,5 lần. Trong đó, hàm lượng Cd cao nhất ở mùa khô đạt 0,087 mg/l, thấp nhất đạt 0,065 mg/l gấp 6-8 lần so với ngưỡng cho phép của cột B - QCVN 08/2015/BTNMT. Hàm lượng Cd thấp nhất vào mùa mưa đạt 0,026 mg/l và cao nhất mùa khô đạt 0,034 mg/l, cao hơn quy định tại cột B1 - QCVN 08/2015/BTNMT 2-3 lần.

Thực trạng một số chỉ số ô nhiễm môi trường nước xung quanh các cơ sở khai thác mỏ ở Thái Nguyên năm 2012 cho thấy hàm lượng trung bình của chì và cadimi trong nước bề mặt cao hơn QCVN 08:2008/BTNMT: chì cao gấp 3,2 lần; cadimi cao gấp 2 lần. Phần lớn các mẫu (từ 61,1 đến 77,8%) vượt QCVN về chì và cadimi (Hà Xuân Sơn, 2015).

Theo Báo cáo hiện trạng môi trường quốc gia giai đoạn 2011-2015, nhìn chung, chất lượng nước mặt ở thượng nguồn các lưu vực sông của Việt Nam còn tương đối tốt. Tuy nhiên, ô nhiễm và suy thoái chất lượng nước tiếp tục xảy ra ở nhiều đoạn, tập trung ở vùng trung lưu và hạ lưu (đặc biệt là các đoạn chảy qua khu vực đô thị, khu công nghiệp, làng nghề), nhiều nơi ô nhiễm đã ở mức nghiêm trọng, như ở lưu vực sông Nhuệ - Đáy, lưu vực sông Cầu, lưu vực hệ thống sông Đồng Nai.

Kết quả đánh giá hiện trạng ô nhiễm KLN trong nước và trầm tích trên các kênh, rạch, sông, suối tiểu lưu vực hạ lưu sông Sài Gòn cho thấy hầu hết các KLN vẫn nằm trong giới hạn cho phép theo QCVN 08-MT:2015/BTNMT, tuy nhiên một số KLN trong nước có dấu hiệu tăng mạnh tại cuối tuyến khảo sát, nhất là tại RSG10 - nơi tiếp nhận nước thải từ Khu công nghiệp (KCN) Đồng An. Ngoài ra, kết quả phân tích thống kê dữ liệu cũng cho thấy tại mỗi vị trí lấy mẫu,

nồng độ KLN trong nước tương quan yếu với hàm lượng KLN trong trầm tích (Nguyễn Ngọc Huy & cs., 2018).

2.4. TỔNG QUAN CÁC NGHIÊN CỨU TRONG VÀ NGOÀI NƯỚC VỀ GIỚI HẠN AN TOÀN KIM LOẠI NẶNG TRONG NƯỚC TƯỚI CHO RAU

2.4.1. Nhu cầu nước tưới cho rau

Rau là cây trồng yêu cầu đặc biệt cao đối với nước, để tạo ra một phần sản phẩm chất khô phải cần 300 - 400 phần nước. Nói chung, trong rau chứa tới 75 - 95% nước. Nếu không được cung cấp nước đầy đủ và thường xuyên thì năng suất và chất lượng rau sẽ giảm xuống rõ rệt, thậm chí không cho thu hoạch. Thiếu nước rau chóng già cỗi, nhiều xơ, đắng... Tuy nhiên nước nhiều quá cũng làm giảm phẩm chất rau vì hàm lượng đường, nồng độ muối hoà tan giảm. Nước nhiều còn làm cho các mô mềm yếu, giảm sức chống chịu sâu bệnh và chịu hạn (Lê Thị Nguyên, 2001).

Nhu cầu nước của cây rau lớn là do cây rau có bộ rễ thường phát triển nông, ít có khả năng hút được nước ở tầng đất sâu; mật độ trồng lớn, diện tích lá trên một cây cao, nên mất nước nhiều. Vì vậy, rau yêu cầu cung cấp nước thường xuyên với lượng nước nhỏ để đảm bảo cho bộ rễ và phần trên mặt đất phát triển tốt.

Dựa vào yêu cầu của rau đối với nước, có thể phân nhóm như sau:

Loại yêu cầu nước cao, tiêu hao nhiều nước: loại này có nguồn gốc nơi ẩm ướt, diện tích lá lớn, mặt lá không có lông, thoát hơi nước lớn, bộ rễ phân bố ở tầng đất mặt, đòi hỏi độ ẩm đất và độ ẩm không khí tương đối cao. Độ ẩm đất thích hợp nhất là 80% (độ ẩm đồng ruộng) và độ ẩm không khí từ 85-95%. Gồm có các cây như cải xanh bắp, cải xanh bao, các loại cải xanh lá khác, dưa chuột...

Loại tiêu hao nước ít, hút nước mạnh, loại này có bộ lá lớn, mặt lá có lông, bộ rễ khỏe, phân nhánh nhiều, ăn sâu. Có khả năng hút nước ở lớp đất sâu, chịu được khô hạn. Trong loại này: điển hình là bí ngô, dưa hấu, dưa thơm. Yêu cầu độ ẩm đất 70-80% và độ ẩm không khí 45-55%.

Loại tiêu hao nước ít, hút nước yếu, loại này thường có bộ lá nhỏ, hình ống hay dẹt, mặt lá có lớp sáp mỏng, có tác dụng làm giảm sự thoát hơi nước. Bộ rễ phát triển kém, phân bố chủ yếu ở lớp đất mặt. Trong loại này có hành, tỏi. Yêu cầu độ ẩm đất 70-80% (độ ẩm đồng ruộng) và độ ẩm không khí 45-55%.

Loại tiêu hao nước trung bình, hút nước trung bình, thân lá loại này nhỏ hơn loại thứ nhất, thân lá thường có lông, bộ rễ phát triển hơn loại thứ nhất nhưng lại kém hơn loại thứ hai, khả năng chống chịu hạn trung bình. Trong loại

này có rau ăn rễ củ (củ cải xanh) và các loại rau ăn quả, ớt, đậu (trừ đậu Hà Lan). Yêu cầu độ ẩm đất 70-80% và độ ẩm không khí 55-65%.

Loại tiêu hao nước rất nhanh, hút nước yếu đó là các loại rau sống dưới nước, thân lá mềm yếu, khi nhiệt độ cao bốc hơi nhanh và mạnh, bộ rễ phát triển kém như ngó sen, củ ấu, củ niễng...

Nhóm rau ăn lá thực hiện trong luận án gồm cải xanh, xà lách, mồng tơi là nhóm cây tiêu hao nước nhiều, nhu cầu nước cao.

2.4.2. Ô nhiễm kim loại nặng trong rau do sử dụng nguồn nước tưới bị ô nhiễm

Tích tụ KLN chủ yếu xảy ra ở các bộ phận ăn được của thực vật như lá và rễ, có thể dẫn đến giảm chất lượng cây trồng và gây ra mối đe dọa cho sức khỏe con người và động vật. Nhiều nghiên cứu đã đánh giá sự tích tụ các chất ô nhiễm hữu cơ và vô cơ trong các loại rau ăn được khác nhau vì tầm quan trọng của chúng đối với chế độ ăn uống của con người. Những nghiên cứu này cho thấy rằng rau có thể được sử dụng để đánh giá chất lượng của nước tưới và đất trồng và dự đoán các rủi ro sức khỏe cộng đồng (Ngweme & cs., 2020). Việc tưới rau bằng nước thải là thực tế phổ biến ở các nước đang phát triển có thể dẫn đến sự tích tụ các KLN độc hại trong các loại cây trồng này (Tariq, 2021).

Nghiên cứu tích lũy Cu, Ni, Zn, Cr, Fe, Mn, Co và Pb trong hành tây (*Allium cepa*), tỏi (*Allium sativum*), cà chua (*Solanum lycopersicum*) và cà tím (*Solanum melongena*) được tưới bằng nước thải ở Mardan, Pakistan. KLN trong rau được tưới bằng nước thải cao hơn đáng kể so với nước giếng. Hành tây (*Allium cepa*) là rau bị ô nhiễm nặng với hàm lượng Mn (28,05 mg/kg) trong các phần ăn được lớn hơn 50 lần so với tưới nước giếng (Amin & cs., 2013).

Nồng độ Ni, Pb, Cd và Cr trong các phần ăn được của đậu bắp được tưới bằng nước thải ở khu vực cách 110km về phía đông bắc của thành phố Jeddah thuộc phía tây của Ả Rập Xê Út trong năm 2010 và 2011 lần lượt vượt quá giới hạn an toàn ở 90%, 28%, 83% và 63% của các mẫu. Các KLN trong phần ăn được như sau: Cr > Zn > Ni > Cd > Mn > Pb > Cu > Fe. Trong trường hợp này, nguồn nước tưới được coi là nguồn gây ô nhiễm (Balkhair & Ashraf, 2016; Olayiwola & Bernard, 2016; Danjuma & Abdulkadir, 2018).

Tác động của các nguồn tưới khác nhau đến sự hấp thu kim loại (Cd, Pb, Zn, Cr, Cu, Ni và Fe) của Cà chua (*Solanum lycopersicum*), Hành tây (*Allium cepa* L.), Hồ tiêu (*Capsicum annum* L.) và Đậu (*Phaseolus vulgaris* L.) trồng ở tỉnh Nevsehir, Thổ Nhĩ Kỳ cho thấy nồng độ KLN trong rau được tưới bằng

nước thải và nước sông cao hơn đáng kể so với nước giếng và vượt quá giới hạn cho phép của WHO/FAO. Trong số các phần ăn được của rau, hành tây tích tụ tối đa Fe và Cr; Sự tích lũy Zn và Pb được xác định trong cà chua, tiếp theo là Ni trong đậu, trong khi Cd và Cu cao trong hồ tiêu (Leblebici & Kar, 2018).

Cây rau mùi, cải xoong, rau diếp và rau bina được tưới bằng nước thải ở vùng Kahrizak, ở rìa phía nam của thủ đô Tehran, Iran cho thấy rau bina và vườn cải xoong tích lũy nồng độ KLN cao hơn so với rau mùi và rau diếp theo giới hạn cho phép. Các lá nằm phía trong của rau diếp có nồng độ KLN thấp hơn so với các lá bên ngoài hoặc lá của các cây rau khác (Souri & cs., 2018).

Bốn loài *Brassica* (*B. campestris*, *B. juncea*, *B. napus* và *B. nigra*), được tưới nước thải hoàn toàn trong 2 năm đã gây ra sự tích tụ KLN trong tất cả các loại cây trồng thuộc họ Brassica và vượt xa giới hạn an toàn trong thời gian tưới khá lâu (70 ngày và 105 ngày sau khi gieo). Tuy nhiên, khi tưới trong khoảng thời gian tối đa 35 ngày (kể từ ngày gieo) thì hàm lượng KLN trong nhóm rau này lại an toàn (Sahay & cs., 2019).

Cao & cs. (2020) đã nghiên cứu sự tích lũy KLN trong đất và tám loại rau trong khu vực được tưới bằng nước thải mỏ axit ở vùng Dabaoshan, tỉnh Quảng Đông của Trung Quốc. Kết quả cho thấy, tất cả các mẫu đất và rau đều chứa hàm lượng KLN (Cu, Zn, Cr, As, Pb và Cd) vượt quá tiêu chuẩn cho phép của nước này về hàm lượng KLN trong đất sản xuất nông nghiệp và trong thực phẩm. Đặc biệt với rau muống, cải xanh thìa và cà tím là những loại rau có chứa Cr, Pb và Cd vượt quá tiêu chuẩn một cách đáng kể. Do vậy, khi tiêu thụ 3 loại rau này có nguy cơ ảnh hưởng sức khỏe lớn nhất (Cao & cs., 2020).

Tác giả Berihun & cs. (2021) xác định mức độ ô nhiễm kim loại của các loại rau (cải xanh xoắn Ethiopia, bắp cải xanh, cải xanh Thụy Sĩ, rau diếp, hành tây, cà chua và khoai tây) khi tưới nước sông ở thành phố Gondar, Ethiopia, có nồng độ trung bình (tính bằng mg/l) của Cr (0,5), Cd (0,046) và Cu (1,80) trong các mẫu nước tưới cao hơn giới hạn do US EPA (2004) đặt ra. Khi đó các mẫu rau được tưới, nồng độ trung bình của Cd, Ni và Pb (lần lượt là 0,23-6,25; 7,41 - 51,85 và 0 - 9,52 mg/kg) đều vượt quá giới hạn do tổ chức WHO/FAO đưa ra. Cải xanh xoắn Thụy Sĩ và khoai tây được phát hiện có chứa hàm lượng Pb cao nhất, trong khi cải xanh xoắn Ethiopia có hàm lượng cao bị nhiễm Cd và Cr. Đối với các mẫu đất, có nồng độ trung bình (mg/kg) của Pb (138,09 - 259,24), Ni (85,18 - 259,26) và Cd (4,63 - 20,37) vượt quá giới hạn tối đa được khuyến nghị do FAO đặt ra (Berihun & cs., 2021).

Tại Việt Nam, hàm lượng Pb, As trong rau, quả (rau muống, mồng tơi, cải xanh, ngải cứu, rau ngót, khoai lang, chuối, đu đủ...) trồng tại các vùng xung quanh xưởng luyện kim màu Thái Nguyên cao hơn mức an toàn cho phép từ 2 đến 6 lần (Lương Thị Hồng Vân & Nguyễn Mai Huệ, 2002).

Phạm Ngọc Thụy & cs. (2006) đã điều tra hiện trạng về Pb, Hg, As, Cd trong đất nước và một số rau trồng ở khu vực Đông Anh, Hà Nội. Kết quả điều tra cho thấy một số mẫu rau như xà lách, rau muống, cải xanh cúc, cải xanh bắp, cải xanh ngọt, hành hoa, cải xanh thảo... bị ô nhiễm Pb và Cd, rất ít mẫu rau bị ô nhiễm As và Hg... Nguyên nhân là do nồng độ Pb và Cd (nồng độ $\geq 0,2$; $0,5$ mg/l) trong nước tưới đã làm hàm lượng các chất trong rau tăng lên đáng kể (nồng độ Pb và Cd vượt ngưỡng an toàn cho phép theo tiêu chuẩn WHO).

Phạm Thị Thu Hằng (2008) đã nghiên cứu và khẳng định quan hệ chặt chẽ giữa hàm lượng Pb, Cd và As trong nước tưới với trong rau như sau: Nước tưới chứa Pb $> 0,1$ ppm, Cd $> 0,01$ ppm và As $> 0,1$ ppm làm ô nhiễm cải canh và lá cải củ; Quả đậu cove leo bị ô nhiễm khi tưới nước chứa As $> 0,1$ ppm; Khi nước tưới chứa 2ppm Pb, 0,5ppm Cd và 1,0ppm As chưa gây ô nhiễm những KLN này trong củ cải củ.

Tình trạng ô nhiễm nước trong kênh rạch tại TP.HCM khiến cho các loại rau sống dưới nước tiêu biểu như rau muống, rau nhút bị nhiễm KLN một cách nghiêm trọng. Nguyên do là do các chất thải độc hại từ hàng ngàn nhà máy, cơ sở sản xuất trên địa bàn.

Bùi Thị Kim Anh & cs. (2016) đã tiến hành nghiên cứu tích tụ và các nguy cơ tiềm ẩn đối với sức khỏe của cadimi, chì và asen trong một số loại rau ăn lá trồng gần khu vực khai thác mỏ ở miền Bắc Việt Nam (Bắc Kạn, Hà Giang, Tuyên Quang, Thái Nguyên). Kết quả cho thấy, có đến 70,6% mẫu rau có hàm lượng Pb vượt quá TCCP của quốc tế và 44,1% mẫu rau bị ô nhiễm As khi mà chúng được trồng ở khu vực đất ruộng bị ô nhiễm cadimi (Cd), chì (Pb) và asen (As) và có nước tưới bị nhiễm Pb (Bùi Thị Kim Anh & cs., 2016).

Đỗ Thị Hồng Nhung & cs. (2018) xác định hàm lượng KLN trên 3 loại rau (rau muống, cải xanh và rau rút) tại khu vực của huyện Bình Chánh, TP. Hồ Chí Minh trong 2 mùa mưa và mùa khô thấy rằng có sự liên quan tương đối chặt chẽ giữa hàm lượng Cd, Cr và Ni trong đất, nước với rau trồng: hầu hết các mẫu rau

bị ô nhiễm Cd, Cr và Ni đều liên quan đến nguồn đất và nước tưới bị ô nhiễm nguyên tố này.

Năm 2020, Nguyễn Thị Minh Ngọc khi nghiên cứu thực trạng ô nhiễm một số KLN trong môi trường nước, thực phẩm, sức khỏe dân cư ở một khu vực ven biển huyện Thủy Nguyên, Hải Phòng đã phân tích 27 mẫu rau trồng phổ biến, có thời gian sinh trưởng từ 40-45 ngày tại khu vực nghiên cứu. Kết quả cho thấy tỷ lệ mẫu rau có hàm lượng KLN vượt GHCP cao nhất ở Pb (91,11%), tiếp đến là Cr (79,26%) và Cd (70,37%) và thấp nhất ở As (38,52%).

2.4.3. Giới hạn an toàn về kim loại nặng trong nước tưới cho rau

Hướng dẫn chất lượng nước cho nông nghiệp của FAO (Food and Agriculture Organization) đã được Ayers R.S.và Westcot D.W. soạn thảo 1985 (Ayers & Westcot, 1985). Đến nay, hướng dẫn này vẫn đang được áp dụng tại nhiều Quốc gia trên thế giới. Tiêu chuẩn này là công cụ quản lý được áp dụng thành công đối với hoạt động sản xuất nông nghiệp có tưới ở nhiều quốc gia. Đối với các sản phẩm nông sản, FAO cũng quy định ngưỡng giới hạn an toàn đối với một số KLN có thể gây độc cho nông sản và đất. Nồng độ tối đa của KLN trong nước tưới cho cây trồng trên các loại đất được Cục Bảo vệ môi trường Hoa Kỳ (EPA) khuyến cáo áp dụng chung cho các vùng tại bảng 2.6.

Bảng 2.6. Khuyến cáo giới hạn cao nhất các thông số kim loại nặng trong nước tưới

Thông số	Sử dụng dài hạn (mg/l)	Sử dụng ngắn hạn (mg/l)
Arsen	0,10	2,0
Cadimi	0,01	0,05
Crom	0,1	1,0
Coban	0,05	5,0
Đồng	0,2	5,0
Sắt	5,0	20,0
Chì	5,0	10,0
Mangan	0,2	10,0
Molybden	0,01	0,05
Nicken	0,20	2,0
Kẽm	2,0	10,0

Nguồn: Rowe & Abdel-Magid (1995)

Biến đổi khí hậu, khan hiếm và ô nhiễm nguồn nước đã ảnh hưởng rất lớn đến sử dụng nước trong nông nghiệp. Nước thải tái sử dụng được coi như một nguồn nước thay thế hỗ trợ trong môi trường nông nghiệp. Do đó, tiêu chuẩn chất lượng là cần thiết cho sự an toàn và thực hành nông nghiệp bền vững. Hàn Quốc, Mỹ, Israel và một số quốc gia đã xây dựng tiêu chuẩn sử dụng nước thải đã qua xử lý để tưới cho cây trồng bao gồm cây lương thực, thực phẩm và rau màu có thể sử dụng trực tiếp mà không qua chế biến và loại cây trồng lương thực, thực phẩm và rau màu phải qua chế biến trước khi sử dụng. Tại Canada, Bộ Môi trường đã ban hành “Hướng dẫn chất lượng nước của Canada” vào năm 1987, quy định các thông số và cách sử dụng chất lượng nước, bao gồm lọc nước uống, sự chung sống của các sinh vật dưới nước, nước cho nông nghiệp, nước cho giải trí và nước cho công nghiệp. Các tài liệu kỹ thuật như “Hướng dẫn bảo vệ chất lượng nước nông nghiệp” ở Canada và các tài liệu kỹ thuật khác đưa ra các yêu cầu kiểm soát đối với chất lượng nước tưới nông nghiệp. Giới hạn nồng độ được khuyến nghị cho các thông số kiểm soát trong nước tưới ở Canada được thể hiện trong bảng 2.7.

Bảng 2.7. Giới hạn nồng độ của kim loại nặng được khuyến nghị trong nước tưới ở Canada

TT	Thông số kiểm soát	Nồng độ tối đa được khuyến nghị (mg/l)
1	Chì	0,2
2	Cadimi	0,01
3	Đồng	0,2 (cây trồng nhạy cảm) - 1,0 (cây trồng chống chịu)

Nguồn: Van_Der_Gulik & cs. (1989)

Nghiên cứu so sánh về tiêu chuẩn giới hạn KLN trong nước tưới cho cây trồng nông nghiệp tại Trung Quốc (GB 5084-2021) và Úc (2014) như trong bảng 2.8.

Bảng 2.8. Giá trị tiêu chuẩn Cu, Pb, Cd trong nước tưới cho rau của Trung Quốc và Australia

TT	Thông số	Trung Quốc	Australia
1	Đồng (mg/l)	≤1,0	0,2
2	Chì (mg/l)	≤0,2	0,2
3	Cadimi (mg/l)	≤0,01	0,01

Nguồn: Bai & cs. (2022)

Tại Việt Nam, các hướng dẫn, quy định về chất lượng nước tưới hiện nay dựa theo QCVN 08:2015/BTNMT do Bộ Tài nguyên và Môi trường ban hành quy định giá trị giới hạn các thông số KLN an toàn sử dụng cho nông nghiệp, được quy định như sau: $Cu \leq 0,5 \text{ mg/l}$; $Pb \leq 0,05 \text{ mg/l}$; $Cd \leq 0,01 \text{ mg/l}$ (Bộ Tài nguyên và Môi trường, 2015). Tuy nhiên đây là quy định chung cho nước tưới mà không rõ cụ thể là loại rau hay cây trồng nào. Nhằm mục đích bảo vệ sức khỏe cho người tiêu dùng trong nước cũng như duy trì thị trường xuất khẩu, Bộ Nông nghiệp và Phát triển nông thôn đã có thông tư số 17/2011/TT-BNNPTNT (6/4/2011) ban hành quy định quản lý sản xuất, kinh doanh rau, quả và chè an toàn. Quy định này áp dụng đối với các tổ chức, cá nhân trong nước và nước ngoài đăng ký sản xuất, kinh doanh rau, quả, chè; các tổ chức, cá nhân liên quan đến chứng nhận đủ điều kiện sản xuất, sơ chế; chứng nhận và công bố; kiểm tra và xử lý vi phạm trong sản xuất, kinh doanh rau, quả, chè an toàn tại Việt Nam. Trong quy định đã nêu mức giới hạn tối đa cho phép của một số KLN trong nước tưới cụ thể như bảng 2.9.

**Bảng 2.9. Mức giới hạn tối đa cho phép
của một số kim loại nặng trong nước tưới
(Ban hành kèm theo thông tư số 17/2011/TT-BNNPTNT (6/4/2011))**

TT	Nguyên tố	Mức giới hạn tối đa cho phép (mg/l)	Phương pháp thử*
1	Thủy ngân (Hg)	0,001	TCVN 5941:1995
2	Cadimi (Cd)	0,01	TCVN 665:2000
3	Arsen (As)	0,1	TCVN 665:2000
4	Chì (Pb)	0,1	TCVN 665:2000

Nguồn: Bộ Nông nghiệp và Phát triển nông thôn (2008; 2011)

Bảng 2.10. Mức tối đa quy định Cd, Pb, Cu trong các loại rau củ

Tên sản phẩm	Mức tối đa (mg/kg)		
	Cd	Pb	Cu
Rau họ Cải	0,05	0,3	
Rau ăn thân hành	0,05	0,1	
Rau ăn quả	0,05	0,1	
Rau ăn lá	0,2	0,3	30
Rau ăn củ và thân củ	0,1	0,1	
Rau ăn thân và cuống	0,1	0,1	

Nguồn: Bộ Nông nghiệp và Phát triển nông thôn (2007);
Bộ Khoa học và Công nghệ (2015)

Theo tiêu chuẩn quốc gia TCVN 4832:2015 là tiêu chuẩn đã được ban hành áp dụng CODEX STAN tại Việt Nam quy định giới hạn an toàn đối với Cd, Pb trong rau và Quyết định số 106/2007/QĐ-BNN đối với Cu như bảng 2.10.

Mức Cd tối đa cho phép trong rau được Reichman & cs. (2014) báo cáo rằng một số loại rau của Úc và Bangladesh có chứa nồng độ Cd cao hơn mức giới hạn tối đa tiêu chuẩn của Úc (0,1 mg/kg). Theo FAO/WHO, giá trị Cd tối đa cho phép là 0,2 mg/kg trong rau. Ngoài ra, FAO và WHO cũng quy định một số giới hạn KLN khác trong rau ăn lá được trình bày trong bảng 2.11.

**Bảng 2.11. Giá trị tối đa cho phép
của FAO/WHO của kim loại nặng trong rau ăn lá**

Nguyên tố	Giá trị tối đa cho phép (mg/kg)
Cd	0,20
Pb	0,30
Ni	67,90
Fe	425,50
Cu	73,70
Zn	99,40

Nguồn: FAO/WHO (2019)

Tại Việt Nam, QCVN 8-2:2011/BYT do Ban soạn thảo Quy chuẩn kỹ thuật quốc gia về giới hạn ô nhiễm hóa học và sinh học, Cục An toàn vệ sinh thực phẩm trình duyệt và được ban hành theo Thông tư số 02/2011/TT-BYT ngày 13 tháng 01 năm 2011 của Bộ trưởng Bộ Y tế. Trong Quy chuẩn này quy định giới hạn ô nhiễm KLN trong thực phẩm và các yêu cầu quản lý có liên quan.

Bảng 2.12. Giới hạn ô nhiễm Cd và Pb trong rau củ

TT	Tên thực phẩm	Cd	Pb
		(mg/kg)	
1	Rau họ thập tự (cải)	0,05	0,3
2	Hành	0,05	0,1
3	Rau ăn quả (không bao gồm cà chua, nấm)	0,05	0,1
4	Rau ăn lá (không bao gồm rau bina)	0,2	0,3
5	Rau họ đậu	0,1	0,2
6	Rau ăn củ và ăn rễ (không bao gồm khoai tây chưa gọt vỏ, cần tây)	0,1	0,1
7	Rau ăn thân	0,1	-

Nguồn: Bộ Y tế (2011)

Thông tư số 17/2011/TT-BNNPTNT (6/4/2011) đã ban hành quy định quản lý sản xuất, kinh doanh rau, quả và chè an toàn. Trong quy định đã đưa ra mức giới hạn tối đa cho phép của một số KLN trong đất và trong nước tưới, một số vi sinh vật và hóa chất gây hại trong sản phẩm rau, quả.

**Bảng 2.13. Mức giới hạn tối đa cho phép
của một số hóa chất gây hại trong sản phẩm rau, quả**

STT	Kim loại nặng	Loại rau	Giới hạn tối đa cho phép (mg/kg)	Phương pháp thử*
1	Chì (Pb)	- Cải bắp, rau ăn lá - Quả, rau khác	0,3 0,1	TCVN 7602:2007
2	Cadimi (Cd)	- Rau ăn lá, rau thơm, nấm - Rau ăn thân, rau ăn củ, khoai tây - Rau khác và quả	0,1 0,2 0,05	TCVN 7603:2007

Nguồn: Bộ Nông nghiệp và Phát triển nông thôn (2011; 2008)

Tóm lại:

Tích lũy KLN (Cu, Pb, Cd) trong rau ăn lá được đánh giá là có nguy cơ ảnh hưởng rất lớn đến sức khỏe của người tiêu dùng. Nghiên cứu tổng quan cho thấy một số khu vực sử dụng nguồn nước tưới nhiễm KLN (đặc biệt là các hệ thống thủy lợi lớn tập trung ở vùng đông dân cư, do ảnh hưởng của nước thải sinh hoạt và sản xuất) đã xuất hiện dấu hiệu tích lũy KLN cao trong rau ăn lá. Tích lũy KLN trong rau ăn lá phụ thuộc vào các yếu tố như tính chất đất (pH, chất hữu cơ, thành phần cấp hạt, hàm lượng KLN sẵn có trong đất), chất lượng nguồn nước tưới (pH, hàm lượng KLN...), điều kiện khí hậu, lượng mưa. Bên cạnh đó, các loại rau có đặc điểm sinh lý thực vật khác nhau, nhu cầu nước khác nhau cũng có khả năng hấp phụ KLN khác nhau.

Giới hạn an toàn KLN đối với rau ăn lá được quy định rất khác nhau bởi các Quốc gia và các vùng lãnh thổ. Thậm chí là các tiêu chuẩn áp dụng của các Quốc gia hay vùng cũng rất khác so với tiêu chuẩn Quốc tế như FAO hay WHO. Lí do cũng được lập luận rõ bởi các tính chất về thổ nhưỡng, vùng khí hậu và loại cây trồng. Ngoài ra, giới hạn KLN trong nước tưới cũng được quy định và khuyến cáo khác nhau giữa các tiêu chuẩn và quy chuẩn của Quốc gia và Quốc tế. Cadimi, được tổ chức Nông lương Liên hợp quốc FAO “Tiêu chuẩn nước nông nghiệp” khuyến nghị nồng độ tối đa của cadimi trong nước tưới là 0,01 mg/l đối

với tưới dài hạn. Nhưng tiêu chuẩn nước tưới của Mỹ lại khuyến nghị rằng giới hạn nồng độ cần kiểm soát các mục trong nước tưới là 0,01 mg/l (tưới dài hạn), 0,05 mg/l (tưới ngắn hạn, 20 năm); Đối với Canada, lại quy định giới hạn Cd là 0,005 mg/l. Trong khi đối với Việt Nam quy định giới hạn tiêu chuẩn Cd theo QCVN 08-MT:2015/BTNMT cột B là 0,01 mg/l. Đồng, được FAO quy định trong “Tiêu chuẩn nước nông nghiệp” với chỉ số tối đa cho phép trong nước tưới là 0,2 mg/l; “Tiêu chuẩn Quốc gia của Mỹ khuyến nghị rằng giới hạn nồng độ của các thành phần kiểm soát trong nước tưới là 0,2 mg/l (tưới dài hạn), 2 mg/l (tưới ngắn hạn). “Hướng dẫn của Canada về bảo vệ chất lượng nước nông nghiệp” quy định rằng giới hạn nồng độ Cu trong nước tưới đối với cây trồng nhạy cảm là 0,2 mg/l và đối với cây trồng không nhạy cảm là 1,0 mg/l. QCVN 08:2015/BTNMT của Việt Nam lại quy định giới hạn Cu trong nước cấp cho nông nghiệp là 0,5mg/l thì an toàn. Chỉ được quy định bởi FAO trong “Tiêu chuẩn nước nông nghiệp”, giới hạn chì trong nước tưới là 5 mg/l và “Tiêu chuẩn chất lượng nước khuyến nghị quốc gia” của Mỹ quy định giới hạn nồng độ khuyến nghị trong nước tưới là 5 mg/l (đối với việc tưới dài hạn), lên đến 10 mg/l (đối với tưới ngắn hạn, 20 năm); Nhưng Pb lại được quy định rất thấp trong “Hướng dẫn Bảo vệ Chất lượng nước nông nghiệp ở Canada”, giới hạn chì là 0,2 mg/l. Tại QCVN 08:2015/BTNMT lại quy định giới hạn Pb trong nước cấp cho nông nghiệp là 0,05 mg/l thì an toàn đối với người tiêu dùng.

Như vậy, việc xác định giới hạn an toàn KLN trong nước tưới cho rau ăn lá trong điều kiện nền thổ nhưỡng, đặc trưng của khí hậu và nguồn nước tưới của vùng ĐBSH trong giai đoạn hiện nay sẽ có ý nghĩa khoa học và thực tiễn giúp cho công tác quản lý điều hành, khai thác và bảo vệ nguồn nước tưới từ công trình thủy lợi một cách hiệu quả, góp phần cho sản xuất nông nghiệp sạch, bảo vệ sức khỏe cộng đồng.

2.5. TỔNG QUAN GIẢI PHÁP GIẢM THIỂU TÍCH LŨY KIM LOẠI NẶNG TRONG ĐẤT VÀ THỰC VẬT

Cố định hóa lý là một quá trình trong đó các kim loại độc hại được chuyển thành dạng hóa học không hòa tan hoặc không hoạt động trong các hệ thống sinh học (Porter & cs., 2004). Than sinh học và zeolit, đã được công nhận là có thể cải thiện đất bị ô nhiễm bằng cách cố định các kim loại độc (Bashir & cs., 2019). Sử dụng than sinh học và zeolite được coi là phương pháp xử lý đất thân thiện với môi trường và tiết kiệm chi phí (Jadia & Fulekar, 2008).

2.5.1. Sử dụng chất cải tạo đất có nguồn gốc hữu cơ

Chất cải tạo đất là các chất phụ gia mà khi trộn chúng vào đất có khả năng cải thiện các đặc tính vật lý của đất như khả năng giữ nước, thấm nước, thoát nước, thông khí và cấu trúc của đất (Madejón & cs., 2006). Việc sử dụng các chất cải tạo đất có nguồn gốc hữu cơ sẽ làm tăng hàm lượng cacbon hữu cơ hòa tan (DOC) trong đất, từ đó tạo phức kim loại với DOC hòa tan ổn định và hạn chế sự hấp thụ Cd vào cây trồng. Bên cạnh đó, các axit mùn trong chất hữu cơ cũng làm tăng khả năng hấp thụ kim loại của các chất hữu cơ (bao gồm phân động vật, chất rắn sinh học, phân trộn, tàn dư cây trồng và than sinh học) (Bolan & cs., 2014; Hamid & cs., 2020).

Than sinh học (TSH) là vật liệu cacbon (C) có thể được sản xuất từ các loại chất thải sinh học khác nhau như phụ phẩm nông nghiệp (rơm rạ, vỏ trấu), vụn gỗ, phân chuồng, lá cây... bằng kỹ thuật nhiệt phân trong điều kiện thiếu oxy (Gonzaga & cs., 2017). Trên toàn cầu, 500 triệu tấn phụ phẩm cây trồng được sản xuất mỗi năm dưới dạng sản phẩm phụ của mía, lúa mì, chà là và cọ dầu (Inyang & cs., 2016). Việc bón bổ sung than sinh học vào đất nông nghiệp không chỉ cải thiện tính chất và độ phì nhiêu của đất mà còn cố định KLN trong đất. Than sinh học có độ xốp cao, diện tích bề mặt riêng lớn và khả năng trao đổi ion mạnh là các yếu tố quan trọng quyết định khả năng hấp phụ KLN, do đó làm giảm khả năng sử dụng KLN của thực vật (Ping & cs., 2016). Bổ sung than sinh học với tỷ lệ 10% khối lượng làm giảm đáng kể Cd và Pb có trong đất bị ô nhiễm lần lượt là 71% và 92% (Houben & cs., 2013). Than sinh học nhiệt phân từ rác thải nhà bếp, thân ngô và vỏ đậu phộng có khả năng giảm Pb và Cd trong đất ô nhiễm lần lượt là 22,61-71,01%; 18,54-64,35% và 3,28-60,25% đồng thời làm giảm sự tích lũy Cd và Pb trong rễ, thân và lá của rau muống lần lượt là 45,43-97,68%; 59,13-96,64% và 63,90-99,28% ở liều 60,00 mg/kg (Xu & cs., 2020). Bổ sung TSH vào đất ô nhiễm Pb và Cd có tác dụng làm giảm hấp thụ kim loại này (Mahar & cs., 2015). Sự hấp thụ kim loại nặng của rau diếp giảm đáng kể khi tỷ lệ sử dụng than sinh học tăng lên (Kim Hyuck-Soo & cs., 2015). Bashir & cs. (2019) quan sát thấy rằng TSH làm giảm quá trình lọc Cd bằng cách ổn định Cd trong đất. Than sinh học được làm từ phân gà và chất thải xanh làm giảm đáng kể sự tích lũy Cd, Cu và Pb trong cây cải *Brassica juncea* (Park & cs., 2011). Việc sử dụng TSH có nguồn gốc từ rơm rạ (6% khối lượng) giảm sự hấp thụ Pb, Cu ở cây cà chua lần lượt là 36 và 66% và 29 và 61% trong các mẫu chồi và rễ (Rizwan & cs., 2021).

Nghiên cứu của Trần Viết Cường & cs. (2015) cho thấy đối với đất gây nhiễm Pb, mức bổ sung 1% TSH có tác dụng làm giảm 39,1% kim loại và mức bổ sung 5% TSH có tác dụng làm giảm 85,8% kim loại tích lũy trong rau muống so với đối chứng. Than sinh học có nguồn gốc từ rơm rạ chứa các chất dinh dưỡng đa lượng có giá trị (đặc biệt là N và P) và một số ion kim loại (ví dụ Ca^{2+} và Mg^{2+}), đóng vai trò quan trọng trong việc cải thiện độ phì nhiêu của đất và sự phát triển của cây trồng (He & cs., 2017). Ngoài ra, sử dụng các loại than sinh học khác nhau để cải tạo đất có tiềm năng lớn trong việc ổn định Cd và do đó cải thiện tính chất của đất (Suksabye & cs., 2016). Than sinh học hấp phụ Cd^{2+} chủ yếu thông qua bốn cơ chế:

- (1) Kết tủa với các nhóm CO_3^{2-} , PO_4^{3-} , OH^- (Chang & cs., 2019).
- (2) Trao đổi với các ion kim loại kiềm (K^+ , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}) (Lian & cs., 2020).
- (3) Phôi hợp với các cấu trúc giàu electron π như như $\text{C} = \text{C}$, $\text{C} = \text{N}$, $-\text{CH}$ (Yu & cs., 2018).
- (4) Tạo phức với các nhóm chức chứa oxy (OFG) như $-\text{OH}$ và $-\text{COOH}$ (Chen & cs., 2021).

Mỗi năm nước ta có khoảng 52 triệu tấn phụ phẩm từ nông nghiệp, hiện nay mới khoảng hơn 10% phụ phẩm nông nghiệp được sử dụng làm than sinh học hoặc phân bón, thức ăn gia súc, trồng nấm..., còn lại hơn 80% được thải bỏ ra môi trường hoặc đốt, gây ô nhiễm nguồn nước và gia tăng khí nhà kính.

Rơm rạ từ sản xuất lúa được coi là nguồn vật liệu rất tốt để cải tạo đất. Quá trình phân hủy rơm rạ dẫn đến hình thành các hạt chất hữu cơ và chất hữu cơ hòa tan trong đất (Shu & cs., 2016). Chúng đều giàu nhóm chức nên sẽ liên kết mạnh với kim loại và do đó làm giảm tính di động và khả dụng sinh học của chúng (Dong & cs., 2010). Các nghiên cứu đã phát hiện ra rằng việc trộn rơm rạ rất hữu ích để giảm khả năng di chuyển của các chất độc hại trong đất. Bổ sung rơm rạ làm giảm tính di động của Cd và Pb trong đất (Ok & cs., 2011). Xu & cs. (2016) báo cáo rằng rơm trở lại ở mức 1% làm giảm đáng kể sự hấp thu Cd trong chồi ngô.

Do đó, việc tận dụng vỏ trấu và rơm rạ làm than sinh học là hoàn toàn có thể thực hiện đại trà và giảm chi phí sản xuất trong canh tác. Việc tận dụng các vật liệu này trong sản xuất vừa có ý nghĩa trong lĩnh vực nông nghiệp tuần hoàn vừa giảm thiểu việc đốt rơm rạ trên đồng ruộng gây ô nhiễm môi trường hiện nay.

2.5.2. Sử dụng vật liệu khoáng sét

Các vật liệu khoáng sét như montmorillonit, palygorskit, kaolinit, bentonite, zeolite, sepiolite, perlite... là các vật liệu hấp phụ KLN có hiệu quả cao. Nguyên nhân là do khoáng sét có diện tích bề mặt cao, khả năng trao đổi ion cao và sự thay đổi bề mặt linh hoạt theo pH (Lin & Juang, 2002). Tuy nhiên những vật liệu này (ngoại trừ các chất hữu cơ) cũng có những hạn chế như: thay đổi tính chất của đất như tăng pH, giảm kết cấu đất, ảnh hưởng đến sinh trưởng của lúa nên hạn chế áp dụng. Các khoáng chất như sepiolite, zeolite và apatite đã được sử dụng rộng rãi để xử lý môi trường bị ô nhiễm kim loại.

Zeolite là vật liệu thân thiện với môi trường và chi phí thấp với đặc tính hấp phụ và trao đổi ion tốt nhờ cấu trúc không gian đặc biệt của nó. Sử dụng zeolite với tỷ lệ thích hợp có thể làm giảm khả năng di chuyển của KLN trong môi trường đất và hạn chế khả năng tiếp cận sinh học của chúng (Zheng & cs., 2020). Sử dụng zeolite với tỷ lệ (20 g/ kg) có thể làm giảm nồng độ Pb trong phần ăn được (chồi) của cây cải dầu tới 30% Pb trong đất bị ô nhiễm nghiêm trọng (2.000 mg/kg) (Li & cs., 2009). Bổ sung zeolite làm giảm đáng kể khả năng hòa tan Pb (giảm từ 50 đến 60%) và hiệu quả nhất đối với lượng zeolite bổ sung là 10% khối lượng. Việc nâng cao tỷ lệ thêm vào của zeolite không cải thiện kết quả này (Moirou & cs., 2001). Việc bổ sung zeolite vào đất đã nâng cao độ pH của đất và tăng cường khả năng hấp phụ kim loại, do đó làm giảm sự hấp thu kim loại của thực vật (Hasanabadi & cs., 2015). Hàm lượng Pb, Cd, Cu và Zn trong bắp cải, rễ và chồi ngô giảm sau khi sử dụng zeolite (Lahori & cs., 2020). Nghiên cứu của Yi & cs. (2019) cho thấy zeolite làm tăng độ pH của đất và làm giảm hoạt động sinh học của KLN trong đất của cây.

2.6. ĐỊNH HƯỚNG NGHIÊN CỨU

Nghiên cứu tổng quan cho thấy tích lũy KLN (Cu, Pb, Cd) trong đất nông nghiệp, nước tưới và rau ăn lá đã được thực hiện trong nhiều nghiên cứu trên Thế giới và ở Việt Nam. Giới hạn an toàn trong nước tưới của các KLN đã được quy định trong tiêu chuẩn tưới của một số nước cũng như ở Việt Nam. Tuy nhiên, có sự khác nhau giữa các Quốc gia, các vùng và khác so với cả tiêu chuẩn của FAO/WHO. Tại Việt Nam, đã có một số nghiên cứu khảo sát và đánh giá nồng độ KLN trong đất nông nghiệp và tích lũy KLN trong rau, nhưng chưa có nghiên cứu nào để xác định giới hạn an toàn KLN trong nước tưới cho rau ăn lá. Trong

khi gần đây các hệ thống thủy lợi vùng đồng bằng sông Hồng nói riêng và cả nước nói chung đang phải đối mặt với nguồn nước tưới ô nhiễm nghiêm trọng, tiềm ẩn nhiều nguy cơ tích lũy trong rau, ảnh hưởng đến sức khỏe cộng đồng.

Kết quả tổng quan nghiên cứu cũng chỉ ra rằng việc sử dụng vật liệu phối trộn có nguồn gốc tự nhiên có khả năng hạn chế tính linh động của KLN (Pb, Cd) trong môi trường đất, từ đó làm giảm sự hấp thu KLN của thực vật.

Do vậy, luận án tập trung nghiên cứu xác định giới hạn an toàn KLN trong nước tưới cho rau ăn lá trên đất phù sa vùng ĐBSH và biện pháp giảm thiểu tích lũy KLN trong rau do nước tưới ô nhiễm.

PHẦN 3. NỘI DUNG VÀ PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

3.1. ĐỐI TƯỢNG VÀ VẬT LIỆU NGHIÊN CỨU

3.1.1. Đối tượng nghiên cứu

- Nghiên cứu lựa chọn nhóm rau ăn lá gồm cải xanh, xà lách, mồng tơi vì đây là nhóm chiếm tỷ trọng lớn trong các loại rau được sản xuất cũng như sử dụng ở Việt Nam nói chung và với vùng ĐBSH nói riêng. Là nhóm rau được trồng phổ biến tại địa phương, có đặc điểm sinh trưởng phù hợp với điều kiện thổ nhưỡng và khí hậu của vùng đồng bằng sông Hồng. Bên cạnh đó, giống có quá trình sinh trưởng ngắn ngày nên thuận lợi cho quá trình bố trí, theo dõi thí nghiệm một cách liên tục. Chúng có lượng calo, chất béo thấp, nhiều chất xơ, vitamin C, vitamin A, lutein và acid folic...

- Nghiên cứu lựa chọn nguồn nước bị ô nhiễm và 3 kim loại nặng gồm Cu, Pb và Cd trong nước tưới. Dựa theo kết quả nghiên cứu tổng quan, chất lượng nước tưới của một số hệ thống thủy lợi vùng ĐBSH (Bắc Hưng Hải, sông Nhuệ, Bắc Đuống, Bắc Nam Hà...) đang bị ô nhiễm hữu cơ, vi sinh và kim loại nặng, tình trạng ô nhiễm có nguy cơ gia tăng mức độ theo thời gian. Trong số kim loại nặng có trong nước tưới của khu vực thì đã xuất hiện Cu, Pb, Cd. Ngoài ra, Cu là một trong những nguyên tố vi lượng đối với cây rau nên có khả năng tích lũy cao, Pb và Cd là nguyên tố gây độc cao đối với sức khỏe nên cần được nghiên cứu giới hạn cho phép trong nước tưới.

3.1.2. Vật liệu nghiên cứu

3.1.2.1. Cây trồng

Chọn nhóm cây rau trồng đại trà tại khu vực nghiên cứu, gồm:

- Giống xà lách Rapido 344 (*Lactuca sativa* L.) được nhập từ Thái Lan, là loại rau ăn sống quan trọng và phổ biến ở Việt Nam

- Giống Mồng tơi (*Basella alba* L.) lá to HMT16.

- Cải xanh (*Brassica juncea* L.), giống sử dụng trong thí nghiệm là giống cải xanh mơ Hoàng Mai.

3.1.2.2. Phân bón, hóa chất và các vật liệu khác

Phân bón áp dụng theo khuyến cáo: Sử dụng Urea (46% N), lân Super (17% P₂O₅), Kali sunfat (52% K₂O).

Hóa chất sử dụng để tạo nước có nồng độ Pb, Cd và Cu gồm muối $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$, CuSO_4 và $\text{Cd}(\text{NO}_3)_2$ có độ tinh khiết cao của Merck.

Vật liệu cải tạo đất hạn chế tích lũy KLN gồm: zeolite, than sinh học, rơm ủ. Vì chúng không làm ảnh hưởng đến năng suất, không đưa thêm chất độc hại vào môi trường đất, chi phí thấp và dễ áp dụng. Rơm rạ, than sinh học từ vỏ trấu là những vật liệu có hàm lượng Si cao (nguồn phụ phẩm nông nghiệp có sẵn) và khoáng sét zeolite (chất cải tạo đất tốt, khả năng trao đổi cation cao, có thể hấp phụ hiệu quả các kim loại nặng như Cd, Pb).

Khoáng sét zeolite: Dạng bột với đường kính hạt trung bình $< 0,01\text{mm}$, có nguồn gốc từ mỏ khoáng sản ở Tam Bỏ, Di Linh, Lâm Đồng. Vật liệu có pH 6,86, dung tích hấp thu trao đổi cation (CEC) là $99,02 \text{ cmolc kg}^{-1}$.

Than sinh học: Được sử dụng trong thí nghiệm là loại tro trấu được hun theo cách truyền thống, nhiệt độ hun vào khoảng $400\text{-}550^\circ\text{C}$. Vật liệu có pH kiềm yếu (7,62), dung tích trao đổi cation (CEC) thấp $11,82 \text{ cmolc kg}^{-1}$.

Rơm ủ sử dụng để phối trộn trong thí nghiệm là loại phân sử dụng các nguyên liệu rơm rạ, trộn chế phẩm sinh học Emuniv và ủ trong 1 tháng. Vật liệu có pH kiềm yếu (7,18), dung tích trao đổi cation (CEC) là $18,73 \text{ cmolc kg}^{-1}$.

3.2. NỘI DUNG NGHIÊN CỨU

(1) Đánh giá hiện trạng Cu, Pb, Cd trong nước tưới và rau tại khu vực sử dụng nước tưới từ một số hệ thống thủy lợi vùng đồng bằng sông Hồng.

(2) Xác định giới hạn an toàn nồng độ Cu, Pb, Cd trong nước tưới cho rau cải xanh, xà lách, mồng tơi trồng trên đất phù sa sông Hồng.

(3) Giải pháp giảm thiểu tích lũy Pb, Cd cho rau cải xanh, xà lách, mồng tơi do nước tưới ô nhiễm.

3.3. PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

3.3.1. Phương pháp thu thập thông tin và khảo sát thực địa

Thu thập các tài liệu liên quan đến địa hình, diễn biến chất lượng nước trên các HTTL Bắc Hưng Hải, Bắc Đuống, sông Nhuệ. Số liệu về cây trồng: giống; đặc tính sinh lý, các kỹ thuật canh tác (làm đất, tưới, bón phân...), số liệu về tính chất đất phù sa sông Hồng trung tính.

Thu thập các tài liệu, số liệu về thực trạng sản xuất rau tại khu vực ĐBSH từ các phòng, ban ngành liên quan như Sở Nông nghiệp và Phát triển nông thôn, Tổng cục Thống kê.

Khảo sát hiện trạng KLN trong nước tại HTTL Bắc Hưng Hải, Bắc Đuống, sông Nhuệ trong năm 2020 và 2021.

3.3.2. Phương pháp bố trí thí nghiệm

3.3.2.1. Thí nghiệm (1) ảnh hưởng của Cu, Pb, Cd trong nước tưới đến sinh trưởng, năng suất và sự tích lũy của chúng trong rau cải xanh, xà lách, mồng tơi

Thí nghiệm được thực hiện với mục đích nghiên cứu ảnh hưởng của hàm lượng Cu, Pb, Cd trong nước tưới đến sinh trưởng, năng suất và sự tích lũy của chúng trong cải xanh, xà lách, mồng tơi cũng như trong đất trồng rau qua 3 vụ liên tiếp trong năm 2019. Thí nghiệm chậu vại được bố trí tại nhà lưới có mái che tại Khoa Tài nguyên và Môi trường, Học viện Nông nghiệp Việt Nam.

Cơ sở lựa chọn các mức bổ sung Cu, Pb, Cd vào nước tưới:

- Dựa trên quy chuẩn kỹ thuật quốc gia về chất lượng nước mặt QCVN 08:2015/BTNMT), cột B1 - nước dùng cho mục đích tưới tiêu, thủy lợi với nồng độ Cu, Pb, Cd (mg/l hay ppm) tương ứng là 0,5; 0,05 và 0,01.

- Số liệu quan trắc từ năm 2015 đến 2018 của Viện Quy hoạch Thủy lợi và Viện Nước, Tưới tiêu và Môi trường về hiện trạng KLN trong nước tưới trên các HTTL vùng ĐBSH, một số khu vực đã xuất hiện KLN trong nước tưới vượt giới hạn 2-3 lần.

- Dựa trên kết quả nghiên cứu tổng quan về giới hạn nồng độ của Cu trong nước tưới của tổ chức FAO, Canada, Trung Quốc và Australia. Lựa chọn mức thí nghiệm thứ nhất của Cu là 0,2 (mg/l hay ppm).

**Bảng 3.1. Hàm lượng Cu, Pb, Cd trong nước tưới
trên một số hệ thống thủy lợi vùng đồng bằng sông Hồng**

Đơn vị: mg/l

STT	Kim loại nặng	Bắc Hưng Hải		Sông Nhuệ		Bắc Đuống	
		Mùa mưa	Mùa khô	Mùa mưa	Mùa khô	Mùa mưa	Mùa khô
1	Cu	0,09	0,54	0,2	0,6	0,08	0,12
2	Pb	0,32	0,41	0,04	0,1	0,01	0,05
3	Cd	0,02	0,05	0,08	0,1	0,09	0,02

Nguồn: Viện QHTL và Viện Nước, Tưới tiêu và Môi trường từ năm 2015 đến 2018

- Dải Nồng độ Cu, Pb, Cd trong thí nghiệm lựa chọn mức bằng và cao hơn theo quy chuẩn cho phép. Ngưỡng cao nhất gấp 10 lần so với giá trị hàm lượng

lớn nhất của KLN này trong nước tưới theo số liệu quan trắc tại Bảng 3.1. Hàm lượng này có thể xảy ra trong trường hợp nước tưới bị ảnh hưởng trực tiếp từ nguồn xả thải công nghiệp.

Thí nghiệm gồm 6 công thức, thiết kế theo kiểu hoàn toàn ngẫu nhiên (CRD) với 3 lần lặp lại (tương đương 3 chậu) cho mỗi công thức.

- *Thí nghiệm 1.1: Ảnh hưởng của Pb trong nước tưới*

CT1: Tưới nước không nhiễm Pb (Đối chứng) (Pb0)

CT 2: Tưới nước nhiễm 0,1ppm Pb (Pb0,1)

CT 3: Tưới nước nhiễm 0,5ppm Pb (Pb0,5)

CT 4: Tưới nước nhiễm 1ppm Pb (Pb1,0)

CT 5: Tưới nước nhiễm 2ppm Pb (Pb2,0)

CT 6: Tưới nước nhiễm 4ppm Pb (Pb4,0).

- *Thí nghiệm 1.2: Ảnh hưởng của Cu trong nước tưới*

CT1: Tưới nước không nhiễm Cu (Đối chứng) (Cu0)

CT 2: Tưới nước nhiễm 0,2ppm Cu (Cu0,2)

CT 3: Tưới nước nhiễm 0,5ppm Cu (Cu0,5)

CT 4: Tưới nước nhiễm 0,8ppm Cu (Cu0,8)

CT 5: Tưới nước nhiễm 1,6ppm Cu (Cu1,6)

CT 6: Tưới nước nhiễm 2ppm Cu (Cu2,0).

- *Thí nghiệm 1.3: Ảnh hưởng của Cd trong nước tưới*

CT1: Tưới nước không nhiễm Cd (Đối chứng) (Cd0)

CT 2: Tưới nước nhiễm 0,01ppm Cd (Cd0,01)

CT 3: Tưới nước nhiễm 0,05ppm Cd (Cd0,05)

CT 4: Tưới nước nhiễm 0,1ppm Cd (Cd0,1)

CT 5: Tưới nước nhiễm 0,5ppm Cd (Cd0,5)

CT 6: Tưới nước nhiễm 1ppm Cd (Cd1,0).

Chậu sử dụng để bố trí thí nghiệm có kích thước 62cm × 40cm × 20cm. Cách đáy chậu 3cm có một tấm phen được đục lỗ dùng để ngăn cách lớp đất tiếp xúc với mặt đáy của chậu. Mỗi chậu chứa 25kg đất.

Ở mỗi chậu thí nghiệm, 30 hạt giống (cải xanh/xà lách/mồng toi) sau khi được ngâm ủ, gieo vào 6 hốc (5 hạt/hốc), khoảng cách 20cm × 20cm. Sau khi gieo hạt xong lấp một lớp đất mỏng khoảng 1cm. Khi cây có lá thật thứ nhất, mỗi hốc để lại một cây khỏe để nghiên cứu.

Bảng 3.2. Thời vụ của rau trong thí nghiệm

STT	Loại rau	Ngày gieo hạt			Ngày thu hoạch		
		Vụ 1	Vụ 2	Vụ 3	Vụ 1	Vụ 2	Vụ 3
1	Cải xanh	10/3	1/5	22/6	14/4	5/6	27/7
2	Xà lách	2/3	4/5	3/9	18/4	20/6	20/10
3	Mồng toi	4/3	26/4	23/6	19/4	10/6	7/8

Đất nền thí nghiệm:

Đất phù sa trung tính ĐBSH (Eutric Fluvisols) thuộc khu vực Gia Lâm - Hà Nội. Đây là nhóm đất điển hình chiếm tỉ lệ lớn tại khu vực. Hiện nay, nhiều diện tích đất trồng rau xanh đang sử dụng nước tưới bị ô nhiễm để tưới. Đất dùng làm thí nghiệm được phơi khô không khí, loại bỏ sỏi đá, rễ và lá cây, làm ẩm đến 15%. Tính chất đất thí nghiệm như sau: thành phần cơ giới thịt trung bình với 26% sét, 55,88% limon và 18,12% cát; độ ẩm tối đa đồng ruộng (theo % thể tích) là 44,1%; dung trọng đất là 1,0 g/cm³; pHKCl 6,4; CEC 17,8 meq/100g; OM là 2,53%; P₂O₅ dễ tiêu 9,4 mg/100g đất; K₂O dễ tiêu là 20,1 mg/100g đất; N dễ tiêu là 10,5 mg/100g đất. Hàm lượng Pb dạng di động trong đất (Pb_{dd}) là 1,98 mg/kg; Cu là 20,24 mg/kg và Cd là 0,02 mg/kg.

Tưới nước: Áp dụng phương pháp tưới nhỏ giọt với hệ thống dây tưới nhỏ giọt của hãng Netafim, có đường kính 6,3mm. Theo số liệu khảo sát thực nghiệm, lưu lượng vòi nhỏ giọt là 0,43 l/h, bán kính tưới của mỗi vòi nhỏ giọt là 0,05m, khoảng cách giữa các vòi nhỏ giọt là 20cm.

Bảng 3.3. Lượng nước tưới cho rau

Đơn vị tính: lít/vụ/chậu

Lượng nước tưới	Cải xanh	Xà lách	Mồng toi
Vụ 1	7,2	7,8	7,8
Vụ 2	10,5	13,2	12,6
Vụ 3	11,2	12,8	13,0

3.3.2.2. Thí nghiệm (2) ảnh hưởng của nước tưới trên hệ thống thủy lợi điển hình tại vùng đồng bằng sông Hồng đến cải xanh, xà lách, mồng tơi

a. Vị trí

Khu ruộng trồng màu tại thôn Lê Xá, xã Đa Tốn, huyện Gia Lâm, Hà Nội. Diện tích trồng rau này nằm dọc theo sông Cầu Bây.

+ Tọa độ vị trí: 21°10'42.38N - 106°02'57.05E;

+ Nguồn nước tưới: Lấy nước tưới từ sông Cầu Bây.

Lựa chọn khu vực này làm khu khảo nghiệm ảnh hưởng của nguồn nước tưới ô nhiễm KLN đến chất lượng rau. Bởi vì, đây là vùng đặc thù của đất phù sa sông Hồng, khu vực có diện tích canh tác rau lớn. Kênh Cầu Bây đi qua các phường Gia Thụy, Bồ Đề, Giang Biên, Việt Hưng thuộc quận Long Biên, Hà Nội; một phần qua huyện Gia Lâm và đổ vào hệ thống thủy lợi Bắc Hưng Hải tại cửa xã Xuân Thụy, xã Kiều Ky, Gia Lâm. Nước bị ô nhiễm do tác động của cả nguồn thải sinh hoạt và công nghiệp, nước ô nhiễm hữu cơ và KLN. Hiện tại nước sông Cầu Bây hiện vẫn là nguồn tưới cho diện tích đất canh tác nông nghiệp khu vực Long Biên - Gia Lâm (Trâu Quỳ, Đa Tốn, Đông Dư, Kiều Ky), người dân vẫn dùng để tưới rau.

b. Bố trí và theo dõi thí nghiệm

Thí nghiệm được bố trí theo khối ngẫu nhiên đầy đủ (RCBD) với 3 lần lặp lại với 3 loại rau. Diện tích mỗi ô thí nghiệm là 5m². Được thực hiện trong 2 vụ từ 01/10 đến 25/11 năm 2019 và 2020. Trong khoảng thời gian giữa 2 vụ rau thí nghiệm, đất được nghỉ, không canh tác.

Đất nền thí nghiệm:

Đất thí nghiệm là đất phù sa trung tính ĐBSH. Đất tầng canh tác có tính chất như sau: sét 12,0%, limon 46,5% và cát 41,5%; dung trọng 1,3 g/cm³; độ ẩm tối đa đồng ruộng 31% (TLĐK); pHKCl 6,8; OC đạt 1,48 %; Hàm lượng P₂O₅dt và K₂Odt tương ứng là 47,4 và 10,8 mg/100g đất; Hàm lượng đạm thủy phân Ntp đạt 12,3 mg/100g đất; CEC của đất 17,6 meq/100g đất; Hàm lượng Cu, Pb, Cd lần lượt là 18,70; 8,21; 0,64 và 186,49 mg/kg đất khô.

Tưới nước: Sử dụng nước sông Cầu Bây (đoạn chảy qua khu vực bố trí thí nghiệm) thuộc hệ thống thủy lợi Bắc Hưng Hải để tưới. Công thức đối chứng sử dụng nước giếng khoan (nước không bị ô nhiễm). Áp dụng phương pháp tưới

mặt đất (dùng ô doa lấy nước trực tiếp để tưới đều lên trên mặt luống). Theo số liệu theo dõi thực nghiệm, lượng nước tưới cho mỗi ô thí nghiệm với 3 loại rau: 723 lít (2019) và 506 lít (năm 2020). Tương đương với 1445 m³/ha (2019) và 1012 m³/ha (2020).

3.3.2.3. Thí nghiệm (3) giải pháp giảm thiểu tích lũy Pb, Cd trong nước tưới cho rau cải xanh, xà lách, mồng tơi

Thí nghiệm sử dụng vật liệu là zeolite (tỷ lệ phối trộn 1-3%), than sinh học và rơm ủ (tỷ lệ 2,5-5%) dựa trên một số tiêu chí: không làm ảnh hưởng đến năng suất, không đưa thêm chất độc hại vào môi trường đất, ít tác động đến môi trường đất, chi phí thấp và dễ áp dụng. Nghiên cứu đã lựa chọn rơm rạ, than sinh học từ vỏ trấu là những vật liệu có hàm lượng Si cao (nguồn phụ phẩm nông nghiệp có sẵn) và khoáng sét zeolite (chất cải tạo đất tốt, khả năng trao đổi cation cao, có thể hấp phụ hiệu quả các kim loại nặng như Cd, Pb).

Tỷ lệ phối trộn zeolite, than sinh học và rơm ủ trong thí nghiệm dựa trên các nghiên cứu trên thế giới. Theo (Li & cs., 2009) với liều lượng zeolite thích hợp (20g/kg) có thể làm giảm nồng độ Pb trong phần ăn được (thân) của cây cải dầu tới 30% Pb trong đất bị ô nhiễm nghiêm trọng; tỷ lệ 0,5; 1; 1,5% zeolite xử lý Cd trong đất trồng cải xanh (Yi & cs., 2019); lựa chọn tỷ lệ phối trộn 5-10% zeolite có tác dụng giảm hấp thu Cu và Zn ở cây lúa (Lee & cs., 2019); áp dụng tỷ lệ 2% zeolite làm giảm tính khả dụng của Cu, Pb, Cd, Zn trong đất trồng cải xanh (Derakhshan & Jung, 2017). Tỷ lệ phối trộn rơm ủ 5% cho cố định Cd trong đất trồng rau bị ô nhiễm (Chen & cs., 2020; Rizwan & cs., 2017). Các tỉ lệ than sinh học được lựa chọn cũng được dựa trên các nghiên cứu mới nhất của với tỉ lệ TSH 1,25% và 3% trong đất trồng rau (Bashir & cs., 2020); Chen & cs. (2020) lựa chọn tỉ lệ biochar tối ưu 5% cho cố định Cd.

Thí nghiệm gồm 08 công thức, bố trí hoàn toàn ngẫu nhiên (CRD), tại khu nhà lưới có mái che của Khoa Tài nguyên và Môi trường, Học viện Nông nghiệp Việt Nam. Mỗi công thức thí nghiệm được lặp lại 3 lần (03 chậu), mỗi chậu (hình lục giác cạnh 15cm) chứa 4kg đất và trồng 2 cây.

Cải xanh, xà lách, mồng tơi được gieo trong khay ươm, sau khi có 2 lá thật được đem trồng vào chậu thí nghiệm. Bố trí trồng liên tục 3 vụ (trong năm 2020).

Bảng 3.4. Thời vụ của rau trong thí nghiệm

STT	Loại rau	Ngày trồng			Ngày thu hoạch		
		Vụ 1	Vụ 2	Vụ 3	Vụ 1	Vụ 2	Vụ 3
1	Cải xanh	16/6	15/8	1/10	12/7	12/9	28/10
2	Xà lách	16/6	15/8	1/10	23/7	21/9	5/11
3	Mồng toi	16/6	15/8	1/10	21/7	20/9	8/11

Bảng 3.5. Mô tả công thức thí nghiệm

Tỷ lệ phối trộn	Công thức
Đất nền không bổ sung vật liệu	CT1 (Đối chứng)
Đất nền + zeolite 1% (40 g/chậu)	CT2
Đất nền + zeolite 2% (80 g/chậu)	CT3
Đất nền + zeolite 3% (120 g/chậu)	CT4
Đất nền + than sinh học 2,5% (100 g/chậu)	CT5
Đất nền + than sinh học 5% (200 g/chậu)	CT6
Đất nền + rơm ủ 2,5% (100 g/chậu)	CT7
Đất nền + rơm ủ 5% (200 g/chậu)	CT8

Đất nền được trộn với các vật liệu (zeolite, than sinh học và rơm ủ) theo từng công thức cho sẵn vào chậu trước khi trồng. Hàm lượng P_2O_5 là 0,29%; K_2O là 1,8%; Hàm lượng Nts là 0,17%. Hàm lượng Pb và Cd tổng số trong đất là 14,94 và 0,53 mg/kg.

Nước tưới: Sử dụng dung dịch Pb nồng độ 0,5ppm và Cd nồng độ 0,1ppm được pha bằng nước sạch với muối $Pb(NO_3)_2$ và $Cd(NO_3)_2$ để tưới mỗi lần.

Bảng 3.6. Lượng nước tưới cho rau

Đơn vị tính: lít/vụ/chậu

Lượng nước tưới	Cải xanh	Xà lách	Mồng toi
Vụ 1	8,8	10,5	10,3
Vụ 2	8,5	10,3	9,8
Vụ 3	8,7	10,2	10,0

3.3.3. Phương pháp theo dõi các chỉ tiêu

3.3.3.1. Chỉ tiêu sinh trưởng, sinh lý

- Chiều cao cây (cm): Chiều cao cây được đo lần đầu sau khi gieo 10 ngày với Cải xanh, 21 ngày với xà lách và 20 ngày với mồng tơi sau đó định kỳ 5 ngày/lần. Cách đo: Dùng thước đo chia cm đo từ gốc (sát mặt đất) đến vót lá cao nhất.

- Số lá/cây (lá): Đếm 5 ngày 1 lần.

- Hàm lượng diệp lục (Chỉ số SPAD): Hàm lượng diệp lục (chlorophyll) được đo bằng Chlorophyll meter SPAD - 502 Plus (Konica Minolta) với đơn vị là SPAD; mỗi cây lấy 3 lá đồng nhất tính từ ngọn xuống, chỉ tiêu được lấy khi kết thúc từng đợt thí nghiệm.

3.3.3.2. Chỉ tiêu năng suất

Năng suất thực thu: Cân tất cả sinh khối phần ăn được của rau trong chậu (với thí nghiệm chậu vại) và cân toàn bộ rau trên ô thí nghiệm (với thí nghiệm đồng ruộng).

3.3.3.3. Theo dõi lượng nước tưới

a. Thí nghiệm (1)

Tưới nước nhiễm KLN (Cu, Pb, Cd) với các nồng độ khác nhau được thực hiện sau khi cây có 3-4 lá thật. Giám sát độ ẩm đất bằng Tensiometer 100. Khi độ ẩm đất ở các chậu thí nghiệm xuống dưới 70% độ ẩm tối đa đồng ruộng, thể hiện giá trị quan trắc là -40kPa thì tưới bằng kỹ thuật tưới nhỏ giọt. Lưu lượng vòi nhỏ giọt là 0,43 l/h. Khi độ ẩm đất đạt tới 100% độ ẩm tối đa, (tương đương độ ẩm 44,1% theo thể tích), hoặc thể hiện giá trị quan trắc là -11kPa trên thiết bị tensiometer.

Nhu cầu nước tưới (IR) được tính theo công thức:

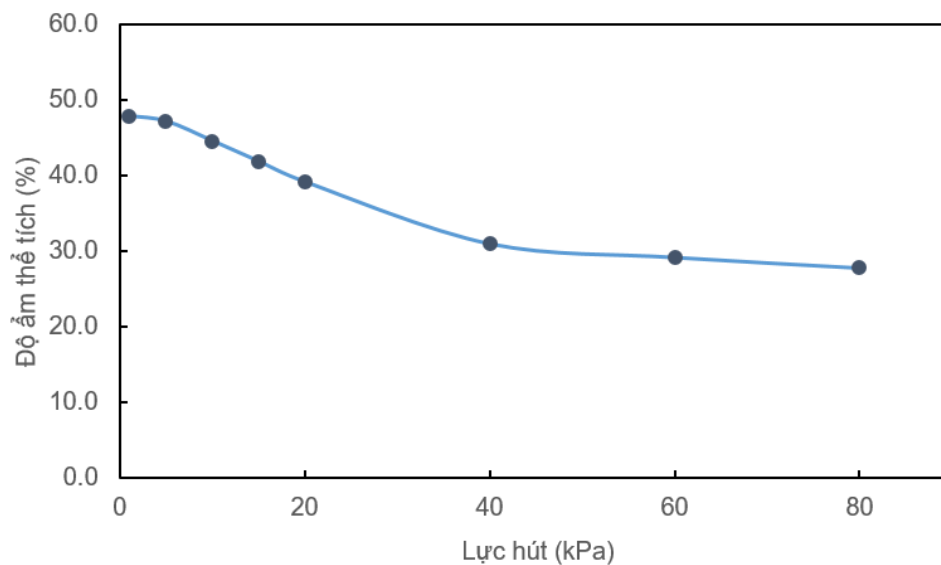
$$IR = \sum_{i=1}^n m_i$$

Trong đó: m là lượng nước của lần tưới thứ i; n là số lần tưới

Với tưới nhỏ giọt (thí nghiệm 1), lượng nước tưới mỗi lần trên một đơn vị diện tích như sau:

$$m = 10.ahn.h.d.(\beta_{đr} - \beta_0) \text{ (m}^3\text{/ha)}$$

Trong đó: ahn là tỷ lệ diện tích cấp nước của cây trồng



Hình 3.1. Quan hệ giữa độ ẩm và sức hút nước của đất

Theo Bùi Hiếu (1994), tỷ lệ diện tích cấp nước của cây trồng do tưới nhỏ giọt được tính như sau:

$$ahn = n.ahi/(b1.b2)$$

Trong đó:

n: số vòi nhỏ giọt cho một cây

ahi: diện tích làm ẩm của một vòi nhỏ giọt (m^2)

Bán kính tưới của mỗi vòi nhỏ giọt là 0,05m (kết quả khảo sát thực nghiệm)

b1: Khoảng cách giữa các cây (m)

b2: Khoảng cách giữa các hàng cây (m)

b. Thí nghiệm (2) và (3)

Lượng nước tưới mỗi lần:

$$m = 10^4 h.d.(\beta_{dr} - \beta_0) (m^3/ha)$$

Trong đó:

h: chiều sâu lớp đất cần làm ẩm (m)

d: dung trọng đất ($tấn/m^3$)

β_{dr} : độ ẩm tối đa đồng ruộng (%TLĐK)

β_0 : độ ẩm trước khi tưới (%TLĐK)

Dựa trên độ ẩm tối đa đồng ruộng và khoảng độ ẩm đất thích hợp cho các loại rau ăn lá nói chung, sử dụng máy đo nhanh độ ẩm đất để xác định thời điểm

tươi. Độ ẩm tối đa được xác định bằng cách dùng ống dung trọng để lấy mẫu đất, ngâm mẫu trong nước đến khi đất bão hòa. Sau đó nhấc ra khoảng 1-2 giờ đến khi không còn nước nhỏ xuống. Độ ẩm đất ở thời điểm này tương ứng với độ ẩm tối đa. Xác định độ ẩm bằng phương pháp sấy (nhiệt độ 105°C).

Lượng nước tưới được quy đổi tương đương với diện tích ô/chậu thí nghiệm.

3.3.4. Phương pháp xác định giới hạn tối đa cho phép hàm lượng Cu, Pb, Cd trong nước tưới

Theo tác giả Kumari & cs. (2021), mô hình Tobit được sử dụng phổ biến trong nhiều lĩnh vực nhằm dự báo một biến phụ thuộc gắn với một giá trị ngưỡng giới hạn. Nhiều tác giả đã vận dụng mô hình Tobit trong các điều kiện tương tự với nghiên cứu này và đã cho kết quả dự báo tin cậy. Chẳng hạn như để xác định liều hiệu quả của một loại thuốc bằng cách phân tích dữ liệu đáp ứng liều theo đã được áp dụng trong nghiên cứu của (Wang, 2009). Việc sử dụng Tobit đã được chứng minh là có hiệu quả khi dự báo nồng độ chất gây ô nhiễm nước ngầm trong khu vực sản xuất nông nghiệp ở Chuncheon, Hàn Quốc (Lim & cs., 2010).

Mô hình Tobit (Tobin, 1958) có dạng như sau:

$$y_i = \begin{cases} \beta x_i + u_i & \text{if } y_i > 0 \\ 0 & \text{if } y_i \leq 0 \end{cases}$$

$$u_i \sim \text{IN}(0, \sigma^2)$$

Trong đó:

y là hàm lượng Cu, Pb, Cd trong rau. Các biến x giải thích cho biến y .

x_1 : Hàm lượng Cu, Pb, Cd trong nước tưới; x_2 : Hàm lượng Cu, Pb, Cd trong đất.

Ước tính tham số:

Hàm phân phối chuẩn:

$$f(t) = \frac{1}{\sqrt{2\pi}} e^{-\frac{t^2}{2}}$$

Hàm phân phối tích lũy:

$$F(z) = \int_{-\infty}^z f(t) dt$$

Do đó, hàm khả năng của mô hình Tobit được viết như sau:

$$L = \prod_{y_i > 0} \frac{1}{\sigma} f\left(\frac{y_i - \beta x_i}{\sigma}\right) \prod_{y_i < 0} F\left(-\frac{\beta x_i}{\sigma}\right)$$

Mô hình Tobit sử dụng phương pháp hợp lý tối đa (ML) của các tham số β và σ có thể thu được bằng cách tối đa hóa hàm khả năng ở trên đối với β và σ .

Trong trường hợp này, biến phụ thuộc (hàm lượng Cu, Pb, Cd trong rau) đã được kiểm duyệt tại mức Pb = 0,3 mg/kg rau khô, Cd = 0,2 mg/kg rau khô và Cu = 30 mg/kg rau khô, đây là mức tối đa (ML) của KLN trong rau ăn lá theo QCVN 8-2:2011/ BYT và QĐ 106/2007/QĐ-BNN.

3.3.5. Phương pháp đánh giá rủi ro sức khỏe

Rủi ro sức khỏe tiềm ẩn của việc tiêu thụ KLN qua rau, được phân tích dựa trên lượng KLN tiêu thụ hàng ngày (DIM) (Khan S. & cs., 2008b; Chary & cs., 2008), chỉ số rủi ro sức khỏe (HRI) và chỉ số nguy cơ mục tiêu (THQ):

Lượng tiêu thụ hàng ngày (DIM) tính dựa trên công thức:

$$DIM = \frac{C_m \times C_f \times D}{BW}$$

Trong đó:

C_m : Nồng độ kim loại nặng có trong rau (mg/kg)

C_f : Hệ số chuyển đổi khối lượng rau tươi so với rau đã sấy khô

$$C_{fc} = C_{fx} = 0,05; C_{fm} = 0,07$$

D : Lượng rau tiêu thụ hàng ngày (Người Việt Nam trung bình tiêu thụ rau khoảng 0,2 kg/người/ngày)

BW : Khối lượng trung bình của người Việt Nam ($BW = 51,5\text{kg}$).

Chỉ số rủi ro sức khỏe (HRI) được tính bằng công thức:

$$HRI = \frac{DIM}{RfD}$$

Chỉ số nguy cơ mục tiêu (THQ) được tính:

$$THQ = \frac{EF \times ED \times FI \times C}{RfD \times BW \times AT} \times 10^{-3}$$

Trong đó:

RfD: liều lượng tham chiếu lần lượt là 0,04; 0,004, 0,001 mg/kg thể trọng/ngày cho Cu, Pb, Cd (Jan & cs., 2010).

EF: tần suất phơi nhiễm (365 ngày/năm)

ED: thời gian phơi nhiễm (73,6 năm)

FI: tỷ suất hấp thụ (0,2 kg/người/ngày)

C: nồng độ phơi nhiễm (mg/kg)

AT: Thời gian tiếp xúc với KLN trung bình ($ED \times 365$ ngày/năm).

Nếu giá trị của THQ nhỏ hơn 1 thì việc tiếp xúc được cho là an toàn (Mao & cs., 2019).

3.3.6. Phương pháp lấy mẫu và xử lý mẫu

3.3.6.1. Mẫu rau

Phương pháp lấy và xử lý mẫu rau được thực hiện theo TCVN 9016:2011.

3.3.6.2. Mẫu đất

Thí nghiệm trong chậu: Mẫu đất được lấy ở tầng mặt có độ sâu từ 0-10cm sau khi thu hoạch rau ở tất cả các chậu. Phương pháp lấy mẫu, bảo quản và xử lý mẫu đất áp dụng theo các tiêu chuẩn: TCVN 7538-2:2005 (ISO 10381-2:2002).

Thí nghiệm đồng ruộng: Mẫu đất được lấy ở tầng đất mặt (0-20cm) theo đường chéo, tại vị trí lấy mẫu cây. Phương pháp lấy mẫu, bảo quản và xử lý mẫu đất áp dụng theo các tiêu chuẩn: TCVN 7538-2:2005 (ISO 10381-2:2002).

3.3.6.3. Mẫu nước

Tại thí nghiệm ngoài đồng ruộng, mẫu nước được lấy ở các thời điểm tưới theo TCVN 6663-6:2018. Mẫu nước được đựng trong chai nhựa 0,5l và được axit hóa ngay bằng HNO_3 1M đến pH = 2 rồi đưa về phòng thí nghiệm để phân tích. Mẫu nước được xử lý và bảo quản theo TCVN 6663-3:2008.

3.3.7. Phương pháp phân tích mẫu

Mẫu được phân tích bằng các thiết bị lò phá mẫu vi sóng, máy quang phổ hấp phụ nguyên tử... tại phòng thí nghiệm Đất, Nước, Môi trường; Phòng thí nghiệm Hóa Môi trường, Trường Đại học Thủy lợi; Viện Hoá, Viện Hàn lâm Khoa học Việt Nam.

Bảng 3.7. Phương pháp phân tích các chỉ tiêu của đất, nước và rau

STT	Thông số	Ký hiệu	Số hiệu, tiêu chuẩn áp dụng	Phương pháp phân tích
Mẫu đất				
1	Độ chua trao đổi	pH _{KCl} *	TCVN 5979:2007	pH meter
2	Các bon hữu cơ tổng số	OC	TCVN 8941:2011	Walkley và Black
3	Đạm thủy phân	Ntp	-	Tiurin và Kononova
4	Lân dễ tiêu	P ₂ O ₅ dt	TCVN 8661:2011	Olsen
5	Kali dễ tiêu	K ₂ Odt	TCVN 8662:2011	Matslova, AAS
6	Dung lượng cation trao đổi	CEC	TCVN 8568:2010	Phương pháp dùng amoni axetat
7	Thành phần cơ giới	TPCG	TCVN 5257:1990	Phương pháp dùng ống hút Robinson
8	Đồng	Cu	TCVN 6496:2009	Phương pháp phổ hấp thụ nguyên tử (AAS)
9	Chì	Pb		
10	Cadimi	Cd		
Mẫu nước				
11	pH	pH	TCVN 6492:1999	Đo trực tiếp bằng máy pH
12	Độ đục	Độ đục	APHA = 2130.B (1998)	Máy đo Turb-350 IR
13	Nhiệt độ	t°	-	Đo bằng nhiệt kế
14	Tổng chất rắn lơ lửng	TSS	APHA 2540. D (1998)	Phương pháp xác định tổng chất rắn lơ lửng sấy khô ở 103-105°C
15	Amoni	N-NH ₄ ⁺	APHA 4500.D-NH ₃	Phương pháp trắc phổ hấp thụ phân tử
16	Phosphate	PO ₄ ³⁻	APHA 4500.E-PO ₄	Phương pháp so màu (phương pháp xanh Molipdat).
17	Hàm lượng oxy hòa tan	DO	-	Máy đo hiện trường
18	Chì	Pb	TCVN 6193:1996	Phương pháp phổ hấp thụ nguyên tử (AAS)
19	Cadimi	Cd	TCVN 6197:2008	
20	Đồng	Cu	TCVN 6193:1996	
Mẫu rau				
21	Chì	Pb	TCVN 7766:2007	Phương pháp phổ hấp thụ nguyên tử (AAS)
22	Cadimi	Cd	TCVN 7768:2007	
23	Đồng	Cu	TCVN 6541:1999	

3.3.8. Xử lý số liệu

Đánh giá mức độ ô nhiễm cho từng đối tượng (đất, nước, rau), nghiên cứu sử dụng Quy chuẩn Việt Nam, quy định của Bộ Y tế:

+ Trong nước: Theo QCVN 08-MT:2015/BTNMT cột B1 (Bộ Tài Nguyên Và Môi Trường, 2015).

+ Trong đất: Theo quy chuẩn QCVN 03-MT:2015/BTNMT (Bộ Tài Nguyên Môi Trường, 2015).

+ Trong rau: Theo quy chuẩn QCVN 8-2:2011/BYT và Quyết định số 106/2007/QĐ - BNN của Bộ NN&PTNT quy định về quản lý, sản xuất và chứng nhận rau an toàn thì hàm lượng $Cu \leq 30 \text{ mg/kg}$ (Bộ Nông Nghiệp Và Phát Triển Nông Thôn, 2007).

Số liệu được tổng hợp trên phần mềm Microsoft Excel. Sử dụng phần mềm R (4.2) trong phân tích phương sai (ANOVA). Các giá trị trung bình được so sánh bằng Tukey test ở độ tin cậy 95%.

Phân tích hồi quy Tobit Sử dụng phần mềm Stata phiên bản 17.0.

PHẦN 4. KẾT QUẢ NGHIÊN CỨU VÀ THẢO LUẬN

4.1. ĐÁNH GIÁ HIỆN TRẠNG Cu, Pb, Cd TRONG NƯỚC TƯỚI VÀ RAU TẠI KHU VỰC SỬ DỤNG NƯỚC TƯỚI TỪ HỆ THỐNG THỦY LỢI VÙNG ĐỒNG BẰNG SÔNG HỒNG

4.1.1. Hiện trạng Cu, Pb, Cd trong nước tưới trên một số hệ thống thủy lợi vùng đồng bằng sông Hồng

Đặc điểm chung của các HTTL vùng ĐBSH là nằm trong vùng đông dân cư, nhiều khu công nghiệp, đô thị và các làng nghề phát triển. Các HTTL là nơi tiếp nhận phần lớn khối lượng nước thải chưa được xử lý hoặc xử lý không đạt yêu cầu. Bởi vậy, nhiều HTTL thuộc vùng đồng bằng, vùng ven đô, vùng công nghiệp phát triển, nguồn nước đã bị ô nhiễm với mức độ ngày càng gia tăng. Trong đó, Bắc Hưng Hải, sông Nhuệ và Bắc Đuống là các HTTL trong vùng có mức độ ô nhiễm cao.

Đề tài đã tiến hành lấy mẫu nước tưới trên kênh thuộc HTTL Bắc Hưng Hải, Sông Nhuệ, Bắc Đuống và phân tích đại diện 5 đợt tưới trong 2 giai đoạn năm 2020 (tháng 2 đến tháng 4; tháng 9 đến tháng 11) và năm 2021 (tháng 2 đến tháng 4) qua 3 vụ sản xuất. Kết quả phân tích hàm lượng Cu, Pb, Cd trong nước được thể hiện trong bảng 4.1.

Bảng 4.1. Hàm lượng Cu, Pb, Cd trong nước tưới ở một số hệ thống thủy lợi

Đơn vị: ppm

TT	HTTL	Cu	Pb	Cd
1	Bắc Hưng Hải	0,85 ± 0,25	0,20 ± 0,19	0,04 ± 0,01
2	Sông Nhuệ	0,87 ± 0,35	0,12 ± 0,07	0,07 ± 0,01
3	Bắc Đuống	0,77 ± 0,25	0,15 ± 0,07	0,07 ± 0,01
4	QCVN 08:2015/BTNMT	0,5	0,05	0,01

Nguồn: Kết quả khảo sát (TB ± SD, n = 5) năm 2020 và 2021.

So sánh với ngưỡng cho phép theo QCVN 08-MT:2015/BTNMT nhận thấy hàm lượng Cu, Pb và Cd trong nước tưới đều vượt GHCP. Hàm lượng Cu trong nước trên 3 HTTL sông cao gấp 1,5 - 1,7 lần GHCP, với sông Nhuệ theo khảo sát ở mức ô nhiễm lớn nhất (0,87ppm) và thấp nhất là trên HTTL Bắc Đuống (0,77ppm). Hàm lượng Pb trong nước từ 0,12 - 0,2ppm, vượt GHCP từ 2,4 - 4

lần, theo thứ tự trên HTTL Bắc Hưng Hải > Bắc Đuống > Sông Nhuệ. Chỉ tiêu Cadimi (Cd) trên cả 3 HTTL, nước đều có dấu hiệu bị ô nhiễm, hàm lượng trung bình dao động trong khoảng 0,04-0,07ppm, cao gấp 4 - 7 lần GHCP.

Nguyên nhân chính là các kênh tưới thuộc các HTTL này ngoài nhiệm vụ tưới phục vụ sản xuất nông nghiệp còn là nơi chứa nước thải cho các khu công nghiệp, khu sản xuất, các làng nghề thủ công và đi qua nhiều khu dân cư.

4.1.2. Hàm lượng kim loại nặng trong rau tại khu vực sử dụng nước tưới của một số hệ thống thủy lợi

Phường Khúc Xuyên, thành phố Bắc Ninh có diện tích trồng rau trên 500ha, nằm trong lưu vực tưới Ngũ Huyện Khê thuộc hệ thống thủy lợi Bắc Đuống. Đây là khu vực cung cấp khối lượng lớn rau xanh cho thành phố Bắc Ninh và Hà Nội. Nhưng hiện nay, đất canh tác và nước tưới trong khu vực bị ảnh hưởng bởi các nguồn xả thải từ công nghiệp và làng nghề tái chế kim loại. Kết quả phân tích KLN trong rau xanh ở phường Khúc Xuyên được thể hiện trong bảng 4.2.

**Bảng 4.2. Hàm lượng Cu, Pb, Cd trong rau
khu vực sử dụng nước tưới từ hệ thống thủy lợi Bắc Đuống**

Đơn vị: mg/kg rau khô

Loại rau	Cu	Pb	Cd
Vụ Xuân Hè 2020			
Cải xanh	7,6 ± 0,3	0,31 ± 0,01	0,042 ± 0,001
Xà lách	8,7 ± 0,2	0,34 ± 0,02	0,051 ± 0,002
Mồng tơi	6,1 ± 0,3	0,26 ± 0,02	0,027 ± 0,003
Vụ Đông 2020			
Cải xanh	7,2 ± 0,4	0,35 ± 0,03	0,043 ± 0,003
Xà lách	7,9 ± 0,3	0,41 ± 0,02	0,047 ± 0,003
Mồng tơi	6,2 ± 0,2	0,28 ± 0,04	0,028 ± 0,001
Vụ Xuân Hè 2021			
Cải xanh	6,2 ± 0,5	0,28 ± 0,02	0,052 ± 0,002
Xà lách	7,5 ± 0,5	0,33 ± 0,03	0,051 ± 0,001
Mồng tơi	6,1 ± 0,3	0,27 ± 0,03	0,027 ± 0,002
TCVN	30**	0,3*	0,2*

Ghi chú: * QCVN 8-2 :2011/BYT; TCVN 4832:2015/BKHCN; **QĐ 106/2007/QĐ-BNN (n = 3).

Kết quả cho thấy hàm lượng Cu, Cd trong cả 3 loại rau gồm cải xanh, xà lách và mồng tơi đều ở trong giới hạn an toàn theo TCVN. Mặc dù, chúng sử dụng nước tưới lấy từ kênh Ngũ Huyện Khê có hàm lượng Cu, Cd vượt giới hạn

cho phép (1,5-1,7 và 4-7 lần - Bảng 4.1). Bởi có thể Cu đã bị tiêu thụ do nó là nguyên tố vi lượng cần thiết cho sinh trưởng của rau. Hơn nữa, hàm lượng các Cu, Pb, Cd trong đất trồng rau ở khu vực này vẫn ở trong giới hạn an toàn (Nguyễn Thị Hằng Nga & cs., 2022).

Nước tưới nhiễm Pb vượt GHCP là nguyên nhân gây ra tích lũy không an toàn kim loại nặng này trong các mẫu rau xà lách (3 vụ) và cải xanh (2/3 vụ), dao động lần lượt là 0,33-0,41 mg/kg và 0,31-0,35 mg/kg. Mồng tơi là loại rau duy nhất tại vùng này hiện chưa bị tích lũy cả 3 KLN (Cu, Pb, Cd) vượt GHCP. Qua kết quả khảo sát cho thấy xu hướng tích lũy KLN trong rau ở khu vực nghiên cứu $Cu > Pb > Cd$ và $xà\ lách > cải\ xanh > mồng\ tơi$. Điều này có thể liên quan đến sự khác biệt về khả năng hấp thu kim loại của chúng (Singh & cs., 2010).

4.2. GIỚI HẠN AN TOÀN HÀM LƯỢNG Cu, Pb, Cd TRONG NƯỚC TƯỚI CHO RAU CẢI XANH, XÀ LÁCH, MỒNG TƠI TRỒNG TRÊN ĐẤT PHÙ SA SÔNG HỒNG

4.2.1. Ảnh hưởng của hàm lượng kim loại nặng trong nước tưới đến tăng trưởng và năng suất của rau ăn lá

4.2.1.1. Ảnh hưởng của hàm lượng Cu trong nước tưới đến tăng trưởng và năng suất của rau

a. Ảnh hưởng của hàm lượng Cu trong nước tưới đến tăng trưởng chiều cao

Đồng (Cu) là vi lượng cần thiết cho sự phát triển của thực vật với mức từ 3-20mg Cu/kg chất khô, là thành phần của protein và enzyme. Chúng hoạt động trong các ngăn của tế bào. Các chỉ tiêu sinh trưởng của thân và lá sẽ quyết định năng suất của cây. Chiều cao cây là chỉ tiêu thể hiện rõ đặc tính của giống, đồng thời cũng phản ánh tổng quát ảnh hưởng của các yếu tố tác động như điều kiện ngoại cảnh, các biện pháp kỹ thuật chăm sóc.

Kết quả ở bảng 4.3 cho thấy chiều cao rau cải ở các công thức thí nghiệm tăng dần qua các ngày sau gieo, tăng nhanh từ thời điểm 20 ngày sau gieo. Trong thí nghiệm này, chiều cao trung bình 3 vụ của rau cải xanh giữa công thức được tưới nước nhiễm đồng với các mức khác nhau có sự khác nhau ở cả quá trình sinh trưởng. Tại thời điểm sau gieo 35 ngày (ngày trước thu hoạch), chiều cao cây ở các công thức được tưới nước có bổ sung 0,5 đến 0,8ppm Cu tăng hơn so với trường hợp không bổ sung cũng như bổ sung với mức thấp hơn hoặc cao hơn nồng độ này. Chiều cao cây dao động từ 26,33cm-30,04cm, trong đó công thức nước tưới chứa 0,8ppm Cu đạt giá trị cao nhất (30,04cm), không có sự sai khác có ý nghĩa so với trường hợp nước tưới có bổ sung 0,5ppm Cu.

Bảng 4.3. Ảnh hưởng của hàm lượng Cu (ppm) trong nước tưới đến chiều cao^(*) cải xanh

Đơn vị: cm

Công thức	Thời gian sau gieo (ngày)					
	10	15	20	25	30	35
Cu0	4,65 ^c ± 0,52	5,71 ^c ± 0,67	8,27 ^c ± 0,70	14,69 ^c ± 1,47	22,31 ^b ± 2,06	27,47 ^c ± 2,02
Cu0,2	5,17 ^b ± 0,65	6,39 ^b ± 0,81	8,66 ^c ± 1,02	13,35 ^d ± 2,57	19,30 ^c ± 3,68	26,33 ^d ± 4,45
Cu0,5	5,26 ^{ab} ± 0,74	6,61 ^{ab} ± 0,95	9,31 ^b ± 1,35	15,19 ^{bc} ± 2,59	23,01 ^b ± 3,51	29,13 ^{ab} ± 3,31
Cu0,8	5,38 ^a ± 0,73	6,84 ^a ± 1,22	10,11 ^a ± 1,93	16,53 ^a ± 3,03	24,31 ^a ± 3,52	30,04 ^a ± 3,40
Cu1,6	5,24 ^{ab} ± 0,75	6,63 ^a ± 1,19	9,60 ^b ± 1,84	15,40 ^{bc} ± 3,17	22,84 ^b ± 4,04	28,58 ^b ± 3,96
Cu2,0	5,31 ^{ab} ± 0,83	6,67 ^a ± 1,11	9,61 ^b ± 1,70	15,48 ^b ± 2,17	22,82 ^b ± 2,90	28,73 ^b ± 2,66
<i>LSD</i> _{0,05}	0,18	0,24	0,45	0,72	0,95	1,00

Ghi chú: Các chữ cái khác nhau trên cùng một cột thể hiện sự sai khác có ý nghĩa ở mức P < 0,05;

Giá trị Trung bình ± Độ lệch chuẩn (n = 18); (*): Chiều cao trung bình 3 vụ.

Đối với rau xà lách, kết quả thể hiện trong bảng 4.4.

Chiều cao xà lách tăng dần theo thời gian sinh trưởng. Xà lách trước khi thu hoạch (46 ngày sau gieo) có chiều cao dao động từ 22,01 đến 23,39cm. Giai đoạn sau gieo từ 21 đến 31 ngày, chiều cao cây không có sự sai khác rõ rệt giữa trường hợp không bổ sung Cu với có bổ sung các mức Cu khác nhau. Chiều cao cây có sự sai khác rõ hơn ở giai đoạn sau (36 đến 46 ngày). Khi nước tưới được bổ sung lượng đồng từ 0,5-1,6ppm chiều cao vượt trội so với các trường hợp còn lại, ngoại trừ không có sự khác biệt đối với công thức có bổ sung 0,5-0,8ppm Cu. Tuy nhiên, tăng nồng độ Cu trong nước tưới lên 2ppm đã hạn chế tăng trưởng chiều cao xà lách, cho kết quả thấp nhất chỉ đạt 22,01cm ở giai đoạn thu hoạch. Sự ảnh hưởng của Cu đến sự suy giảm chiều cao xà lách cũng đã được Gorsuch & cs. (1995) phát hiện.

Kết quả ảnh hưởng của nồng độ Cu trong nước tưới cho rau Mồng tơi được thể hiện ở bảng 4.5. Nước tưới chứa Cu với nồng độ từ 0,8ppm làm tăng chiều cao mồng tơi ở tất cả các giai đoạn. Trong khi đó, ở mức Cu thấp hơn tác động này đến giai đoạn 40 ngày (0,5ppm Cu) hay 45 ngày (0,2ppm Cu) mới thể hiện rõ. Chiều cao của rau mồng tơi tăng nhanh ở giai đoạn sau gieo 35 ngày và tăng khi nước tưới có bổ sung Cu từ 0,2 đến 2ppm ở tất cả các giai đoạn, chiều cao cây dao động từ 35,18 đến 36,85cm ở giai đoạn thu hoạch, so với đối chứng nước không nhiễm Cu, chỉ đạt 34,29cm. Như vậy, hàm lượng Cu trong nước tưới 0,2-2ppm có khả năng làm tăng chiều cao mồng tơi.

b. Ảnh hưởng của hàm lượng Cu trong nước tưới đến số lá

Số lá là một chỉ tiêu sinh trưởng quan trọng để đánh giá tác động của yếu tố thí nghiệm đến sự sinh trưởng của cây. Ảnh hưởng của hàm lượng Cu đến số lá cây rau cải xanh được trình bày ở bảng 4.6.

Khi bổ sung Cu vào nước tưới, số lá trung bình cải xanh (trung bình 3 vụ) ở các giai đoạn sau gieo đều tăng so với đối chứng. Kết quả cho thấy mức Cu 0,8ppm có khả năng thúc đẩy sự ra lá của cải xanh mạnh hơn hẳn (10,43 lá/cây) so với các trường hợp còn lại, dao động từ 9,91-10,35 (lá/cây).

Bảng 4.4. Ảnh hưởng của hàm lượng Cu (ppm) trong nước tưới đến chiều cao^(*) xà lách

Đơn vị: cm

Công thức	Thời gian sau gieo (ngày)					
	21	26	31	36	41	46
Cu0	5,8 ^{ab} ± 0,65	7,21 ^{abc} ± 0,77	9,46 ^a ± 1,03	13,94 ^{cd} ± 1,28	19,33 ^b ± 3,11	22,68 ^b ± 1,73
Cu0,2	5,67 ^b ± 0,51	7,02 ^c ± 0,69	9,41 ^a ± 0,97	13,88 ^d ± 1,83	18,72 ^b ± 2,00	22,61 ^{bc} ± 1,83
Cu0,5	5,73 ^{ab} ± 0,49	7,08 ^{bc} ± 0,68	9,42 ^a ± 0,87	14,46 ^{bcd} ± 1,58	18,88 ^b ± 1,89	22,79 ^{ab} ± 1,40
Cu0,8	5,87 ^{ab} ± 0,60	7,3 ^{ab} ± 0,80	9,62 ^a ± 1,18	14,88 ^b ± 2,25	19,36 ^b ± 2,03	23,39 ^a ± 1,62
Cu1,6	5,93 ^a ± 0,58	7,36 ^a ± 0,69	9,71 ^a ± 1,10	15,68 ^a ± 1,52	20,33 ^a ± 2,23	23,0 ^{ab} ± 1,59
Cu2,0	5,77 ^{ab} ± 0,50	7,19 ^{abc} ± 0,60	9,66 ^a ± 1,14	14,55 ^{bc} ± 1,48	19,1 ^b ± 2,01	22,01 ^c ± 1,86
<i>LSD</i> _{0,05}	0,20	0,26	0,38	0,63	0,85	0,63

Ghi chú: Các chữ cái khác nhau trên cùng một cột thể hiện sự sai khác có ý nghĩa ở mức P < 0,05;

Giá trị Trung bình ± Độ lệch chuẩn (n = 18); (*): Chiều cao trung bình 3 vụ.

Bảng 4.5. Ảnh hưởng của hàm lượng Cu (ppm) trong nước tưới đến chiều cao^(*) mồng tơi

Đơn vị: cm

Công thức	Thời gian sau gieo (ngày)					
	20	25	30	35	40	45
Cu0	4,44 ^{ab} ± 0,53	5,24 ^c ± 0,54	7,96 ^b ± 1,41	12,56 ^c ± 2,12	21,97 ^c ± 4,76	34,29 ^b ± 6,81
Cu0,2	4,39 ^b ± 0,53	5,34 ^c ± 0,54	8,02 ^b ± 1,39	12,84 ^c ± 2,12	22,83 ^{bc} ± 4,12	35,18 ^{ab} ± 5,47
Cu0,5	4,39 ^b ± 0,47	5,49 ^{bc} ± 0,60	8,40 ^{ab} ± 1,40	13,25 ^{bc} ± 2,20	23,94 ^{ab} ± 3,94	36,16 ^a ± 4,82
Cu0,8	4,45 ^{ab} ± 0,49	5,62 ^{ab} ± 0,73	8,59 ^a ± 1,49	14,09 ^a ± 2,09	24,92 ^a ± 3,60	36,85 ^a ± 3,91
Cu1,6	4,47 ^{ab} ± 0,47	5,76 ^a ± 0,83	8,64 ^a ± 1,48	14,08 ^a ± 2,14	24,93 ^a ± 3,62	36,34 ^a ± 3,53
Cu2,0	4,59 ^a ± 0,50	5,78 ^a ± 0,80	8,39 ^{ab} ± 1,22	13,83 ^{ab} ± 2,01	24,48 ^a ± 3,70	35,93 ^{ab} ± 3,19
<i>LSD</i> _{0,05}	0,18	0,26	0,50	0,75	1,33	1,77

Ghi chú: Các chữ cái khác nhau trên cùng một cột thể hiện sự sai khác có ý nghĩa ở mức P < 0,05;

Giá trị Trung bình ± Độ lệch chuẩn (n = 18); (*): Chiều cao trung bình 3 vụ.

Bảng 4.6. Ảnh hưởng của hàm lượng Cu trong nước tưới đến số lá^(*) của rau cải xanh

Đơn vị: lá

Công thức	Thời gian sau gieo (ngày)					
	10	15	20	25	30	35
Cu0	4,57 ^d ± 0,66	5,65 ^c ± 0,76	6,78 ^d ± 0,72	7,54 ^d ± 0,72	8,65 ^c ± 0,76	9,91 ^c ± 0,98
Cu0,2	4,7 ^{cd} ± 0,66	5,78 ^c ± 0,77	6,96 ^{cd} ± 0,75	7,93 ^c ± 0,67	9 ^b ± 0,85	10,04 ^{bc} ± 0,91
Cu0,5	5,07 ^{ab} ± 0,67	6,09 ^{ab} ± 0,81	7,31 ^{ab} ± 0,82	8,37 ^{ab} ± 0,81	9,39 ^a ± 0,81	10,35 ^{ab} ± 0,87
Cu0,8	5,28 ^a ± 0,68	6,3 ^a ± 0,86	7,48 ^a ± 0,86	8,63 ^a ± 0,85	9,57 ^a ± 0,84	10,43 ^a ± 0,86
Cu1,6	5,09 ^{ab} ± 0,65	6,07 ^{ab} ± 0,77	7,33 ^{ab} ± 0,8	8,46 ^{ab} ± 0,82	9,48 ^a ± 0,72	10,2 ^{abc} ± 0,74
Cu2,0	4,94 ^{bc} ± 0,6	5,93 ^{bc} ± 0,7	7,19 ^{bc} ± 0,75	8,33 ^b ± 0,8	9,31 ^a ± 0,72	10,17 ^a ^{bc} ± 0,64
<i>LSD</i> _{0,05}	0,24	0,29	0,29	0,29	0,29	0,32

Ghi chú: Các chữ cái khác nhau trên cùng một cột thể hiện sự sai khác có ý nghĩa ở mức P < 0,05.

Tất cả các Giá trị được biểu thị bằng giá trị Trung bình ± Độ lệch chuẩn SD với n = 18; (*): Số lá trung bình 3 vụ.

Động thái ra lá của xà lách được trình bày tại bảng 4.7 cho thấy: Số lá xà lách tăng dần theo thời gian sinh trưởng và có sự sai khác ($P < 0,05$) giữa các công thức ở các giai đoạn (trừ thời điểm 21 ngày sau gieo). Tốc độ ra lá tăng mạnh ở giai đoạn 36 ngày sau gieo ở tất cả các công thức. Sau 46 ngày gieo, xà lách cho thu hoạch và số lá trung bình trên cây dao động từ 9,31 đến 10 lá/cây. Trong đó, công thức nước tưới chứa 0,8ppm Cu cho số lá xà lách là 10 lá/cây, tương đương với công thức chứa 0,5 ppm Cu (9,81 lá/cây). trong khi xà lách được tưới nước có hàm lượng Cu 2ppm có số lá thấp nhất (9,31 lá/cây). Với kết quả này cho thấy, bổ sung Cu ở mức 0,5 đến 0,8ppm vào nước tưới có tác dụng làm tăng số lá của xà lách, góp phần vào tăng năng suất của loại rau này.

Kết quả bảng 4.8 cho thấy số lá mỏng tơ ở các nghiệm thức thí nghiệm có sự sai khác qua các giai đoạn sinh trưởng (trừ thời điểm 25 ngày sau gieo). Mỏng tơ sau gieo 20 ngày có số lá trung bình là 2,44 đến 2,65 lá/cây và tăng dần đạt 14,39 đến 15,13 lá/cây sau 45 ngày gieo hạt. Theo dõi tăng trưởng số lá của mỏng tơ trong suốt quá trình sinh trưởng nhận thấy: nước tưới chứa 0,8ppm Cu có khả năng thúc đẩy sự ra lá của loại rau này với số lá đạt giá trị lớn nhất trong số các nghiệm thức thí nghiệm. Khi tăng hàm lượng Cu trong nước tưới lên 1,6 đến 2ppm gây ức chế sự ra lá mỏng tơ so với trường hợp nước tưới không chứa Cu cũng như hàm lượng dưới 1,6ppm ở thời điểm trước khi thu hoạch (45 ngày sau gieo), số lá đạt mức thấp nhất (14,39 lá/cây) ở công thức tưới nước 2ppm Cu.

c. Ảnh hưởng của hàm lượng Cu trong nước tưới đến chỉ số SPAD của rau

Diệp lục là chất hữu cơ quan trọng không thể thiếu trong phản ứng quang hợp của cây trồng. Chỉ số SPAD là đại lượng đặc trưng cho hàm lượng diệp lục trong lá cây trồng. Chỉ số SPAD (một chỉ tiêu tương quan thuận với hàm lượng diệp lục ở trong lá) đánh giá hàm lượng chlorophyll trong lá cây và là yếu tố ảnh hưởng trực tiếp tới khả năng quang hợp của cây trồng. Chỉ số SPAD có thể phản ánh hàm lượng chlorophyll trong lá cây. Từ đó có thể khái quát được trạng thái sinh lý của cây. Cây có chỉ số SPAD cao có nghĩa là hàm lượng diệp lục trong lá cao. Hàm lượng diệp lục trong cây nhiều hay ít phụ thuộc vào giống, điều kiện ngoại cảnh và kỹ thuật chăm sóc nhất là cung cấp đủ nước cho cây. Nếu hàm lượng diệp lục trong lá cao chứng tỏ cây có khả năng quang hợp tốt đồng nghĩa với sinh trưởng, phát triển tốt, có khả năng chống chịu được các điều kiện bất thuận của môi trường và cho năng suất cao.

Bảng 4.7. Ảnh hưởng của hàm lượng Cu trong nước tưới đến số lá^(*) của rau xà lách

Đơn vị: lá

Công thức	Thời gian sau gieo (ngày)					
	21	26	31	36	41	46
Cu0	3,72 ^a ± 0,6	4,67 ^b ± 0,51	5,67 ^{ab} ± 0,51	6,63 ^a ± 0,65	8,11 ^a ± 0,79	9,67 ^{bc} ± 0,82
Cu0,2	3,67 ^a ± 0,5	4,61 ^b ± 0,53	5,59 ^b ± 0,53	6,33 ^b ± 0,61	8,07 ^a ± 0,7	9,52 ^{cd} ± 0,99
Cu0,5	3,8 ^a ± 0,63	4,81 ^{ab} ± 0,59	5,63 ^b ± 0,52	6,57 ^{ab} ± 0,63	8,24 ^a ± 0,7	9,81 ^{ab} ± 0,87
Cu0,8	3,89 ^a ± 0,63	5,02 ^a ± 0,74	5,87 ^a ± 0,62	6,48 ^{ab} ± 0,91	8,24 ^a ± 0,82	10 ^a ± 0,99
Cu1,6	3,72 ^a ± 0,56	4,76 ^b ± 0,55	5,59 ^b ± 0,6	6,43 ^{ab} ± 0,63	8,04 ^a ± 0,73	9,63 ^{bc} ± 0,78
Cu2,0	3,74 ^a ± 0,62	4,74 ^b ± 0,62	5,63 ^b ± 0,56	6,59 ^a ± 0,63	8,09 ^a ± 0,68	9,31 ^d ± 0,67
<i>LSD</i> _{0,05}	0,22	0,22	0,21	0,25	0,27	0,29

Ghi chú: Các chữ cái khác nhau trên cùng một cột thể hiện sự sai khác có ý nghĩa ở mức P < 0,05.

Tất cả các Giá trị được biểu thị bằng giá trị Trung bình ± Độ lệch chuẩn SD với n = 18; (*): Số lá trung bình 3 vụ.

Bảng 4.8. Ảnh hưởng của hàm lượng Cu (ppm) trong nước tưới đến số lá^(*) mỏng toí

Công thức	Thời gian sau gieo (ngày)					
	20	25	30	35	40	45
Cu0	2,50 ^{ab} ± 0,5	4,48 ^a ± 0,64	6,69 ^b ± 0,84	8,43 ^b ± 0,84	11,46 ^b ± 1,57	14,74 ^{abc} ± 1,38
Cu0,2	2,56 ^{ab} ± 0,5	4,4 ^{3a} ± 0,66	6,56 ^b ± 0,95	8,52 ^{ab} ± 1,08	11,28 ^b ± 1,78	14,85 ^{ab} ± 1,42
Cu0,5	2,50 ^{ab} ± 0,5	4,48 ^a ± 0,64	6,78 ^{ab} ± 1,14	8,91 ^a ± 1,66	11,69 ^b ± 1,68	14,96 ^{ab} ± 1,35
Cu0,8	2,57 ^{ab} ± 0,5	4,54 ^a ± 0,61	7,06 ^a ± 1,07	8,78 ^{ab} ± 1,19	12,39 ^a ± 1,48	15,13 ^a ± 1,17
Cu1,6	2,44 ^b ± 0,5	4,52 ^a ± 0,61	6,80 ^{ab} ± 0,9	8,69 ^{ab} ± 0,97	11,54 ^b ± 1,25	14,61 ^{bc} ± 0,92
Cu2,0	2,65 ^a ± 0,48	4,48 ^a ± 0,61	6,78 ^{ab} ± 0,79	8,50 ^{ab} ± 0,82	11,35 ^b ± 1,38	14,39 ^c ± 0,9
<i>LSD_{0,05}</i>	<i>0,19</i>	<i>0,24</i>	<i>0,36</i>	<i>0,43</i>	<i>0,58</i>	<i>0,45</i>

Ghi chú: Các chữ cái khác nhau trên cùng một cột thể hiện sự sai khác có ý nghĩa ở mức P < 0,05.

Tất cả các Giá trị được biểu thị bằng giá trị Trung bình ± Độ lệch chuẩn SD với n = 18; (*): Số lá trung bình 3 vụ.

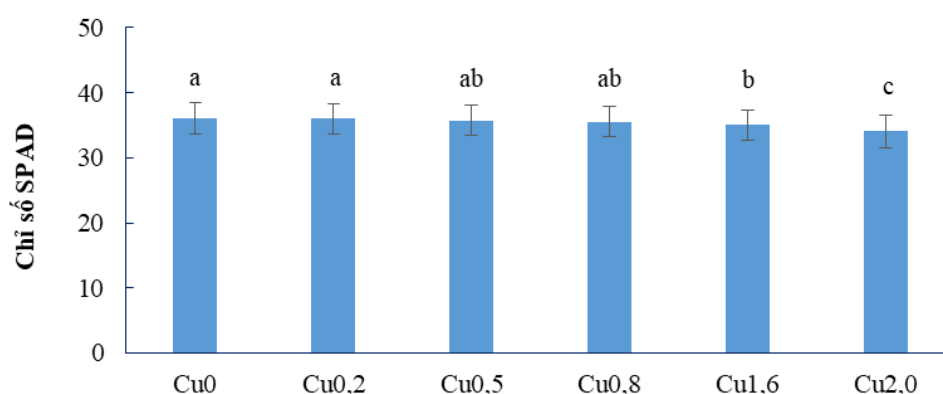
Kết quả ảnh hưởng của nồng độ Cu trong nước tưới đến chỉ số SPAD của rau cải xanh được thể hiện ở bảng 4.9 và hình 4.1 cho thấy: Lá cải xanh ở công thức đối chứng không chứa Cu trong nước có chỉ số SPAD là 36,05, tương đương với công thức nước tưới chứa 0,2 đến 0,8ppm Cu. Khi tăng hàm lượng Cu trong nước tưới lên từ 1,6-2ppm đã làm giảm chỉ số SPAD ở lá cải xanh. Mức độ giảm tỷ lệ thuận với sự gia tăng hàm lượng Cu trong nước, chỉ số SPAD thấp nhất khi cải xanh được tưới nước chứa Cu 2ppm (34,08). Điều này có thể do hệ quả trực tiếp của Cu đối với hệ thống quang hợp (Maksymiec, 1998). Mặt khác, khi tăng Cu làm sự hấp thu Fe ở rễ bị ức chế và ảnh hưởng đến sự vận chuyển lên chồi. ảnh hưởng đến sự hình thành diệp lục (Ambrosini & cs., 2017; Martins & Mourato, 2006). Kết quả này có cùng xu hướng với nghiên cứu của (Feigl & cs., 2015).

Bảng 4.9. Ảnh hưởng của Cu trong nước tưới đến chỉ số SPAD của rau

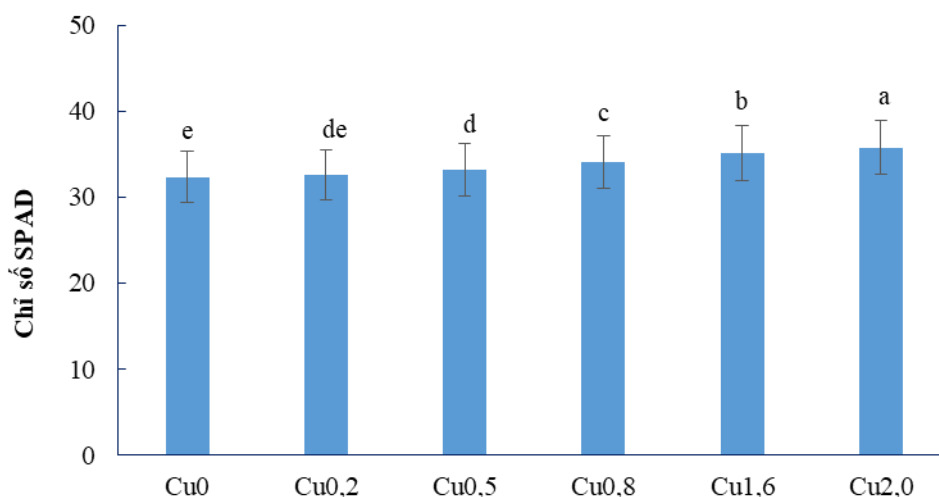
Công thức	Vụ 1	Vụ 2	Vụ 3
Cải xanh			
Cu0	33,09 ^a ± 1,26	36,58 ^a ± 0,75	38,48 ^a ± 0,89
Cu0,2	33,08 ^a ± 1,17	36,44 ^a ± 0,66	38,39 ^a ± 0,73
Cu0,5	32,96 ^a ± 1,33	36,28 ^a ± 0,69	38,07 ^{ab} ± 0,69
Cu0,8	32,73 ^{ab} ± 0,79	36,01 ^{ab} ± 0,92	37,93 ^{ab} ± 1,21
Cu1,6	31,82 ^b ± 0,78	35,99 ^{ab} ± 1,26	37,36 ^{bc} ± 0,62
Cu2,0	30,62 ^c ± 1,14	34,68 ^b ± 1,23	36,93 ^c ± 0,79
<i>LSD</i> _{0,05}	1,04	0,9	0,8
Xà lách			
Cu0	28,64 ^d ± 0,89	35,32 ^d ± 1,13	33,08 ^d ± 1,08
Cu0,2	28,96 ^d ± 1,05	35,49 ^d ± 1,13	33,36 ^d ± 0,9
Cu0,5	29,51 ^{cd} ± 1,26	36,07 ^{cd} ± 1,09	34,01 ^{cd} ± 1,13
Cu0,8	30,31 ^{bc} ± 1,36	36,93 ^{bc} ± 1,28	34,99 ^{bc} ± 1,06
Cu1,6	31,3 ^{ab} ± 1,35	38,07 ^{ab} ± 1,56	35,98 ^{ab} ± 1,25
Cu2,0	32,08 ^a ± 1,04	38,84 ^a ± 1,64	36,39 ^a ± 1,06
<i>LSD</i> _{0,05}	1,11	1,25	1,03
Mồng tơi			
Cu0	39,31 ^c ± 0,88	42,71 ^c ± 0,81	39,31 ^c ± 0,88
Cu0,2	39,12 ^c ± 1,02	42,11 ^c ± 0,91	39,12 ^c ± 1,02
Cu0,5	39,39 ^c ± 0,95	42,56 ^c ± 0,92	39,39 ^c ± 0,95
Cu0,8	40,34 ^b ± 0,95	43,08 ^{bc} ± 1,18	40,34 ^b ± 0,95
Cu1,6	41,92 ^a ± 1,07	44,02 ^{ab} ± 1,48	41,92 ^a ± 1,07
Cu2,0	42,44 ^a ± 1,14	44,48 ^a ± 1,2	42,44 ^a ± 1,14
<i>LSD</i> _{0,05}	0,95	1,05	0,88

Ghi chú: Các chữ cái khác nhau trên cùng một cột thể hiện sự sai khác có ý nghĩa ở mức P < 0,05; Tất cả các Giá trị được biểu thị bằng giá trị Trung bình ± Độ lệch chuẩn SD với n = 9.

Đối với xà lách, khi tăng nồng độ Cu trong nước lại có ảnh hưởng đến chỉ số SPAD theo xu hướng ngược lại. Kết quả được thể hiện qua bảng 4.9 và hình 4.2 cho thấy: Nước tưới không chứa Cu cho giá trị SPAD của xà lách thấp nhất (32,35), ở công thức Cu 0,2 và Cu 0,5 cho chỉ số SPAD tương đương nhau (32,6 và 33,2). trong khi đó giá trị này đạt cao nhất (35,77) ở trường hợp tưới nước chứa Cu 2ppm. Kết quả này trùng với nghiên cứu của Mostafakamal Shams & cs (Shams & cs., 2019).



Hình 4.1. Ảnh hưởng của hàm lượng Cu trong nước tưới đến chỉ số SPAD trung bình qua 3 vụ của cải xanh

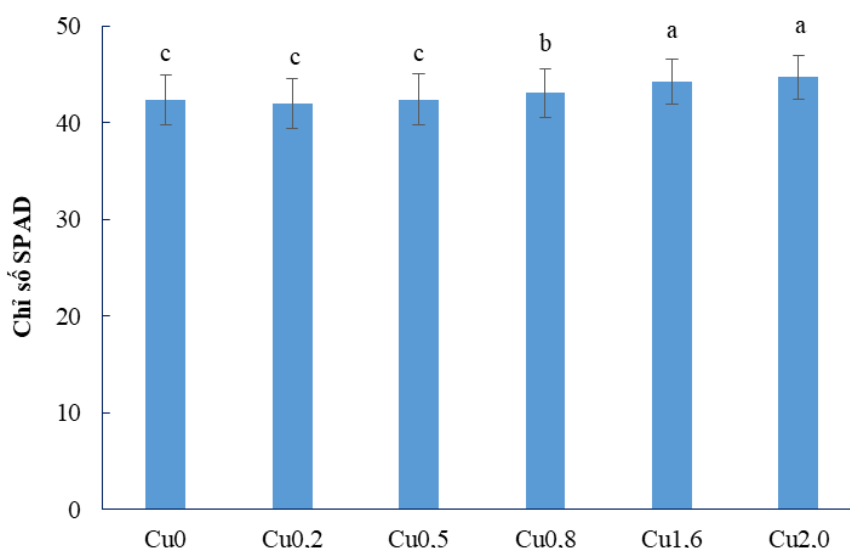


Hình 4.2. Ảnh hưởng của hàm lượng Cu trong nước tưới đến chỉ số SPAD trung bình qua 3 vụ của xà lách

Kết quả của nghiên cứu cho thấy, chỉ số SPAD của xà lách có sự khác biệt có ý nghĩa giữa các công thức. Đối với xà lách, xu hướng tác động của Cu lên chỉ số SPAD cũng tương tự như đối với mồng tơi, giá trị này tỷ lệ thuận với nồng độ Cu trong nước tưới. Khi không có Cu trong nước tưới SPAD chỉ đạt 32,35. trong

khi đó nước tưới chứa Cu 2ppm cho SPAD lớn nhất so với các công thức còn lại, đạt 35,77. Theo kết quả nghiên cứu của Gaucin-Delgado & cs. (2022) khi tăng nồng độ Cu nano phun lên lá xà lách có tác dụng tích cực đến hàm lượng diệp lục trong lá xà lách, làm tăng tổng hàm lượng chất diệp lục lên 47% (Gaucin-Delgado & cs., 2022).

Kết quả ảnh hưởng của hàm lượng Cu trong nước tưới đến chỉ số SPAD của mồng toi được thể hiện qua hình 4.3. Chỉ số SPAD của lá mồng toi có giá trị thấp nhất ở công thức tưới nước không có Cu cũng như bổ sung 0,2 đến 0,5ppm. SPAD dao động từ 42,41 đến 42,43. Hàm lượng Cu trong nước tưới tăng lên làm tăng giá trị này và với nước tưới chứa 2,0ppm Cu có SPAD đạt 44,72, có giá trị tương đương với ngưỡng Cu 1,6ppm (44,27).



Hình 4.3. Ảnh hưởng của hàm lượng Cu trong nước tưới đến chỉ số SPAD trung bình qua 3 vụ của mồng toi

d. Ảnh hưởng của hàm lượng Cu trong nước tưới đến năng suất của rau

Trong suốt quá trình sống, cây trồng hấp thụ các chất dinh dưỡng từ môi trường đất, nước và thực hiện quá trình quang hợp tổng hợp nên các chất cần thiết cho cơ thể. Chiều cao, số lá tăng dần trong quá trình sống và là những chỉ tiêu quan trọng quyết định đến khối lượng cũng như năng suất cây trồng.

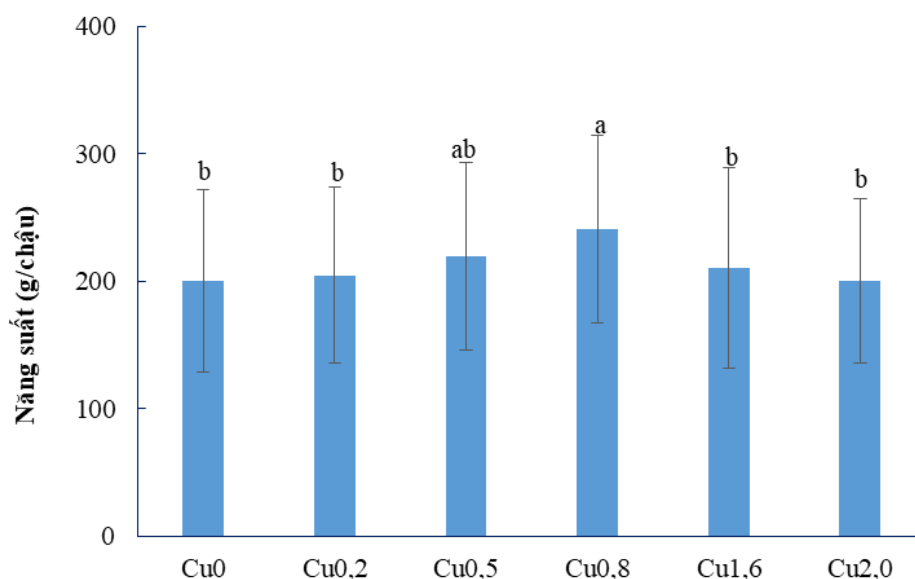
Kết quả theo dõi về khối lượng tươi của cải xanh qua từng vụ (Bảng 4.10) và trung bình 3 vụ (Hình 4.4) cho thấy chỉ tiêu này chịu ảnh hưởng bởi việc sử dụng nước tưới có hàm lượng Cu khác nhau. Ở công thức nước tưới chứa 0,8ppm Cu cho khối lượng tươi lớn nhất (241,07 g/chậu) tương đương với năng

suất đạt 9,72 tấn/ha. Không sai khác ý nghĩa so với nghiệm thức chứa 0,5ppm Cu (219,57 g/chậu hay 8,85 tấn/ha) và cao hơn hẳn so với trường hợp cải sử dụng nước tưới chứa Cu ở ngưỡng thấp hoặc cao hơn khoảng giá trị này. Kết quả này trên cải xanh tương ứng với nghiên cứu của Nazir & cs. (2019) đánh giá về độc tính của Cu khi ở mức cao.

Bảng 4.10. Ảnh hưởng của Cu trong nước tưới đến năng suất cải xanh

Công thức	Năng suất (g/chậu)		
	Vụ 1	Vụ 2	Vụ 3
Cu0	112,7 ^b ± 7,22	244,67 ^a ± 48,64	244,3 ^a ± 27,48
Cu0,2	117,2 ^{ab} ± 2,91	247,27 ^a ± 26,12	249,37 ^a ± 35,38
Cu0,5	130,3 ^{ab} ± 34,08	257,57 ^a ± 48,62	270,83 ^a ± 14,77
Cu0,8	145,27 ^a ± 23,35	280,33 ^a ± 16,2	297,6 ^a ± 8,21
Cu1,6	122,27 ^{ab} ± 7,61	239,33 ^a ± 48,59	269,67 ^a ± 64,04
Cu2,0	121,13 ^{ab} ± 5,97	229,93 ^a ± 19,43	248,73 ^a ± 44,27
LSD _{0,05}	31,33	66,62	66,38

Ghi chú: Các chữ cái khác nhau trên cùng một cột thể hiện sự sai khác có ý nghĩa ở mức P < 0,05; Tất cả các giá trị được biểu thị bằng giá trị Trung bình ± Độ lệch chuẩn SD với n = 3.



Hình 4.4. Ảnh hưởng của hàm lượng Cu trong nước tưới đến năng suất trung bình 3 vụ cải xanh

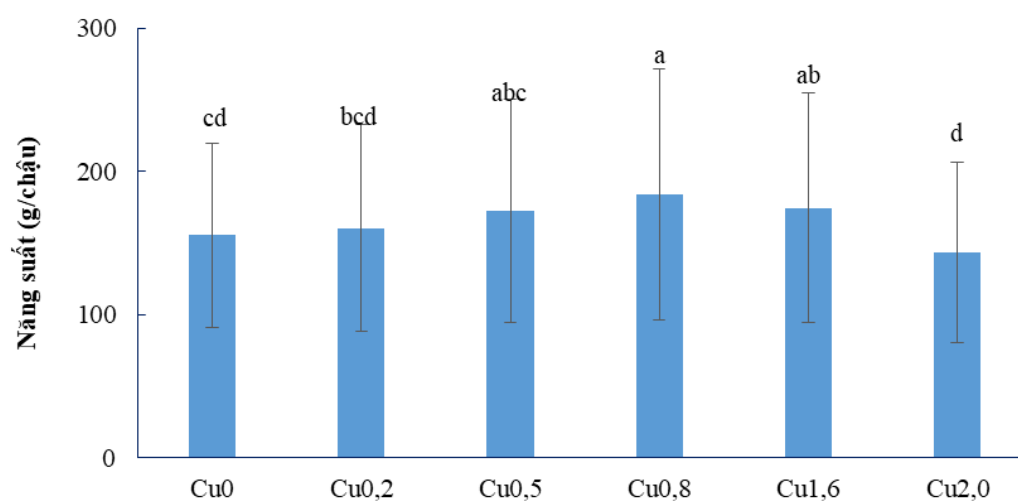
Tác động của Cu trong nước tưới đến khối lượng tươi hay năng suất của rau xà lách được thể hiện qua bảng 4.11 và hình 4.5. Tương tự đối với rau cải, khối lượng tươi của xà lách ở công thức tưới nước chứa 0,8ppm Cu cho giá trị lớn nhất (184,08 g/chậu hay đạt năng suất 7,42 tấn/ha), sai khác không có ý nghĩa

($P > 0,05$) so với trường hợp được tưới nước có 0,5ppm Cu (172 g/chậu tương đương 6,96 tấn/ha) hay 1,6ppm Cu (174 g/chậu hay 7,04 tấn/ha). Tăng nồng độ Cu trong nước lên 2ppm, xà lách có chiều cao và số lá luôn ở mức thấp nhất so với các công thức còn lại. Vì vậy, khối lượng tươi xà lách ở công thức này chỉ bằng 78,08% (143,73 g/chậu hay 5,8 tấn/ha) so với công thức có chứa 0,8ppm Cu. Như vậy, kết quả cho thấy bổ sung lượng Cu ở mức vừa phải có tác dụng làm tăng năng suất xà lách so với trường hợp nước tưới không chứa hoặc chứa Cu từ 2ppm. Kết quả này có xu hướng tương tự như tác động làm giảm sinh khối thực vật khi tiếp xúc với nồng độ Cu cao của một số cây trồng khác như lúa (Lidon & Henriques, 1992), ngô (Liu Dong-Hua & cs., 2001).

Bảng 4.11. Ảnh hưởng của Cu trong nước tưới đến năng suất xà lách

Công thức	Năng suất (g/chậu)		
	Vụ 1	Vụ 2	Vụ 3
Cu0	113,6 ^{ab} ± 10,11	112,83 ^{ab} ± 9,94	240,4 ^b ± 12,32
Cu0,2	114,37 ^{ab} ± 8,36	115,53 ^{ab} ± 14,46	251,27 ^{ab} ± 46,41
Cu0,5	119 ^{ab} ± 14,76	125,07 ^a ± 2,05	273,7 ^{ab} ± 35,85
Cu0,8	124,87 ^a ± 6,11	129,23 ^a ± 8,57	298,13 ^a ± 38,42
Cu1,6	121,37 ^a ± 8,84	121,4 ^a ± 1,57	280,73 ^{ab} ± 19,92
Cu2,0	102,87 ^b ± 8,52	101,7 ^b ± 12,54	226,63 ^b ± 16,85
<i>LSD</i> _{0,05}	17,46	16,96	55,06

Ghi chú: Các chữ cái khác nhau trên cùng một cột thể hiện sự sai khác có ý nghĩa ở mức $P < 0,05$; Tất cả các giá trị được biểu thị bằng giá trị Trung bình ± Độ lệch chuẩn SD với $n = 3$



Hình 4.5. Ảnh hưởng của hàm lượng Cu trong nước tưới đến năng suất trung bình 3 vụ xà lách

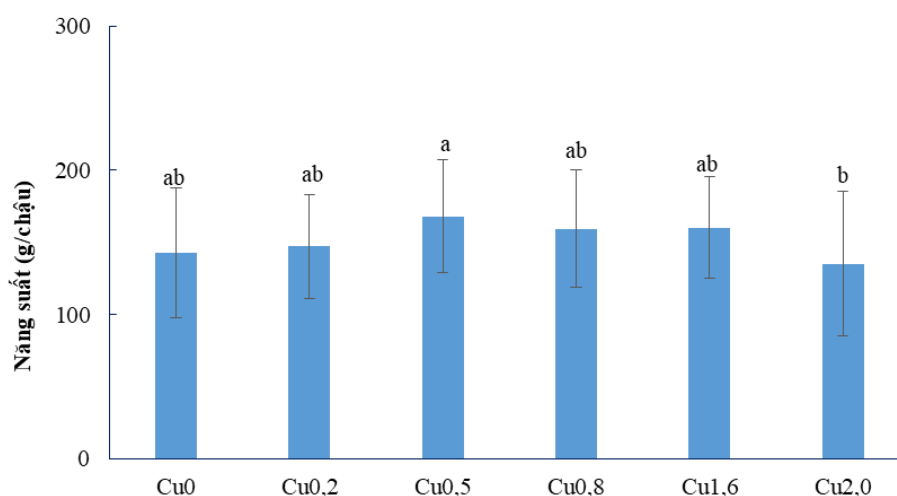
Khối lượng tươi (năng suất) rau mồng tơi ở các công thức thí nghiệm được theo dõi qua 3 vụ được thể hiện qua bảng 4.12 và hình 4.6. Năng suất mồng tơi sử dụng nước tưới chứa 2ppm Cu chỉ đạt 135,26 g/chậu hay 5,45 tấn/ha và thấp hơn so với các công thức còn lại không chứa Cu cũng như có hàm lượng Cu dưới 2ppm ở mức sai khác có ý nghĩa thống kê.

Bảng 4.12. Ảnh hưởng của Cu trong nước tưới đến năng suất mồng tơi

Công thức	Năng suất (g/chậu)		
	Vụ 1	Vụ 2	Vụ 3
Cu0	161,83 ^a ± 26,83	110,23 ^a ± 18,64	160,43 ^a ± 39,53
Cu0,2	153,23 ^a ± 9,9	113,97 ^a ± 9,29	174,73 ^a ± 16,68
Cu0,5	175 ^a ± 9,8	132,27 ^a ± 6,0	196,87 ^a ± 15,41
Cu0,8	163,43 ^a ± 30,55	129,03 ^a ± 25,35	185,97 ^a ± 25,18
Cu1,6	166,07 ^a ± 7,8	122,63 ^a ± 1,17	192,37 ^a ± 6,45
Cu2,0	144,4 ^a ± 13,15	87,8 ^b ± 6,37	173,57 ^a ± 9,68
<i>LSD</i> _{0,05}	33,13	20,31	37,05

Ghi chú: Các chữ cái khác nhau trên cùng một cột thể hiện sự sai khác có ý nghĩa ở mức $P < 0,05$;

Tất cả các Giá trị được biểu thị bằng giá trị Trung bình ± Độ lệch chuẩn SD với $n = 3$



Hình 4.6. Ảnh hưởng của hàm lượng Cu trong nước tưới đến năng suất trung bình 3 vụ mồng tơi

4.2.1.2. Ảnh hưởng của hàm lượng Pb trong nước tưới đến tăng trưởng và năng suất của rau

a. Ảnh hưởng của hàm lượng Pb trong nước tưới đến tăng trưởng chiều cao

Chiều cao là một trong những chỉ tiêu quan trọng để đánh giá sự sinh trưởng của cây rau ở các nồng độ Pb khác nhau trong nước tưới.

Sử dụng nước tưới với 6 công thức gồm một công thức đối chứng được tưới bằng nước sạch và 5 mức nhiễm Pb khác nhau cho rau cải xanh, xà lách và mồng tơi. Kết quả ảnh hưởng của hàm lượng Pb trong nước tưới đến tăng trưởng chiều cao của 3 loại rau này thu được như sau:

Đối với rau cải xanh, qua kết quả số liệu của bảng 4.13 nhận thấy chiều cao của rau cải xanh chịu ảnh hưởng bởi hàm lượng Pb khác nhau trong nước tưới. Chiều cao rau cải ở các giai đoạn sau gieo với việc sử dụng nước tưới chứa hàm lượng Pb mức 0,5 đến 1ppm đều có giá trị cao hơn hẳn (29,44 đến 29,69cm thời điểm thu hoạch) so với trường hợp nước tưới không có hoặc có hàm lượng Pb từ 2ppm (27,47cm) đến 4ppm (25,6cm). Như vậy, nước tưới chứa Pb có nồng độ thấp có khả năng kích thích tăng chiều cao, trong khi với nồng độ cao lại kìm hãm chỉ tiêu này ở cải xanh. Chì không phải là nguyên tố thiết yếu cho thực vật. Chì ảnh hưởng đến hoạt động của nhiều enzyme con đường trao đổi chất khác nhau. Ở nồng độ cao, Pb ức chế hoạt động của enzyme. Bên cạnh đó, một số enzyme hoạt động mạnh hơn khi có mặt Pb. Ngoài ra, Pb còn thúc đẩy sự hình thành các phản ứng oxy hóa trong thực vật, gây stress cho cây, dẫn đến tăng cường hoạt động của các enzyme chống oxy hóa (Hung & cs., 2014).

Trong suốt quá trình sinh trưởng, ảnh hưởng của nước tưới bị nhiễm Pb đến tăng trưởng chiều cao của xà lách được thể hiện ở bảng 4.14. Chiều cao ở nghiệm thức có sử dụng nước tưới chứa 0,1ppm Pb luôn cao hơn so với các công thức còn lại, đạt giá trị cao nhất ở thời điểm thu hoạch (23,08cm), tương tự với chiều cao cây xà lách ở trường hợp ĐC hay có tưới nước chứa 0,5 và 1ppm Pb (22,68 đến 22,84cm). Mức chì tăng lên 4ppm trong nước tưới làm hạn chế tăng trưởng chiều cao cây, mức ảnh hưởng thể hiện rõ ở giai đoạn cuối, chiều cao cây chỉ đạt 21,23cm, có giá trị thấp nhất so với các nghiệm thức còn lại.

Đối với rau mồng tơi, kết quả tác động của Pb trong nước tưới đến tăng trưởng chiều cao cây được trình bày tại bảng 4.15 cho thấy: Chiều cao cây ở các công thức ở thời kỳ 20 đến 45 ngày sau gieo dao động từ 4,37cm đến 35,63cm và hầu như nồng độ chì khác nhau không có ảnh hưởng đến tăng trưởng chiều cao của cây. thể hiện rõ hơn ở giai đoạn sau gieo từ 40 ngày. Thời điểm thu hoạch. chiều cao cây ở nghiệm thức 4 (tưới nước 1,0ppm Pb) cho giá trị lớn nhất (35,63cm). không có sự sai khác với các nghiệm thức còn lại.

Bảng 4.13. Ảnh hưởng của hàm lượng Pb (ppm) trong nước tưới đến chiều cao(*) cải xanh

Đơn vị: cm

Công thức	Thời gian sau gieo (ngày)					
	10	15	20	25	30	35
Pb0	4,65 ^c ± 0,52	5,71 ^c ± 0,67	8,27 ^c ± 0,70	14,69 ^a ± 1,47	22,31 ^c ± 2,06	27,47 ^c ± 2,02
Pb0,1	4,99 ^b ± 0,52	6,1 ^b ± 0,78	8,61 ^c ± 0,88	14,57 ^a ± 1,84	23,02 ^{bc} ± 2,75	28,52 ^b ± 3,13
Pb0,5	5,18 ^{ab} ± 0,61	6,43 ^a ± 1,0	9,25 ^b ± 1,54	14,48 ^a ± 2,21	23,42 ^{ab} ± 2,81	29,44 ^a ± 3,22
Pb1,0	5,3 ^a ± 0,60	6,64 ^a ± 1,17	9,84 ^a ± 2,17	14,54 ^a ± 3,26	24,09 ^a ± 3,04	29,69 ^a ± 3,03
Pb2,0	5,28 ^a ± 0,48	6,68 ^a ± 1,05	9,56 ^{ab} ± 1,79	14,03 ^{ab} ± 3,02	23,24 ^{ab} ± 3,11	28,32 ^{bc} ± 2,9
Pb4,0	5,3 ^a ± 0,49	6,45 ^a ± 0,90	9,19 ^b ± 1,58	13,48 ^b ± 3,41	21,23 ^d ± 3,54	25,6 ^d ± 3,59
<i>LSD</i> _{0,05}	0,19	0,32	0,5	0,68	0,92	0,86

Ghi chú: Các chữ cái khác nhau trên cùng một cột thể hiện sự sai khác có ý nghĩa ở mức P < 0,05.

Tất cả các giá trị được biểu thị bằng giá trị Trung bình ± Độ lệch chuẩn SD với n = 18; (*): Chiều cao trung bình 3 vụ

Bảng 4.14. Ảnh hưởng của hàm lượng Pb (ppm) trong nước tưới đến chiều cao^(*) xà lách

Đơn vị: cm

Công thức	Thời gian sau gieo (ngày)					
	21	26	31	36	41	46
Pb0	5,8 ^{ab} ± 0,65	7,21 ^{ab} ± 0,77	9,46 ^b ± 1,03	13,94 ^c ± 1,28	19,33 ^c ± 3,11	22,68 ^{ab} ± 1,73
Pb0,1	5,84 ^{ab} ± 0,53	7,22 ^{ab} ± 0,69	9,81 ^{ab} ± 1,24	15,94 ^a ± 1,61	20,74 ^a ± 1,69	23,08 ^a ± 2,0
Pb0,5	5,92 ^a ± 0,65	7,44 ^a ± 0,96	10,27 ^a ± 1,78	15,24 ^b ± 1,69	19,57 ^{bc} ± 2,07	22,82 ^a ± 2,23
Pb1,0	5,76 ^{ab} ± 0,64	7,32 ^{ab} ± 0,82	10,12 ^a ± 2,01	13,92 ^c ± 2,42	19,5 ^{bc} ± 2,11	22,84 ^a ± 2,13
Pb2,0	5,8 ^{ab} ± 0,51	7,11 ^b ± 0,66	10,03 ^a ± 1,46	13,85 ^c ± 1,95	20,19 ^{ab} ± 1,87	22,57 ^{ab} ± 1,93
Pb4,0	5,66 ^b ± 0,51	7,35 ^{ab} ± 0,77	9,82 ^{ab} ± 1,3	13,1 ^d ± 1,67	19,42 ^{bc} ± 1,98	21,23 ^b ± 2,0
<i>LSD_{0,05}</i>	0,21	0,28	0,49	0,62	0,81	0,73

Ghi chú: Các chữ cái khác nhau trên cùng một cột thể hiện sự sai khác có ý nghĩa ở mức P < 0,05.

Tất cả các Giá trị được biểu thị bằng giá trị Trung bình ± Độ lệch chuẩn SD với n = 18;(*):Chiều cao trung bình 3 vụ

Bảng 4.15. Ảnh hưởng của hàm lượng Pb (ppm) trong nước tưới đến chiều cao^(*) mỏng tơ

Đơn vị: cm

Công thức	Thời gian sau gieo (ngày)					
	20	25	30	35	40	45
Pb0	4,44 ^a ± 0,53	5,24 ^b ± 0,54	7,96 ^b ± 1,41	12,56 ^b ± 2,12	21,97 ^a ± 4,76	34,29 ^a ± 6,81
Pb0,1	4,37 ^a ± 0,5	5,27 ^b ± 0,55	8,08 ^{ab} ± 1,3	12,79 ^{ab} ± 2,08	22,32 ^a ± 4,5	34,81 ^a ± 6,31
Pb0,5	4,41 ^a ± 0,48	5,49 ^a ± 0,61	8,30 ^{ab} ± 1,35	13,39 ^a ± 2,42	22,37 ^a ± 4,44	35,46 ^a ± 5,42
Pb1,0	4,46 ^a ± 0,46	5,66 ^a ± 0,61	8,41 ^a ± 1,17	13,58 ^a ± 2,22	23,27 ^a ± 4,0	35,63 ^a ± 4,78
Pb2,0	4,40 ^a ± 0,44	5,53 ^a ± 0,46	8,21 ^{ab} ± 1,03	13,52 ^a ± 2,17	22,68 ^a ± 3,88	34,90 ^a ± 4,07
Pb4,0	4,47 ^a ± 0,47	5,61 ^a ± 0,54	8,07 ^{ab} ± 1,07	13,07 ^{ab} ± 2,08	22,52 ^a ± 3,8	34,64 ^a ± 3,96
<i>LSD</i> _{0,05}	0,17	0,20	0,44	0,81	1,53	1,97

Ghi chú: Các chữ cái khác nhau trên cùng một cột thể hiện sự sai khác có ý nghĩa ở mức P < 0,05.

Tất cả các Giá trị được biểu thị bằng giá trị Trung bình ± Độ lệch chuẩn SD với n = 18; (*): Chiều cao trung bình 3 vụ.

b. Ảnh hưởng của hàm lượng Pb trong nước tưới đến tăng trưởng số lá

Lá được coi là một trong những cây quan trọng nhất các cơ quan do vai trò của chúng trong việc thu ánh sáng và tạo ra thức ăn thông qua quá trình quang hợp (Shu Xiao & cs., 2012). Kết quả bảng 4.16 cho thấy số lá cải xanh sử dụng nước tưới chứa Pb dao động từ 4,67-5,22 lá/cây ở giai đoạn đầu và đạt 9,52-10,17 lá/cây lúc thu hoạch. Nước tưới chứa Pb từ 0,1 đến 2ppm không những không kìm hãm mà ngược lại còn có khả năng thúc đẩy sự ra lá của cải xanh so với đối chứng được tưới nước sạch, thể hiện rõ ở giai đoạn cuối lúc thu hoạch.

Tác động của Pb đến khả năng ra lá xà lách được trình bày tại bảng 4.17. Kết quả cho thấy ở tất cả các nghiệm thức số lá giai đoạn 21 ngày sau gieo không có sự sai khác có ý nghĩa thống kê ($P < 0,05$) là 3,69-3,8 lá/cây. Sự có mặt của Chì trong nước tưới đã ảnh hưởng đến tăng trưởng số lá thể hiện rõ ở giai đoạn 41 ngày sau gieo và giai đoạn cuối lúc thu hoạch. Nồng độ Pb trong nước tưới 0,1 đến 2ppm cũng như nghiệm thức đối chứng, cho kết quả số lá xà lách cao hơn hẳn (9,99-10,11 lá/cây) so với trường hợp nước tưới chứa nồng độ Pb 4ppm chỉ đạt 9,31 lá/cây.

Kết quả tại bảng 4.18 thể hiện sự ảnh hưởng của Pb trong nước đến tăng trưởng số lá của rau mồng tơi. Ở giai đoạn trước 30 ngày sau gieo, ảnh hưởng của Pb chưa thể hiện rõ đến sự ra lá mồng tơi. Khi thời gian sinh trưởng tăng lên cùng với việc cung cấp nước tưới chứa Pb số lá ở các công thức đã có sự khác biệt có ý nghĩa thống kê ($P < 0,05$). Số lá ở giai đoạn cuối (45 ngày sau gieo), với nồng độ Pb 2-4ppm cho kết quả 14,19-14,5 lá/cây, thấp hơn có ý nghĩa thống kê so với các nghiệm thức còn lại (14,74-15,24 lá/cây).

c. Ảnh hưởng của hàm lượng Pb (ppm) trong nước tưới đến chỉ số SPAD

Chì không phải là chất dinh dưỡng của thực vật và hàm lượng Pb cao ảnh hưởng tiêu cực đến các đặc điểm hình thái, sinh lý và sinh hóa của thực vật. Sự suy giảm tốc độ quang hợp qua trung gian Pb được phát hiện là kết quả của sự phân hủy chất diệp lục, hạn chế CO_2 , giảm vận chuyển điện tử và hoạt động thấp của các enzyme chu trình Calvin (Ikkonen & Kaznina, 2022).

Kết quả bảng 4.19 và hình 4.7 cho thấy, với công thức thí nghiệm có chứa hàm lượng Pb từ 0 đến 4ppm thì chỉ số SPAD của cải xanh không bị ảnh hưởng, dao động từ 35,93 đến 36,05 và không có sự sai khác có ý nghĩa thống kê ($P < 0,05$) ở riêng lẻ từng vụ cũng như tính trung bình qua 3 vụ.

Bảng 4.16. Ảnh hưởng của hàm lượng Pb (ppm) trong nước tưới đến số lá^(*) cải xanh

Công thức	Thời gian sau gieo (ngày)					
	10	15	20	25	30	35
Pb0	4,67 ^c ± 0,89	5,65 ^c ± 0,76	6,78 ^{bc} ± 0,72	7,54 ^c ± 0,72	8,65 ^d ± 0,76	9,52 ^c ± 0,75
Pb0,1	4,87 ^{bc} ± 0,62	5,72 ^{bc} ± 0,66	6,74 ^c ± 0,73	7,87 ^b ± 0,67	8,78 ^{cd} ± 0,77	9,91 ^{ab} ± 0,98
Pb0,5	4,96 ^{abc} ± 0,61	5,96 ^{ab} ± 0,73	7,07 ^a ± 0,73	8,31 ^a ± 0,75	9,28 ^a ± 0,76	9,98 ^{ab} ± 0,76
Pb1,0	5,22 ^a ± 0,9	6,15 ^a ± 0,76	7,17 ^a ± 0,75	8,26 ^a ± 0,91	9,2 ^{ab} ± 0,88	10,17 ^a ± 0,84
Pb2,0	5,02 ^{ab} ± 0,79	5,7 ^{bc} ± 0,66	6,98 ^{abc} ± 0,81	8,06 ^{ab} ± 0,76	9 ^{abc} ± 0,7	9,93 ^{ab} ± 0,8
Pb4,0	5,09 ^{ab} ± 0,9	6 ^a ± 0,58	7,04 ^{ab} ± 0,67	7,87 ^b ± 0,73	8,98 ^{bc} ± 0,71	9,74 ^{bc} ± 0,65
<i>LSD</i> _{0,05}	0,3	0,26	0,27	0,29	0,29	0,3

Ghi chú: Các chữ cái khác nhau trên cùng một cột thể hiện sự sai khác có ý nghĩa ở mức P < 0,05.

Tất cả các Giá trị được biểu thị bằng giá trị Trung bình ± Độ lệch chuẩn SD với n = 18; (*): Số lá trung bình 3 vụ

Bảng 4.17. Ảnh hưởng của hàm lượng Pb (ppm) trong nước tưới đến số lá^(*) xà lách

Công thức	Thời gian sau gieo					
	21	26	31	36	41	46
Pb0	3,72 ^a ± 0,6	4,67 ^b ± 0,51	5,67 ^a ± 0,51	6,63 ^a ± 0,65	8,09 ^a ± 0,78	9,99 ^{ab} ± 0,86
Pb0,1	3,74 ^a ± 0,59	4,76 ^{ab} ± 0,58	5,69 ^a ± 0,51	6,57 ^a ± 0,64	8,5 ^a ± 0,69	10,07 ^{ab} ± 0,8
Pb0,5	3,8 ^a ± 0,59	4,94 ^a ± 0,68	5,63 ^a ± 0,56	6,52 ^a ± 0,77	8,33 ^{ab} ± 0,78	10,07 ^{ab} ± 1,13
Pb1,0	3,8 ^a ± 0,59	4,81 ^{ab} ± 0,59	5,61 ^a ± 0,56	6,41 ^a ± 0,63	8,31 ^{ab} ± 0,77	10,11 ^a ± 1,11
Pb2,0	3,72 ^a ± 0,53	4,61 ^b ± 0,53	5,65 ^a ± 0,59	6,52 ^a ± 0,86	8,3 ^{ab} ± 0,92	10,05 ^{ab} ± 1,15
Pb4,0	3,69 ^a ± 0,61	4,65 ^b ± 0,62	5,5 ^a ± 0,5	6,44 ^a ± 0,6	8,17 ^b ± 0,77	9,31 ^b ± 0,8
LSD _{0,05}	0,22	0,22	0,2	0,26	0,29	0,35

Ghi chú: Các chữ cái khác nhau trên cùng một cột thể hiện sự sai khác có ý nghĩa ở mức P < 0,05.

Tất cả các Giá trị được biểu thị bằng giá trị Trung bình ± Độ lệch chuẩn SD với n = 18; (*): Số lá trung bình 3 vụ

Bảng 4.18. Ảnh hưởng của hàm lượng Pb (ppm) trong nước tưới đến số lá^(*) mồng tơi

Công thức	Thời gian sau gieo					
	20	25	30	35	40	45
Pb0	2,50 ^a ± 0,5	4,48 ^a ± 0,64	6,69 ^{ab} ± 0,84	8,43 ^b ± 0,84	11,46 ^{ab} ± 1,57	14,74 ^{abc} ± 1,38
Pb0,1	2,48 ^a ± 0,50	4,56 ^a ± 0,77	6,83 ^a ± 0,88	8,85 ^{ab} ± 1,25	12,04 ^a ± 1,49	15,24 ^a ± 1,68
Pb0,5	2,61 ^a ± 0,49	4,48 ^a ± 0,61	6,89 ^a ± 0,98	9,13 ^a ± 1,15	11,91 ^a ± 1,53	14,85 ^{abc} ± 2,08
Pb1,0	2,43 ^a ± 0,5	4,43 ^a ± 0,6	6,43 ^b ± 0,77	8,96 ^a ± 1,43	11,57 ^{ab} ± 1,49	15,02 ^{ab} ± 1,83
Pb2,0	2,44 ^a ± 0,5	4,56 ^a ± 0,72	6,69 ^{ab} ± 0,89	8,44 ^b ± 1,28	11,50 ^{ab} ± 1,46	14,50 ^{bc} ± 1,53
Pb4,0	2,48 ^a ± 0,5	4,52 ^a ± 0,77	6,93 ^a ± 0,99	8,91 ^{ab} ± 1,79	11,09 ^b ± 2,88	14,19 ^c ± 2,66
LSD _{0,05}	0,19	0,26	0,34	0,50	0,69	0,72

Ghi chú: Các chữ cái khác nhau trên cùng một cột thể hiện sự sai khác có ý nghĩa ở mức P < 0,05.

Tất cả các Giá trị được biểu thị bằng giá trị Trung bình ± Độ lệch chuẩn SD với n = 18; (*): Số lá trung bình 3 vụ

Bảng 4.19. Ảnh hưởng của Pb trong nước tưới đến SPAD của rau

Công thức	Vụ 1	Vụ 2	Vụ 3
Cải xanh			
Pb0	33,09 ^a ± 1,26	38,48 ^a ± 0,89	36,58 ^a ± 0,75
Pb0,1	33,23 ^a ± 1,52	38,51 ^a ± 0,86	36,4 ^a ± 0,9
Pb0,5	33,17 ^a ± 1,3	38,43 ^a ± 0,84	36,36 ^a ± 0,69
Pb1,0	33,07 ^a ± 1,19	38,48 ^a ± 0,89	36,47 ^a ± 0,75
Pb2,0	33,13 ^a ± 1,24	38,38 ^a ± 0,82	36,5 ^a ± 0,73
Pb4,0	32,98 ^a ± 1,37	38,42 ^a ± 0,83	36,38 ^a ± 0,67
<i>LSD</i> _{0,05}	1,25	0,81	0,71
Xà lách			
Pb0	28,64 ^a ± 0,89	35,32 ^a ± 1,13	33,08 ^a ± 1,08
Pb0,1	28,7 ^a ± 1,17	35,08 ^{ab} ± 1,16	32,86 ^a ± 1,08
Pb0,5	28,12 ^a ± 0,9	34,9 ^{ab} ± 1,11	32,97 ^a ± 1,03
Pb1,0	28,33 ^a ± 1,34	34,29 ^{abc} ± 1,34	32,18 ^{ab} ± 0,79
Pb2,0	27,78 ^{ab} ± 1,75	34,1 ^{bc} ± 1,34	31,71 ^b ± 1,12
Pb4,0	26,81 ^b ± 1,42	33,78 ^c ± 1,89	31,66 ^b ± 1,5
<i>LSD</i> _{0,05}	1,21 ±	1,11	1,06
Mồng tơi			
Pb0	39,31 ^a ± 0,88	42,71 ^a ± 0,81	45,2 ^a ± 1,01
Pb0,1	39,31 ^a ± 0,88	42,71 ^a ± 0,81	45,02 ^{ab} ± 1,18
Pb0,5	38,98 ^{ab} ± 1,04	41,91 ^{ab} ± 1,81	44,56 ^{ab} ± 1,38
Pb1,0	38,3 ^{bc} ± 0,79	41,19 ^{bc} ± 1,73	43,89 ^{bc} ± 1,6
Pb2,0	37,86 ^c ± 0,73	40,5 ^{cd} ± 1,62	43 ^{cd} ± 1,05
Pb4,0	37 ^d ± 0,82	39,67 ^d ± 0,92	42,29 ^d ± 1,4
<i>LSD</i> _{0,05}	0,82	1,29	1,22

Ghi chú: Các chữ cái khác nhau trên cùng một cột thể hiện sự sai khác có ý nghĩa ở mức P < 0,05;

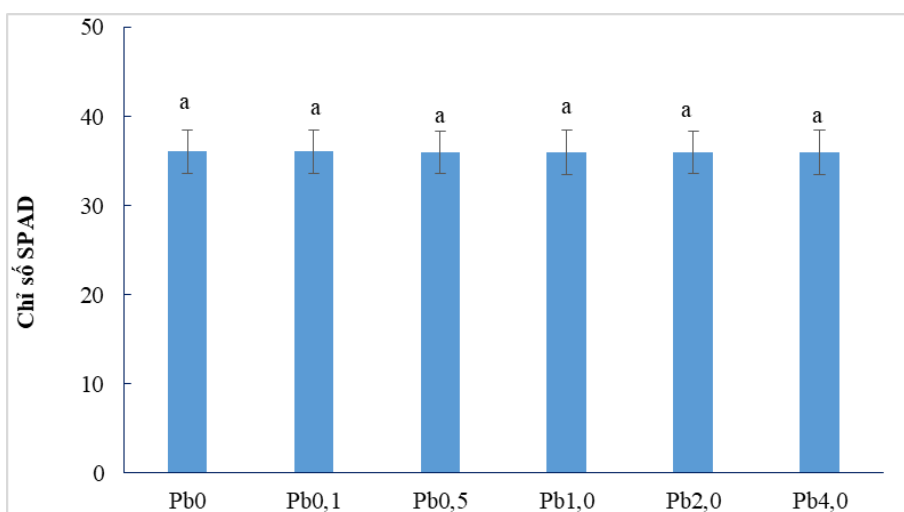
Tất cả các Giá trị được biểu thị bằng giá trị Trung bình ± Độ lệch chuẩn SD với n = 9.

Sự thay đổi hàm lượng diệp lục đã được phát hiện bởi Capelo & cs. (2012) đối với cây rau xà lách được tưới bằng nước nhiễm chì trong 15 ngày.

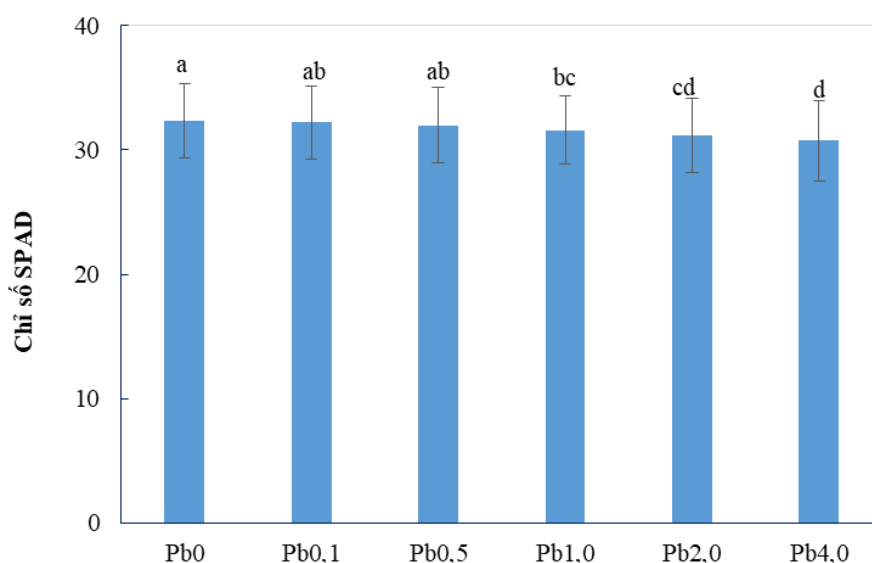
Kết quả nghiên cứu với tác động của 5 mức nhiễm Pb trong nước tưới trên xà lách cho thấy, tăng lượng Pb trong nước tưới làm giảm dần chỉ số SPAD của lá xà lách. Xà lách được tưới nước sạch có giá trị này cao nhất (32,35), không có

sự sai khác có ý nghĩa thống kê ($P < 0,05$) so với trường hợp nước tưới chứa 0,1 và 0,5ppm Pb. Sự thay đổi khác biệt rõ so với đối chứng tưới nước sạch khi nồng độ Pb từ 1-4ppm.

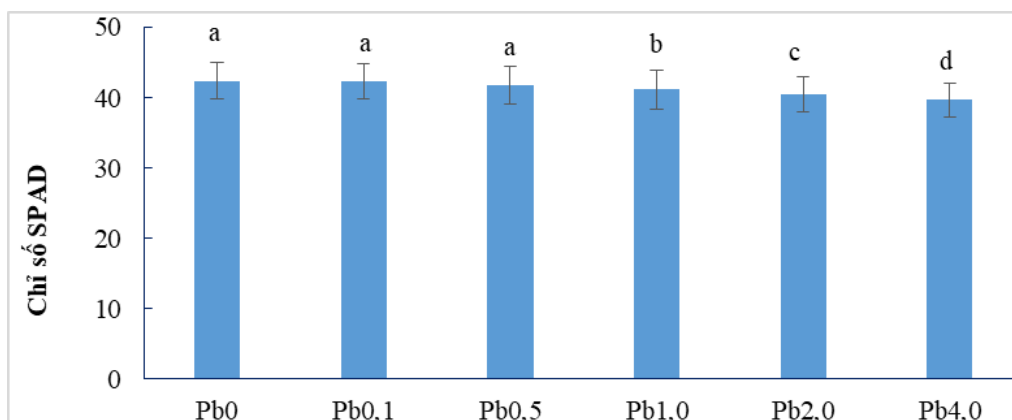
Đối với rau mồng tơi, xu hướng ảnh hưởng của Pb trong nước tưới đến chỉ số SPAD cũng tương tự như đối với xà lách. Chỉ số SPAD của lá mồng tơi giảm ở nghiệm thức có nồng độ Pb trong nước tưới cao. Giá trị này cao nhất ở công thức tưới nước sạch (42,41) và giảm dần, thấp nhất ở nghiệm thức tưới nước chứa 4ppm Pb (39,65).



Hình 4.7. Ảnh hưởng của Pb trong nước tưới đến chỉ số SPAD trung bình 3 vụ của cải xanh



Hình 4.8. Ảnh hưởng của Pb trong nước tưới đến chỉ số SPAD trung bình 3 vụ của xà lách



Hình 4.9. Ảnh hưởng của Pb trong nước tưới đến chỉ số SPAD trung bình 3 vụ của mồng tơi

d. Ảnh hưởng của Pb trong nước tưới đến năng suất của rau

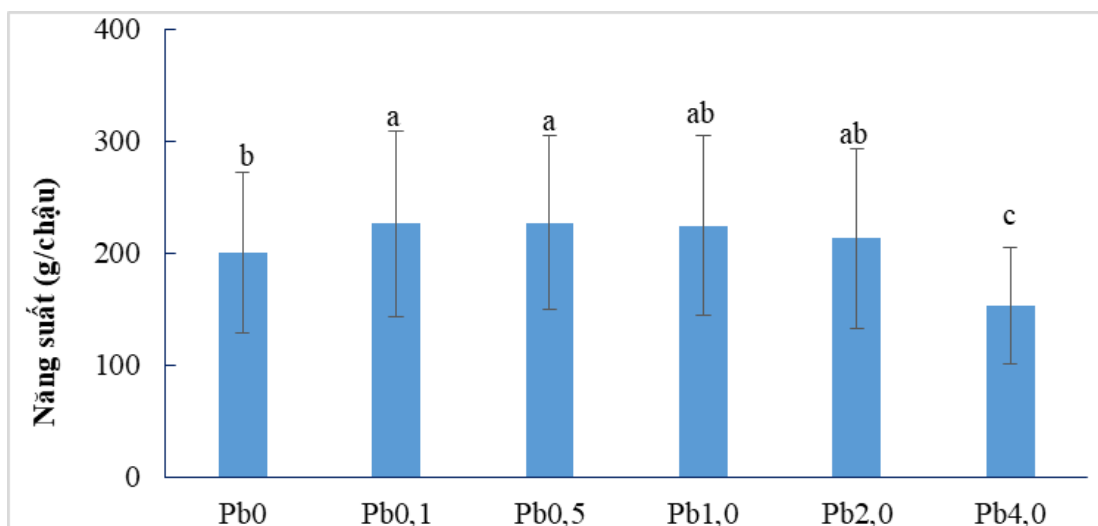
Nước tưới có chứa Pb với các nồng độ từ 0,1 đến 4ppm sử dụng tưới qua 3 vụ thí nghiệm cho cải xanh, xà lách và mồng tơi ảnh hưởng đến các chỉ tiêu sinh trưởng (chiều cao, số lá) ở các bảng trên. Kết quả tác động tổng hợp đến chỉ tiêu trên thể hiện qua năng suất rau. Qua 3 vụ thí nghiệm, kết quả ảnh hưởng của Pb trong nước tưới đến khối lượng tươi của rau cải xanh được trình bày tại bảng 4.20 và hình 4.10 cho thấy: Nước tưới chứa Pb từ 0,1 đến 2ppm thường xuyên không làm ảnh hưởng đến khối lượng tươi của rau cải xanh, không có sự sai khác có ý nghĩa ($P > 0,05$), dao động từ 213,34 đến 227,11 g/chậu. Trong khi đó, nghiệm thức tưới nước sạch khối lượng tươi của rau đạt thấp hơn (200,56 g/chậu) và giá trị này thấp nhất ở trường hợp được tưới nước chứa 4pp Pb (152,72 g/chậu).

Bảng 4.20. Ảnh hưởng của Pb trong nước tưới đến năng suất của rau cải xanh

Công thức	Vụ 1	Vụ 2	Vụ 3
Pb0	112,7 ^{ab} ± 7,22	244,67 ^a ± 48,64	244,3 ^c ± 27,48
Pb0,1	117,5 ^a ± 20,81	271,63 ^a ± 17,12	289,8 ^{ab} ± 8,88
Pb0,5	129,6 ^a ± 9,55	257,03 ^a ± 37,75	294,7 ^a ± 6,26
Pb1,0	118,27 ^a ± 6,16	274,7 ^a ± 20,97	280,13 ^{ab} ± 10
Pb2,0	110,93 ^{ab} ± 11,48	262,47 ^a ± 43,43	266,63 ^{bc} ± 7,55
Pb4,0	95,9 ^b ± 8,49	148,33 ^b ± 9,27	213,93 ^d ± 13,15
<i>LSD</i> _{0,05}	20,78	58,54	25,19

Ghi chú: Các chữ cái khác nhau trên cùng một cột thể hiện sự sai khác có ý nghĩa ở mức $P < 0,05$;

Tất cả các Giá trị được biểu thị bằng giá trị Trung bình ± Độ lệch chuẩn SD với $n = 3$.



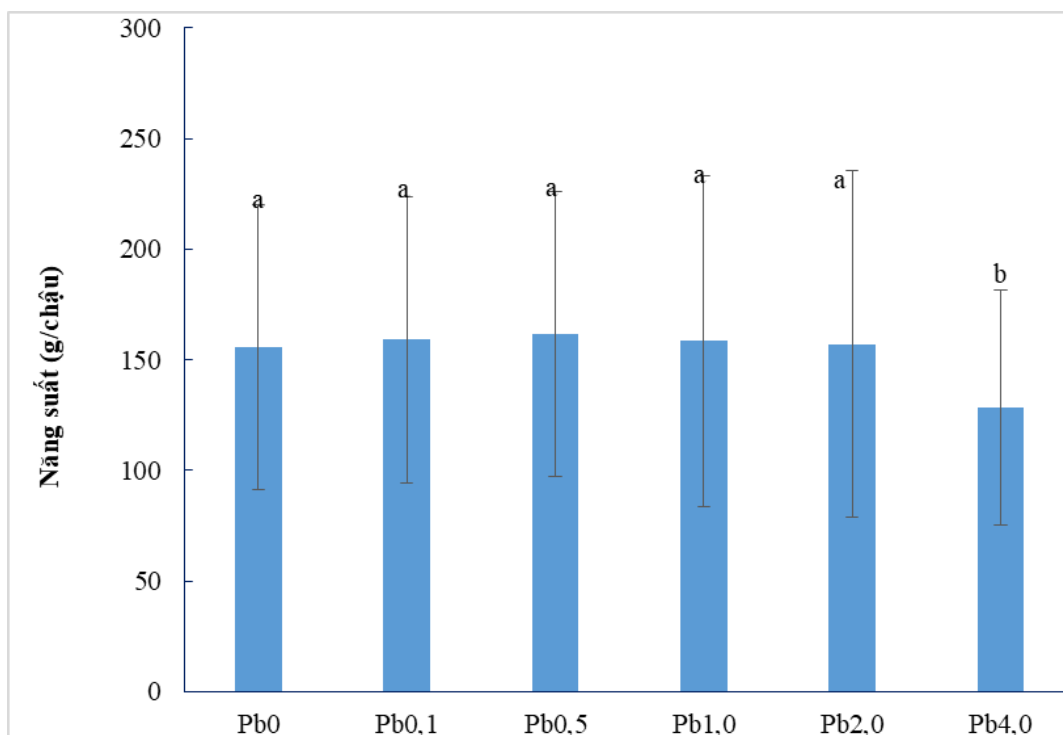
Hình 4.10. Ảnh hưởng của Pb trong nước tưới đến năng suất trung bình 3 vụ của rau cải xanh

Tác động đến năng suất rau xà lách thể hiện qua bảng 4.21 và hình 4.11. Sử dụng nước tưới nhiễm Pb có nồng độ từ 0,1 đến 2ppm cho năng suất xà lách từ 157 đến 161 g/chậu, không có sự sai khác so với nghiệm thức tưới nước sạch. Trong khi đó, khi được tưới nước có nồng độ chì lên tới 4ppm liên tục qua 3 vụ, năng suất xà lách luôn ở mức thấp nhất, trung bình là 128,4 g/chậu. Điều này có thể giải thích bởi nồng độ Pb này luôn làm cho chiều cao và số lá ở xà lách thấp hơn hẳn so với các công thức còn lại.

Bảng 4.21. Ảnh hưởng của Pb trong nước tưới đến năng suất của rau xà lách

Công thức	Vụ 1	Vụ 2	Vụ 3
Pb0	113,6 ^{ab} ± 10,11	112,83 ^{ab} ± 9,94	240,4 ^a ± 12,32
Pb0,1	119,13 ^a ± 15,52	114,5 ^{ab} ± 12,77	243,5 ^a ± 17,73
Pb0,5	116,83 ^a ± 3,82	122,57 ^a ± 21,35	245,83 ^a ± 13,57
Pb1,0	103,33 ^{ab} ± 9,49	115,17 ^{ab} ± 7,84	257,23 ^a ± 13,87
Pb2,0	116,27 ^{ab} ± 19,58	111,3 ^{ab} ± 24,78	243,63 ^a ± 34,41
Pb4,0	95,13 ^b ± 6,52	92,03 ^b ± 8,94	198,07 ^b ± 18,2
<i>LSD</i> _{0,05}	21,47	27,88	35,27

Ghi chú: Các chữ cái khác nhau trên cùng một cột thể hiện sự sai khác có ý nghĩa ở mức $P < 0,05$; Tất cả các giá trị được biểu thị bằng giá trị Trung bình ± Độ lệch chuẩn SD với $n = 3$.



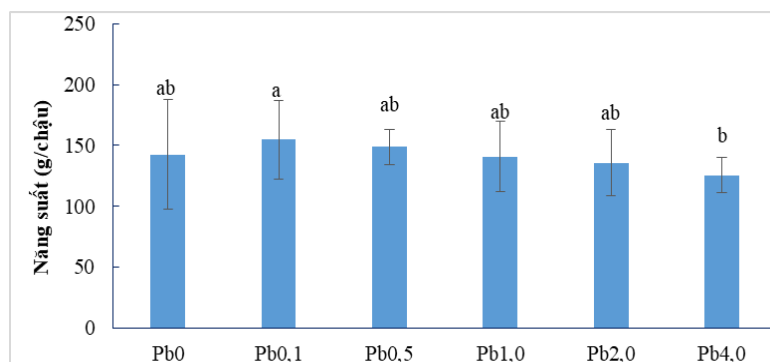
Hình 4.11. Ảnh hưởng của Pb trong nước tưới đến năng suất trung bình 3 vụ của rau xà lách

Ảnh hưởng của Pb chứa trong nước tưới đến năng suất mỏng toi có xu hướng tương tự với xà lách. Kết quả ở bảng 4.22 và hình 4.12 cho thấy, năng suất mỏng toi thấp nhất khi tưới nước chứa 4ppm Pb (114,56g/chậu), trong khi đó tưới nhiễm 0,1ppm cho năng suất rau cao nhất (154,94g/chậu) và không có sự sai khác thống kê ($P < 0,05$) với các trường hợp còn lại.

Bảng 4.22. Ảnh hưởng của Pb trong nước tưới đến năng suất của rau mỏng toi

Công thức	Vụ 1	Vụ 2	Vụ 3
Pb0	161,83 ^a ± 26,83	120,23 ^{ab} ± 38,64	155,43 ^a ± 59,53
Pb0,1	168,87 ^a ± 55,19	138,67 ^a ± 0,96	157,27 ^a ± 20,11
Pb0,5	162,07 ^a ± 5,31	136,6 ^a ± 12,93	147,57 ^a ± 13,93
Pb1,0	150,3 ^a ± 45,76	130,6 ^a ± 5,14	142,17 ^a ± 29,19
Pb2,0	156,5 ^a ± 25,61	120,73 ^{ab} ± 7,22	130,27 ^{ab} ± 14,56
Pb4,0	141,47 ^a ± 2,9	92,4 ^b ± 8,3	109,8 ^b ± 9,57
<i>LSD</i> _{0,05}	28,79	30,88	30,56

Ghi chú: Các chữ cái khác nhau trên cùng một cột thể hiện sự sai khác có ý nghĩa ở mức $P < 0,05$;
Tất cả các Giá trị được biểu thị bằng giá trị Trung bình ± Độ lệch chuẩn SD với $n = 3$.



Hình 4.12. Ảnh hưởng

của Pb trong nước tưới đến năng suất trung bình 3 vụ của rau mồng tơi

4.2.1.3. Ảnh hưởng của hàm lượng Cd trong nước tưới đến tăng trưởng và năng suất của rau

a. Ảnh hưởng của hàm lượng Cd trong nước tưới đến tăng trưởng chiều cao của rau

Ảnh hưởng của Cd đến tăng trưởng chiều cao của cây cải xanh được thể hiện trong bảng 4.23.

Chiều cao cải xanh qua các giai đoạn có sự tăng trưởng khác nhau giữa các nghiệm thức. Thời điểm ban đầu, sau 10 ngày gieo hạt, các mức chứa Cd trong nước tưới chưa ảnh hưởng nhiều đến chiều cao cây, mà chỉ thể hiện rõ từ 15 ngày sau gieo. Quan sát thấy ở tất cả các thời kỳ, cải xanh được tưới nước nhiễm 0,5ppm Cd luôn có mức tăng trưởng chiều cao vượt trội so với nghiệm thức tưới nước không nhiễm Cd cũng như các trường hợp còn lại trong thí nghiệm. Thời điểm thu hoạch nghiệm thức này cải xanh có chiều cao lớn nhất đạt 30,15cm. Nghiên cứu trước đây về ảnh hưởng của các mức Cd trong đất phù sa đồng bằng sông Hồng đến tăng trưởng chiều cao của cải mơn của tác giả Hà Mạnh Thắng (2019) cũng cho kết luận việc bổ sung Cd vào đất trồng từ 1 đến 5 mg/kg đất khô không kìm hãm sự phát triển mà còn có tác dụng kích thích tăng trưởng chiều cao cây (Hà Mạnh Thắng, 2019).

Rau xà lách (*Lactuca sativa* L.) là một loại rau lá phổ biến được trồng thương mại và trong vườn nhà trên toàn thế giới. Rau xà lách rất giàu vitamin, chất xơ, ít calo cũng như là nguồn cung cấp carotenoid, có lợi cho sức khỏe con người. Ngoài ra, nó còn chứa nhiều khoáng chất dinh dưỡng như Ca, Fe, Zn, Se,... rất cần thiết cho cơ thể con người để duy trì chức năng bình thường bằng cách đóng vai trò là chất điện giải (Matraszek & cs., 2016). Rau xà lách được đánh giá cao vì giá trị dinh dưỡng cao và thường được dùng trong món salad như một loại rau tươi. Nó có khả năng tích lũy Cd cao từ đất mà không biểu hiện các triệu chứng nhiễm độc kim loại rõ ràng, gây nguy cơ tiềm ẩn cho sức khỏe con người.

Bảng 4.23. Ảnh hưởng của Cd trong nước tưới đến chiều cao^(*) cải xanh

Đơn vị: cm

Công thức	Thời gian sau gieo (ngày)					
	10	15	20	25	30	35
Cd0	5,09 ^{ab} ± 3,35	5,71 ^e ± 0,67	8,27 ^d ± 0,7	14,69 ^b ± 1,47	22,31 ^{ab} ± 2,06	27,47 ^{bc} ± 2,02
Cd0,01	4,99 ^b ± 0,52	6,1 ^d ± 0,78	8,66 ^d ± 1,0	14,99 ^{ab} ± 1,41	21,6 ^{bc} ± 2,12	27,93 ^b ± 1,88
Cd0,05	5,18 ^{ab} ± 0,61	6,41 ^c ± 0,97	9,25 ^c ± 1,54	13,51 ^c ± 2,43	20,46 ^d ± 3,27	28,23 ^b ± 2,95
Cd0,1	5,3a ^b ± 0,6	6,67 ^{bc} ± 1,16	10,02 ^b ± 2,27	13,84 ^c ± 2,87	20,65 ^{cd} ± 4,17	26,21 ^d ± 4,8
Cd0,5	5,69 ^a ± 2,45	7,11 ^a ± 0,86	10,69 ^a ± 2,33	15,51 ^a ± 2,42	22,93 ^a ± 3,33	30,15 ^a ± 4,43
Cd1,0	5,28 ^{ab} ± 0,48	6,93 ^b ± 1,23	10,67 ^a ± 2,45	15 ^{ab} ± 2,43	22,1 ^{ab} ± 2,78	26,49 ^{cd} ± 4,16
<i>LSD</i> _{0,05}	0,66	0,31	0,56	0,64	0,97	1,19

Ghi chú: Các chữ cái khác nhau trên cùng một cột thể hiện sự sai khác có ý nghĩa ở mức P < 0,05;

Tất cả các Giá trị được biểu thị bằng giá trị Trung bình ± Độ lệch chuẩn SD với n = 18; (*): Chiều cao trung bình 3 vụ.

Với 5 mức nhiễm Cd trong nước tưới sử dụng cho xà lách qua 3 vụ trồng liên tiếp cho thấy ảnh hưởng đến tăng trưởng chiều cao thể hiện ở bảng 4.24. Nồng độ Cd khác nhau trong nước tưới có ảnh hưởng đến tăng trưởng chiều cao của xà lách qua các giai đoạn sinh trưởng. Trong khoảng thời gian từ 31 đến 41 ngày sau gieo, chiều cao cây tăng mạnh (9,63 đến 11,25cm). Nước tưới chứa Cd ở ngưỡng 0,5ppm có khả năng thúc đẩy chiều cao xà lách luôn vượt trội, lớn nhất ở giai đoạn thu hoạch là 23,33cm. Trong khi đó tăng Cd ở nước tưới lên mức 1ppm lại luôn cho giá trị chiều cao cây thấp nhất, chỉ đạt chiều cao cây cuối cùng là 22,3cm. Nghiên cứu của Walid Zorrig & cs. (2013) cho thấy rằng Cd liều thấp ($0,1\mu\text{M CdCl}_2$) có khả năng kích thích tăng trưởng ở xà lách.

Hàm lượng Cd cao hơn 0,5ppm ức chế tăng trưởng chiều cao cây, điều này có thể là do Cd cản trở hấp thu chất dinh dưỡng, quang hợp, hô hấp, dẫn nước cũng như đồng hóa carbon và nitơ của cây (Rizwan Muhammad & cs., 2016). Điều này có thể do Cd cùng với nước và chất dinh dưỡng được vận chuyển vào các bộ phận trên không của cây, ảnh hưởng trực tiếp đến quá trình trao đổi chất của tế bào góp phần làm giảm chiều cao của cây (Shanker & cs., 2005). Thực tế là Cd liên kết với thành tế bào rễ, do đó cản trở sự phân chia và kéo dài tế bào.

Chiều cao mỏng tới tăng dần qua các giai đoạn sinh trưởng, kết quả tại bảng 4.25 cho thấy: Giai đoạn trước 45 ngày chiều cao cây ở các nghiệm thức sử dụng nước tưới chứa Cd với các nồng độ khác nhau có sự khác nhau ($P < 0,05$). Nước tưới nhiễm Cd ở mức 0,5 đến 1ppm luôn cho kết quả chiều cao cây lớn hơn so với các nghiệm thức còn lại. Tuy nhiên, thời điểm trước khi thu hoạch (45 ngày sau gieo) chiều cao cây lại có giá trị tương đương nhau, không có sự sai khác có ý nghĩa ($P < 0,05$), dao động từ 33,87 đến 35,62cm.

b. Ảnh hưởng của hàm lượng Cd trong nước tưới đến số lá của rau

Theo dõi động thái ra lá của cải xanh trong suốt quá trình sinh trưởng dưới tác động của việc nhiễm Cd từ nước tưới thấy rằng các ngưỡng Cd trong thí nghiệm không làm thay đổi hình thái cây so với công thức tưới nước sạch và kết quả tại bảng 4.26 cho thấy: số lá ở tất cả các công thức tăng dần theo thời gian sinh trưởng, nước tưới chứa Cd với mức từ 0,01 đến 1ppm luôn cho kết quả cao hơn so với đối chứng (tưới nước sạch). Thời điểm trước thu hoạch (35 ngày sau gieo), số lá cải xanh thấp nhất ở công thức tưới nước sạch (9,46 lá/cây), các nghiệm thức còn lại cho số lá cao hơn, dao động từ 9,7-9,94 lá/cây và không có sự sai khác có ý nghĩa ($P > 0,05$).

Bảng 4.24. Ảnh hưởng của Cd trong nước tưới đến chiều cao^(*) xà lách

Đơn vị: cm

Công thức	Thời gian sau gieo (ngày)					
	21	26	31	36	41	46
Cd0	5,8 ^{ab} ± 0,65	7,21 ^b ± 0,77	9,46 ^a ± 1,03	13,94 ^d ± 1,28	19,66 ^{bc} ± 1,79	22,68 ^{ab} ± 1,73
Cd0,01	5,81 ^{ab} ± 0,57	7,24 ^b ± 0,55	9,59 ^a ± 1,13	14,9 ^{bc} ± 2,33	20,34 ^{ab} ± 2,27	23,32 ^a ± 1,99
Cd0,05	5,81 ^{ab} ± 0,56	7,31 ^{ab} ± 0,66	9,57 ^a ± 1,03	14,73 ^{bc} ± 2,7	19,2 ^c ± 2,35	23 ^{ab} ± 2,06
Cd0,1	5,59 ^c ± 0,54	7,39 ^{ab} ± 0,69	9,69 ^a ± 0,98	15,34 ^b ± 1,59	20,94 ^a ± 2,14	22,72 ^{ab} ± 2,16
Cd0,5	5,9 ^a ± 0,59	7,54 ^a ± 0,73	9,58 ^a ± 0,72	16,23 ^a ± 1,32	20,33 ^{ab} ± 1,85	23,33 ^a ± 2,53
Cd1,0	5,68 ^{bc} ± 0,45	7,3 ^{ab} ± 0,59	9,39 ^a ± 0,74	14,27 ^{cd} ± 2,3	19,49 ^c ± 2,1	22,3 ^b ± 1,69
CV%	9,67	9,03	9,85	13,35	10,47	8,95
LSD _{0,05}	0,21	0,25	0,36	0,75	0,79	0,78

Ghi chú: Các chữ cái khác nhau trên cùng một cột thể hiện sự sai khác có ý nghĩa ở mức P < 0,05.

Tất cả các Giá trị được biểu thị bằng giá trị Trung bình ± Độ lệch chuẩn SD với n=18; (*): Chiều cao trung bình 3 vụ.

Bảng 4.25. Ảnh hưởng của Cd trong nước tưới đến chiều cao^(*) mồng tơi

Đơn vị: cm

Công thức	Thời gian sau gieo (ngày)					
	20	25	30	35	40	45
Cd0	4,44 ^c ± 0,53	5,24 ^d ± 0,54	7,96 ^c ± 1,41	12,56 ^d ± 2,12	21,97 ^c ± 4,76	34,30 ^a ± 6,81
Cd0,01	4,44 ^c ± 0,53	5,41 ^{cd} ± 0,71	8,11 ^{bc} ± 1,43	13,12 ^{cd} ± 2,28	22,06 ^c ± 4,93	33,87 ^a ± 6,38
Cd0,05	4,44 ^c ± 0,49	5,65 ^{bc} ± 0,77	8,59 ^{ab} ± 1,67	13,86 ^{bc} ± 2,32	22,41 ^{bc} ± 4,68	34,70 ^a ± 5,75
Cd0,1	4,56 ^{bc} ± 0,5	5,66 ^{bc} ± 0,66	8,69 ^a ± 1,65	14,25 ^{ab} ± 2,11	23,40 ^{abc} ± 4,12	35,15 ^a ± 5,13
Cd0,5	4,67 ^{ab} ± 0,55	5,84 ^{ab} ± 0,73	8,79 ^a ± 1,54	14,70 ^a ± 2,15	23,73 ^{ab} ± 3,69	34,78 ^a ± 4,95
Cd1,0	4,76 ^a ± 0,54	5,95 ^a ± 0,79	8,63 ^{ab} ± 1,36	14,58 ^{ab} ± 2,43	24,40 ^a ± 3,64	35,62 ^a ± 4,63
CV%	11,0	12,21	16,94	15,87	18,34	15,95
LSD _{0,05}	0,19	0,26	0,54	0,83	1,60	2,10

Ghi chú: Các chữ cái khác nhau trên cùng một cột thể hiện sự sai khác có ý nghĩa ở mức P < 0,05.

Tất cả các Giá trị được biểu thị bằng giá trị Trung bình ± Độ lệch chuẩn SD với n = 18; (*): Chiều cao trung bình 3 vụ.

Bảng 4.26. Ảnh hưởng của Cd trong nước tưới đến số lá(*) cải xanh

Đơn vị: lá/cây

Công thức	Thời gian sau gieo (ngày)					
	10	15	20	25	30	35
Cd 0	4,57 ^c ± 0,66	5,65 ^c ± 0,76	6,78 ^{bc} ± 0,72	7,54 ^d ± 0,72	8,65 ^c ± 0,76	9,46 ^b ± 0,77
Cd 0,01	4,78 ^{bc} ± 0,6	5,65 ^c ± 0,65	6,65 ^c ± 0,76	7,67 ^{cd} ± 0,75	8,69 ^{bc} ± 0,75	9,91 ^a ± 0,98
Cd 0,05	5,0 ^{ab} ± 0,58	5,96 ^{ab} ± 0,73	7,02 ^{ab} ± 0,71	8,22 ^a ± 0,77	9,19 ^a ± 0,78	9,94 ^a ± 0,79
Cd 0,1	5,13 ^a ± 0,58	6,17 ^a ± 0,75	7,24 ^a ± 0,73	8,24 ^a ± 0,89	9,2 ^a ± 0,86	9,93 ^a ± 0,8
Cd 0,5	4,96 ^{ab} ± 0,51	5,76 ^{bc} ± 0,64	7,04 ^{ab} ± 0,75	8,06 ^{ab} ± 0,68	9,04 ^a ± 0,7	9,91 ^a ± 0,83
Cd 1,0	5,06 ^a ± 0,6	5,98 ^{ab} ± 0,57	6,98 ^{ab} ± 0,69	7,89 ^{bc} ± 0,69	8,96 ^{ab} ± 0,75	9,7 ^{ab} ± 0,66
<i>LSD</i> _{0,05}	0,22	0,26	0,27	0,28	0,29	0,31

Ghi chú: Các chữ cái khác nhau trên cùng một cột thể hiện sự sai khác có ý nghĩa ở mức P < 0,05;
Tất cả các Giá trị được biểu thị bằng giá trị Trung bình ± Độ lệch chuẩn SD với n = 18; (*): Số lá trung bình 3 vụ.

Bảng 4.27. Ảnh hưởng của Cd trong nước tưới đến số lá^(*) xà lách

Đơn vị: lá/cây

Công thức	Thời gian sau gieo (ngày)					
	21	26	31	36	41	46
Cd0	3,72 ^{ab} ± 0,6	4,67 ^a ± 0,51	5,67 ^a ± 0,51	6,63 ^a ± 0,65	8,09 ^a ± 0,78	9,69 ^{ab} ± 0,86
Cd0,01	3,56 ^b ± 0,5	4,63 ^a ± 0,52	5,61 ^a ± 0,56	6,54 ^{ab} ± 0,69	8,22 ^a ± 1,02	9,87 ^a ± 0,91
Cd0,05	3,8 ^a ± 0,56	4,76 ^a ± 0,58	5,61 ^a ± 0,6	6,57 ^{ab} ± 0,77	8,26 ^a ± 0,89	9,94 ^a ± 1,11
Cd0,1	3,78 ^a ± 0,57	4,76 ^a ± 0,55	5,52 ^a ± 0,54	6,53 ^{ab} ± 0,67	8,26 ^a ± 0,78	9,89 ^a ± 1,0
Cd0,5	3,67 ^{ab} ± 0,55	4,63 ^a ± 0,52	5,6 ^a ± 0,57	6,52 ^{ab} ± 0,72	8,28 ^a ± 0,81	10 ^a ± 1,24
Cd1,0	3,76 ^{ab} ± 0,58	4,74 ^a ± 0,59	5,67 ^a ± 0,61	6,46 ^{ab} ± 0,57	8,15 ^a ± 0,76	9,35 ^b ± 0,85
<i>LSD</i> _{0,05}	0,21	0,21	0,21	0,25	0,31	0,36

Ghi chú: Các chữ cái khác nhau trên cùng một cột thể hiện sự sai khác có ý nghĩa ở mức P < 0,05.

Tất cả các Giá trị được biểu thị bằng giá trị Trung bình ± Độ lệch chuẩn SD với n = 18; (*): Số lá trung bình 3 vụ.

Bảng 4.28. Ảnh hưởng của Cd trong nước tưới đến số lá^(*) mỏng toi

Đơn vị: lá/cây

Công thức	Thời gian sau gieo (ngày)					
	20	25	30	35	40	45
Cd0	2,50 ^a ± 0,5	4,48 ^a ± 0,64	6,69 ^a ± 0,84	8,43 ^d ± 0,84	11,46 ^{abc} ± 1,57	14,74 ^{abc} ± 1,38
Cd0,01	2,50 ^a ± 0,5	4,37 ^a ± 0,71	6,59 ^a ± 0,96	8,52 ^{cd} ± 1,02	10,91 ^c ± 1,5	14,37 ^c ± 1,62
Cd0,05	2,48 ^a ± 0,5	4,48 ^a ± 0,67	6,93 ^a ± 1,2	9,13 ^a ± 1,05	11,31 ^{bc} ± 1,37	14,56 ^{bc} ± 1,38
Cd0,1	2,57 ^a ± 0,54	4,56 ^a ± 0,86	6,80 ^a ± 1,14	9,04 ^b ± 1,05	11,56 ^{ab} ± 1,27	15,02 ^{ab} ± 1,72
Cd0,5	2,48 ^a ± 0,5	4,46 ^a ± 0,66	6,72 ^a ± 0,96	9,48 ^{ab} ± 0,93	11,89 ^a ± 1,7	15,17 ^a ± 1,5
Cd1,0	2,50 ^a ± 0,5	4,52 ^a ± 0,67	6,69 ^a ± 0,99	8,85 ^{bc} ± 1,22	11,24 ^{bc} ± 1,58	14,39 ^c ± 1,96
<i>LSD</i> _{0,05}	0,19	0,27	0,39	0,39	0,57	0,61

Ghi chú: Các chữ cái khác nhau trên cùng một cột thể hiện sự sai khác có ý nghĩa ở mức P < 0,05;

Tất cả các Giá trị được biểu thị bằng giá trị Trung bình ± Độ lệch chuẩn SD với n = 18; (*): Số lá trung bình 3 vụ

Xà lách là một trong những loại rau ăn lá nên số lá và khả năng ra lá đóng vai trò rất quan trọng góp phần quyết định năng suất. Dưới tác động của Cd chứa trong nước tưới trong suốt quá trình từ lúc cây ra lá thật thứ 2,3 thì động thái ra lá của xà lách qua bảng 4.27 cho thấy các mức Cd bổ sung vào nước tưới không làm ảnh hưởng đến động thái ra lá của xà lách từ giai đoạn đầu cho đến 41 ngày sau gieo. Số lá xà lách đến thời điểm thu hoạch ở nghiệm thức nhiễm Cd mức 1ppm có giá trị thấp nhất (9,35 lá/cây). Trong khi ở các nghiệm thức có mức nhiễm Cd thấp hơn cho kết quả tương đương, không có sự sai khác có ý nghĩa ($P > 0,05$) so với nghiệm thức tưới nước không nhiễm Cd, kết quả dao động từ 9,69 đến 10 lá/cây.

Đối với rau mồng tơi, kết quả cho thấy rằng bổ sung Cd vào nước tưới sử dụng cho rau mồng tơi không ảnh hưởng đến động thái ra lá của loại rau này tính đến trước 35 ngày sau gieo. Sau thời điểm này, số lá mồng tơi có sự sai khác giữa các công thức. Mồng tơi sử dụng nước tưới có hàm lượng Cd 0,5ppm luôn cho giá trị số lá cao hơn các trường hợp còn lại. Thời điểm thu hoạch (45 ngày sau gieo), ở nghiệm thức này số lá đạt 15,17 lá/cây, không có sự sai khác ($P > 0,05$) so với nghiệm thức 1 (Cd0) và nghiệm thức 4 (Cd0,1).

c. Ảnh hưởng của hàm lượng Cd trong nước tưới đến chỉ số SPAD

Cd được biết là nguyên tố có khả năng cao ức chế quang hợp trên cây trồng. Một trong những độc tính của Cd đối với thực vật đó là làm thay đổi về cấu trúc lục lạp, giảm hàm lượng diệp lục trong lá cây, gây ra bệnh úa vàng và giảm thiểu hoạt động quang hợp của cây trồng (Miyadate & cs., 2011). Nhiều loại cây trồng (đậu Hà Lan, ngô, lúa mạch, cải dầu, đậu xanh và lúa mì khi tiếp xúc với Cd trong thời gian ngắn hay dài hạn đều có hiện tượng hoạt động quang hợp bị ức chế (Haider & cs., 2021). Nghiên cứu sử dụng nước tưới nhiễm Cd với 5 mức từ 0,01 đến 1ppm đến 3 loại rau ăn lá thể hiện tại bảng 4.29 cho thấy xu hướng tác động Cd đến quang hợp của cây thông qua chỉ số trung gian SPAD có cùng xu hướng theo các kết quả nghiên cứu của các tác giả đã công bố. Theo dõi sau 3 vụ trồng, trên cả 3 loại rau gồm cải xanh, xà lách và mồng tơi nhận thấy tăng hàm lượng Cd trong nước tưới làm giảm chỉ số SPAD. Trên rau cải xanh, chỉ số này dao động từ 35,18 đến 36,05. Mức Cd phải tăng lên ngưỡng 1ppm thì chỉ số SPAD trên lá cải mới có biểu hiện suy giảm có ý nghĩa so với đối chứng (2,41%) cũng như so với các mức Cd nhỏ hơn. Đối với xà lách, SPAD tại nghiệm thức sử dụng nước tưới 0,05ppm cho kết quả là 31,28 bắt đầu giảm so với ĐC và ngưỡng 0,01ppm. Giá trị này giảm dần từ 30,49; 29,60 và còn 28,94 (giảm tương ứng 5,57%; 8,5%; 10,54%) cùng với việc tăng hàm lượng chịu sự tác động bởi nồng độ Cd trong nước như 2 loại rau trên. Giá trị này ở nghiệm thức tưới nước sạch cao nhất

(42,41), không có sự sai khác có ý nghĩa cùng với nghiệm thức 2 (tưới nước nhiễm 0,01ppm Cd). SPAD có dấu hiệu suy giảm từ nghiệm thức 3 (tưới nước nhiễm 0,05ppm Cd) trở đi và thấp nhất (39,43) khi mỏng toi được tưới nước chứa 1ppm Cd là 39,43 (giảm 7,03%).

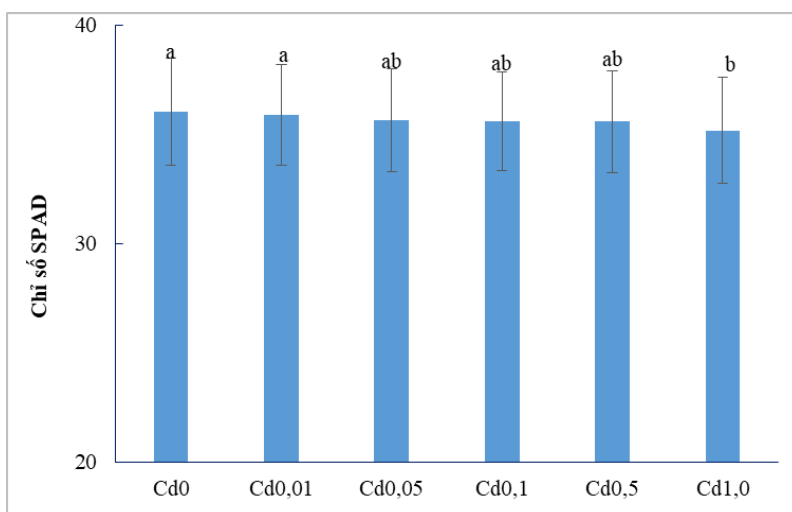
Bảng 4.29. Ảnh hưởng của Cd trong nước tưới đến chỉ số SPAD của rau

Công thức	Chỉ số SPAD		
	Vụ 1	Vụ 2	Vụ 3
Cải xanh			
Cd0	33,09 ^a ± 1,26	36,58 ^a ± 0,75	38,48 ^a ± 0,89
Cd0,01	32,97 ^a ± 1,11	36,39 ^a ± 0,45	38,34 ^a ± 0,87
Cd0,05	32,83 ^a ± 1,48	36,12 ^a ± 0,62	37,99 ^{ab} ± 0,74
Cd0,1	32,59 ^{ab} ± 0,74	36,31 ^a ± 0,88	37,92 ^{ab} ± 1,27
Cd0,5	32,57 ^{ab} ± 0,97	36,29 ^a ± 1,11	37,89 ^{ab} ± 0,51
Cd1,0	32,17 ^b ± 1,1	36,03 ^a ± 1,25	37,34 ^b ± 1,07
<i>LSD</i> _{0,05}	0,88	0,84	1,04
Xà lách			
Cd0	28,64 ^a ± 0,89	35,32 ^a ± 1,13	33,08 ^a ± 1,08
Cd0,01	28,23 ^{ab} ± 1,37	34,97 ^{ab} ± 1,21	32,84 ^a ± 1,25
Cd0,05	27,7 ^{bc} ± 0,69	33,93 ^{bc} ± 1,92	32,21 ^{ab} ± 1,08
Cd0,1	27,08 ^c ± 0,96	33,09 ^{cd} ± 1,07	31,31 ^{bc} ± 1,62
Cd0,5	25,92 ^d ± 0,93	32,09 ^{de} ± 1,35	30,78 ^{cd} ± 1,38
Cd1,0	25,31 ^d ± 0,9	31,58 ^e ± 1,33	29,93 ^d ± 1,35
<i>LSD</i> _{0,05}	0,93	1,29	1,24
Mỏng toi			
Cd0	39,31 ^a ± 0,88	42,71 ^a ± 0,81	45,2 ^a ± 1,01
Cd0,01	39,08 ^{ab} ± 0,8	42,38 ^{ab} ± 1,48	44,9 ^a ± 1,23
Cd0,05	38,6 ^{abc} ± 0,98	41,88 ^{ab} ± 1,55	44,27 ^{ab} ± 1,07
Cd0,1	38,18 ^{bc} ± 1,02	41,09 ^{bc} ± 1,86	43,39 ^{bc} ± 1,84
Cd0,5	37,64 ^{cd} ± 1,14	40,13 ^{cd} ± 1,97	42,69 ^c ± 1,7
Cd1,0	36,93 ^d ± 1,23	39,27 ^d ± 1,92	42,09 ^c ± 1,77
<i>LSD</i> _{0,05}	0,97	1,56	1,4

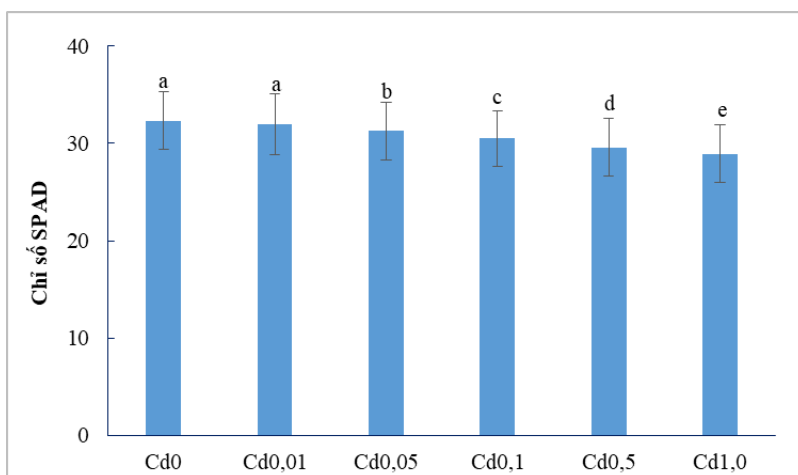
Ghi chú: Các chữ cái khác nhau trên cùng một cột thể hiện sự sai khác có ý nghĩa ở mức $P < 0,05$;
Tất cả các Giá trị được biểu thị bằng giá trị Trung bình ± Độ lệch chuẩn SD với $n = 9$.

d. Ảnh hưởng của hàm lượng Cd trong nước tưới đến năng suất của rau

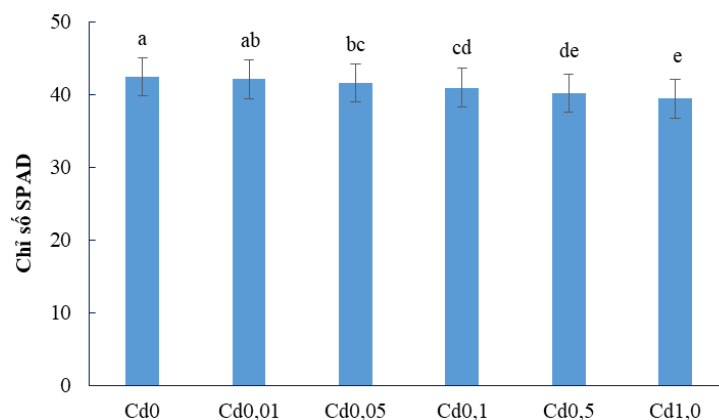
Cd trong nước tưới đã có ảnh hưởng đến năng suất của rau cải xanh được trình bày tại bảng 4.30 và hình 4.16. Rau cải xanh sử dụng nước tưới nhiễm Cd với mức 0,5ppm cho năng suất trung bình cao hơn hẳn so với trường hợp sử dụng nước sạch (ĐC) cũng như các mức nhiễm Cd trong thí nghiệm từ 10,41% đến 15,19%. Kết quả này có cùng xu hướng với nghiên cứu của một số tác giả như (Hà Mạnh Thắng, 2019) và (Phan Thị Thu Hằng, 2008). Theo tác giả (Breckle, 1991) một số trường hợp tăng sinh khối thực vật do chất ô nhiễm kim loại đã được báo cáo trong tài liệu, nhưng đây là từ các thí nghiệm sử dụng nồng độ kim loại thấp.



Hình 4.13. Ảnh hưởng của Cd trong nước tưới đến chỉ số SPAD trung bình 3 vệt của rau cải xanh



Hình 4.14. Ảnh hưởng của Cd trong nước tưới đến chỉ số SPAD trung bình 3 vệt của rau xà lách



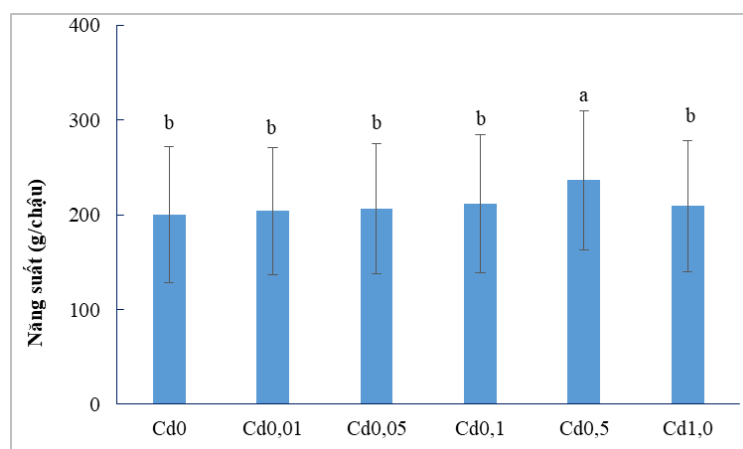
Hình 4.15. Ảnh hưởng của Cd trong nước tưới đến chỉ số SPAD trung bình 3 vụ của rau mồng tơi

Bảng 4.30. Ảnh hưởng của Cd trong nước tưới đến năng suất của rau cải xanh

Đơn vị: g/chậu

Công thức	Vụ 1	Vụ 2	Vụ 3
Cd0	112,7 ^b ± 7,22	244,67 ^a ± 48,64	244,3 ^b ± 27,48
Cd0,01	114,9 ^b ± 7,07	250,3 ^a ± 7,63	247,27 ^b ± 5,01
Cd0,05	115,2 ^b ± 15,54	252,23 ^a ± 9,87	251,73 ^b ± 0,91
Cd0,1	117,47 ^b ± 12,06	258 ^a ± 8,13	260,13 ^{ab} ± 27,21
Cd0,5	138,53 ^a ± 2,8	280,37 ^a ± 9,85	290,57 ^a ± 2,71
Cd1,0	120,57 ^b ± 5,9	243,17 ^a ± 27,73	264,77 ^{ab} ± 16,16
<i>LSD</i> _{0,05}	16,74	42,68	30,72

Ghi chú: Các chữ cái khác nhau trên cùng một cột thể hiện sự sai khác có ý nghĩa ở mức $P < 0,05$.
Tất cả các Giá trị được biểu thị bằng giá trị Trung bình ± Độ lệch chuẩn SD với $n = 3$.



Hình 4.16. Ảnh hưởng của Cd trong nước tưới đến năng suất trung bình 3 vụ của rau cải xanh

Năng suất xà lách bị ảnh hưởng bởi nồng độ Cd trong nước tưới (Bảng 4.31 và Hình 4.17). Qua 3 vụ liên tiếp, nước tưới có chứa Cd có ảnh hưởng đến năng suất rau. Năng suất xà lách dao động từ 137,25 đến 177,35 g/chậu. Nước tưới nhiễm lượng Cd 0,5ppm cho kết quả về chiều cao và số lá xà lách cao nhất (như phần trước đã trình bày) nên chỉ tiêu năng suất (g/chậu) khi thu hoạch ở nghiệm thức này lớn nhất, cao hơn 12,26% so với ĐC và 22,61% so với tưới nước nhiễm 1ppm Cd. Tuy nhiên, không có sự sai khác có ý nghĩa ($P < 0,05$) so với nghiệm thức 3 và 4. Nghiên cứu ảnh hưởng của kim loại nặng đến cây cỏ linh lăng của (Peralta & cs., 2001) cho thấy liều Cd 5 mg/l làm giảm kích thước chồi khoảng 16% so với đối chứng. Ở liều 20 mg/l, kích thước chồi cỏ linh lăng giảm 63% và gây chết cây ở liều 40 mg/l. Theo (Azizian & cs., 2011), trọng lượng khô trung bình của thân lá xà lách tăng nhẹ khi tưới nước chứa 5 mg/l Cd và giảm đáng kể ở mức Cd cao nhất (20 mg/l) là 21,9% so với đối chứng.

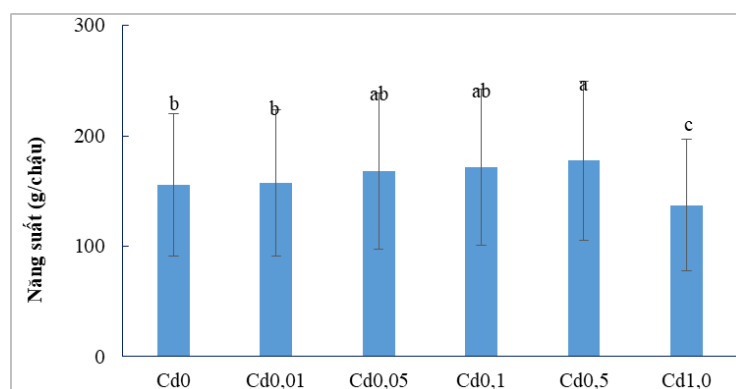
Bảng 4.31. Ảnh hưởng của Cd trong nước tưới đến năng suất của rau xà lách

Đơn vị: g/chậu

Công thức	Vụ 1	Vụ 2	Vụ 3
Cd0	113,6 ^{ab} ± 10,11	112,83 ^{bc} ± 9,94	240,4 ^{ab} ± 12,32
Cd0,01	113,8 ^{ab} ± 15,46	114,97 ^{abc} ± 2,97	243,2 ^{ab} ± 24,43
Cd0,05	117,2 ^{ab} ± 14,81	128,4 ^{ab} ± 16,05	259,13 ^{ab} ± 26,93
Cd0,1	122,1 ^a ± 7,88	133,77 ^a ± 14,21	260,1 ^{ab} ± 46,39
Cd0,5	127,8 ^a ± 15,35	133,83 ^a ± 12,05	270,43 ^a ± 29,91
Cd1,0	97,5 ^b ± 6,7	98,73 ^c ± 8,81	215,53 ^b ± 15,7
<i>LSD</i> _{0,05}	21,83	20,41	50,14

Ghi chú: Các chữ cái khác nhau trên cùng một cột thể hiện sự sai khác có ý nghĩa ở mức $P < 0,05$.

Tất cả các Giá trị được biểu thị bằng giá trị Trung bình ± Độ lệch chuẩn SD với n = 3.



Hình 4.17. Ảnh hưởng của Cd trong nước tưới đến năng suất trung bình 3 vụ của rau xà lách

Năng suất mỏng toi bị ảnh hưởng bởi Cd trong nước tưới và được thể hiện qua bảng 4.32 và hình 4.18. Không quan sát thấy sự khác biệt có ý nghĩa thống kê về năng suất mỏng toi ở từng vụ nhưng kết quả trung bình 3 vụ thì có sự khác nhau. Kết quả cho thấy mặc dù trong từng vụ nước tưới nhiễm các mức Cd khác nhau không làm ảnh hưởng năng suất rau. Tuy nhiên, theo dõi trung bình năng suất của 3 vụ mỏng toi cho thấy, tại mức nhiễm Cd lớn nhất trong thí nghiệm là 1,0ppm cho năng suất rau thấp nhất (126,9 g/chậu), trong khi đó mức nhiễm Cd thấp hơn lại cho năng suất mỏng toi cao hơn, dao động từ 134,2 đến 155,78 g/chậu.

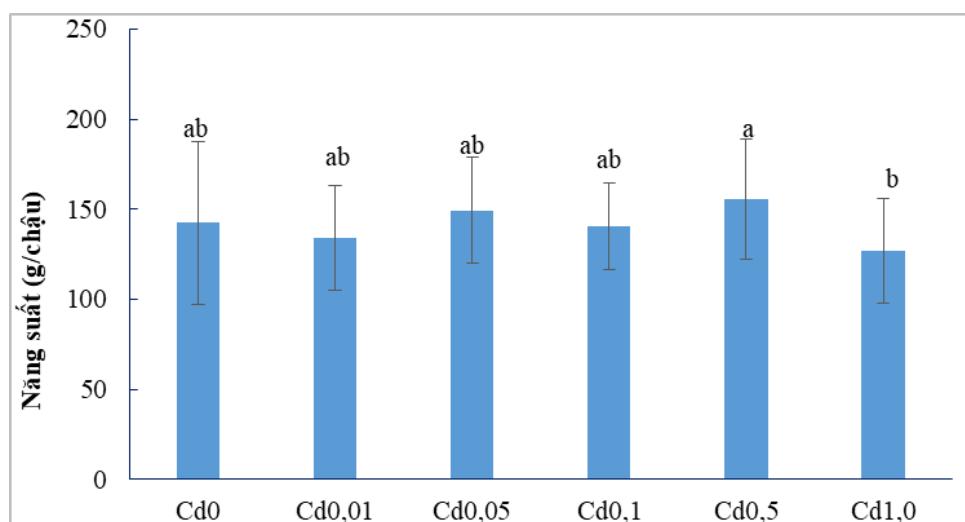
**Bảng 4.32. Ảnh hưởng
của Cd trong nước tưới đến năng suất của rau mỏng toi**

Đơn vị: g/chậu

Công thức	Vụ 1	Vụ 2	Vụ 3
Cd0	161,83 ^a ± 26,83	110,23 ^a ± 38,64	155,43 ^a ± 59,53
Cd0,01	141,4 ^a ± 27,43	105,9 ^a ± 12,84	155,3 ^a ± 23,68
Cd0,05	159,23 ^a ± 20,35	119,07 ^a ± 17,17	169,83 ^a ± 23,85
Cd0,1	140,73 ^a ± 7,27	122,93 ^a ± 11,95	157,63 ^a ± 34,82
Cd0,5	165,4 ^a ± 42,23	130,57 ^a ± 6,17	171,37 ^a ± 34,75
Cd1,0	133,4 ^a ± 25,04	108,2 ^a ± 5,34	139,1 ^a ± 43,16
<i>LSD</i> _{0,05}	47,9	33,77	68,73

Ghi chú: Các chữ cái khác nhau trên cùng một cột thể hiện sự sai khác có ý nghĩa ở mức P < 0,05.

Tất cả các Giá trị được biểu thị bằng giá trị Trung bình ± Độ lệch chuẩn SD với n = 3.



**Hình 4.18. Ảnh hưởng
của Cd trong nước tưới đến năng suất trung bình 3 vụ của rau mỏng toi**

Kết luận: Hàm lượng KLN Cu, Pb và Cd trong nước tưới có tác động đến sinh trưởng chiều cao, số lá, chỉ số SPAD và năng suất rau ăn lá (cải xanh, xà lách và mồng toi). Ở giới hạn nồng độ thấp, Cu (0,5-1,6)ppm; Pb (0,1-2)ppm và Cd (0,5ppm) thúc đẩy sinh trưởng và làm tăng năng suất của cây. Khi hàm lượng Cu trên 1,6 ppm; Pb lớn hơn 2ppm và Cd vượt quá 0,5ppm thì khả năng sinh trưởng của rau sẽ chậm lại, năng suất giảm.

4.2.2. Ảnh hưởng của hàm lượng kim loại nặng trong nước tưới đến sự tích lũy trong rau ăn lá

4.2.2.1. Ảnh hưởng của hàm lượng Cu trong nước tưới đến sự tích lũy trong rau

Kết quả tích lũy Cu trong rau cải xanh khi sử dụng nước tưới nhiễm đồng để tưới qua 3 vụ được trình bày ở bảng 4.33 cho thấy hàm lượng Cu trong rau tăng lên cùng với tăng nồng độ Cu trong nước tưới. Trung bình 3 vụ hàm lượng Cu trong cải xanh tăng từ 5,35 ở công thức tưới nước sạch lên 16,09 mg/kg rau khô ở ngưỡng Cu 2ppm. Điều này, có thể giải thích cho kết quả năng suất rau cải (Bảng 4.31) ở công thức này có giá trị thấp nhất. Mặc dù, hàm lượng Cu trong rau đều thấp hơn TCVN (Bộ Nông Nghiệp Và Phát Triển Nông Thôn, 2007). Tích lũy Cu của rau cải ở vụ 3 > vụ 2 > vụ 1 là vì nước tưới chứa Cu sau khi được đưa vào đất, một phần được rau hấp thu, vận chuyển lên các bộ phận của cây, phần còn lại sẽ được đất giữ lại và đến vụ rau tiếp theo sẽ làm gia tăng nồng độ Cu trong đất so với vụ trước mặc dù hàm lượng Cu trong nước không đổi.

Với xà lách, kết quả tưới nước chứa Cu được thể hiện tại bảng cho thấy có sự khác biệt đáng kể ($P < 0,05$) về hàm lượng Cu trong lá xà lách ở các nghiệm thức. Trong đó, xà lách được tưới nước chứa 2ppm Cu có hàm lượng cao nhất (16,91 mg/kg) và theo thứ tự giảm dần nồng độ Cu trong nước, ở công thức đối chứng tưới nước sạch cho giá trị thấp nhất (5,62 mg/kg). Như vậy, có sự gia tăng hàm lượng Cu trong rau xà lách được tưới bằng nước chứa Cu nhưng hàm lượng Cu thấp hơn giới hạn cho phép của TCVN là 30 mg/kg.

Với rau mồng toi, xu thế tích lũy Cu tương tự như ở xà lách và cải xanh. Nồng độ Cu trong nước tăng từ 0 đến 2ppm, hàm lượng Cu trong thân và lá mồng toi (phần ăn được) trung bình qua 3 vụ tăng từ 4,41 đến 11,27 mg/kg rau khô. Giá trị tích lũy Cu đạt cao nhất ở nghiệm thức tưới 2ppm Cu, không có sự sai khác ($P < 0,05$) với công thức tưới 1,6ppm Cu và nằm trong giới hạn cho phép theo TCVN về hàm lượng Cu trong rau ăn lá.

**Bảng 4.33. Ảnh hưởng
của hàm lượng Cu trong nước tưới đến sự tích lũy Cu trong rau**

Đơn vị: mg/kg rau khô

Công thức	Vụ 1	Vụ 2	Vụ 3	Trung bình	TCVN*
Cải xanh					
Cu0	5,57 ^d ± 0,26	5,36 ^d ± 0,27	5,11 ^e ± 0,1	5,35 ^f ± 0,28	
Cu0,2	6,34 ^d ± 0,2	6,53 ^d ± 0,27	7,1 ^e ± 0,22	6,66 ^e ± 0,4	
Cu0,5	8,47 ^{cd} ± 0,23	8,72 ^{cd} ± 0,19	9,49 ^d ± 0,41	8,89 ^d ± 0,53	
Cu0,8	9,62 ^c ± 0,36	10,56 ^c ± 0,4	12,3 ^c ± 0,36	10,83 ^c ± 1,22	
Cu1,6	12,52 ^b ± 0,33	13,82 ^b ± 0,4	14,63 ^b ± 0,37	13,66 ^b ± 0,96	
Cu2,0	13,21 ^a ± 0,42	15,62 ^a ± 0,71	19,44 ^a ± 0,6	16,09 ^a ± 2,77	
<i>LSD_{0,05}</i>	0,55	0,73	0,67	1,3	
Xà lách					
Cu0	5,69 ^f ± 0,28	5,6 ^f ± 0,34	5,57 ^f ± 0,21	5,62 ^f ± 0,25	
Cu0,2	6,63 ^e ± 0,28	6,81 ^e ± 0,2	7,62 ^e ± 0,36	7,02 ^e ± 0,52	
Cu0,5	8 ^d ± 0,12	9,11 ^d ± 0,33	9,9 ^d ± 0,31	9,27 ^d ± 0,54	
Cu0,8	9,84 ^c ± 0,39	11,19 ^c ± 0,86	12,88 ^c ± 0,49	11,30 ^c ± 1,42	30
Cu1,6	13,5 ^b ± 0,32	14,93 ^b ± 0,26	15,33 ^b ± 0,37	14,59 ^b ± 0,88	
Cu2,0	14,2 ^a ± 0,27	16,14 ^a ± 0,31	20,38 ^a ± 0,99	16,91 ^a ± 2,79	
<i>LSD_{0,05}</i>	0,51	0,78	0,93	1,32	
Mồng tơi					
Cu0	4,43 ^f ± 0,11	4,31 ^f ± 0,22	4,48 ^f ± 0,22	4,41 ^e ± 0,18	
Cu0,2	5,25 ^e ± 0,17	5,62 ^e ± 0,2	6,22 ^e ± 0,11	5,70 ^d ± 0,45	
Cu0,5	6,45 ^d ± 0,27	7,42 ^d ± 0,24	8,46 ^d ± 0,22	7,44 ^c ± 0,9	
Cu0,8	8,63 ^c ± 0,29	8,9 ^c ± 0,15	9,47 ^c ± 0,25	9,00 ^b ± 0,43	
Cu1,6	9,88 ^b ± 0,34	10,84 ^b ± 0,23	10,64 ^b ± 0,25	10,45 ^a ± 0,5	
Cu2,0	10,41 ^a ± 0,28	11,28 ^a ± 0,27	12,11 ^a ± 0,33	11,27 ^a ± 0,78	
<i>LSD_{0,05}</i>	0,45	0,39	0,42	0,83	

Ghi chú: Các chữ cái khác nhau trên cùng một cột thể hiện sự sai khác có ý nghĩa ở mức P < 0,05;

Tất cả các Giá trị được biểu thị bằng giá trị Trung bình ± Độ lệch chuẩn SD với n = 3;

*: QĐ 106/2007/QĐ- BNN.

4.2.2.2. Ảnh hưởng của hàm lượng Pb trong nước tưới đến sự tích lũy trong rau

Sự tích lũy Pb trong bộ phận ăn được của rau xanh tùy thuộc vào loại rau cũng như hàm lượng Pb trong nước tưới sử dụng. Kết quả tích lũy Pb của từng loại rau được trình bày cụ thể dưới bảng 4.34.

Bảng 4.34. Ảnh hưởng của Pb trong nước tưới đến sự tích lũy trong rau

Đơn vị: mg/kg rau khô

Công thức	Vụ 1	Vụ 2	Vụ 3	TB	TCVN
Cải xanh					
Pb0	0,12 ^e ± 0,006	0,13 ^e ± 0,006	0,12 ^e ± 0,01	0,12 ^e ± 0,007	
Pb0,1	0,16 ^{de} ± 0,006	0,18 ^e ± 0,006	0,19 ^e ± 0,006	0,18 ^{de} ± 0,012	
Pb0,5	0,27 ^d ± 0,025	0,27 ^d ± 0,015	0,41 ^d ± 0,07	0,32 ^d ± 0,08	
Pb1,0	0,45 ^c ± 0,05	0,59 ^c ± 0,053	0,73 ^c ± 0,06	0,59 ^c ± 0,13	
Pb2,0	0,79 ^b ± 0,085	0,87 ^b ± 0,067	1,12 ^b ± 0,09	0,93 ^b ± 0,16	
Pb4,0	1,12 ^a ± 0,1	1,26 ^a ± 0,055	1,73 ^a ± 0,1	1,37 ^a ± 0,29	
LSD _{0,05}	0,1	0,075	0,12	0,15	
Xà lách					
Pb0	0,12 ^e ± 0,006	0,13 ^e ± 0,006	0,15 ^e ± 0,006	0,13 ^e ± 0,014	0,3*
Pb0,1	0,19 ^{de} ± 0,006	0,21 ^e ± 0,006	0,26 ^e ± 0,006	0,22 ^{de} ± 0,029	
Pb0,5	0,28 ^d ± 0,006	0,33 ^d ± 0,01	0,49 ^d ± 0,006	0,37 ^d ± 0,095	
Pb1,0	0,55 ^c ± 0,05	0,63 ^c ± 0,07	0,76 ^c ± 0,06	0,65 ^c ± 0,106	
Pb2,0	1,12 ^b ± 0,12	1,23 ^b ± 0,11	1,18 ^b ± 0,15	1,18 ^b ± 0,12	
Pb4,0	1,43 ^a ± 0,1	1,83 ^a ± 0,1	2,16 ^a ± 0,21	1,81 ^a ± 0,339	
LSD _{0,05}	0,12	0,12	0,19	0,16	
Mồng tơi					
Pb0	0,12 ^e ± 0,006	0,11 ^e ± 0,006	0,11 ^e ± 0,006	0,11 ^d ± 0,007	
Pb0,1	0,13 ^e ± 0,02	0,13 ^e ± 0,006	0,15 ^e ± 0,006	0,13 ^d ± 0,015	
Pb0,5	0,25 ^d ± 0,038	0,22 ^d ± 0,01	0,33 ^d ± 0,006	0,27 ^d ± 0,054	
Pb1,0	0,36 ^c ± 0,026	0,56 ^c ± 0,02	0,63 ^c ± 0,015	0,52 ^c ± 0,123	
Pb2,0	0,9 ^b ± 0,05	1,18 ^b ± 0,07	1,5 ^b ± 0,059	1,19 ^b ± 0,262	
Pb4,0	1,27 ^a ± 0,066	1,58 ^a ± 0,06	1,81 ^a ± 0,059	1,54 ^a ± 0,238	
LSD _{0,05}	0,07	0,07	0,06	0,19	

Ghi chú: Các chữ cái khác nhau trên cùng một cột thể hiện sự sai khác có ý nghĩa ở mức $P < 0,0$;

Tất cả các Giá trị được biểu thị bằng giá trị Trung bình $\pm$ Độ lệch chuẩn SD với $n = 3$;

*: QCVN 8-2 :2011/BYT; Tiêu chuẩn quốc gia TCVN 4832:2015.

Đối với rau cải xanh, nồng độ Pb trong rau tăng dần, sai khác rõ rệt cùng với sự gia tăng nồng độ Pb trong nước tưới và theo thời gian gieo trồng khi xét ở cùng một mức nhiễm Pb. Rau cải có dấu hiệu tích lũy Pb vượt ngưỡng cho phép khi nước tưới chứa hàm lượng Pb từ 1,0ppm trở lên (vượt 1,5 lần so với TCCP), tăng gấp đôi nồng độ Pb trong nước làm tích lũy Pb trong rau cải vượt 2,6 lần TCCP và vượt 3,7 lần khi nước tưới có chứa 4ppm Pb. Sự gia tăng nồng độ Pb trong thân lá cải xanh cùng với việc tăng nồng độ Pb trong đất đã được công bố trước đây: nồng độ Pb trong chồi tăng từ 36,6 lên 94 mg/kg khi mức Pb trong đất tăng từ 24 (đối chứng) lên 1150 mg/kg tương ứng (Bassegio & cs., 2020). Tuy nhiên, theo kết quả thu được của cải vụ thứ 3 liên tiếp thì ở mức nhiễm 0,5 ppm Pb đã tích lũy vượt 1,3 lần TCCP của kim loại nặng này.

Đối với rau xà lách, hàm lượng Pb trong xà lách ở thời điểm thu hoạch tỷ lệ thuận với Pb trong nước tưới. Hàm lượng Pb 4ppm trong nước tưới sử dụng cho xà lách gây tích lũy lớn nhất so với các nghiệm thức khác ($P < 0,05$). Ở vụ đầu tiên, Khi tưới nước nhiễm Pb trên 0,5ppm, lượng tích lũy trong rau từ 0,55 đến 1,43 mg/kg, vượt quá GHCP theo TCVN. Vẫn duy trì việc tưới này, sang vụ 2 và 3 thì sự tích lũy Pb trong xà lách vượt GHCP ở 0,5ppm. Bởi việc tích lũy Pb trong xà lách ở các vụ sau ngoài bị ảnh hưởng bởi nồng độ Pb trong nước tưới còn bị tác động bởi nồng độ kim loại này trong đất tăng lên so với vụ trước đó. Nồng độ Pb trong rau xà lách tăng đáng kể khi tăng nồng độ này trong nước tưới được Ebenezer Mensah nghiên cứu năm 2007, khi nồng độ Pb ở mức 30 và 50 mg/l trong nước thì tương ứng trong rau xà lách là 2,25 đến 187 mg/kg ở thời điểm 55 ngày sau gieo (Mensah, 2007).

Tích lũy Pb trong rau mồng tơi cũng tăng cùng với nồng độ kim loại này trong nước tưới. Mức tích lũy cao nhất trong thân lá mồng tơi ở công thức tưới nước nhiễm Pb 4ppm trong cả 3 vụ liên tiếp (1,27; 1,58 và 1,81 mg/kg) và thấp nhất là nghiệm thức tưới nước sạch (0,12; 0,11 và 0,11 mg/kg), không có sự sai khác có ý nghĩa thống kê ($P > 0,5$) so với tưới nước nhiễm 0,1ppm Pb. Với kết quả thực nghiệm thu được, rau mồng tơi tích lũy Pb vượt GHCP theo TCVN khi sử dụng nước tưới chứa Pb 1ppm (0,36 mg/kg) nếu chỉ canh tác 1 vụ đầu tiên. Tuy nhiên, nếu tiếp tục canh tác (vụ 3) trên nền đất vụ trước thì sản phẩm rau thu hoạch chứa Pb vượt TCCP ở nồng độ Pb trong nước tại 0,5ppm.

4.2.2.3. Ảnh hưởng của hàm lượng Cd trong nước tưới đến sự tích lũy trong rau

Theo nguyên tắc chung, nồng độ kim loại thường cao hơn trong rễ so với trong thân (Kabata-Pendias, 2010). Mặc dù không phải là một yếu tố thiết yếu nhưng Cd có thể dễ dàng được hấp thụ bởi hệ thống thực vật phát triển trong môi trường được bổ sung Cd hoặc bị ô nhiễm Cd (Clemens & cs., 2013; Luo & cs., 2019).

Cadimi (Cd) là một nguyên tố kim loại nặng rất độc hại, không cần thiết và không có mục đích sinh học nào được biết đến. Cd không chỉ gây hại cho thực vật mà còn gây hại cho con người bằng cách xâm nhập vào chuỗi/lưới thức ăn. Sau đó, khi xâm nhập vào hệ thống rễ, nó có thể được vận chuyển từ các cơ quan có mạch vào lá và quả, do đó trở thành một vấn đề đe dọa sức khỏe và sinh thái toàn cầu. Cadimi (Cd) được công nhận là chất có nồng độ cao nhất vì tính di động mạnh, độc tính dai dẳng, phổ biến trong môi trường và dễ tích lũy trong chuỗi thức ăn (Ran & cs., 2020). Xu hướng tích lũy Cd trong các loài thực vật được quan sát là rau ăn lá > rau họ cà > rau ăn củ > rau họ hành > rau dưa > rau họ đậu (Yang & cs., 2010).

Tuy nhiên, ở một số loài thực vật cũng như trong các loại rau ăn lá được trồng trên đất không bị ô nhiễm, Cd chủ yếu được phân bố trong lá và chuyển hóa Cd tương đối cao nên được coi là chất tích lũy Cd (Baldantoni & cs., 2014).

Theo dõi sự tích lũy Cd từ nước tưới vào phần ăn được (thân lá) của 3 loại rau ăn lá sau 3 vụ trồng liên tiếp thu được kết quả tại bảng 4.35 cho thấy nồng độ Cd trong nước tưới khác nhau dẫn đến lượng Cd tích lũy trong rau khác nhau có ý nghĩa thống kê ($P < 0,05$).

Ở cải xanh, kết quả phân tích hàm lượng Cd trong phần ăn được của rau cải xanh cho thấy tăng nồng độ Cd trong nước từ 0,01 lên 1 ppm tương đương với việc tích lũy Cd trong rau trung bình qua 3 vụ tăng từ 0,044 đến 1,23 mg/kg rau khô, cao hơn rất nhiều so với tưới nước sạch (0,003 mg/kg rau khô) và mức cao nhất vượt 6,2 lần so với giới hạn tối đa cho phép theo TCVN. Kết thúc vụ đầu tiên sử dụng nước tưới nhiễm Cd, hàm lượng Cd trong rau vẫn nằm trong GHCP với mức nhiễm 0,1ppm ở nghiệm thức 4 và chỉ vượt ngưỡng khi tăng nồng độ lên 0,5ppm ở nghiệm thức 5 hay 1ppm đối với nghiệm thức 6. Tuy nhiên, với vụ tiếp theo mức tích lũy Cd trong rau vượt GHCP ngay tại nghiệm thức sử dụng nước tưới 0,1ppm Cd. Bởi lượng Cd tích lũy trong đất vụ sau tăng so với vụ trước do

tiếp nhận một phần lượng Cd từ nước tưới. Sự hấp thu Cd của thực vật tuân theo cơ chế tương tự như cơ chế của chất lỏng và các chất dinh dưỡng thiết yếu khác như Zn^{2+} , Ca^{2+} , Fe^{2+} , Mg^{2+} và Mn^{2+} (Clemens, 2006).

Bảng 4.35. Ảnh hưởng của Cd trong nước tưới đến sự tích lũy trong rau

Đơn vị: mg/kg rau khô

Công thức	Vụ 1	Vụ 2	Vụ 3	TB	TCVN
Cải xanh					
Cd0	$0,003^d \pm 0,006$	$0,003^d \pm 0,006$	$0,003^e \pm 0,006$	$0,003^d \pm 0,005$	
Cd0,01	$0,043^d \pm 0,006$	$0,043^d \pm 0,006$	$0,047^e \pm 0,006$	$0,044^d \pm 0,005$	
Cd0,05	$0,087^{cd} \pm 0,006$	$0,116^{cd} \pm 0,015$	$0,137^d \pm 0,006$	$0,113^{cd} \pm 0,023$	
Cd0,1	$0,157^c \pm 0,006$	$0,22^c \pm 0,01$	$0,27^c \pm 0,01$	$0,216^c \pm 0,05$	
Cd0,5	$0,653^b \pm 0,049$	$0,78^b \pm 0,098$	$0,613^b \pm 0,023$	$0,682^b \pm 0,094$	
Cd1,0	$0,963^a \pm 0,145$	$1,083^a \pm 0,13$	$1,663^a \pm 0,111$	$1,236^a \pm 0,343$	
LSD _{0,05}	0,11	0,12	0,083	0,14	
Xà lách					
Cd0	$0,003^d \pm 0,006$	$0,003^e \pm 0,006$	$0,003^e \pm 0,006$	$0,003^d \pm 0,005$	
Cd0,01	$0,047^d \pm 0,006$	$0,05^d \pm 0$	$0,057^e \pm 0,006$	$0,051^d \pm 0,006$	
Cd0,05	$0,11^{cd} \pm 0$	$0,126^d \pm 0,006$	$0,147^d \pm 0,006$	$0,128^{cd} \pm 0,016$	
Cd0,1	$0,167^c \pm 0,006$	$0,243^c \pm 0,006$	$0,277^c \pm 0,006$	$0,229^c \pm 0,049$	0,2*
Cd0,5	$0,69^b \pm 0,07$	$0,806^b \pm 0,1$	$0,863^b \pm 0,06$	$0,786^b \pm 0,103$	
Cd1,0	$0,963^a \pm 0,13$	$1,12^a \pm 0,12$	$1,743^a \pm 0,07$	$1,275^a \pm 0,37$	
LSD _{0,05}	0,11	0,11	0,07	0,15	
Mồng tơi					
Cd0	0 ^e	$0,003^e \pm 0,006$	$0,003^e \pm 0,006$	$0,002^e \pm 0,004$	
Cd0,01	$0,03^{de} \pm 0,006$	$0,04^e \pm 0,006$	$0,03^e \pm 0,006$	$0,032^e \pm 0,007$	
Cd0,05	$0,08^d \pm 0,006$	$0,1^d \pm 0,006$	$0,14^d \pm 0,006$	$0,106^d \pm 0,025$	
Cd0,1	$0,15^c \pm 0,006$	$0,19^c \pm 0,006$	$0,25^c \pm 0,006$	$0,196^c \pm 0,044$	
Cd0,5	$0,55^b \pm 0,046$	$0,62^b \pm 0,02$	$0,69^b \pm 0,01$	$0,620^b \pm 0,066$	
Cd1,0	$0,97^a \pm 0,065$	$1,02^a \pm 0,047$	$1,06^a \pm 0,05$	$1,013^a \pm 0,062$	
LSD _{0,05}	0,06	0,038	0,039	0,057	

Ghi chú: Các chữ cái khác nhau trên cùng một cột thể hiện sự sai khác có ý nghĩa ở mức $P < 0,05$;

Tất cả các Giá trị được biểu thị bằng giá trị Trung bình $\pm$ Độ lệch chuẩn SD với $n = 3$;

*: QCVN 8-2 :2011/BYT; Tiêu chuẩn quốc gia TCVN 4832:2015.

Ở xà lách, trong số các loại rau, xà lách là loại rau được quan tâm hàng đầu đến khả năng tích lũy kim loại nặng vì bởi vì nó tích lũy kim loại với hàm lượng bên trong tương đối cao do sự hấp thu của rễ hiệu quả và sự chuyển vị tiếp theo sang chồi (Peijnenburg & cs., 2000). Kết quả thí nghiệm cho thấy, nồng độ Cd tích lũy trong phần ăn được của xà lách có sự khác nhau giữa các nghiệm thức sử dụng nước tưới nhiễm Cd với hàm lượng khác nhau. Tăng hàm lượng Cd trong nước tưới làm tăng nồng độ Cd thân lá rau xà lách, sự khác biệt càng rõ rệt khi mức Cd cao hơn ($P < 0,05$). Sử dụng nước tưới chứa Cd với các nồng độ từ 0 đến 1ppm, với vụ thứ hai trở đi tích lũy Cd trong xà lách vượt GHCP ở mức nước nhiễm 0,1ppm Cd là 1,2 lần. Tăng mức nhiễm Cd của nước tưới lên nồng độ 0,5ppm, ngay vụ đầu tiên đã gây tích lũy Cd trong xà lách là 0,69 mg/kg, vượt GHCP 3,45 lần theo TCVN. Mức tích lũy lớn nhất (1,275 mg/kg rau khô) tương ứng với mức nhiễm 1,0ppm Cd, vượt 6,38 lần GHCP theo TCVN (Bộ Y Tế, 2011b; Bộ Khoa Học Và Công Nghệ, 2015). Nghiên cứu của Ebenezer Mensah cho thấy Cd tích lũy trong rau xà lách sau 55 ngày trồng khi tưới nước nhiễm Cd với nồng độ 0; 0,05 và 0,1ppm thì mức tích lũy Cd trong rau tương ứng là 0,121; 0,968 và 1,022 mg/kg rau khô (Mensah, 2007).

Ở mồng tơi, hàm lượng Cd tích lũy trong rau mồng tơi chịu ảnh hưởng rõ rệt bởi nồng độ Cd trong nước tưới sử dụng. Mức tích lũy tỷ lệ thuận với hàm lượng Cd trong nước tưới. Tích lũy Cd trong rau mồng tơi vượt GHCP 1,25 lần theo TCVN khi nước tưới có chứa 0,1ppm Cd sau trồng vụ thứ hai. Mức nhiễm Cd 0,5ppm của nước tưới sử dụng trên rau mồng tơi gây nhiễm nguyên tố này trong rau lên tới 2,75 lần ngay ở vụ đầu tiên và 3,1 lần khi sang vụ 2. Hàm lượng Cd trong mồng tơi đạt mức cao nhất ở nghiệm thức 6 khi sử dụng nước nhiễm Cd lớn nhất 1ppm qua vụ 1; 2 và 3 tương ứng là 0,97; 1,02 và 1,06 mg/kg rau khô.

Xu hướng tích lũy Cd trong các loài thực vật được quan sát là rau ăn lá > rau họ cà > rau ăn củ > rau họ hành > rau dưa > rau họ đậu (Yang & cs., 2010). Sự tích lũy Cd trong rau có thể chủ yếu là do Cd từ hoạt động tưới tiêu sử dụng nước thải và bùn thải ở các khu vực ven đô (Anwar & cs., 2016; Baldantoni & cs., 2016).

Tóm lại: Tích lũy trong rau ăn lá thể hiện rõ sự ảnh hưởng bởi hàm lượng Cu, Pb, Cd trong nước tưới. Hàm lượng các KLN tích lũy trong rau tăng tỷ lệ thuận theo nồng độ của nó trong nước tưới và ở ngưỡng KLN có hàm lượng cao, hàm lượng tích lũy tăng theo thời gian gieo trồng (tích lũy ở vụ sau cao hơn vụ trước). Với ngưỡng Cu trong nước tưới (0,2 -2ppm), hàm lượng Cu được phát hiện trong rau nằm ở khoảng an toàn theo QCVN 8-2 :2011/BYT và TCVN 4832:2015

quy định giới hạn cho phép chất ô nhiễm và độc tố trong thực phẩm được con người tiêu thụ. Với ngưỡng Pb trong nước tưới bị vượt 0,5ppm thì các loại rau ăn lá được phát hiện thấy hàm lượng tích lũy Pb vượt giới hạn an toàn cho phép theo quy định tại QCVN 8-2 :2011/BYT và TCVN 4832:2015. Với ngưỡng Cd trong nước tưới vượt 0,1ppm, thì các loại rau ăn lá đều có tích lũy Cd vượt giới hạn an toàn cho phép theo quy định tại QCVN 8-2 :2011/BYT và TCVN 4832:2015

4.2.3. Ảnh hưởng của hàm lượng kim loại nặng trong nước tưới đến sự tích lũy trong đất trồng

4.2.3.1. Tích lũy Cu trong đất trồng rau

a. Hàm lượng tích lũy

Sử dụng nước tưới chứa hàm lượng Cu từ 0 đến 2ppm cho nhóm rau ăn lá gồm cải xanh, xà lách và mồng tơi cho thấy mức độ tích lũy trung bình trong 3 vụ của kim loại này trong đất trồng tăng dần với việc tăng nồng độ Cu trong nước tưới. Tăng hàm lượng Cu trong nước tưới ảnh hưởng rất rõ đến việc tích lũy Cu trong đất trồng các loại rau này. Hàm lượng Cu trong đất đối với đất trồng cải xanh từ 23,86 đến 37,37 mg/kg đất khô; đất trồng xà lách là 23,86 đến 36,43 mg/kg và đất trồng mồng tơi tăng từ 23,91 đến 37,27mg/kg đất khô (Bảng 4.36). Không có sự khác biệt có ý nghĩa thống kê ($P > 0,05$) giữa hàm lượng Cu trong đất ở nghiệm thức nước tưới có 1,6 và 2ppm Cu. Tuy nhiên, trên cả 3 loại đất trồng rau với thời gian tưới này hàm lượng Cu trong đất vẫn ở trong ngưỡng an toàn theo TCVN (Bộ Tài Nguyên Môi Trường, 2015) về kim loại này.

b. Dự báo tích lũy Cu trong đất trồng khi sử dụng nước tưới nhiễm Cu

Phương trình tương quan tuyến tính dạng $y = ax + b$ được sử dụng để dự báo thời gian tích lũy Cu trong đất ($\sim y$) đến giá trị cao nhất ($\sim x$) theo QCVN 03-2015/BTNMT ($x_{Cu\max} = 100 \text{ mg/kg}$). Dựa trên kết quả thí nghiệm 3 loại rau qua 3 vụ trồng, thời gian tích lũy Cu với ngưỡng cao nhất cho phép được dự báo tại bảng 4.37. Như vậy, với ngưỡng Cu trong nước từ 0,2 đến 2ppm sử dụng tưới cho cải xanh, xà lách và mồng tơi trồng trên nền đất ban đầu có chứa 20,4 mg/kg trong khoảng thời gian canh tác tương ứng từ 1,9-14,6 năm (20-153 vụ cải xanh); 1,9-12,6 năm (15-100 vụ xà lách) và 2,2-15,7 năm (18-128 vụ mồng tơi) sẽ gây tích lũy Cu trong đất trồng vượt ngưỡng an toàn theo QCVN 03 - 2015/BTNMT.

**Bảng 4.36. Ảnh hưởng của hàm lượng Cu
trong nước tưới đến sự tích lũy trong đất trồng rau**

Đơn vị: mg/kg

Công thức	Vụ 1	Vụ 2	Vụ 3	TB	TCVN
Cải xanh					
Cu0	23,62 ^d ± 1,13	24,15 ^f ± 0,49	23,81 ^f ± 1,09	23,86 ^e ± 0,85	
Cu0,2	27,76 ^c ± 1,14	27,84 ^e ± 1,07	28,34 ^e ± 0,5	27,98 ^d ± 0,86	
Cu0,5	29,1 ^c ± 0,79	30,64 ^d ± 1	31,54 ^d ± 0,22	30,43 ^c ± 1,25	
Cu0,8	31,64 ^b ± 0,91	33,73 ^c ± 0,48	35,87 ^c ± 0,91	33,75 ^b ± 1,95	
Cu1,6	33,65 ^a ± 0,46	35,71 ^b ± 0,76	38,43 ^b ± 0,62	35,93 ^a ± 2,6	
Cu2,0	34,89 ^a ± 0,6	37,36 ^a ± 0,35	39,87 ^a ± 0,43	37,37 ^a ± 2,19	
<i>LSD_{0,05}</i>	1,56	1,32	1,23	2,21	
Xà lách					
Cu0	23,62 ^d ± 1,13	24,08 ^f ± 0,43	23,88 ^e ± 0,98	23,86 ^e ± 0,81	
Cu0,2	27,08 ^c ± 0,95	27,34 ^e ± 0,41	27,85 ^d ± 0,71	27,42 ^d ± 0,71	
Cu0,5	28,63 ^c ± 0,95	29,17 ^d ± 0,93	31,15 ^c ± 1,05	29,65 ^c ± 1,19	
Cu0,8	31,21 ^b ± 0,91	32,87 ^c ± 0,84	33,93 ^b ± 1,04	32,67 ^b ± 1,43	100*
Cu1,6	32,85 ^a ± 0,83	34,74 ^b ± 0,55	37,22 ^a ± 0,61	34,94 ^a ± 2,43	
Cu2,0	34,1 ^a ± 0,62	36,22 ^a ± 1,07	38,98 ^a ± 0,56	36,43 ^a ± 1,74	
<i>LSD_{0,05}</i>	1,62	1,33	1,51	1,91	
Mồng toi					
Cu0	23,69 ^f ± 0,49	24,21 ^f ± 0,38	23,83 ^f ± 0,46	23,91 ^e ± 0,45	
Cu0,2	27,82 ^e ± 0,25	28,11 ^e ± 0,46	28,45 ^e ± 0,32	28,13 ^d ± 0,32	
Cu0,5	29,9 ^d ± 0,37	31,58 ^d ± 0,9	32,09 ^d ± 0,44	31,19 ^c ± 1,13	
Cu0,8	32,57 ^c ± 0,51	33,89 ^c ± 0,49	36,2 ^c ± 0,17	34,22 ^b ± 1,66	
Cu1,6	34,09 ^b ± 0,18	35,92 ^b ± 0,27	38,25 ^b ± 0,2	36,09 ^{ab} ± 1.01	
Cu2,0	35,23 ^a ± 0,35	37,12 ^a ± 0,33	39,46 ^a ± 0,38	37,27 ^a ± 1,44	
<i>LSD_{0,05}</i>	0,67	0,92	0,62	2,06	

Ghi chú: Các chữ cái khác nhau trên cùng một cột thể hiện sự sai khác có ý nghĩa ở mức P < 0,05;

Tất cả các Giá trị được biểu thị bằng giá trị Trung bình ± Độ lệch chuẩn SD với n = 3

*: QCVN 03 - 2015/BTNMT

Bảng 4.37. Thời gian tích lũy Cu trong đất do nước tưới theo dự báo

Công thức	Hàm số tương quan	Hệ số tương quan (R)	Thời gian tích lũy (ngày)
Cải xanh			
Cu0,2	$y = 73,381x - 2003,2$	0,92	5335
Cu0,5	$y = 20,032x - 559,52$	0,99	1444
Cu0,8	$y = 11,82x - 348,88$	1	833
Cu1,6	$y = 10,394x - 323,46$	0,99	716
Cu2,0	$y = 10,04x - 325,23$	1	679
Xà lách			
Cu0,2	$y = 62,731x - 1670,3$	0,98	4603
Cu0,5	$y = 17,894x - 480,55$	0,95	1309
Cu0,8	$y = 18,349x - 548,25$	0,99	1268
Cu1,6	$y = 11,373x - 347,32$	0,99	790
Cu2,0	$y = 10,187x - 321,16$	0,99	698
Mồng toi			
Cu0,2	$y = 79,199x - 2177,6$	0,99	5742
Cu0,5	$y = 20,848x - 600,24$	0,95	1485
Cu0,8	$y = 13,441x - 409,95$	0,98	934
Cu1,6	$y = 11,962x - 381,66$	0,99	815
Cu2,0	$y = 11,776x - 388,89$	0,99	789

4.2.3.2. Tích lũy Pb trong đất trồng rau**a. Hàm lượng tích lũy**

Sự gia tăng hàm lượng Pb trong đất tương ứng với việc tăng nồng độ Pb trong nước tưới xảy ra đối với đất trồng của cả 3 loại rau thí nghiệm (Bảng 4.38.). Tuy nhiên, nồng độ Pb trong đất cao hơn rõ rệt ở nghiệm thức khi sử dụng nước tưới 4ppm Pb so với các nghiệm thức còn lại. Nồng độ Pb trong nước 4ppm làm tăng nồng độ Pb trong đất sau thu hoạch rau ở vụ thứ nhất từ 3,04 (xà lách) đến 3,96 mg/kg (mồng toi); 4,51 (xà lách) đến 5,0 mg/kg thời điểm sau vụ 2 và cuối vụ 3 là từ 4,68 (xà lách) đến 5,42 mg/kg (mồng toi). Sự gia tăng hàm lượng Pb trong đất do tưới nước ô nhiễm phù hợp với một số nghiên cứu trước đây (Phan Thị Thu Hằng, 2008; Mensah, 2007). Với các nồng độ trong thí nghiệm, hàm lượng Pb trong đất trồng 3 loại rau sau 3 vụ trồng liên tiếp chưa có dấu hiệu bị ô nhiễm Pb khi đối chiếu với TCVN (Bộ Tài nguyên và Môi trường, 2015).

**Bảng 4.38. Ảnh hưởng
của Pb trong nước tưới đến sự tích lũy trong đất trồng rau**

Đơn vị: mg/kg

Công thức	Vụ 1	Vụ 2	Vụ 3	TB	TCVN
Cải xanh					
Pb0	1,9 ^f ± 0,07	1,86 ^f ± 0,11	1,92 ^f ± 0,04	1,89 ^f ± 0,07	
Pb0,1	2,63 ^e ± 0,22	2,83 ^e ± 0,22	3,13 ^e ± 0,08	2,86 ^e ± 0,27	
Pb0,5	3,43 ^d ± 0,25	3,63 ^d ± 0,18	4,4 ^d ± 0,16	3,82 ^d ± 0,62	
Pb1,0	4,31 ^c ± 0,2	4,92 ^c ± 0,13	5,56 ^c ± 0,29	4,93 ^c ± 0,57	
Pb2,0	4,8 ^b ± 0,02	5,58 ^b ± 0,2	6,25 ^b ± 0,16	5,54 ^b ± 0,64	
Pb4,0	5,73 ^a ± 0,19	6,7 ^a ± 0,23	7,2 ^a ± 0,2	6,54 ^a ± 0,49	
LSD _{0,05}	0,32	0,33	0,31	0,83	
Xà lách					
Pb0	1,93 ^e ± 0,16	1,62 ^e ± 0,17	1,76 ^e ± 0,2	1,77 ^e ± 0,2	
Pb0,1	2,63 ^d ± 0,43	2,83 ^d ± 0,26	3,18 ^d ± 0,11	2,88 ^d ± 0,33	
Pb0,5	3,33 ^c ± 0,28	3,52 ^c ± 0,24	4,22 ^c ± 0,24	3,69 ^c ± 0,69	
Pb1,0	4,33 ^b ± 0,48	4,92 ^b ± 0,24	5,51 ^b ± 0,29	4,92 ^b ± 0,59	70*
Pb2,0	4,88 ^{ab} ± 0,31	5,23 ^b ± 0,11	6,23 ^a ± 0,24	5,45 ^{ab} ± 0,64	
Pb4,0	4,97 ^a ± 0,19	6,13 ^a ± 0,17	6,44 ^a ± 0,26	5,85 ^a ± 0,7	
LSD _{0,05}	0,59	0,37	0,41	0,92	
Mồng toi					
Pb0	1,82 ^f ± 0,12	1,8 ^f ± 0,08	1,88 ^f ± 0,13	1,83 ^e ± 0,11	
Pb0,1	2,67 ^e ± 0,1	2,84 ^e ± 0,11	3,21 ^e ± 0,13	2,77 ^d ± 0,42	
Pb0,5	3,19 ^d ± 0,4	4,1 ^d ± 0,14	4,46 ^d ± 0,31	3,92 ^c ± 0,67	
Pb1,0	4,38 ^c ± 0,31	4,97 ^c ± 0,2	5,2 ^c ± 0,18	5,08 ^{bc} ± 0,42	
Pb2,0	4,86 ^b ± 0,08	5,56 ^b ± 0,29	6,42 ^b ± 0,12	5,61 ^b ± 0,69	
Pb4,0	5,78 ^a ± 0,17	6,8 ^a ± 0,25	7,3 ^a ± 0,19	6,63 ^a ± 0,61	
LSD _{0,05}	0,41	0,34	0,33	0,8	

Ghi chú: Các chữ cái khác nhau trên cùng một cột thể hiện sự sai khác có ý nghĩa ở mức $P < 0,05$;

Tất cả các Giá trị được biểu thị bằng giá trị Trung bình $\pm$ Độ lệch chuẩn SD với $n = 3$;

*: QCVN 03-MT:2015/BTNMT

b. Dự báo tích lũy Pb trong đất trồng rau

Dựa trên kết quả dự báo cho 3 loại rau qua 3 vụ trồng, thời gian tích lũy Pb với ngưỡng cao nhất cho phép được dự báo tại bảng 4.39. Như vậy, với ngưỡng Pb trong nước từ 0,1pmm đến 4ppm sử dụng tưới cho cải xanh, xà lách và mồng toi trồng trên đất có lượng Pb ban đầu là 1,98mg/kg trong khoảng thời gian tương ứng từ 5,9-18,6 năm (61-191 vụ cải xanh); 5,5-16,4 năm (44-131 vụ xà lách) và

5,6-16,4 năm (46-133 vụ mỏng toi) sẽ gây tích lũy Pb trong đất trồng vượt ngưỡng an toàn theo QCVN 03-2015/BTNMT.

Bảng 4.39. Dự báo hàm lượng Pb tích lũy trong đất theo thời gian

Công thức	Hàm số tương quan	Hệ số tương quan (R)	Thời gian tích lũy (ngày)
Cải xanh			
Pb0,1	$y = 98,684x - 232,57$	0,99	6675
Pb0,5	$y = 46,226x - 126,58$	0,95	3109
Pb1,0	$y = 39,992x - 147,16$	0,99	2652
Pb2,0	$y = 34,417x - 140,78$	0,99	2268
Pb4,0	$y = 32,893x - 165,23$	0,98	2137
Xà lách			
Pb0,1	$y = 88,71x - 205,48$	0,98	6004
Pb0,5	$y = 50,637x - 136,85$	0,95	3408
Pb1,0	$y = 42,373x - 158,47$	1	2808
Pb2,0	$y = 34,38x - 137,26$	0,96	2269
Pb4,0	$y = 30,603x - 128,92$	0,94	2013
Mỏng toi			
Pb0,1	$y = 88,544x - 207,37$	0,98	5991
Pb0,5	$y = 37,054x - 95,127$	0,97	2499
Pb1,0	$y = 32,355x - 114,47$	0,99	2150
Pb2,0	$y = 31,939x - 129,29$	0,99	2106
Pb4,0	$y = 31,66x - 159,8$	0,98	2056

4.2.3.3. Ảnh hưởng đến tích lũy Cd trong đất trồng rau

a. Hàm lượng tích lũy

Sự gia tăng hàm lượng Cd trong đất trồng 3 loại rau nghiên cứu bị chi phối bởi tăng nồng độ kim loại này trong nước tưới (Bảng 4.40). Tuy nhiên, nồng độ Cd cao hơn rõ rệt ($P < 0,05$) khi sử dụng nước tưới nhiễm 1,0 ppm Cd so với các nghiệm thức khác ở cả 3 loại rau và với nghiệm thức này nước tưới gây tích lũy Cd trong đất vượt TCCP ngay sau khi thu hoạch rau ở vụ đầu tiên. Với các mức nước tưới nhiễm Cd từ 0 đến 1ppm đã làm tăng Cd trong đất tương ứng trung bình sau 3 vụ từ 0,013 đến 1,71 (cải xanh); 0,015 đến 1,743 (xà lách) và từ 0,013 đến 1,86 mg/kg đất khô (mỏng toi). Nước nhiễm mức 0,5ppm Cd dùng để tưới trên cả 3 loại rau sang vụ thứ 3 gây tích lũy Cd trong đất vượt GHCP 1,22 đến 1,26 lần theo TCVN (Bộ Tài Nguyên Môi Trường, 2015). Ô nhiễm Cd ở đất trồng 3 loại rau trong thí nghiệm xảy ra ngay ở vụ thứ nhất ở nghiệm thức 6 khi

sử dụng nước nhiễm Cd nồng độ 1ppm. Theo nghiên cứu của Vũ Thị Khắc cho thấy sự tích lũy Cd trong đất trồng lúa gia tăng tỷ lệ thuận với nồng độ Cd trong nước tưới: Hàm lượng Cd trong đất lúa của công thức tưới nước nhiễm 0,5ppm Cd cao gấp 2,03 lần so với công thức tưới nước nhiễm 0,05ppm và cao gấp 8,68 lần so với công thức tưới nước chứa 0,01ppm qua trung bình 4 vụ lúa hè thu 2019, 2020 và đông xuân 2019, 2020 (Vũ Thị Khắc, 2023).

Bảng 4.40. Hàm lượng Cd trong đất trồng rau sau các vụ thí nghiệm

Đơn vị tính: mg/kg đất

Công thức	Vụ 1	Vụ 2	Vụ 3	TB	TCVN
Cải xanh					
Cd0	0,01 ^e ± 0,006	0,01 ^e ± 0,006	0,02 ^e ± 0,006	0,013 ^d ± 0,005	
Cd0,01	0,03 ^e ± 0	0,04 ^e ± 0,006	0,05 ^e ± 0,006	0,040 ^d ± 0,009	
Cd0,05	0,12 ^d ± 0,035	0,26 ^d ± 0,006	0,31 ^d ± 0,006	0,230 ^{cd} ± 0,08	
Cd0,1	0,24 ^c ± 0,006	0,42 ^c ± 0,006	0,49 ^c ± 0,006	0,383 ^c ± 0,115	
Cd0,5	0,92 ^b ± 0,091	1,26 ^b ± 0,057	1,83 ^b ± 0,13	1,337 ^b ± 0,408	
Cd1,0	1,07 ^a ± 0,04	1,92 ^a ± 0,16	2,14 ^a ± 0,15	1,710 ^a ± 0,5	
LSD0,05	0,08	0,12	0,14	0,29	
Xà lách					
Cd0	0,02 ^c ± 0,006	0,006 ^e ± 0,006	0,02 ^e ± 0,006	0,015 ^d ± 0,007	
Cd0,01	0,03 ^c ± 0,18	0,04 ^e ± 0,006	0,05 ^e ± 0,006	0,04 ^d ± 0,1	
Cd0,05	0,19 ^c ± 0,1	0,23 ^d ± 0,05	0,28 ^d ± 0,03	0,235 ^{cd} ± 0,07	
Cd0,1	0,37 ^{bc} ± 0,06	0,4 ^c ± 0,03	0,46 ^c ± 0,04	0,410 ^c ± 0,06	1,5*
Cd0,5	0,71 ^b ± 0,45	1,25 ^b ± 0,06	1,89 ^b ± 0,1	1,283 ^b ± 0,56	
Cd1,0	1,28 ^a ± 0,07	1,82 ^a ± 0,08	2,13 ^a ± 0,16	1,744 ^a ± 0,38	
LSD0,05	0,37	0,08	0,14	0,29	
Mồng toi					
Cd0	0,02 ^e ± 0,006	0,01 ^f ± 0,006	0,02 ^e ± 0,006	0,017 ^d ± 0,007	
Cd0,01	0,04 ^e ± 0,006	0,05 ^e ± 0,006	0,06 ^e ± 0,006	0,05 ^d ± 0,007	
Cd0,05	0,25 ^d ± 0,04	0,30 ^d ± 0,006	0,36 ^d ± 0,01	0,303 ^c ± 0,057	
Cd0,1	0,42 ^c ± 0,01	0,46 ^c ± 0,015	0,5 ^c ± 0,01	0,460 ^c ± 0,036	
Cd0,5	1,32 ^b ± 0,04	1,46 ^b ± 0,015	1,86 ^b ± 0,06	1,547 ^b ± 0,244	
Cd1,0	1,72 ^a ± 0,03	1,85 ^a ± 0,045	2,02 ^a ± 0,05	1,863 ^a ± 0,135	
LSD0,05	0,05	0,04	0,06	0,23	

Ghi chú: Các chữ cái khác nhau trên cùng một cột thể hiện sự sai khác có ý nghĩa ở mức P < 0,05;

Tất cả các Giá trị được biểu thị bằng giá trị Trung bình ± Độ lệch chuẩn SD với n = 3;

*: QCVN 03-:2015/BTNMT

b. Dự báo tích lũy Cd trong đất trồng rau

Dựa trên kết quả thí nghiệm 3 loại rau qua 3 vụ trồng, thời gian tích lũy Cd với ngưỡng cao nhất cho phép được dự báo tại bảng 4.41. Như vậy, với ngưỡng Cd trong nước từ 0,01 đến 0,1ppm sử dụng tưới cho cải xanh, xà lách và mồng tơi trồng trên đất có lượng Cd ban đầu là 0,02 mg/kg trong khoảng thời gian tương ứng từ 0,7-10,1 năm (2-106 vụ cải xanh); 1,7-10,1 năm (2-80 vụ xà lách) và 0,8-10,1 năm (1-82 vụ mồng tơi) sẽ gây tích lũy Cd trong đất trồng vượt ngưỡng an toàn theo QCVN 03 - 2015/BTNMT.

Bảng 4.41. Dự báo hàm lượng Cd tích lũy trong đất theo thời gian

Công thức	Hàm số tương quan	Hệ số tương quan (R)	Thời gian tích lũy (ngày)
Cải xanh			
Cd0,01	$y = 2500x - 50$	1	3.700
Cd0,05	$y = 244,85x - 6,3144$	0,96	361
Cd0,1	$y = 187,88x - 22,019$	0,97	260
Cd0,5	$y = 53,799x - 21,912$	0,99	59
Cd1,0	$y = 41,889x - 21,629$	0,95	41
Xà lách			
Cd0,01	$y = 2500x - 50$	1	3.700
Cd0,05	$y = 553,28x - 79,098$	0,99	751
Cd0,1	$y = 535,71x - 169,64$	0,98	634
Cd0,5	$y = 42,272x - 4,2487$	0,99	59
Cd1,0	$y = 57,422x - 50,106$	0,99	36
Mồng tơi			
Cd0,01	$y = 2500x - 75$	1	3.675
Cd0,05	$y = 453,3x - 87,5$	0,99	592
Cd0,1	$y = 251,87x - 74,254$	0,95	304
Cd0,5	$y = 85,951x - 82,937$	0,96	46
Cd1,0	$y = 165,68x - 258,73$	0,99	—

Tóm lại: KLN tích lũy trong đất trồng rau tăng dần theo thời gian tưới và nồng độ Cu, Pb, Cd trong nước tưới. Tích lũy của các KLN này trong đất trồng rau trong thí nghiệm qua 3 vụ liên tiếp với các dải nồng độ của Cu (0,2-2)ppm, Pb (0,1-4)ppm vẫn nằm trong GHCP. Sau khoảng 1,9-15,7 năm (Cu); 5,5-18,6 năm (Pb) mới tích lũy quá GHCP. Đối với Cd với hàm lượng từ 0,5-1ppm, gây tích lũy trong đất trồng vượt GHCP có thể ngay từ vụ đầu tiên.

4.2.4. Đánh giá tích lũy kim loại nặng của rau ăn lá qua thí nghiệm đồng ruộng

4.2.4.1. Hiện trạng nguồn nước tưới và đặc tính lý hóa đất khu vực thí nghiệm

a. Chất lượng nguồn nước tưới khu vực thí nghiệm

Sông Cầu Bậy ngoài thực hiện chức năng tiêu nước cho toàn huyện Gia Lâm và quận Long Biên thì còn là nguồn cung cấp nước chính cho toàn bộ diện tích của các xã, thị trấn có diện tích đất canh tác dọc hai bên bờ sông. Mỗi ngày, sông Cầu Bậy tiếp nhận khoảng 3.141m^3 nước thải khu dân cư qua 26 điểm xả chính. Trong đó, nước thải sinh hoạt khoảng 2.826m^3 , nước thải chăn nuôi khoảng 15m^3 , nước thải sản xuất khoảng 300m^3 . Nước sông Cầu Bậy trong mùa khô của 2 năm: 2019 và 2020 bị ô nhiễm amoni và phosphat (hữu cơ). Nguồn nước sông Cầu Bậy hiện có hàm lượng Cd ($0,032 > 0,01 \text{ mg/l}$) vượt quá giới hạn cho phép theo tiêu chuẩn nước dùng cho tưới tiêu (Bảng 4.42).

**Bảng 4.42. Đặc tính chất lượng
của nước được sử dụng trong thời gian nghiên cứu**

Chỉ tiêu	Sông	Giếng khoan	QCVN 08-MT:2015/BTNMT (cột B1)
	TB $\pm$ SE	TB $\pm$ SE	
Nhiệt độ ($^{\circ}\text{C}$)	$24,42 \pm 0,37$	$22,44 \pm 0,25$	-
pH	$7,52 \pm 0,14$	$6,86 \pm 0,03$	5,5-9
TSS (mg/l)	$482,6 \pm 14,3$	$46,11 \pm 1,3$	50
EC (mS/cm)	$0,59 \pm 0,01$	$0,22 \pm 0,00$	-
NH_4^+ (- N mg/l)	$5,12 \pm 0,14$	$3,27 \pm 0,02$	0,9
PO_4^{3-} (-P mg/l)	$1,58 \pm 0,07$	$0,01 \pm 0,00$	0,3
DO (mg/l)	$3,08 \pm 0,17$	$4,29 \pm 0,04$	≥ 4
Độ đục (NTU)	$79,2 \pm 2,72$	$12,8 \pm 0,88$	-
Cd (mg/l)	$0,032^a \pm 0,0005$	$0,005^b \pm 0,00$	0,01
Cu (mg/l)	$0,019^a \pm 0,0005$	$0,003^b \pm 0,00$	0,5
Pb (mg/l)	$0,03^a \pm 0,0006$	$0,015^b \pm 0,00$	0,05

Ghi chú: Các giá trị trung bình mang chữ cái khác nhau, sai khác có ý nghĩa thống kê ($P < 0,05$).

b. Đặc tính lý hóa của đất khu vực khảo nghiệm

Khu vực nghiên cứu nằm ven bờ sông Cầu Bậy thuộc địa phận làng Lê Xá, xã Đa Tốn, huyện Gia Lâm. Kết quả phân tích cho thấy đất thí nghiệm là đất phù sa trung tính, điển hình của đất phù sa Đồng bằng sông Hồng, thích hợp cho các

loại cây trồng cạn, với tỷ lệ cấp hạt: sét 12,0%; limon 46,5% và cấp hạt cát chiếm 41,5%. Tầng canh tác, đất có dung trọng bình quân là 1,3 g/cm³. Độ ẩm tối đa đồng ruộng 31% (TLĐK). Đất thí nghiệm được phân tích các tính chất hóa học cơ bản: pH_{KCl} có giá trị là 6,8; Hàm lượng cacbon hữu cơ OC đạt 1,48%, tương đương với hàm lượng chất hữu cơ trong đất là 2,55%, đất tương đối giàu chất hữu cơ; Hàm lượng P₂O₅dt là 47,4 (mg/100g đất); K₂Odt là 10,8 (mg/100g đất); Hàm lượng đạm thủy phân tổng số Ntp đạt 12,3 (mg/100g đất). Như vậy, đất khu vực nghiên cứu có đạm và lân ở mức giàu, còn kali ở ngưỡng trung bình. Giá trị CEC của đất khu vực này ở mức trung bình đạt 17,6 meq/100g đất. Hàm lượng kim loại Cd, Cu, Pb trong đất nghiên cứu trước khi tiến hành thí nghiệm đều ở ngưỡng an toàn cho sản xuất nông nghiệp theo QCVN 03-MT:2015/BTNMT, lần lượt là 0,64; 18,70; 8,21 mg/kg đất khô.

4.2.4.2. Ảnh hưởng của nguồn nước tưới đến sinh trưởng và năng suất rau

Vụ rau năm 2019, tổng lượng nước tưới cho cả 3 loại rau (mồng toi, cải xanh, xà lách) là như nhau và hết 1.445 m³/ha. Trong khi đó vào năm 2020 chỉ cần 1.012 m³/ha ở mỗi công thức do thời gian từ tháng 9 đến tháng 11 năm 2020 thì lượng mưa đo được khu vực Hà Nội là 262,2mm, cao hơn so với lượng mưa cùng kỳ của năm 2019 (149,4mm).

Bảng 4.43. Ảnh hưởng của nguồn nước tưới đến số lá và năng suất rau

Nguồn nước tưới	Cải xanh	Mồng toi	Xà lách
Số lá (lá/cây)			
Sông	11,67 ^a	9,00 ^{cd}	11,83 ^a
Giếng	9,83 ^{bc}	8,33 ^d	10,50 ^b
Năng suất tươi (tấn/ha)			
Sông	31,08 ^a	12,95 ^e	26,38 ^c
Giếng	27,08 ^b	11,13 ^f	24,13 ^d

Ghi chú: Các giá trị trung bình mang chữ cái khác nhau thì sai khác nhau có ý nghĩa thống kê (P < 0,05).

Kết quả theo dõi cho thấy khi tưới liên tục bằng nước sông Cầu Bấy, số lá và năng suất rau tươi trung bình của cả cải xanh, mồng toi và xà lách 3 loại rau đều tăng cao hơn so với được tưới bởi nước giếng (nước ngầm) ở mức sai khác có ý nghĩa về mặt thống kê. Mồng toi là loại rau có số lá và năng suất thấp hơn so với cải xanh và xà lách. Thời vụ trồng 3 loại rau này vào đầu tháng 10, đây là thời điểm mà đối với rau mồng toi không phải là vụ chính nên sinh trưởng và năng suất không cao

(11,13-12,95 tấn/ha) so với cải xanh và xà lách. Tuy số lá rau cải xanh và xà lách không có sự sai khác nhưng năng suất cải xanh (27,08-31,08 tấn/ha) lại cao hơn ở cả trường hợp tưới nước sông và nước giếng so với xà lách (24,13-26,38 tấn/ha).

4.2.4.3. Ảnh hưởng của nguồn nước tưới đến tích lũy kim loại nặng trong rau và đất trồng tại khu khảo nghiệm

a. Tích lũy kim loại nặng trong rau

Kết quả phân tích ở bảng 4.44 và thể hiện qua hình 4.19 cho thấy nồng độ kim loại nặng có sự khác nhau giữa loại rau và nguồn nước tưới. Với kết quả phân tích về hàm lượng kim loại nặng trong nước ở các thời điểm tưới cho thấy nước sông Cầu Bấy hiện bị ô nhiễm Cd. Do vậy, khi được khai thác để tưới thì cả ba loại rau trong thí nghiệm đều có hàm lượng Cd vượt ngưỡng an toàn (0,25-0,28 mg/kg rau khô) so với theo tiêu chuẩn (0,2 mg/kg rau khô). Cải xanh có xu hướng tích lũy Cd cao hơn so với mồng tơi và xà lách.

Bảng 4.44. Ảnh hưởng của nguồn nước tưới đến sự tích lũy hàm lượng kim loại nặng trong rau

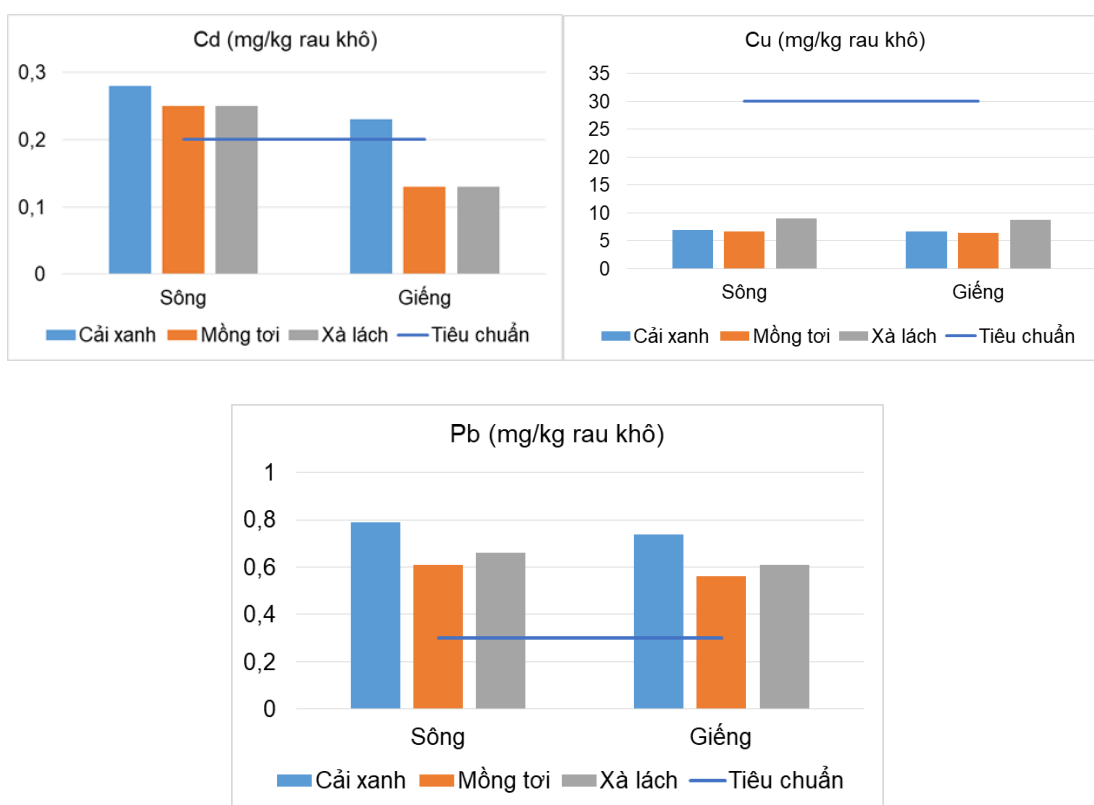
Nguồn nước	Cải xanh	Mồng tơi	Xà lách	Trung bình	TCVN
Cd (mg/ kg rau khô)					
Sông	0,28 ^a	0,25 ^{ab}	0,25 ^{ab}	0,26 ^a	0,2*
Giếng	0,23 ^b	0,13 ^c	0,13 ^c	0,16 ^b	
Cu (mg/ kg rau khô)					
Sông	6,92 ^b	6,63 ^b	8,99 ^a	7,52 ^a	30**
Giếng	6,65 ^b	6,46 ^b	8,68 ^a	7,26 ^b	
Pb (mg/ kg rau khô)					
Sông	0,79 ^a	0,61 ^{cd}	0,66 ^{bc}	0,69 ^a	0,3*
Giếng	0,74 ^{ab}	0,56 ^d	0,61 ^{cd}	0,64 ^b	

Ghi chú: Các giá trị trung bình mang chữ cái khác nhau thì sai khác có ý nghĩa thống kê ($P < 0,05$);

*: QCVN 8-2 :2011/BYT; **: QĐ 106/2007/QĐ – BNN.

Theo công bố của (Phan Thị Thu Hằng, 2008) thì rau cải xanh có khả năng hấp thu Cd từ môi trường rất lớn, vì vậy có thể đưa loại rau này (*Brassica juncea* L.) vào danh mục các cây trồng loại bỏ ô nhiễm Cd. Với Cu, mặc dù kim loại nặng này ở ba loại rau được tưới từ nước sông đều cao hơn được tưới nước giếng (xu thế ở xà lách cao hơn cải xanh và mồng tơi) nhưng so với tiêu chuẩn cho

phép về rau an toàn vẫn còn thấp hơn. Riêng với Pb, mặc dù hàm lượng kim loại nặng này trong cả hai nguồn nước đều ở mức thấp hơn giới hạn tối đa cho phép (0,015-0,03 mg/l) theo tiêu chuẩn nước dùng cho tưới tiêu (0,05 mg/l - cột B1 - QCVN 08-MT:2015/BTNMT) nhưng kết quả phân tích thu được hàm lượng Pb trong cả cải xanh, mồng tơi và xà lách (0,56-0,79 mg/kg rau khô) ở cả hai trường hợp nước tưới khác nhau lại đều vượt ngưỡng an toàn (0,3 mg/kg rau khô). Điều này có thể khẳng định nhóm rau ăn lá trồng ở khu vực nghiên cứu này bị ô nhiễm chì có nguyên nhân không do nguồn nước tưới mà có thể do hấp thu từ nguồn khác phân bón, bụi giao thông hoặc từ việc phun thuốc bảo vệ thực vật lên lá.



Hình 4.19. Hàm lượng Cd, Cu, Pb trong rau

b. Tích lũy kim loại nặng trong đất trồng rau

Kết quả phân tích hàm lượng kim loại nặng trong đất tại bảng 4.45 cho thấy trên đất trồng rau được tưới bằng nước sông Cầu Bấy, hàm lượng các kim loại nặng này đều cao hơn so với trường hợp được tưới nước giếng và cao hơn so với lúc trước khi thí nghiệm. Với xu thế tích lũy Cu ở đất trồng rau xà lách > mồng tơi > cải xanh; với Pb thì mồng tơi > cải xanh > xà lách và với Cd là cải xanh > xà lách > mồng tơi.

**Bảng 4.45. Hàm lượng kim loại nặng
trong đất trồng rau được tưới từ nguồn nước khác nhau**

Đất được tưới	Cải xanh	Mồng toi	Xà lách	Trung bình	Trước thí nghiệm	QCVN 03- :2015/BTNMT
Cd (mg/kg)						
Sông	1,10a	0,53cd	0,66c	0,76a	0,64	1,5
Giếng	0,96b	0,41d	0,66c	0,67b		
Cu (mg/kg)						
Sông	20,34b	23,85a	24,60a	22,93a	18,7	100
Giếng	17,44c	16,15c	24,15a	19,25b		
Pb (mg/kg)						
Sông	10,22b	12,93a	8,78c	10,64a	8,21	70
Giếng	8,72c	9,00c	7,54d	8,42b		

Ghi chú: Các giá trị trung bình mang chữ cái khác nhau thì sai khác có ý nghĩa thống kê ($P < 0,05$).

Theo tiêu chuẩn hàm lượng kim loại nặng của đất sản xuất nông nghiệp được quy định tại QCVN 03-MT:2015/BTNMT với Cd, Cu và Pb hàm lượng trong đất được tưới từ cả nước sông và nước giếng đều ở mức thấp hơn giới hạn tối đa cho phép.

4.2.5. Đánh giá rủi ro sức khỏe khi sử dụng rau được tưới nước nhiễm Cu, Pb, Cd

Các loại rau ăn lá là thành phần quan trọng trong chế độ ăn uống của con người để cung cấp các chất dinh dưỡng khoáng. Theo mức tiêu thụ rau trung bình/ngày, lượng kim loại nặng Cd, Cu, Pb ước tính (DIM) thông qua chuỗi thực phẩm cùng với hàm lượng các kim loại nặng này trong rau được sử dụng để tính chỉ số rủi ro sức khỏe (HRI) và chỉ số nguy cơ mục tiêu (THQ). Nếu HRI và THQ lớn hơn 1, có nghĩa là đối tượng đang nằm trong ngưỡng rủi ro, ngược lại nếu nhỏ hơn 1 đối tượng nằm trong vùng an toàn (Adedokun & cs., 2016).

4.2.5.1. Đánh giá rủi ro sức khỏe từ tiêu thụ rau qua thí nghiệm đồng ruộng

Kết quả cho thấy lượng Cd, Cu, Pb tiêu thụ từ cả ba loại rau được tưới nước sông cao hơn so với được tưới nước giếng. Hàm lượng cả 3 kim loại nặng này cao nhất là từ tiêu thụ rau mồng toi tưới nước sông Cầu Bấy. Với Cd, mặc dù hàm lượng của nó trong nước sông và tích lũy vào cả ba loại rau đều vượt quá tiêu chuẩn cho phép, lượng tiêu thụ rau theo kết quả tính toán là $(2,53 \times 10^{-5} - 6,8 \times 10^{-5})$, trong khi tổng mức độ giới hạn Cd mà cơ thể có thể chuyển hóa được (Rfd) (Jan & cs., 2010) với Cd là 0,001 mg/kg thể trọng/ngày. Hàm lượng

Pb trong cả rau cải xanh, mồng tơi và xà lách đều vượt giới hạn tối đa cho phép theo tiêu chuẩn, lượng tích lũy khi tiêu thụ rau hàng ngày trong trường hợp này đối với Pb từ $11,8 \times 10^{-5}$ - $16,6 \times 10^{-5}$ (giới hạn Rfd theo tiêu chuẩn quốc tế là 0,004 mg/kg thể trọng/ngày). Lượng KLN hấp thụ hàng ngày vào cơ thể con người không chỉ qua việc tiêu thụ các loại rau mà nó còn có thể thâm nhập qua rất nhiều loại thực phẩm khác và nước uống, khói bụi từ không khí qua đường hô hấp và hấp thụ qua da cũng làm tăng mức độ tích lũy trong cơ thể. Vì vậy, việc giới hạn KLN trong rau cần được chú ý để kiểm soát tải lượng ô nhiễm tích lũy vào cơ thể.

4.2.5.2. Đánh giá rủi ro sức khỏe từ tiêu thụ rau qua thí nghiệm nhà lưới

Kết quả nghiên cứu tại bảng 4.47 cho thấy lượng Cu, Pb, Cd tích lũy trong cả 3 loại rau tăng lên khi tăng nồng độ KLN tăng lên trong nước tưới. Với Cd, mặc dù hàm lượng của kim loại nặng này với ngưỡng từ 0,1ppm tích lũy vào cả 3 loại rau đều có dấu hiệu vượt tiêu chuẩn cho phép nhưng lượng tiêu thụ rau (DIM) theo kết quả tính toán cho thấy vẫn nhỏ hơn rất nhiều ($4,19 \times 10^{-5}$ - $2,75 \times 10^{-4}$) so với lượng cho phép tiêu thụ hàng ngày tham chiếu (Rfd) (Jan & cs., 2010) với Cd là 0,001 mg/kg thể trọng/ngày. Hàm lượng Pb từ 0,5ppm trong nước tưới cho cải xanh, xà lách và mồng tơi đều vượt giới hạn tối đa cho phép theo tiêu chuẩn. Lượng tích lũy khi tiêu thụ rau hàng ngày trong trường hợp này đối với Pb tương tự Cd, dao động từ ($6,15 \times 10^{-5}$ - $4,19 \times 10^{-4}$). Mức rủi ro (HRI) Cd, Cu, Pb lớn nhất là đối với mồng tơi được tưới nước chứa 1ppm Cd (0,275). Không chỉ qua rau xanh, KLN tích lũy trong cơ thể còn qua nhiều con đường khác nhau nữa bao gồm thức ăn hàng ngày, nước uống, qua đường hô hấp, hấp thụ qua da. Do vậy kiểm soát giới hạn KLN trong rau sẽ góp phần kiểm soát tích lũy độc tố trong cơ thể.

Tóm lại: Kết quả nghiên cứu cho thấy lượng Cu, Pb, Cd tích lũy trong rau tăng lên khi tăng nồng độ kim loại có trong nước tưới. Với Cd, được dự tính với hàm lượng ngưỡng 0,1ppm trong nước tưới thì tích lũy vào rau đều có dấu hiệu vượt tiêu chuẩn cho phép, lượng tiêu thụ qua rau (DIM) theo kết quả tính toán ($4,19 \times 10^{-5}$ - $2,75 \times 10^{-4}$). Hàm lượng Pb 0,5ppm lượng tích lũy khi tiêu thụ rau hàng ngày trong trường hợp này đối với Pb tương tự Cd, dao động từ ($6,15 \times 10^{-5}$ - $4,19 \times 10^{-4}$). Trong khi, giới hạn cho phép trong cơ thể (0,001 mg/kg thể trọng/ngày). Hàm lượng KLN tích lũy trong cơ thể không chỉ riêng rau xanh mà còn có cả lượng có trong thực phẩm khác, nước uống, hô hấp qua đường thở, hấp thụ qua da. Do vậy, việc kiểm soát tích lũy KLN trong rau xanh rất cần thiết để giảm thiểu rủi ro an toàn đối với sức khỏe.

Bảng 4.46. Dự báo lượng kim loại nặng tích lũy đối với người tiêu dùng rau do nước tưới

KLN	Chỉ số	Sông	Giếng	Sông	Giếng	Sông	Giếng
		Cải xanh		Xà lách		Mồng toi	
Cu	DIM	$134,4 \times 10^{-5}$	$129,1 \times 10^{-5}$	$174,6 \times 10^{-5}$	$168,5 \times 10^{-5}$	$180,2 \times 10^{-5}$	$175,6 \times 10^{-5}$
	HRI	$3,36 \times 10^{-2}$	$3,23 \times 10^{-2}$	$4,36 \times 10^{-2}$	$4,21 \times 10^{-2}$	$4,51 \times 10^{-2}$	$4,39 \times 10^{-2}$
	THQ	$6,72 \times 10^{-4}$	$6,46 \times 10^{-4}$	$8,73 \times 10^{-4}$	$8,43 \times 10^{-4}$	$6,44 \times 10^{-4}$	$6,27 \times 10^{-4}$
Pb	DIM	$15,3 \times 10^{-5}$	$14,4 \times 10^{-5}$	$12,8 \times 10^{-5}$	$11,8 \times 10^{-5}$	$16,6 \times 10^{-5}$	$15,2 \times 10^{-5}$
	HRI	$3,83 \times 10^{-2}$	$3,59 \times 10^{-2}$	$3,2 \times 10^{-2}$	$2,96 \times 10^{-2}$	$4,15 \times 10^{-2}$	$3,81 \times 10^{-2}$
	THQ	$7,67 \times 10^{-4}$	$7,18 \times 10^{-4}$	$6,41 \times 10^{-4}$	$5,92 \times 10^{-4}$	$5,92 \times 10^{-4}$	$5,44 \times 10^{-4}$
Cd	DIM	$5,44 \times 10^{-5}$	$4,47 \times 10^{-5}$	$4,85 \times 10^{-5}$	$2,53 \times 10^{-5}$	$6,8 \times 10^{-5}$	$3,53 \times 10^{-5}$
	HRI	$5,44 \times 10^{-2}$	$4,47 \times 10^{-2}$	$4,85 \times 10^{-2}$	$2,53 \times 10^{-2}$	$6,8 \times 10^{-2}$	$3,53 \times 10^{-2}$
	THQ	$10,84 \times 10^{-4}$	$8,93 \times 10^{-4}$	$9,71 \times 10^{-4}$	$5,05 \times 10^{-4}$	$9,71 \times 10^{-4}$	$5,05 \times 10^{-4}$

Bảng 4.47. Dự báo lượng kim loại nặng tích lũy đối với người tiêu dùng rau qua các chỉ số

Công thức	DIM			HRI			THQ		
	Cải xanh	Xà lách	Mồng toi	Cải xanh	Xà lách	Mồng toi	Cải xanh	Xà lách	Mồng toi
Cu									
Cu0	$1,04 \times 10^{-3}$	$1,09 \times 10^{-3}$	$1,20 \times 10^{-3}$	$2,60 \times 10^{-2}$	$2,73 \times 10^{-2}$	$2,99 \times 10^{-2}$	$5,19 \times 10^{-4}$	$5,46 \times 10^{-4}$	$4,28 \times 10^{-4}$
Cu0,2	$1,29 \times 10^{-3}$	$1,36 \times 10^{-3}$	$1,55 \times 10^{-3}$	$3,23 \times 10^{-2}$	$3,41 \times 10^{-2}$	$3,87 \times 10^{-2}$	$6,46 \times 10^{-4}$	$6,82 \times 10^{-4}$	$5,53 \times 10^{-4}$
Cu0,5	$1,73 \times 10^{-3}$	$1,8 \times 10^{-3}$	$2,02 \times 10^{-3}$	$4,32 \times 10^{-2}$	$4,50 \times 10^{-2}$	$5,06 \times 10^{-2}$	$8,63 \times 10^{-4}$	$9,00 \times 10^{-4}$	$7,23 \times 10^{-4}$
Cu0,8	$2,10 \times 10^{-3}$	$2,19 \times 10^{-3}$	$2,45 \times 10^{-3}$	$5,26 \times 10^{-2}$	$5,49 \times 10^{-2}$	$6,12 \times 10^{-2}$	$1,05 \times 10^{-3}$	$1,10 \times 10^{-3}$	$8,74 \times 10^{-4}$
Cu1,6	$2,65 \times 10^{-3}$	$2,83 \times 10^{-3}$	$2,84 \times 10^{-3}$	$6,63 \times 10^{-2}$	$7,08 \times 10^{-2}$	$7,10 \times 10^{-2}$	$1,33 \times 10^{-3}$	$1,42 \times 10^{-3}$	$1,01 \times 10^{-3}$
Cu2,0	$3,12 \times 10^{-3}$	$3,28 \times 10^{-3}$	$3,06 \times 10^{-3}$	$7,81 \times 10^{-2}$	$8,21 \times 10^{-2}$	$7,66 \times 10^{-2}$	$1,56 \times 10^{-3}$	$1,64 \times 10^{-3}$	$1,09 \times 10^{-3}$
Pb									
Pb0	$2,39 \times 10^{-5}$	$3,08 \times 10^{-5}$	$2,59 \times 10^{-5}$	$5,99 \times 10^{-3}$	$6,47 \times 10^{-3}$	$7,70 \times 10^{-3}$	$1,20 \times 10^{-4}$	$1,10 \times 10^{-4}$	$1,29 \times 10^{-4}$
Pb0,1	$3,43 \times 10^{-5}$	$3,53 \times 10^{-5}$	$4,27 \times 10^{-5}$	$8,58 \times 10^{-3}$	$1,07 \times 10^{-2}$	$8,83 \times 10^{-3}$	$1,72 \times 10^{-4}$	$1,26 \times 10^{-4}$	$2,14 \times 10^{-4}$
Pb0,5	$6,15 \times 10^{-5}$	$7,25 \times 10^{-5}$	$7,12 \times 10^{-5}$	$1,54 \times 10^{-2}$	$1,78 \times 10^{-2}$	$1,81 \times 10^{-2}$	$3,07 \times 10^{-4}$	$2,59 \times 10^{-4}$	$3,56 \times 10^{-4}$
Pb1,0	$1,15 \times 10^{-4}$	$1,40 \times 10^{-4}$	$1,26 \times 10^{-4}$	$2,86 \times 10^{-2}$	$3,14 \times 10^{-2}$	$3,51 \times 10^{-2}$	$5,73 \times 10^{-4}$	$5,02 \times 10^{-4}$	$6,28 \times 10^{-4}$
Pb2,0	$1,80 \times 10^{-4}$	$3,24 \times 10^{-4}$	$2,28 \times 10^{-4}$	$4,50 \times 10^{-2}$	$5,71 \times 10^{-2}$	$8,11 \times 10^{-2}$	$9,00 \times 10^{-4}$	$1,16 \times 10^{-4}$	$1,14 \times 10^{-3}$
Pb4,0	$2,66 \times 10^{-4}$	$4,19 \times 10^{-4}$	$3,51 \times 10^{-4}$	$6,65 \times 10^{-2}$	$8,77 \times 10^{-2}$	$1,05 \times 10^{-1}$	$1,33 \times 10^{-3}$	$1,50 \times 10^{-3}$	$1,75 \times 10^{-3}$
Cd									
Cd0	$5,83 \times 10^{-7}$	$5,44 \times 10^{-7}$	$5,83 \times 10^{-7}$	$5,83 \times 10^{-4}$	$5,83 \times 10^{-4}$	$5,44 \times 10^{-4}$	$1,17 \times 10^{-5}$	$1,17 \times 10^{-5}$	$7,77 \times 10^{-6}$
Cd0,01	$8,54 \times 10^{-6}$	$8,70 \times 10^{-6}$	$9,90 \times 10^{-6}$	$8,54 \times 10^{-3}$	$9,90 \times 10^{-3}$	$8,70 \times 10^{-3}$	$1,71 \times 10^{-4}$	$1,98 \times 10^{-4}$	$1,24 \times 10^{-4}$
Cd0,05	$2,19 \times 10^{-5}$	$2,88 \times 10^{-5}$	$2,49 \times 10^{-5}$	$2,19 \times 10^{-2}$	$2,49 \times 10^{-2}$	$2,88 \times 10^{-2}$	$4,39 \times 10^{-4}$	$4,97 \times 10^{-4}$	$4,12 \times 10^{-4}$
Cd0,1	$4,19 \times 10^{-5}$	$5,33 \times 10^{-5}$	$4,45 \times 10^{-5}$	$4,19 \times 10^{-2}$	$4,45 \times 10^{-2}$	$5,33 \times 10^{-2}$	$8,39 \times 10^{-4}$	$8,89 \times 10^{-4}$	$7,61 \times 10^{-4}$
Cd0,5	$1,32 \times 10^{-4}$	$1,69 \times 10^{-4}$	$1,53 \times 10^{-4}$	$1,32 \times 10^{-1}$	$1,53 \times 10^{-1}$	$1,69 \times 10^{-1}$	$2,65 \times 10^{-3}$	$3,05 \times 10^{-3}$	$2,41 \times 10^{-3}$
Cd1,0	$2,40 \times 10^{-4}$	$2,75 \times 10^{-4}$	$2,48 \times 10^{-4}$	$2,40 \times 10^{-1}$	$2,48 \times 10^{-1}$	$2,75 \times 10^{-1}$	$4,80 \times 10^{-3}$	$4,95 \times 10^{-3}$	$3,93 \times 10^{-3}$

4.2.6. Giới hạn an toàn về nồng độ kim loại nặng trong nước tưới cho rau ăn lá

Mô hình hồi quy Tobit được sử dụng để dự báo ngưỡng tối đa của Cu, Pb và Cd trong rau cải xanh, xà lách và mồng tơi dựa vào nồng độ các kim loại này trong nước tưới và nồng độ của nó có sẵn trong đất với ngưỡng giới hạn an toàn trong rau theo khuyến cáo của Bộ NN&PTNT Cu dưới 30 mg/kg (Bộ Nn & Ptnt, 2007); theo Bộ Y tế tại QCVN 8-2:2011/BYT đối với Pb phải dưới 0,3 mg/kg và Cd dưới 0,2 mg/kg.

Kết quả dự báo được thể hiện qua các phương trình hồi quy trình bày tại bảng 4.48 cho thấy, hàm lượng Cu, Pb và Cd trong nước tưới có tác động rõ rệt đến sự tích lũy chúng trong cả 3 loại rau thí nghiệm ($P > |t| < 0,05$). Theo đó, đối với Cu, Pb, Cd nếu tăng thêm 1mg/l (ppm) thì hàm lượng các kim loại này trong rau cải xanh, xà lách và mồng tơi tăng lên tương ứng là 2,98; 3,54 và 2,89 mg/kg rau khô đối với Cu; 0,26; 0,21; 0,23 mg/kg rau khô (Pb) và 1,31; 1,52; 1,01 mg/kg rau khô đối với Cd.

Kết quả dự báo dựa trên điều kiện thí nghiệm, cả 3 loại rau có thời gian sinh trưởng 35 đến 46 ngày, được trồng trong điều kiện chậu vại đặt trong nhà lưới có mái che, trên đất nền trung tính có hàm lượng Cu ban đầu là 20,24 mg/kg và sử dụng kỹ thuật tưới nhỏ giọt được thể hiện tại bảng 4.49. Trên cơ sở về giới hạn tối đa cho phép của Cu trong đất trồng theo TCVN thì có thể cho thấy giới hạn Cu trong nước tưới là từ 9,04ppm xuống 3,3ppm cho cải xanh, từ 7,53ppm xuống 2,95ppm cho rau xà lách và từ 9,33 đến 3,52ppm (mồng tơi) để đảm bảo lượng Cu trong rau ở ngưỡng an toàn theo quy định. Khi hàm lượng Cu trong đất trên 150 mg/kg (cải xanh, xà lách) và trên 190mg/kg (mồng tơi), việc sử dụng nước tưới bị nhiễm Cu sẽ có hại vì hàm lượng Cu tích lũy trong rau sẽ vượt quá GHCP. Tính chất hóa học trong đất của Cu tương tự như cadimi, chì, niken và kẽm. Nồng độ Cu trong dung dịch đất phần lớn được xác định bởi các phản ứng hấp phụ và giải hấp với phức hợp trao đổi đất. Mặc dù, theo tiêu chuẩn về chất lượng nước tưới của FAO (Ayers & Westcot, 1985) để sử dụng tương đối không hạn chế trên tất cả các loại đất và nồng độ phạm vi dành cho đất trung tính đến kiềm có kết cấu mịn để tưới trong thời gian lên tới 20 năm, tương đương với hầu hết các tiêu chí quốc tế (0,2ppm). Tuy nhiên, sự hấp thụ chiếm ưu thế ở nồng độ tương đối thấp, là mối quan tâm đối với các tiêu chí chất lượng nước tưới. Theo đó, trường hợp sử dụng nước tưới trong thời gian ngắn hoặc tái sử dụng nước có thể sử dụng khi nước tưới chứa hàm lượng Cu lên đến trên 5ppm (Department of Water Affairs and Forestry (DWAF), 1996).

**Bảng 4.48. Mô hình hồi quy Tobit
dự báo ngưỡng tối đa của Cu, Pb và Cd trong rau**

Rau	Mô hình hồi quy Tobit		
	Cu	Pb	Cd
Cải xanh	$Cu_{\text{rau}} = 1,17 + 2,98 \times Cu_{\text{nước}} + 0,19 \times Cu_{\text{đất}}$	$Pb_{\text{rau}} = 0,12 + 0,26 \times Pb_{\text{nước}} + 0,01 \times Pb_{\text{đất}}$	$Cd_{\text{rau}} = 0,02 + 1,31 \times Cd_{\text{nước}} + 0,05 \times Cd_{\text{đất}}$
Xà lách	$Cu_{\text{rau}} = 1,55 + 3,54 \times Cu_{\text{nước}} + 0,18 \times Cu_{\text{đất}}$	$Pb_{\text{rau}} = 0,08 + 0,21 \times Pb_{\text{nước}} + 0,03 \times Pb_{\text{đất}}$	$Cd_{\text{rau}} = 0,013 + 1,52 \times Cd_{\text{nước}} + 0,024 \times Cd_{\text{đất}}$
Mồng toi	$Cu_{\text{rau}} = 1,83 + 2,89 \times Cu_{\text{nước}} + 0,128 \times Cu_{\text{đất}}$	$Pb_{\text{rau}} = 0,07 + 0,23 \times Pb_{\text{nước}} + 0,02 \times Pb_{\text{đất}}$	$Cd_{\text{rau}} = 0,01 + 1,01 \times Cd_{\text{nước}} + 0,1 \times Cd_{\text{đất}}$

Theo kết quả dự báo tại bảng 4.50, để đảm bảo hàm lượng Pb trong rau ở ngưỡng an toàn theo quy định (Bộ Y tế, 2011), giới hạn Pb trong nước tưới cho 3 loại rau: Từ 0,65 xuống đến 0,04ppm (cải xanh) khi hàm lượng Pb trong đất trồng ban đầu nếu được dao động từ 1 đến 17 mg/kg. Từ 0,9ppm xuống 0,05ppm (xà lách) khi hàm lượng Pb trong đất trồng ban đầu nếu được dao động từ 1 đến 7 mg/kg với khoảng cách là 1 mg/kg. Đối với rau mồng toi, giới hạn Pb trong nước tưới từ 0,93 xuống đến 0,06ppm trong trường hợp Pb trong đất trồng ban đầu dao động từ 1 đến 10 mg/kg. Khi hàm lượng Pb trong đất trên 17 mg/kg (cải xanh), 7 mg/kg (xà lách), hay lớn hơn 10 mg/kg (mồng toi), việc sử dụng nước tưới bị ô nhiễm sẽ có hại vì hàm lượng Pb tích lũy trong rau sẽ vượt giới hạn 0,3 mg/kg.

**Bảng 4.49. Giới hạn an toàn
của Cu trong nước tưới và đất bằng cách sử dụng mô hình Tobit**

STT	Nồng độ Cu trong đất (mg/kg)	Giới hạn Cu trong nước tưới (ppm)		
		Cải xanh	Xà lách	Mồng toi
1	10	9,04	7,53	9,33
2	20	8,40	7,02	8,92
3	30	7,76	6,51	8,50
4	40	7,12	6,00	8,09
5	50	6,49	5,49	7,67
6	60	5,85	4,99	7,26
7	70	5,21	4,48	6,84
8	80	4,57	3,97	6,43
9	90	3,94	3,46	6,01
10	100	3,30	2,95	5,60

**Bảng 4.50. Giới hạn an toàn
của Pb trong nước tưới và đất bằng cách sử dụng mô hình Tobit**

STT	Nồng độ Pb di động trong đất (mg/kg)	Giới hạn Pb trong nước tưới (ppm)		
		Cải xanh	Xà lách	Mồng toi
1	1	0,65	0,90	0,93
2	2	0,62	0,76	0,84
3	3	0,58	0,62	0,74
4	4	0,54	0,48	0,64
5	5	0,50	0,33	0,55
6	6	0,46	0,19	0,45
7	7	0,42	0,05	0,35
8	8	0,38	-	0,26
9	9	0,35	-	0,16
10	10	0,31	-	0,06
11	11	0,27	-	-
12	12	0,23	-	-
13	13	0,19	-	-
14	14	0,15	-	-
15	15	0,12	-	-
16	16	0,08	-	-
17	17	0,04	-	-
18	18	0,00	-	-

Dựa trên cơ sở hàm lượng Cd tối đa cho phép trong đất trồng rau theo TCVN kết hợp phương trình hồi quy Tobit cho kết quả dự báo về giới hạn an toàn của Cd trong nước tưới ở bảng 4.51. Hàm lượng Cd trong đất trồng ban đầu nếu được dao động từ 0,1 đến 1,5 mg/kg với khoảng cách là 0,1 mg/kg thì để đảm bảo hàm lượng Cd trong rau ở ngưỡng an toàn theo quy định (Bộ Y tế, 2011), hàm lượng Cd trong nước tưới từ 0,14 xuống đến 0,08ppm (cải xanh); từ 0,12ppm xuống 0,1ppm (xà lách) và từ 0,18 giảm đến 0,05ppm (mồng toi). Theo kết quả dự báo, hàm lượng Cd trong nước tưới có giới hạn cao nhất cho cải xanh, xà lách và mồng toi lần lượt là 0,14; 0,12; 0,18ppm (>0,1ppm) ứng với ngưỡng thấp nhất của Cd trong đất là 0,1mg/kg. Như vậy, kết quả hàm lượng Cd trong nước tưới theo dự báo lớn hơn so với kết quả từ thí nghiệm (Bảng 4.35) do hàm lượng Cd trong đất ban đầu (0,1mg/kg) cao hơn hàm lượng Cd trong đất nền thí nghiệm (0,02mg/kg). Đối với hàm lượng Cd trong đất trên 7,2 mg/kg (xà lách),

3,4 mg/kg (cải xanh) hay lớn hơn 2 mg/kg (mồng tơi), việc sử dụng nước tưới bị nhiễm Cd sẽ có hại vì hàm lượng Cd tích lũy trong rau sẽ vượt giới hạn 0,2 mg/kg. Công bố của tác giả Hà Mạnh Thắng (2019) cho thấy cải mướt trồng trên đất phù sa sông Hồng nhiễm Cd lên tới 6 mg/kg không gây tích lũy vượt GHCP trong rau theo TCVN, đồng thời không kìm hãm sự phát triển cũng như làm giảm năng suất loại rau này.

**Bảng 4.51. Giới hạn an toàn
của Cd trong nước tưới và đất bằng cách sử dụng mô hình Tobit**

STT	Nồng độ Cd trong đất (mg/kg)	Giới hạn Cd trong nước tưới (ppm)		
		Cải xanh	Xà lách	Mồng tơi
1	0,1	0,14	0,12	0,18
2	0,2	0,13	0,12	0,17
3	0,3	0,13	0,12	0,16
4	0,4	0,13	0,12	0,15
5	0,5	0,12	0,12	0,14
6	0,6	0,12	0,11	0,13
7	0,7	0,11	0,11	0,12
8	0,8	0,11	0,11	0,11
9	0,9	0,11	0,11	0,10
10	1	0,10	0,11	0,10
11	1,1	0,10	0,11	0,09
12	1,2	0,10	0,10	0,08
13	1,3	0,09	0,10	0,07
14	1,4	0,09	0,10	0,06
15	1,5	0,08	0,10	0,05

Kết luận về giới hạn an toàn Cu, Pb, Cd trong nước tưới cho rau ăn lá:

Mô hình hồi quy Tobit được sử dụng để dự đoán giới hạn an toàn KLN của nước tưới dựa trên hàm lượng KLN sẵn có trong đất. Kết quả cho thấy: Giới hạn Cu trong nước tưới là từ 9,04ppm xuống 3,3ppm cho cải xanh, từ 7,53ppm xuống 2,95ppm cho rau xà lách và từ 9,33 đến 3,52ppm (mồng tơi) để đảm bảo lượng Cu trong rau ở ngưỡng an toàn theo quy định. Khi hàm lượng Cu trong đất trên 150 mg/kg (cải xanh, xà lách) và trên 190mg/kg (mồng tơi), việc sử dụng nước tưới bị nhiễm Cu sẽ có hại vì hàm lượng Cu tích lũy trong rau sẽ vượt quá GHCP.

Giới hạn Pb trong nước tưới từ 0,65 xuống đến 0,04ppm (cải xanh) khi hàm lượng Pb trong đất trồng ban đầu nếu được dao động từ 1 đến 17 mg/kg. Từ 0,9ppm xuống 0,05ppm (xà lách) khi hàm lượng Pb trong đất trồng ban đầu nếu được dao động từ 1 đến 7 mg/kg với khoảng cách là 1 mg/kg. Đối với rau mồng tơi giới hạn Pb trong nước tưới từ 0,93 xuống đến 0,06ppm trong trường hợp Pb trong đất trồng ban đầu dao động từ 1 đến 10 mg/kg. Khi hàm lượng Pb trong đất trên 17 mg/kg (cải xanh), 7 mg/kg (xà lách), hay lớn hơn 10 mg/kg (mồng tơi), việc sử dụng nước tưới bị ô nhiễm sẽ có hại vì hàm lượng Pb tích lũy trong rau sẽ vượt giới hạn 0,3 mg/kg.

Giới hạn hàm lượng Cd trong nước tưới từ 0,14 xuống đến 0,08ppm (cải xanh); từ 0,12ppm xuống 0,1ppm (xà lách) và từ 0,18 giảm đến 0,05ppm (mồng tơi) nếu hàm lượng Cd trong đất trồng ban đầu dao động từ 0,1 đến 1,5 mg/kg với khoảng cách là 0,1 mg/kg để đảm bảo hàm lượng Cd trong rau ở ngưỡng an toàn theo quy định (Bộ Y Tế, 2011), Đối với hàm lượng Cd trong đất trên 7,2 mg/kg (xà lách), 3,4 mg/kg (cải xanh) hay lớn hơn 2 mg/kg (mồng tơi), việc sử dụng nước tưới bị nhiễm Cd sẽ có hại vì hàm lượng Cd tích lũy trong rau sẽ vượt giới hạn 0,2 mg/kg.

4.3. GIẢI PHÁP GIẢM THIỂU TÍCH LŨY KIM LOẠI NẶNG TRONG RAU ĂN LÁ DO TƯỚI NƯỚC Ô NHIỄM

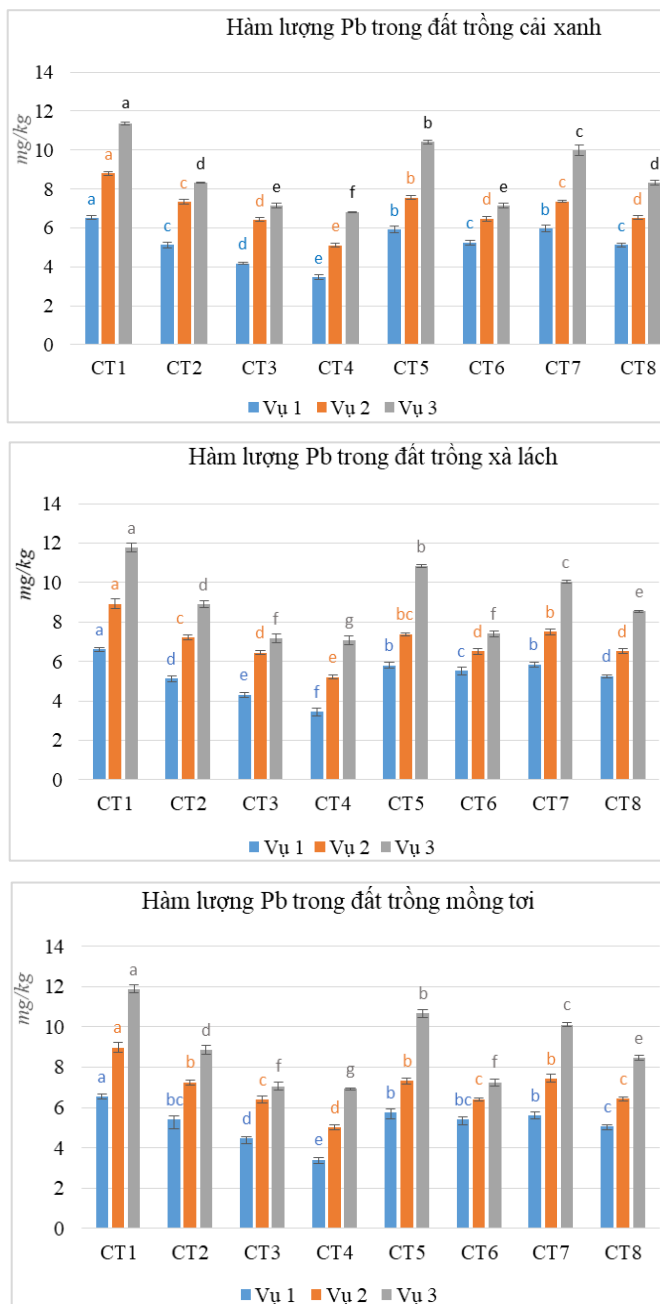
Đã có nhiều nghiên cứu trên thế giới và Việt Nam đề cập đến các giải pháp nhằm giảm thiểu tích lũy ô nhiễm kim loại nặng trong đất và nông sản như sử dụng rơm ủ nhằm cung cấp thêm chất dinh dưỡng cần thiết cho vi sinh vật hấp phụ kim loại nặng (Golomeova & Zendelska, 2016). Với độc tính mạnh, khả năng lan truyền nhanh, các độc chất kim loại nặng là nguyên nhân gây ra nhiều vụ nhiễm độc thực phẩm ở người, thậm chí tạo ra các bệnh ung thư nguy hiểm (Hassaan & cs., 2016).

Nghiên cứu đã lựa chọn rơm rạ, than sinh học từ vỏ trấu là những vật liệu có hàm lượng Si cao (nguồn phụ phẩm nông nghiệp có sẵn) và khoáng sét zeolite (chất cải tạo đất tốt, khả năng trao đổi cation cao, có thể hấp phụ hiệu quả các kim loại nặng như Cd, Pb). Mức độ và khả năng hút thu của cây đối với kim loại nặng (KLN) trong đất phụ thuộc nhiều vào điều kiện môi trường đất và các dạng tồn tại trong đất của KLN (Phan Quốc Hưng, 2011; Fujimori & cs., 2016). Dạng dễ tiêu của Pb và Cd do không kể đến hàm lượng bị hấp thụ chặt trong tinh thể Si (là dạng mà cây trồng rất khó sử dụng) được nghiên cứu sử dụng để đánh giá khả năng hút thu và tích lũy Pb và Cd trong rau.

4.3.1. Ảnh hưởng của khoáng sét zeolite, than sinh học và rơm ủ đến hàm lượng Pb và Cd dễ tiêu trong đất

4.3.1.1. Ảnh hưởng của khoáng sét zeolite, than sinh học và rơm ủ đến hàm lượng Pb dễ tiêu trong đất

Kết quả thay đổi tính linh động của Pb thể hiện qua kết quả phân tích Pb dễ tiêu khi trộn vào đất các vật liệu tự nhiên gồm zeolite, than sinh học và rơm ủ qua 03 vụ cây trồng được thể hiện trong hình 4.20.



Hình 4.20. Ảnh hưởng của khoáng sét zeolite, than sinh học và rơm ủ đến hàm lượng Pb dễ tiêu trong đất trồng rau

Kết quả nghiên cứu cho thấy zeolite tự nhiên có khả năng giảm tính linh động của Pb trong đất trồng ở cả 3 loại rau tốt hơn so với than sinh học và rơm rạ.

Trong vụ thứ 1, ở công thức bổ sung 1% zeolite, Pb_{dt} giảm: 21,47% (cải xanh); 17,22% (mồng toi); 22,5% (xà lách). Khi tăng hàm lượng bổ sung zeolite lên 2% trong đất, Pb_{dt} giảm: 35,89% (cải xanh); 32% (mồng toi); 34,74% (xà lách). Khi tăng hàm lượng zeolite lên 3%, Pb_{dt} giảm: 46,7% (cải xanh); 47,86% (mồng toi); 48,04% (xà lách) so với công thức đối chứng không sử dụng zeolite. Kết quả của vụ thứ 2 và 3, hàm lượng Pb_{dt} đều có xu hướng giảm khi tăng hàm lượng zeolite. Tuy nhiên, hiệu quả hạn chế tính linh động trong đất giảm đi khi hàm lượng tích lũy trong đất tăng lên. Ở vụ thứ 2, hiệu quả giảm tính linh động của Pb là 41,8% (cải xanh); 43,99% (mồng toi); 41,59% (xà lách) và đến vụ thứ 3 giảm xuống tương ứng ở đất trồng cải xanh, mồng toi và xà lách là 39,9%; 41,58% và 39,71%. Như vậy, trong các công thức bổ sung zeolite thì đều hạn chế được mức độ linh động của Pb, mặc dù hiệu quả giảm dần khi hàm lượng tích lũy trong đất tăng lên.

Sử dụng than sinh học và rơm ủ ở tỷ lệ 2,5%, sẽ giảm được dưới 10% và khoảng 13,9% tính linh động của Pb (cải xanh); 12,2% và 14,33% (mồng toi); 12,24% và 11,63% (xà lách). Khi bổ sung tăng lên đến 5% than sinh học và rơm ủ thì hiệu quả giảm tính linh động đối với Pb cao hơn, đạt khoảng 19,48-21,47% (cải xanh); 17,23-22,87% (mồng toi); 16,61%-20,54% (xà lách) trong vụ thứ 1 và xu hướng tương tự cũng đạt được ở các vụ thứ 2 và 3.

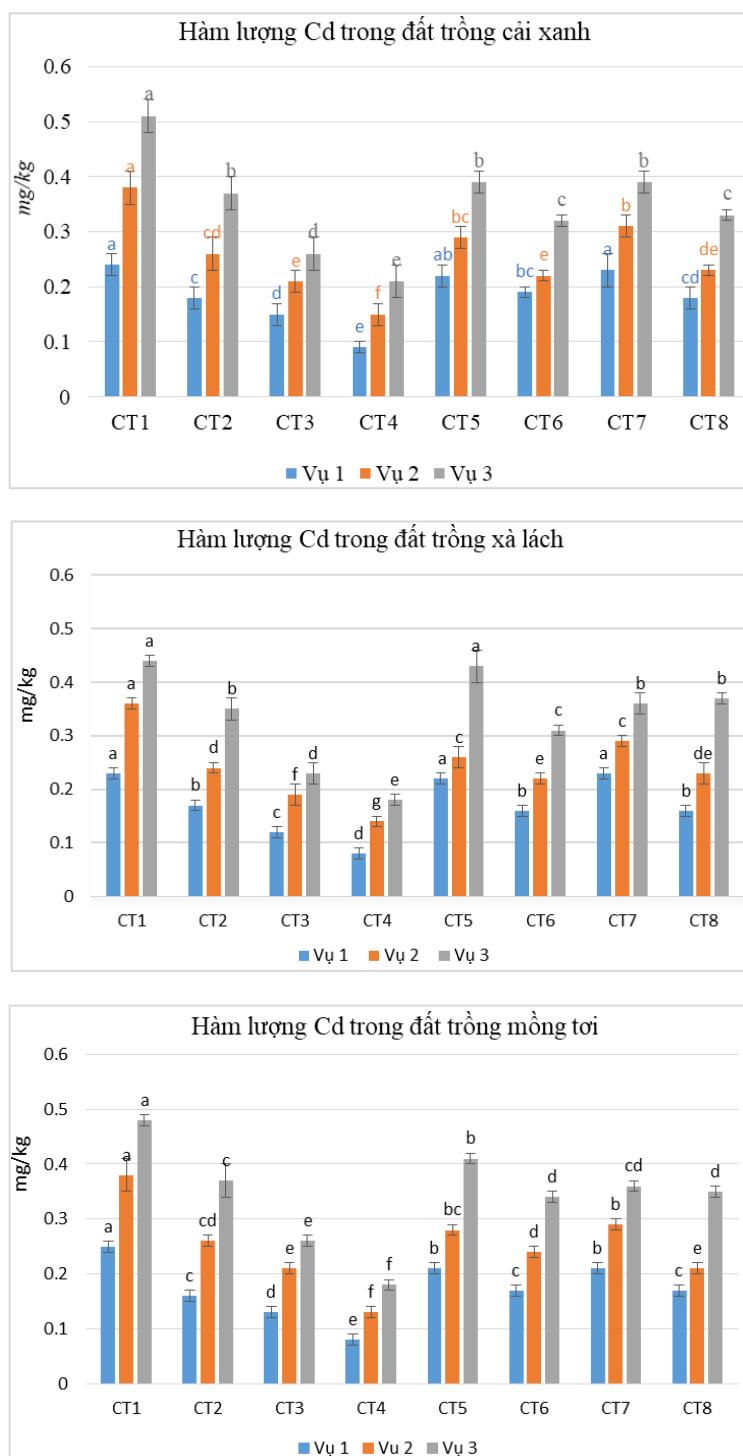
4.3.1.2. Ảnh hưởng của khoáng sét zeolite, than sinh học và rơm ủ đến hàm lượng Cd dễ tiêu trong đất

Kết quả thay đổi tính linh động của Cd thể hiện qua kết quả phân tích Cd dễ tiêu khi trộn vào đất các vật liệu tự nhiên gồm zeolite, than sinh học và rơm ủ qua 03 vụ cây trồng được thể hiện trên hình 4.21.

Kết quả nghiên cứu cho thấy zeolite tự nhiên có khả năng giảm tính linh động của Cd trong đất trồng ở cả 3 loại rau tốt hơn so với than sinh học và rơm rạ.

Trong vụ thứ 1, ở công thức bổ sung 1% zeolite, Cd_{dt} giảm: 25% (cải xanh); 36% (mồng toi); 26,1% (xà lách). Khi tăng hàm lượng bổ sung zeolite lên 2% trong đất, Cd_{dt} giảm: 37,5% (cải xanh); 48% (mồng toi); 47,83% (xà lách). Khi tăng hàm lượng zeolite lên 3%, Cd_{dt} giảm: 62,5% (cải xanh); 68% (mồng toi); 65,22% (xà lách) so với công thức đối chứng không sử dụng zeolite. Kết quả của vụ thứ 2 và 3, hàm lượng Cd_{dt} đều có xu hướng giảm khi tăng hàm lượng zeolite. Tuy nhiên, hiệu quả hạn chế tính linh động trong đất giảm đi khi hàm lượng tích lũy trong đất tăng lên. Ở vụ thứ 2, hiệu quả giảm tính linh động của Cd là 60,53%

(cải xanh); 65,79% (mồng toi); 61,11% (xà lách) và đến vụ thứ 3 giảm xuống tương ứng ở đất trồng cải xanh, mồng toi và xà lách là 58,82%; 62,5% và 59,09%. Như vậy, trong các công thức bổ sung zeolite thì đều hạn chế được mức độ linh động của Cd, mặc dù hiệu quả giảm dần khi hàm lượng tích lũy trong đất tăng lên.



Hình 4.21. Ảnh hưởng của khoáng sét zeolite, than sinh học và rơm ủ đến hàm lượng Cd dễ tiêu trong đất rau

Sử dụng than sinh học và rơm ủ ở tỷ lệ 2,5%, sẽ giảm được 8,33% và 4,2% tính linh động của Cd (cải xanh); 16% (mồng toi) và ở mức phối trộn tỷ lệ này giảm Cd không có ý nghĩa đối với đất xà lách. Khi bổ sung tăng lên đến 5% than sinh học và rơm ủ thì hiệu quả giảm tính linh động đối với Cd cao hơn, đạt khoảng 20,83-25% (cải xanh); 32% (mồng toi); 30,43% (xà lách) trong vụ thứ 1 và xu hướng tương tự cũng đạt được ở các vụ thứ 2 và 3.

Kết quả này có xu hướng tương tự với kết quả của một số tác giả như (Murtić & cs., 2020a) đã thử nghiệm bón zeolite và pyrophyllite cho đất bị ô nhiễm kim loại nặng trong khu khai thác mỏ tại Serbia. Tác giả Lou & cs. (2008), Xu & cs. (2012) và Liu (2011) đã thử nghiệm dùng montmorillonite (Montmorillonit (Mt) là một trong những khoáng sét dồi dào tự nhiên nhất có các lớp tích điện âm bắt nguồn từ sự thay thế đẳng hình trong các tấm bát diện và tứ diện), zeolite, kaolinite và các loại khoáng sét khác để cải tạo đất bị nhiễm kim loại nặng Cu^{2+} , Pb^{2+} , Zn^{2+} , Cd^{2+} và Cr^{3+} cũng cho thấy hiệu quả giảm tính linh động của các KLN này trong đất. Ngoài ra, kết quả cũng tương đồng với một số các nghiên cứu trước đây, chỉ ra hiệu quả của zeolite, than sinh học và rơm ủ trong việc giảm thiểu tích lũy kim loại nặng trong đất (Misaelides, 2011). Nghiên cứu này cũng khuyến cáo là không nên sử dụng tỷ lệ phối trộn cao đối với zeolite vì khoáng sét này có thể ảnh hưởng đến khả năng linh động của các hợp chất dinh dưỡng như N, P, K ảnh hưởng đến năng suất và chất lượng của cây trồng.

4.3.2. Ảnh hưởng của khoáng sét zeolite, than sinh học và rơm ủ đến tích lũy Pb, Cd trong rau ăn lá do sử dụng nước tưới ô nhiễm

Như kết quả đã phân tích ở phần trên, zeolite, than sinh học và rơm ủ đã hạn chế được tính linh động của Pb và Cd trong đất do vậy đã hạn chế tích lũy Pb và Cd vào trong rau khi sử dụng nước tưới ô nhiễm.

Nồng độ Pb và Cd trong rau được trồng trên đất không phối trộn vật liệu (công thức đối chứng) cao hơn so với các công thức có trộn thêm zeolite, than sinh học và rơm ủ. Hàm lượng Pb và Cd trong rau lần lượt là 2,17 và 0,68 mg/kg (cải xanh); 1,93 và 0,59 mg/kg (mồng toi); 2,0 và 0,63 mg/kg (xà lách) ở vụ thứ 1 và tăng dần ở vụ thứ 2 và 3 do hàm lượng Pb_{dt} và Cd_{dt} trong đất tăng lên. Việc bổ sung zeolite với 3% làm giảm đáng kể Pb và Cd tích lũy trong rau. Sử dụng liều lượng khoáng sét càng cao thì tác dụng càng thể hiện rõ. Kết quả thí nghiệm ở cả trung bình 3 vụ cây trồng liên tiếp cho thấy, khi bổ sung 1% zeolite vào đất sẽ giảm được tích lũy vào rau cải xanh 34,7%; mồng toi 29,04%; xà lách 23,39% so với đối chứng. Sử dụng zeolite 2-3% cho hiệu quả cao hơn, giảm được lượng tích lũy Pb: 63,49-72,61% (cải xanh); 64,65-71,16%

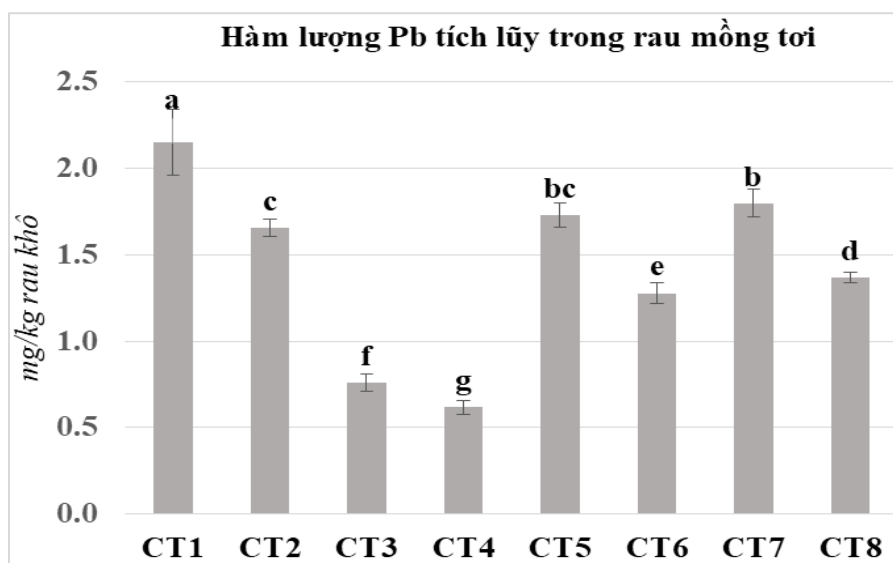
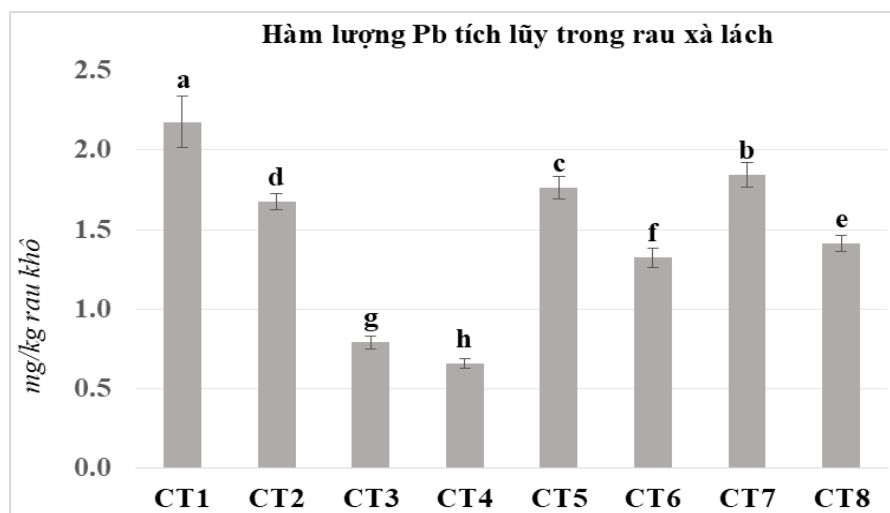
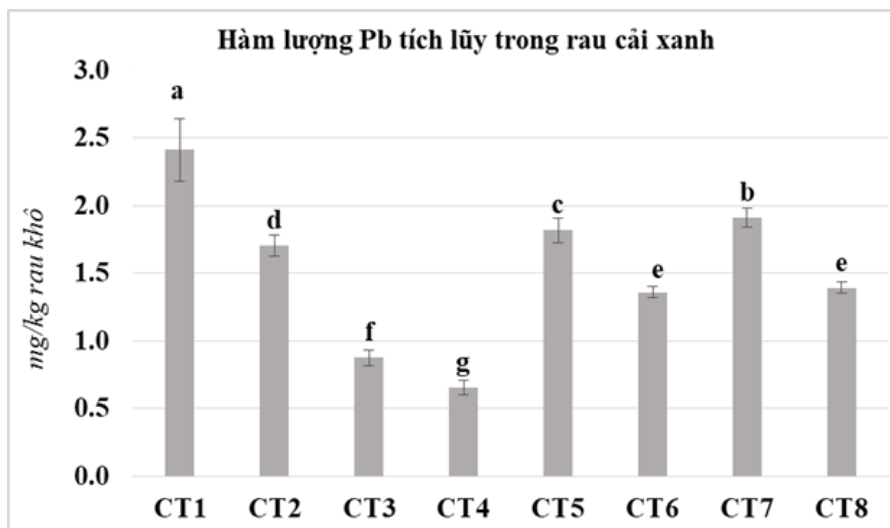
(mồng toi); 63,76-69,72% (xà lách). Lượng Cd tích lũy trong rau giảm được là 47,22-61,11% (cải xanh); 43,75-60,94% (mồng toi); 39,39-59,09% (xà lách). So với than sinh học và rơm ủ, zeolite 3% có hiệu quả cao nhất để hạn chế tích lũy Pb và Cd trong nhóm rau ăn lá này.

Bảng 4.52. Ảnh hưởng của khoáng sét zeolite, than sinh học và rơm ủ đến tích lũy Pb trong rau

Đơn vị: mg/kg rau khô

Loại rau	Công thức	Vụ 1	Vụ 2	Vụ 3
Cải xanh	CT1	2,17 ^a ± 0,16	2,42 ^a ± 0,08	2,65 ^a ± 0,06
	CT2	1,68 ^c ± 0,09	1,71 ^c ± 0,1	1,73 ^c ± 0,06
	CT3	0,86 ^e ± 0,07	0,88 ^e ± 0,07	0,89 ^e ± 0,07
	CT4	0,64 ^f ± 0,06	0,66 ^f ± 0,06	0,67 ^f ± 0,04
	CT5	1,71 ^c ± 0,03	1,89 ^b ± 0,04	1,85 ^b ± 0,04
	CT6	1,36 ^d ± 0,04	1,38 ^d ± 0,03	1,34 ^d ± 0,04
	CT7	1,92 ^b ± 0,07	1,93 ^b ± 0,06	1,88 ^b ± 0,1
	CT8	1,36 ^d ± 0,03	1,41 ^d ± 0,04	1,41 ^d ± 0,02
	<i>LSD_{0,05}</i>	0,14	0,11	0,1
Xà lách	CT1	2 ^a ± 0,07	2,17 ^a ± 0,05	2,36 ^a ± 0,03
	CT2	1,65 ^c ± 0,08	1,69 ^d ± 0,03	1,68 ^c ± 0,05
	CT3	0,77 ^e ± 0,03	0,81 ^g ± 0,03	0,79 ^f ± 0,06
	CT4	0,64 ^f ± 0,02	0,66 ^h ± 0,04	0,68 ^g ± 0,02
	CT5	1,69 ^{bc} ± 0,08	1,79 ^c ± 0,03	1,81 ^b ± 0,03
	CT6	1,36 ^d ± 0,04	1,32 ^f ± 0,03	1,29 ^e ± 0,08
	CT7	1,78 ^b ± 0,09	1,88 ^b ± 0,06	1,87 ^b ± 0,05
	CT8	1,38 ^d ± 0,04	1,43 ^e ± 0,06	1,42 ^d ± 0,06
	<i>LSD_{0,05}</i>	0,1	0,07	0,09
Mồng toi	CT1	1,93 ^a ± 0,09	2,19 ^a ± 0,11	2,32 ^a ± 0,05
	CT2	1,62 ^c ± 0,07	1,68 ^c ± 0,04	1,67 ^c ± 0,05
	CT3	0,74 ^e ± 0,06	0,78 ^f ± 0,06	0,76 ^f ± 0,04
	CT4	0,61 ^f ± 0,05	0,62 ^g ± 0,04	0,6 ^g ± 20,05
	CT5	1,65 ^{bc} ± 0,03	1,77 ^{bc} ± 0,06	1,77 ^b ± 0,04
	CT6	1,33 ^d ± 0,05	1,28 ^e ± 0,06	1,22 ^e ± 0,04
	CT7	1,71 ^b ± 0,05	1,85 ^b ± 0,04	1,83 ^b ± 0,05
	CT8	1,34 ^d ± 0,04	1,39 ^d ± 0,02	1,38 ^d ± 0,03
	<i>LSD_{0,05}</i>	0,09	0,1	0,07

Ghi chú: Các chữ cái khác nhau trên cùng một cột thể hiện sự sai khác có ý nghĩa ở mức P < 0,05.
Tất cả các Giá trị được biểu thị bằng giá trị Trung bình ± Độ lệch chuẩn SD với n = 3



Hình 4.22. Ảnh hưởng của khoáng sét zeolite, than sinh học và rơm ủ đến tích lũy Pb trong rau

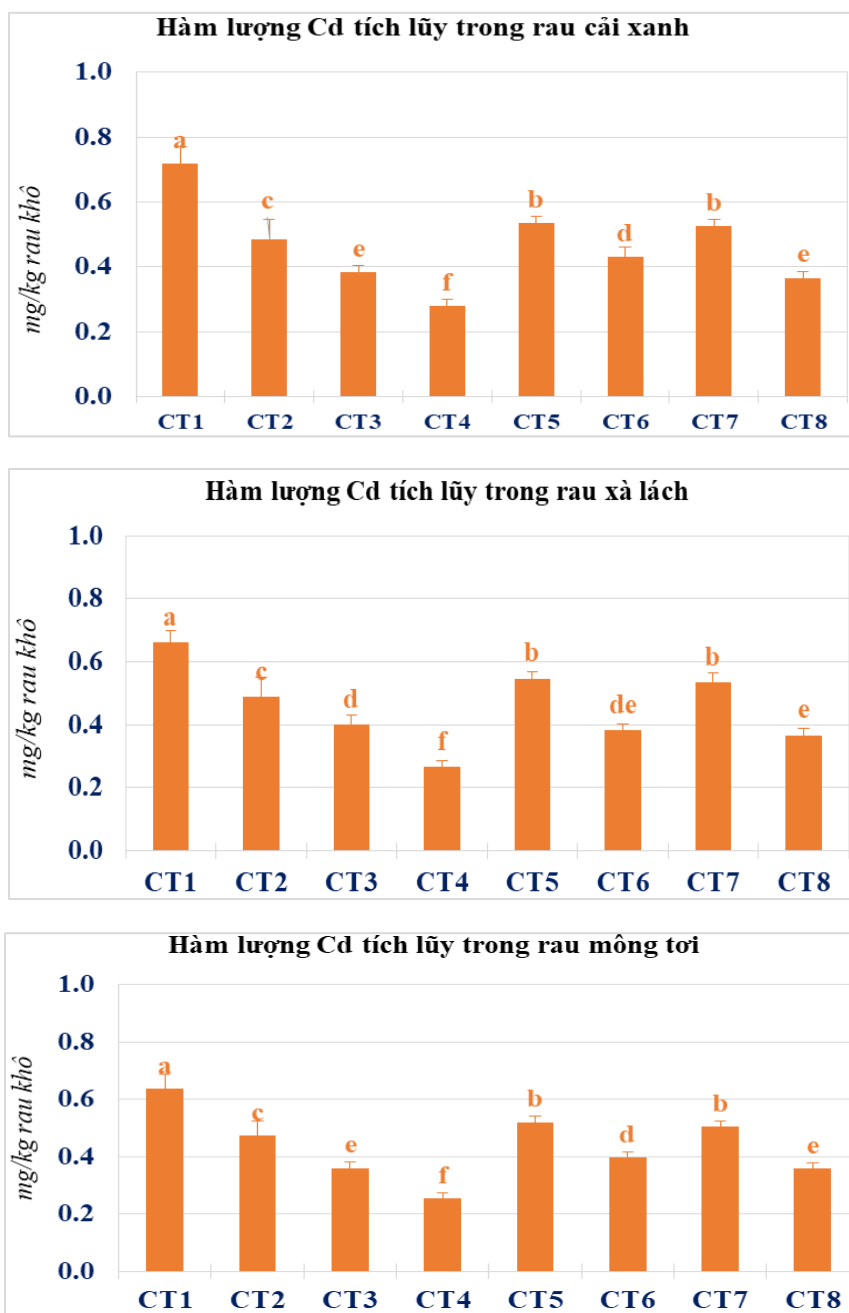
**Bảng 4.53. Ảnh hưởng của khoáng sét zeolite, than sinh học
và rơm ủ đến tích lũy Cd trong rau**

Đơn vị: mg/kg rau kh

Loại rau	Công thức	Vụ 1	Vụ 2	Vụ 3
Cải xanh	CT1	0,68 ^a ± 0,05	0,72 ^a ± 0,04	0,76 ^a ± 0,03
	CT2	0,42 ^c ± 0,03	0,56 ^b ± 0,03	0,48 ^c ± 0,03
	CT3	0,38 ^{cd} ± 0,04	0,38 ^d ± 0,03	0,39 ^{de} ± 0,02
	CT4	0,27 ^e ± 0,03	0,29 ^e ± 0,03	0,28 ^f ± 0,02
	CT5	0,52 ^b ± 0,03	0,54 ^b ± 0,01	0,55 ^b ± 0,01
	CT6	0,41 ^{cd} ± 0,02	0,46 ^c ± 0,03	0,42 ^d ± 0,02
	CT7	0,53 ^b ± 0,03	0,52 ^b ± 0,03	0,53 ^b ± 0,03
	CT8	0,36 ^d ± 0,02	0,37 ^d ± 0,02	0,37 ^e ± 0,01
	<i>LSD_{0,05}</i>	0,05	0,05	0,04
Xà lách	CT1	0,63 ^a ± 0,04	0,66 ^a ± 0,03	0,69 ^a ± 0,02
	CT2	0,43 ^c ± 0,01	0,55 ^b ± 0,04	0,49 ^c ± 0,03
	CT3	0,42 ^c ± 0,03	0,38 ^c ± 0,01	0,4 ^d ± 0,02
	CT4	0,27 ^e ± 0,01	0,28 ^d ± 0,02	0,25 ^e ± 0,02
	CT5	0,53 ^b ± 0,03	0,55 ^b ± 0,02	0,56 ^b ± 0,02
	CT6	0,37 ^d ± 0,03	0,4 ^c ± 0,02	0,38 ^d ± 0,01
	CT7	0,54 ^b ± 0,04	0,52 ^b ± 0,03	0,54 ^b ± 0,02
	CT8	0,36 ^d ± 0,02	0,37 ^c ± 0,02	0,37 ^d ± 0,04
	<i>LSD_{0,05}</i>	0,05	0,04	0,04
Mồng tơi	CT1	0,59 ^a ± 0,04	0,64 ^a ± 0,02	0,68 ^a ± 0,02
	CT2	0,46 ^c ± 0,05	0,51 ^{bc} ± 0,02	0,45 ^c ± 0,04
	CT3	0,36 ^d ± 0,02	0,35 ^e ± 0,02	0,37 ^d ± 0,03
	CT4	0,25 ^e ± 0,02	0,26 ^f ± 0,02	0,25 ^e ± 0,02
	CT5	0,51 ^b ± 0,02	0,53 ^b ± 0,02	0,52 ^b ± 0,02
	CT6	0,39 ^d ± 0,01	0,41 ^d ± 0,02	0,39 ^d ± 0,02
	CT7	0,51 ^b ± 0,01	0,49 ^c ± 0,03	0,51 ^b ± 0,02
	CT8	0,35 ^d ± 0,03	0,36 ^e ± 0,02	0,36 ^d ± 0,01
	<i>LSD_{0,05}</i>	0,05	0,04	0,04

Ghi chú: Các chữ cái khác nhau trên cùng một cột thể hiện sự sai khác có ý nghĩa ở mức P <0,05.

Tất cả các Giá trị được biểu thị bằng giá trị Trung bình ± Độ lệch chuẩn SD với n = 3.



Hình 4.23. Ảnh hưởng của khoáng sét zeolite, than sinh học và rơm ủ đến tích lũy Cd trong rau

Sử dụng than sinh học cũng hạn chế tích lũy ô nhiễm Pb và Cd trong rau. Khi sử dụng tỷ lệ 2,5% phối trộn vào đất làm giảm 24,48-25% khả năng tích lũy Pb và Cd trong rau cải; 19,53-18,75% ở rau mồng tơi và 19,27-16,67% đối với xà lách so với đối chứng. Tích lũy Pb và Cd có thể giảm tới 43,57-40,28% (cải xanh); 40,47-37,5% (mồng tơi); 52,29-42,42% (xà lách) nếu tăng tỷ lệ than sinh học lên 5%.

Rơm ủ cũng có khả năng giảm tích lũy Pb và Cd vào cây, giảm được 20,75-26,3% (cải xanh); 16,28-21,88% (mồng toi); 15,6-19,7% (xà lách) với công thức bổ sung 2,5% và có thể hạn chế được 42,32-48,61% (cải xanh); 36,28-43,75% (mồng toi); 35,32-43,94% (xà lách) so với đối chứng nếu sử dụng tỷ lệ rơm ủ 5%. Kết quả này có sự phù hợp với các nghiên cứu trước đây (Esmaeili & cs., 2019; Chaiyaraksa & Tumtong, 2019). Hàm lượng Cd tích lũy trong nông sản được giảm thiểu khi dùng rơm rạ và than sinh học phối trộn vào đất trồng. Khả năng kiểm soát Cd tích lũy trong gạo theo thứ tự đất được bổ sung với tỷ lệ: Rơm 2,5% < Than - Rơm 1,25 -1,2,5% < Than 2,5% < các công thức (Than 5%, Rơm 5%, Than - Rơm 2,5 -2,5%). Than và Rơm được trộn theo tỷ lệ 5% về trọng lượng cho kết quả tốt nhất để giảm thiểu tích lũy Cd trong lúa (Vũ Thị Khắc, 2022).

Zeolite, than sinh học và rơm ủ có thể giảm tính linh động của kim loại nặng Pb và Cd trong đất và hạn chế được tích lũy độc tố trong rau ăn lá được giải thích do cấu trúc tinh thể Si của khoáng sét và cốt Si trong tro trấu và rơm rạ, ngoài ra còn phụ thuộc vào cơ chế của quá trình trao đổi ion trong đất khi bổ sung những loại vật liệu này. Cụ thể là zeolite là các khoáng chất aluminosilicat ngậm nước tự nhiên được đặc trưng bởi các tứ diện SiO_4 và AlO_4 liên kết với nhau bằng các nguyên tử O_2 . Cấu trúc tinh thể Aluminosilicat mang điện tích âm và do đó hút các cation dương như natri (Na^+), kali (K^+), canxi (Ca^{2+}) và magie (Mg^{2+}) để bù đắp sự mất cân bằng điện tích. Các cation này có thể trao đổi với Pb và Cd trong dung dịch đất (Golomeova & Zendelska, 2016; Gadepalle & cs., 2007; Brozou & cs., 2018). Ngoài ra, zeolite đã góp phần nâng tính đệm cho đất, giá trị pH tăng làm giảm tính di động của kim loại nặng trong đất và cây trồng do kim loại nặng tồn tại ở các pha cố định nhiều hơn (Murtić & cs., 2020b). Bên cạnh đó, kết quả thí nghiệm tính chất vật liệu cho thấy zeolite có dung tích trao đổi cation lớn (CEC 99,02 cmolckg^{-1}) và thành phần tinh thể khoáng có chứa Si (32,43%) và Al (36,68%), nên có khả năng giữ được các cation kim loại trên bề mặt khoáng sét (Golomeova & Zendelska, 2016). Trong khi đó, CEC của than than sinh học chỉ đạt 11,82 và rơm ủ là 18,73 cmolckg^{-1} . Cũng theo giải thích của tác giả Trần Công Tấu & cs. (1986), axit silic vô định hình có khả năng hấp phụ cation với một lượng khá cao (34meq/100g ở pH 7), trong khi vật liệu zeolite, than sinh học và rơm ủ sử dụng trong nghiên cứu có pH dao động từ 6,86 đến 7,62. Do vậy, Si trong cấu trúc tinh thể của vật liệu cũng khả năng cao để giữ lại các KLN trên bề mặt cấu trúc, cũng là nguyên nhân các KLN bị hạn chế tính linh động trong đất.

PHẦN 5. KẾT LUẬN VÀ KIẾN NGHỊ

5.1. KẾT LUẬN

(1) Nước tưới tại một số hệ thống thủy lợi điển hình vùng đồng bằng sông Hồng (Bắc Hưng Hải, Sông Nhuệ và Bắc Đuống) được luận án phân tích trong mùa khô năm 2020 và 2021 cho kết quả hàm lượng Cu gấp 1,5-1,7 lần, Pb vượt từ 2,4-4 lần và Cd cao gấp 4-7 lần GHCP theo QCVN 08-2015/BTNMT và QCVN 08-2023/BTNMT. Tích lũy Cu, Cd trong rau cải xanh, xà lách và mồng tơi hầu hết còn ở trong GHCP theo TCVN. Tích lũy Pb trong rau cải xanh và xà lách ở một số vị trí lấy mẫu đã vượt GHCP, dao động lần lượt là 0,31-0,35 mg/kg và 0,33-0,41 mg/kg. Mồng tơi trong điều kiện nghiên cứu của luận án chưa phát hiện thấy tích lũy Cu, Pb, Cd vượt GHCP.

(2) Trong điều kiện thí nghiệm và thực hiện nghiên cứu của luận án, nước tưới có hàm lượng Cu (0,5-1,6)ppm; Pb (0,1-2)ppm và Cd (0,5ppm) làm tăng năng suất của cải xanh, xà lách và mồng tơi. Hàm lượng Cu trong nước tưới vượt 1,6 ppm; Pb lớn hơn 2ppm và Cd vượt quá 0,5ppm làm giảm năng suất của cả 3 loại rau. Hàm lượng Cu trong 3 loại rau được tưới nước nhiễm Cu từ 0,2-2,0ppm nằm trong giới hạn cho phép theo TCVN. Hàm lượng Pb vượt 0,5 ppm và Cd vượt 0,1 ppm trong nước tưới đã gây ra hiện tượng tích lũy Pb và Cd vượt GHCP. Hàm lượng Cu và Pb trong đất sẽ vượt giới hạn cho phép sau 1,9-15,7 năm và 5,5-18,6 năm nếu tưới nước có hàm lượng Cu và Pb tương đương trong thí nghiệm. Hàm lượng Cd trong nước tưới từ 0,5-1,0ppm có thể tích lũy trong đất vượt GHCP ngay từ vụ đầu.

Trong điều kiện thí nghiệm của luận án, cải xanh, xà lách và mồng tơi sử dụng nước tưới từ sông Cầu Bậy (thuộc HTTL Bắc Hưng Hải) bị ô nhiễm có năng suất và tích lũy Cu, Pb, Cd cao hơn trường hợp dùng nước giếng để tưới. Tích lũy Cu trong rau (6,65-8,99 mg/kg rau khô) nằm trong GHCP; Pb (0,56-0,79 mg/kg rau khô) và Cd (0,25-0,28mg/kg rau khô) vượt GHCP theo TCVN.

Kết quả nghiên cứu của luận án cho thấy hàm lượng Cu tối đa cho phép trong nước tưới từ 3,3-9,04ppm (cải xanh); từ 2,95-7,53ppm (xà lách) và từ 3,52-9,33ppm (mồng tơi) tương ứng với hàm lượng Cu tối đa trong đất theo TCVN là 100 mg/kg. Hàm lượng Pb tối đa cho phép từ 0,04-0,65ppm (cải

xanh) tương ứng với hàm lượng Pb trong đất trồng ban đầu dao động từ 17 xuống 1 mg/kg; 0,05-0,9ppm (xà lách) tương ứng với hàm lượng Pb trong đất trồng ban đầu từ 7 xuống 1 mg/kg; 0,06-0,93ppm (mồng toi) tương ứng với hàm lượng Pb trong đất trồng ban đầu dao động từ 10 xuống 1 mg/kg. Hàm lượng Cd tối đa cho phép từ 0,08-0,14ppm (cải xanh); 0,1-0,12ppm (xà lách) và từ 0,05-0,18ppm (mồng toi) tương ứng với hàm lượng Cd trong đất trồng ban đầu dao động từ 0,1 đến 1,5 mg/kg.

(3) Trong phạm vi nghiên cứu luận án cho thấy sử dụng khoáng sét zeolite, than sinh học và rơm ủ làm giảm hàm lượng Pb, Cd dễ tiêu trong đất và trong rau cải xanh, xà lách, mồng toi trồng trên nền đất phù sa sông Hồng. Bổ sung 3% hàm lượng zeolite cho hiệu quả cao nhất trong điều kiện thực hiện thí nghiệm, giảm hàm lượng Pb và Cd dễ tiêu trong đất tương ứng từ 46,7%-68% ở vụ đầu tiên và hiệu quả giảm dần khi hàm lượng KLN này tích lũy trong đất tăng lên. Giảm tích lũy trong rau với Pb từ 69,72-72,61% và Cd từ 59,09-60,94%. Giảm hàm lượng Pb dễ tiêu trong đất từ 16,61-22,87%, Cd từ 20,83-32% và Pb trong rau từ 35,32-42,32%, Cd từ 43,75-48,61% khi bổ sung 5% than sinh học và rơm ủ.

5.2. KIẾN NGHỊ

Ngưỡng giới hạn tối đa cho phép của Cu, Pb, Cd trong nước tưới cho cải xanh, xà lách, mồng toi trồng trên đất phù sa sông Hồng theo kết quả nghiên cứu của đề tài Luận án cao hơn so với QCVN hiện hành (QCVN 08:2023/BTNMT). Do vậy, cần cân nhắc sử dụng ngưỡng này để điều hành công tác cấp nước linh hoạt trong điều kiện nguồn nước tưới bị ô nhiễm. Do thời gian nghiên cứu còn hạn chế, số lần thí nghiệm mới chỉ thực hiện 03 vụ. Do vậy để có cơ sở đầy đủ khuyến cáo hàm lượng tối đa cho phép của các kim loại nặng trong nước tưới cần tiếp tục nghiên cứu thêm cho các loại đất khác nhau và tăng thời gian khảo nghiệm đồng ruộng.

CÔNG TRÌNH KHOA HỌC ĐÃ CÔNG BỐ

1. Nguyễn Thị Giang, Nguyễn Văn Dung, Nguyễn Thị Hằng Nga & Ngô Thị Dung (2021). Đánh giá sự tích lũy kim loại nặng của một số loại rau ăn lá do ảnh hưởng của nước tưới. Tạp chí Khoa học Nông nghiệp Việt Nam. 19(5): 632-642.
2. Nguyễn Thị Giang, Nguyễn Thị Ngọc Dinh, Nguyễn Thị Phương & Nguyễn Thị Hằng Nga (2021). Nghiên cứu sử dụng zeolite tự nhiên, than sinh học và rom ủ để hạn chế tích lũy kim loại nặng chì và cadimi trong rau ăn lá do sử dụng nước tưới ô nhiễm. Tạp chí Khoa học Kỹ thuật Thủy lợi và Môi trường. 74(6/2021): 94-102.
3. Nguyễn Thị Giang, Nguyễn Văn Dung & Nguyễn Thị Hằng Nga (2023). Sử dụng mô hình hồi quy tobit để xác định giới hạn an toàn của chì trong nước tưới cho rau xà lách trồng trên đất phù sa sông Hồng. Tạp chí Khoa học Nông nghiệp Việt Nam. 21(5): 570-577 .

TÀI LIỆU THAM KHẢO

- Adedokun A.H., Njoku K.L., Akinola M.O., Adesuyi A.A. & Jolaoso A.O. (2016). Potential human health risk assessment of heavy metals intake via consumption of some leafy vegetables obtained from four market in Lagos Metropolis, Nigeria. *Journal of Applied Sciences and Environmental Management*. 20(3): 530-539.
- Ahmed S., Fatema Tuj Z., Mahdi M. M., Nurnabi M., Alam M. Z. & Choudhury T. R. (2022). Health risk assessment for heavy metal accumulation in leafy vegetables grown on tannery effluent contaminated soil. *Toxicology Reports*. 9: 346-355.
- Ambrosini V. G., Rosa D. J., Basso A., Borghezian M., Pescador R., Miotto A., Melo G. W. B. d., Soares C. R. F. d. S., Comin J. J. & Brunetto G. (2017). Liming as an ameliorator of copper toxicity in black oat (*Avena strigosa* Schreb.). *Journal of Plant Nutrition*. 40(3): 404-416.
- Amin N.U., Hussain A., Alamzeb S. & Begum S. (2013). Accumulation of heavy metals in edible parts of vegetables irrigated with waste water and their daily intake to adults and children, District Mardan, Pakistan. *Food Chem*. 136(3-4): 1515-23.
- Anwar S., Nawaz M.F., Gul S., Rizwan M., Ali S. & Kareem A. (2016). Uptake and distribution of minerals and heavy metals in commonly grown leafy vegetable species irrigated with sewage water. *Environmental monitoring and assessment*. 188: 1-9.
- Ashraf S., Ali Q., Zahir Z.A., Ashraf S. & Asghar H.N. (2019). Phytoremediation: Environmentally sustainable way for reclamation of heavy metal polluted soils. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 174: 714-727.
- Awasthi G., Nagar V., Mandzhieva S., Minkina T., Sankhla M.S., Pandit P.P., Aseri V., Awasthi K. K., Rajput V. D. & Bauer T. (2022). Sustainable amelioration of heavy metals in soil ecosystem: Existing developments to emerging trends. *Minerals*. 12(1): 85.
- Ayers R.S. & Westcot D.W. (1985). Water quality for agriculture. (29). Food and Agriculture Organization of the United Nations Rome.
- Ayres R.S. & Westcot D.W. (1985). Water quality for agriculture. FAO Irrigation and Drainage Paper , Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome. No. 29: 1-117.

- Azimi A., Azari A., Rezakazemi M. & Ansarpour M. (2017). Removal of heavy metals from industrial wastewaters: a review. *ChemBioEng Reviews*. 4(1): 37-59.
- Azizian A., Amin S., Maftoun M., Emam Y. & Noshadi M. (2011). Response of lettuce to Cd-enriched water and irrigation frequencies. *African Journal of Environmental Science and Technology*. 5(10): 884-893.
- Bai Y., Zhang L., Liu Y. & Wang X. (2022). Comparative Study on the Irrigation Water Quality Standards in China and Australia. 2022 6th International Seminar on Education, Management and Social Sciences (ISEMSS 2022). Atlantis Press. 34-48.
- Baldantoni D., Cicatelli A., Bellino A. & Castiglione S. (2014). Different behaviours in phytoremediation capacity of two heavy metal tolerant poplar clones in relation to iron and other trace elements. *Journal of Environmental Management*. 146: 94-99.
- Baldantoni D., Morra L., Zaccardelli M. & Alfani A. (2016). Cadmium accumulation in leaves of leafy vegetables. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 123: 89-94.
- Balkhair K. S. & Ashraf M. A. (2016). Field accumulation risks of heavy metals in soil and vegetable crop irrigated with sewage water in western region of Saudi Arabia. *Saudi J Biol Sci*. 23(1): S32-44.
- Bashir S., Hussain Q., Zhu J., Fu Q., Houben D. & Hu H. (2020). Efficiency of KOH-modified rice straw-derived biochar for reducing cadmium mobility, bioaccessibility and bioavailability risk index in red soil. *Pedosphere*. 30(6): 874-882.
- Bashir S., Salam A., Rehman M., Khan S., Gulshan A. B., Iqbal J., Shaaban M., Mehmood S., Zahra A. & Hu H. (2019). Effective role of biochar, zeolite and steel slag on leaching behavior of Cd and its fractionations in soil column study. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 102: 567-572.
- Bassegio C., Campagnolo M.A., Schwantes D., Gonçalves Junior A.C., Manfrin J., Schiller A.D.P. & Bassegio D. (2020). Growth and accumulation of Pb by roots and shoots of *Brassica juncea* L. *Int J Phytoremediation*. 22(2): 134-139.
- Berihun B.T., Amare D.E., Raju R., Ayele D.T. & Dagne H. (2021). Determination of the Level of Metallic Contamination in Irrigation Vegetables, the Soil, and the Water in Gondar City, Ethiopia. *Nutrition and Dietary Supplements*. 13: 1-7.
- Bộ Khoa học và Công nghệ (2015). Tiêu chuẩn chung đối với các chất nhiễm bẩn và các độc tố trong thực phẩm và thức ăn chăn nuôi. CODEX STAN 193-1995, soát xét năm 2009 và sửa đổi năm 2015.
- Bộ NN&PTNT (2007). Quyết định số 106/2007/QĐ-BNN: Mức giới hạn tối đa cho phép của một số vi sinh vật và hóa chất gây hại trong sản phẩm rau tươi.

- Bộ NN&PTNT (2008). Thông tư 99/2008/QĐ-BNN: Quy định quản lý sản xuất, kinh doanh rau, quả và chè an toàn.
- Bộ NN&PTNT (2011). Thông tư số 17/2011/TT-BNNPTNT: Sửa đổi, bổ sung, bãi bỏ một số quy định về thủ tục hành chính trong lĩnh vực trồng trọt
- Bộ Tài nguyên và Môi trường (2015). QCVN 03-MT:2015/BTNMT: Quy chuẩn kỹ thuật quốc gia về giới hạn cho phép của một số kim loại nặng trong đất.
- Bộ Tài nguyên và Môi trường (2015). QCVN 08-MT:2015/BTNMT: Quy chuẩn kỹ thuật quốc gia về chất lượng nước mặt.
- Bộ Tài nguyên và Môi trường (2021). Báo cáo hiện trạng môi trường quốc gia giai đoạn 2016-2020. Nhà xuất bản Dân trí.
- Bộ Y tế (2011). QCVN 8-2:2011/BYT: Quy chuẩn kỹ thuật quốc gia đối với giới hạn ô nhiễm kim loại nặng trong thực phẩm.
- Bolan N., Kunhikrishnan A., Thangarajan R., Kumpiene J., Park J., Makino T., Kirkham M. B. & Scheckel K. (2014). Remediation of heavy metal (loid) s contaminated soils—to mobilize or to immobilize? *Journal of Hazardous Materials*. 266: 141-166.
- Breckle S. (1991). *Growth Under Stress: Heavy Metals in Waisel Y, Eshel A, Kafkafi U. Plant roots: The Hidden Half*. Marcel Dekker, New York.
- Brozou E., Ioannou Z. & Dimirkou A. (2018). Removal of Cr (VI) and Cr (III) From Polluted Water and Soil Sown with Beet () or Celery () after the Addition of Modified Zeolites. *International Journal of Waste Resources*. 8: 1-8.
- Bui A.T., Nguyen H.T., Nguyen M.N., Tran T.-H.T., Vu T.V., Nguyen C.H. & Reynolds H.L. (2016). Accumulation and potential health risks of cadmium, lead and arsenic in vegetables grown near mining sites in Northern Vietnam. *Environmental monitoring and assessment*. 188(9): 525.
- Cabral P.M.M.S., Marinho-Reis P., Almeida A., Pinto E., Neves O., Inácio M., Gerardo B., Freitas S., Simões M.R., Dinis P. A., Diniz L., Ferreira Da Silva E. & Moreira P. I. (2019). Links between Cognitive Status and Trace Element Levels in Hair for an Environmentally Exposed Population: A Case Study in the Surroundings of the Estarreja Industrial Area. *Int J Environ Res Public Health*. 16(22).
- Cao C., Zhang S., Zhang P., Liu Y., Chen X. & Wang J. (2020). Heavy metal contamination in soil–vegetable systems and its health risks in an area irrigated with acid mine drainage in Dabaoshan, Guangdong. *J. Agro-Environ. Sci*. 39: 1-16.
- Chaiyaraksa C. & Tumtong M. (2019). Acid soil amendment by zeolite, sepiolite and diatomite. *Sci Asia*. 45: 253-259.

- Chang R., Sohi S. P., Jing F., Liu Y. & Chen J. (2019). A comparative study on biochar properties and Cd adsorption behavior under effects of ageing processes of leaching, acidification and oxidation. *Environmental Pollution*. 254: 113123.
- Chary N. S., Kamala C. & Raj D. S. S. (2008). Assessing risk of heavy metals from consuming food grown on sewage irrigated soils and food chain transfer. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 69(3): 513-524.
- Chen X., He H.-Z., Chen G.-K. & Li H.-S. (2020). Effects of biochar and crop straws on the bioavailability of cadmium in contaminated soil. *Scientific reports*. 10(1): 9528.
- Chen Y., Li M., Li Y., Liu Y., Chen Y., Li H., Li L., Xu F., Jiang H. & Chen L. (2021). Hydroxyapatite modified sludge-based biochar for the adsorption of Cu^{2+} and Cd^{2+} : adsorption behavior and mechanisms. *Bioresource Technology*. 321: 124413.
- Clemens S. (2006). Toxic metal accumulation, responses to exposure and mechanisms of tolerance in plants. *Biochimie*. 88(11): 1707-1719.
- Clemens S., Aarts M. G., Thomine S. & Verbruggen N. (2013). Plant science: the key to preventing slow cadmium poisoning. *Trends in plant science*. 18(2): 92-99.
- Dalcorso G. (2012). Heavy Metal Toxicity in Plants. doi:10.1007/978-94-007-4441-7_1: 1-25.
- Danjuma M. & Abdulkadir B. (2018). Bioaccumulation of heavy metals by leafy vegetables grown with industrial effluents: A review. *Bayero Journal of Pure and Applied Sciences*. 11(2): 180-185.
- Department of Water Affairs and Forestry (DWAF) (1996). South African water quality guidelines. Agricultural use: Livestock watering. 5.
- Derakhshan Nejad Z. & Jung M. C. (2017). The effects of biochar and inorganic amendments on soil remediation in the presence of hyperaccumulator plant. *International Journal of Energy and Environmental Engineering*. 8(4): 317-329.
- Đỗ Tất Lợi (2000). Những cây thuốc và vị thuốc Việt Nam. Nhà xuất bản y học, Hà Nội. 710 - 712.
- Dong W., Liang L., Brooks S., Southworth G. & Gu B. (2010). Roles of dissolved organic matter in the speciation of mercury and methylmercury in a contaminated ecosystem in Oak Ridge, Tennessee. *Environmental Chemistry*. 7(1): 94-102.
- Dong X.Y., Shen R.F., Chen R.F., Zhu Z.L. & Ma J.F. (2008). Secretion of malate and citrate from roots is related to high Al-resistance in *Lespedeza bicolor*. *Plant and Soil*. 306: 139-147.

- Duruibe J.O., Ogwuegbu M.O.C. & Egwurugwu J.N. (2007). Heavy metal pollution and human biotoxic effects. *International Journal of physical sciences*. 2(5): 112-118.
- Ebert A. W. (2020). The role of vegetable genetic resources in nutrition security and vegetable breeding. *Plants*. 9(6): 736.
- Esmaeili A., Mobini M. & Eslami H. (2019). Removal of heavy metals from acid mine drainage by native natural clay minerals, batch and continuous studies. *Applied Water Science*. 9: 1-6.
- Fao (2020). Global production of primary vegetables in 2008 and 2018,. Available online: <http://www.fao.org/faostat/en/#data/QC/> (accessed on 14 March 2020).
- Fao/Who (2019). General Standard for Contaminants and Toxins in Food and Feed. Codex Alimentarius Commission. Retrieved from [http://www.fao.org/fao-who-codexalimentarius/sh-proxy/en/?lnk=1&url=https%253A%252F%252Fworkspace.fao.org%252Fsites%252Fcodex%252FStandards%252FCXS%2B193-1995 % 252FCXS_ 193e .pdf](http://www.fao.org/fao-who-codexalimentarius/sh-proxy/en/?lnk=1&url=https%253A%252F%252Fworkspace.fao.org%252Fsites%252Fcodex%252FStandards%252FCXS%2B193-1995%20%252FCXS_193e.pdf).
- Feigl G., Kumar D., Lehotai N., Pető A., Molnár Á., Rác É., Ördög A., Erdei L., Kolbert Z. & Laskay G. (2015). Comparing the effects of excess copper in the leaves of *Brassica juncea* (L. Czern) and *Brassica napus* (L.) seedlings: Growth inhibition, oxidative stress and photosynthetic damage. *Acta Biol Hung*. 66(2): 205-21.
- Fern K., Fern A. & Morris R. (2014). Useful tropical plants database. Recuperado de: <http://tropical.theferns.info>.
- Fujimori T., Eguchi A., Agusa T., Tue N.M., Suzuki G., Takahashi S., Viet P.H., Tanabe S. & Takigami H. (2016). Lead contamination in surface soil on roads from used lead–acid battery recycling in Dong Mai, Northern Vietnam. *Journal of Material Cycles and Waste Management*. 18: 599-607.
- Gadepalle V.P., Ouki S.K., Herwijnen R.V. & Hutchings T. (2007). Immobilization of heavy metals in soil using natural and waste materials for vegetation establishment on contaminated sites. *Soil & Sediment Contamination*. 16(2): 233-251.
- Gaucin-Delgado J.M., Ortiz-Campos A., Hernandez-Montiel L.G., Fortis-Hernandez M., Reyes-Pérez J.J., Gonzáles-Fuentes J.A. & Preciado-Rangel P. (2022). CuO-NPs Improve Biosynthesis of Bioactive Compounds in Lettuce. *Plants*. 11(7): 912.
- Ghori Z., Iftikhar H., Bhatti M.F., Sharma I., Kazi A.G. & Ahmad P. (2016). Phytoextraction: the use of plants to remove heavy metals from soil. Trong: *Plant metal interaction*. Elsevier: 385-409 trang.
- Golomeova M. & Zendelska A. (2016). Application of some natural porous raw materials for removal of lead and zinc from aqueous solutions. *Microporous and mesoporous materials*. pp. 21-49.

- Gonzaga M.I.S., Mackowiak C.L., Comerford N.B., Da Veiga Moline E.F., Shirley J.P. & Guimaraes D.V. (2017). Pyrolysis methods impact biosolids-derived biochar composition, maize growth and nutrition. *Soil and Tillage Research*. 165: 59-65.
- Gorsuch J.W., Ritter M. & Anderson E.R. (1995). Comparative toxicities of six heavy metals using root elongation and shoot growth in three plant species. *ASTM special technical publication*. 1218: 377-377.
- Gupta D., Chatterjee S., Datta S., Veer V. & Walther C. (2014). Role of phosphate fertilizers in heavy metal uptake and detoxification of toxic metals. *Chemosphere*. 108: 134-144.
- Gupta N., Yadav K. K., Kumar V., Prasad S., Cabral-Pinto M., Jeon B.-H., Kumar S., Abdellattif M. H. & Alsukaibia A. K. D. (2022). Investigation of Heavy Metal Accumulation in Vegetables and Health Risk to Humans From Their Consumption. *Frontiers in Environmental Science*. 40.
- Hà Mạnh Thắng (2019). Nghiên cứu Cadimi trong một số nhóm đất ở Việt nam và tích lũy Cadimi trong rau ăn lá. Luận án tiến sĩ. Viện Khoa học Nông nghiệp Việt Nam.
- Hà Xuân Sơn (2015). Nghiên cứu áp dụng giải pháp can thiệp giảm thiểu ảnh hưởng của ô nhiễm môi trường tới sức khỏe người dân khu vực khai thác kim loại màu Thái nguyên. Luận án tiến sĩ Y học. Đại học Thái Nguyên.
- Haider F. U., Liqun C., Coulter J. A., Cheema S. A., Wu J., Zhang R., Wenjun M. & Farooq M. (2021). Cadmium toxicity in plants: Impacts and remediation strategies. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 211: 111887.
- Hamid Y., Tang L., Hussain B., Usman M., Gurajala H. K., Rashid M. S., He Z. & Yang X. (2020). Efficiency of lime, biochar, Fe containing biochar and composite amendments for Cd and Pb immobilization in a co-contaminated alluvial soil. *Environmental Pollution*. 257: 113609.
- Hasanabadi T., Lack S., Ardakani M. R., Ghafurian H. & Modhej A. (2015). Effect of clinoptilolite and heavy metal application on some physiological characteristics of annual alfalfa in contaminated soil. *Biological Forum. Research Trend*. 361-366.
- Hassaan M. A., El Nemr A. & Madkour F.F. (2016). Environmental assessment of heavy metal pollution and human health risk. *American Journal of Water Science and Engineering*. 2(3): 14-19.
- He H., Tam N. F., Yao A., Qiu R., Li W. C. & Ye Z. (2017). Growth and Cd uptake by rice (*Oryza sativa*) in acidic and Cd-contaminated paddy soils amended with steel slag. *Chemosphere*. 189: 247-254.

- Hirve M., Jain M., Rastogi A. & Kataria S. (2020). Chapter 8 - Heavy metals, water deficit, and their interaction in plants: an overview. Trong: Plant Life Under Changing Environment. Tripathi D. K., Pratap Singh V., Chauhan D. K., Sharma S., Prasad S. M., Dubey N. K. & Ramawat N. (eds.). Academic Press: 175-206 trang.
- Hoàng Nhâm (2005). Hóa vô cơ (Phần 3). Nhà xuất bản Giáo dục, Hà Nội.
- Houben D., Evrard L. & Sonnet P. (2013). Beneficial effects of biochar application to contaminated soils on the bioavailability of Cd, Pb and Zn and the biomass production of rapeseed (*Brassica napus* L.). Biomass and Bioenergy. 57: 196-204.
- Hu J., Wu F., Wu S., Cao Z., Lin X. & Wong M.H. (2013). Bioaccessibility, dietary exposure and human risk assessment of heavy metals from market vegetables in Hong Kong revealed with an *in vitro* gastrointestinal model. Chemosphere. 91(4): 455-461.
- Hung N. M., Hiep N. V., Dung B. N. & Hai N. X. (2014). Lead Accumulation in different parts of okra plant (*Abelmoschus esculentus*). ARPN Journal of Agricultural and Biological Science. 9(6): 190-194.
- Huong N. T. L., Ohtsubo M., Li L., Higashi T. & Kanayama M. (2008). Assessment of the water quality of two rivers in Hanoi City and its suitability for irrigation water. Paddy and Water Environment. 6(3): 257-262.
- Ibrahim T., Ajongbolo K. & Aladekoyi G. (2014). Phytochemical screening and antimicrobial activity of crude extracts of *Basella alba* and *Helianthus annuus* on selected food pathogens. J Microbiol Biotech.
- Ikkonen E. & Kaznina N. (2022). Physiological Responses of Lettuce (*Lactuca sativa* L.) to Soil Contamination with Pb. Horticulturae. 8(10): 951.
- Inyang M.I., Gao B., Yao Y., Xue Y., Zimmerman A., Mosa A., Pullammanappallil P., Ok Y.S. & Cao X. (2016). A review of biochar as a low-cost adsorbent for aqueous heavy metal removal. Critical reviews in environmental science and technology. 46(4): 406-433.
- Jadia C.D. & Fulekar M. (2008). Phytotoxicity and remediation of heavy metals by fibrous root grass (sorghum). Journal of Applied Biosciences. 10(1): 491-499.
- Jaishankar M., Tseten T., Anbalagan N., Mathew B.B. & Beeregowda K.N. (2014). Toxicity, mechanism and health effects of some heavy metals. Interdisciplinary toxicology. 7(2): 60.
- Jan F.A., Ishaq M., Khan S., Ihsanullah I., Ahmad I. & Shakirullah M. (2010). A comparative study of human health risks via consumption of food crops grown on

- wastewater irrigated soil (Peshawar) and relatively clean water irrigated soil (lower Dir). *Journal of Hazardous Materials*. 179(1-3): 612-621.
- Järup L. (2003). Hazards of heavy metal contamination. *British Medical Bulletin*. 68(1): 167-182.
- Kabata-Pendias A. (2010). Trace elements in soils and plants. CRC press.
- Kananke T., Wansapala J. & Gunaratne A. (2014). Heavy metal contamination in green leafy vegetables collected from selected market sites of Piliyandala area, Colombo District, Sri Lanka. *American journal of food science and technology*. 2(5): 139-144.
- Kasozi K. I., Otim E. O., Ninsiima H. I., Zirintunda G., Tamale A., Ekou J., Musoke G. H., Muyinda R., Matama K. & Mujinya R. (2021). An analysis of heavy metals contamination and estimating the daily intakes of vegetables from Uganda. *Toxicology Research and Application*. 5: 2397847320985255.
- Khan S., Cao Q., Zheng Y. M., Huang Y. Z. & Zhu Y. G. (2008b). Health risks of heavy metals in contaminated soils and food crops irrigated with wastewater in Beijing, China. *Environmental Pollution*. 152(3): 686-692.
- Khan S., Cao Q., Zheng Y., Huang Y. & Zhu Y. (2008a). Health risks of heavy metals in contaminated soils and food crops irrigated with wastewater in Beijing, China. *Environmental Pollution*. 152(3): 686-692.
- Kim H.-S., Kim K.-R., Kim H.-J., Yoon J.-H., Yang J. E., Ok Y. S., Owens G. & Kim K.-H. (2015). Effect of biochar on heavy metal immobilization and uptake by lettuce (*Lactuca sativa* L.) in agricultural soil. *Environmental Earth Sciences*. 74: 1249-1259.
- Kim M. J., Moon Y., Tou J. C., Mou B. & Waterland N. L. (2016). Nutritional value, bioactive compounds and health benefits of lettuce (*Lactuca sativa* L.). *Journal of Food Composition and Analysis*. 49: 19-34.
- Koch M. & Rotard W. (2001). On the contribution of background sources to the heavy metal content of municipal sewage sludge. *Water science and technology*. 43(2): 67-74.
- Krejpcio Z., Sionkowski S. & Bartela J. (2005). Safety of fresh fruits and juices available on the Polish market as determined by heavy metal residues. *Polish journal of environmental studies*. 14(6): 877.
- Lahori A. H., Mierzwa-Hersztek M., Demiraj E., Sajjad R.U., Ali I., Shehnaz H., Aziz A., Zuberi M.H., Pirzada A.M. & Hassan K. (2020). Direct and residual impacts of zeolite on the remediation of harmful elements in multiple contaminated soils using cabbage in rotation with corn. *Chemosphere*. 250: 126317.

- Lê Huy Bá (2006). Độc học môi trường. Nhà xuất bản Đại học Quốc gia Thành phố Hồ Chí Minh.
- Lê Huy Bá (2008). Độc học môi trường cơ bản. Nhà xuất bản Đại học Quốc gia Thành phố Hồ Chí Minh.
- Leblebici Z. & Kar M. (2018). Heavy Metals Accumulation in Vegetables Irrigated with Different Water Sources and Their Human Daily Intake in Nevsehir J. Agr. Sci. Tech. 20: 15.
- Lee D.-S., Lim S.-S., Park H.-J., Yang H. I., Park S.-I., Kwak J.-H. & Choi W.-J. (2019). Fly ash and zeolite decrease metal uptake but do not improve rice growth in paddy soils contaminated with Cu and Zn. Environment international. 129: 551-564.
- Li H., Shi W.-y., Shao H.-b. & Shao M.-a. (2009). The remediation of the lead-polluted garden soil by natural zeolite. Journal of Hazardous Materials. 169(1): 1106-1111.
- Li X., Zhang J., Gong Y., Liu Q., Yang S., Ma J., Zhao L. & Hou H. (2020). Status of copper accumulation in agricultural soils across China (1985-2016). Chemosphere. 244: 125516.
- Lian W., Yang L., Joseph S., Shi W., Bian R., Zheng J., Li L., Shan S. & Pan G. (2020). Utilization of biochar produced from invasive plant species to efficiently adsorb Cd (II) and Pb (II). Bioresource Technology. 317: 124011.
- Liao M. & Xie X. (2004). Cadmium release in contaminated soils due to organic acids. Pedosphere. 14(2): 223-228.
- Lidon F. & Henriques F. (1992). Effects of copper on the nitrate to ammonia reduction mechanism in rice plants. Photosynthetica-praha. 26: 371-371.
- Lim J.W., Bae G.O., Kaown D. & Lee K.K. (2010). Prediction of groundwater contamination with multivariate regression and probabilistic capture zones. Journal of environmental quality. 39(5): 1594-1603.
- Lin S.-H. & Juang R.-S. (2002). Heavy metal removal from water by sorption using surfactant-modified montmorillonite. Journal of Hazardous Materials. 92(3): 315-326.
- Liu D.-h., Jang W.-s. & Hou W.-q. (2001). Uptake and accumulation of copper by roots and shoots of maize (*Zea may* L.). Journal of Environmental Sciences. 13(2): 228-232.
- Liu W.-R., Zeng D., She L., Su W.-X., He D.-C., Wu G.-Y., Ma X.-R., Jiang S., Jiang C.-H. & Ying G.-G. (2020). Comparisons of pollution characteristics, emission

- situations, and mass loads for heavy metals in the manures of different livestock and poultry in China. *Science of The Total Environment*. 139023.
- Luo J., Tao Q., Jupa R., Liu Y., Wu K., Song Y., Li J., Huang Y., Zou L. & Liang Y. (2019). Role of vertical transmission of shoot endophytes in root-associated microbiome assembly and heavy metal hyperaccumulation in *Sedum alfredii*. *Environmental science & technology*. 53(12): 6954-6963.
- Lương Thị Hồng Vân & Nguyễn Mai Huệ (2002). Nghiên cứu tồn lưu Asen, Chì trong thành phần nguồn gốc vùng vành đai khu công nghiệp luyện kim màu Thái Nguyên, đề tài khoa học cấp Bộ, Thái Nguyên.
- Madejón E., De Mora A. P., Felipe E., Burgos P. & Cabrera F. (2006). Soil amendments reduce trace element solubility in a contaminated soil and allow regrowth of natural vegetation. *Environmental Pollution*. 139(1): 40-52.
- Mahar A., Ping W., Ronghua L. & Zhang Z. (2015). Immobilization of lead and cadmium in contaminated soil using amendments: a review. *Pedosphere*. 25(4): 555-568.
- Mai Văn Trinh, Bùi Thị Phương Loan & Đỗ Thanh Định (2011). Thực trạng sử dụng nước sông Nhuệ cho sản xuất nông nghiệp. *Tạp chí Khoa học và Công nghệ Nông nghiệp Việt Nam*. 3(24): 43-48.
- Maksymiec W. (1998). Effect of copper on cellular processes in higher plants. Springer.
- Manwani S., Devi P., Singh T., Yadav C.S., Awasthi K.K., Bhoot N. & Awasthi G. (2022). Heavy metals in vegetables: a review of status, human health concerns, and management options. *Environ Sci Pollut Res Int*. 10.1007/s11356-022-22210-w.
- Mao C., Song Y., Chen L., Ji J., Li J., Yuan X., Yang Z., Ayoko G.A., Frost R.L. & Theiss F. (2019). Human health risks of heavy metals in paddy rice based on transfer characteristics of heavy metals from soil to rice. *Catena*. 175: 339-348.
- Martins L.L. & Mourato M.P. (2006). Effect of excess copper on tomato plants: growth parameters, enzyme activities, chlorophyll, and mineral content. *Journal of Plant Nutrition*. 29(12): 2179-2198.
- Matraszek R., Hawrylak-Nowak B., Chwil S. & Chwil M. (2016). Macroelemental composition of cadmium stressed lettuce plants grown under conditions of intensive sulphur nutrition. *Journal of Environmental Management*. 180: 24-34.
- Matte J.J., Girard C.L. & Guay F. (2017). Intestinal fate of dietary zinc and copper: Postprandial net fluxes of these trace elements in portal vein of pigs. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*. 44: 65-70.

- Misaelides P. (2011). Application of natural zeolites in environmental remediation: A short review. *Microporous and mesoporous materials*. 144(1-3): 15-18.
- Missimer T. M., Teaf C. M., Beeson W. T., Maliva R. G., Wooschlager J. & Covert D. J. (2018). Natural Background and Anthropogenic Arsenic Enrichment in Florida Soils, Surface Water, and Groundwater: A Review with a Discussion on Public Health Risk. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 15(10): 2278.
- Miyadate H., Adachi S., Hiraizumi A., Tezuka K., Nakazawa N., Kawamoto T., Katou K., Kodama I., Sakurai K. & Takahashi H. (2011). OsHMA3, a P1B-type of ATPase affects root-to-shoot cadmium translocation in rice by mediating efflux into vacuoles. *New phytologist*. 189(1): 190-199.
- Moirou A., Xenidis A. & Paspaliaris I. (2001). Stabilization Pb, Zn, and Cd-contaminated soil by means of natural zeolite. *Soil and Sediment Contamination*. 10(3): 251-267.
- Mudhoo A., Garg V. K. & Wang S. (2012). Heavy Metals: Toxicity and Removal by Biosorption. Trong: *Environmental Chemistry for a Sustainable World: Volume 2: Remediation of Air and Water Pollution*. Lichtfouse E., Schwarzbauer J. & Robert D. (eds.). Springer Netherlands Dordrecht. pp. 379-442 .
- Murtić S., Sijahović E., Čivić H., Tvica M. & Jurković J. (2020a). In situ immobilisation of heavy metals in soils using natural clay minerals. *Plant, Soil and Environment*. 66(12): 632-638.
- Murtić S., Sijahović E., Čivić H., Tvica M. & Jurković J. (2020b). In situ immobilisation of heavy metals in soils using natural clay minerals. *Plant, Soil & Environment*. 66(12).
- Ngô Thị Lan Phương (2010). Nghiên cứu đánh giá hiện trạng và khả năng ô nhiễm một số KLN trong vùng trồng rau ven đô Hà Nội. Luận án tiến sĩ khoa học môi trường, Trường Đại học Khoa học tự nhiên.
- Nguyễn Đình Thi & Nguyễn Linh Trung (2020). Thay đổi trong sản xuất và phân phối rau ở miền Bắc Việt Nam. *Tạp chí Khoa học và Công nghệ Nông nghiệp Việt Nam*. ISSN.1859-1558. 10: 124-132.
- Nguyen N. & Volkova I. (2018). Assessment of heavy metal pollution in water and sediments in the red river delta (Vietnam). *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*. IOP Publishing. 012203.
- Nguyễn Ngọc Huy, Lê Đức Trung & Chế Đình Lý (2018). Đánh giá hiện trạng ô nhiễm kim loại nặng và đề xuất mô hình tiên lượng tại hạ lưu sông Sài Gòn, tỉnh Bình Dương. *Tạp chí Khoa học và Công nghệ - Đại học Đà Nẵng*. 5(126.1): 63-67.

- Nguyen T.T.H., Zhang W., Li Z., Li J., Ge C., Liu J., Bai X., Feng H. & Yu L. (2016). Assessment of heavy metal pollution in Red River surface sediments, Vietnam. *Marine pollution bulletin*. 113(1-2): 513-519.
- Nguyễn Thị Bích Ngọc, Lê Thị Phương Quỳnh, Nguyễn Thị Mai Hương, Nguyễn Bích Thủy, Vũ Duy An, Dương Thị Thùy, Hồ Tú Cường & Trần Thị Bích Nga (2015). Bước đầu xác định hàm lượng một số kim loại nặng trong môi trường nước sông Hồng. *Tạp chí Khoa học và công nghệ*. 53(1): 64-74.
- Nguyễn Thị Hằng Nga, Nguyễn Việt Anh, Đinh Thị Lan Phương, Nguyễn Thị Liễu, Nguyễn Văn Lộc, Nguyễn Quang Phi, Nguyễn Thị Ngọc Dinh, Trần Quốc Lập, Lê Thị Thu Nga, Phạm Thị Dung & Nguyễn Thị Giang (2022). Nghiên cứu cơ sở khoa học xây dựng bộ chỉ tiêu chất lượng nước tưới cho một số loại cây trồng chính (lúa, ngô, đậu tương, lạc và rau). *Đề tài khoa học công nghệ cấp Bộ*.
- Nguyễn Thị Minh Ngọc (2020). Thực trạng ô nhiễm một số kim loại nặng trong môi trường nước, thực phẩm, sức khỏe dân cư ở một khu vực ven biển huyện thủy nguyên hải phòng và thử nghiệm giải pháp can thiệp. *Luận án tiến sĩ Y học cộng đồng*. Trường Đại học Y dược Hải Phòng.
- Ngweme G.N., Atibu E.K., Al Salah D.M.M., Muanamoki P.M., Kiyombo G.M., Mulaji C.K., Otamonga J.-P. & Poté J.W. (2020). Heavy metal concentration in irrigation water, soil and dietary risk assessment of *Amaranthus viridis* grown in peri-urban areas in Kinshasa, Democratic Republic of the Congo. *Watershed Ecology and the Environment*. 2: 16-24.
- Ok Y.S., Usman A.R.A., Lee S.S., Abd El-Azeem S.A.M., Choi B., Hashimoto Y. & Yang J.E. (2011). Effects of rapeseed residue on lead and cadmium availability and uptake by rice plants in heavy metal contaminated paddy soil. *Chemosphere*. 85(4): 677-682.
- Park J.H., Choppala G.K., Bolan N.S., Chung J.W. & Chuasavathi T. (2011). Biochar reduces the bioavailability and phytotoxicity of heavy metals. *Plant and Soil*. 348: 439-451.
- Peijnenburg W., Baerselman R., De Groot A., Jager T., Leenders D., Posthuma L. & Van Veen R. (2000). Quantification of metal bioavailability for lettuce (*Lactuca sativa* L.) in field soils. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 39: 420-430.
- Peralta J.R., Gardea-Torresdey J.L., Tiemann K.J., Gomez E., Arteaga S., Rascon E. & Parsons J.G. (2001). Uptake and Effects of Five Heavy Metals on Seed Germination and Plant Growth in Alfalfa (*Medicago sativa* L.). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 66(6): 727-734.

- Phan Quốc Hưng (2011). Nghiên cứu xử lý đất nông nghiệp ô nhiễm chì (Pb), đồng (Cu), Zn bằng biện pháp sinh học. Luận án tiến sĩ nông nghiệp, Trường Đại học Nông nghiệp Hà Nội.
- Phan Thị Thu Hằng (2008). Nghiên cứu hàm lượng nitrat và kim loại nặng trong đất, nước, rau và một số biện pháp nhằm hạn chế sự tích lũy của chúng trong rau tại thái nguyên. Luận án tiến sĩ nông nghiệp, Đại học Thái Nguyên.
- Ping X., Sun C.-X., Ye X.-Z., Xiao W.-D., Zhang Q. & Wang Q. (2016). The effect of biochar and crop straws on heavy metal bioavailability and plant accumulation in a Cd and Pb polluted soil. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 132: 94-100.
- Porter S. K., Scheckel K. G., Impellitteri C. A. & Ryan J. A. (2004). Toxic metals in the environment: thermodynamic considerations for possible immobilization strategies for Pb, Cd, As, and Hg. *Critical reviews in environmental science and technology*. 34(6): 495-604.
- Priyanka, Manoj Raghav, Anita Singh, Shilpi Rawat & Bhardwaj S. (2021). Estimation of nutritional potential in leafy mustard (*Brassica juncea* var. rugosa) germplasm. *Chemical characterization*. 9(1)
- Qin G., Niu Z., Yu J., Li Z., Ma J. & Xiang P. (2021). Soil heavy metal pollution and food safety in China: Effects, sources and removing technology. *Chemosphere*. 267: 129205.
- Rai P. K., Lee S. S., Zhang M., Tsang Y. F. & Kim K.-H. (2019). Heavy metals in food crops: Health risks, fate, mechanisms, and management. *Environment international*. 125: 365-385.
- Ran J., Zheng W., Wang H., Wang H. & Li Q. (2020). Indole-3-acetic acid promotes cadmium (Cd) accumulation in a Cd hyperaccumulator and a non-hyperaccumulator by different physiological responses. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 191: 110213.
- Rizwan M. S., Imtiaz M., Zhu J., Yousaf B., Hussain M., Ali L., Ditta A., Zahid Ihsan M., Huang G., Ashraf M. & Hu H. (2021). Immobilization of Pb and Cu by organic and inorganic amendments in contaminated soil. *Geoderma*. 385: 114803.
- Rizwan M., Ali S., Abbas T., Zia-Ur-Rehman M., Hannan F., Keller C., Al-Wabel M.I. & Ok Y.S. (2016). Cadmium minimization in wheat: a critical review. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 130: 43-53.
- Rizwan M., Ali S., Adrees M., Ibrahim M., Tsang D.C., Zia-Ur-Rehman M., Zahir Z.A., Rinklebe J., Tack F.M. & Ok Y.S. (2017). A critical review on effects, tolerance mechanisms and management of cadmium in vegetables. *Chemosphere*. 182: 90-105.

- Rowe D. & Abdel-Magid I. (1995). Hand book of waste water reclamation and Re use. CRC Pres. Inc. 550pp.
- Sahay S., Iqbal S., Inam A., Gupta M. & Inam A. (2019). Waste water irrigation in the regulation of soil properties, growth determinants, and heavy metal accumulation in different Brassica species. *Environmental monitoring and assessment*. 191(2): 107.
- Sarwar N., Saifullah, Malhi S.S., Zia M. H., Naeem A., Bibi S. & Farid G. (2010). Role of mineral nutrition in minimizing cadmium accumulation by plants. *J Sci Food Agric*. 90(6): 925-937.
- Saxena G., Purchase D., Mulla S.I., Saratale G.D. & Bharagava R.N. (2020). Phytoremediation of Heavy Metal-Contaminated Sites: Eco-environmental Concerns, Field Studies, Sustainability Issues, and Future Prospects. *In: Reviews of Environmental Contamination and Toxicology Volume 249*. De Voogt P. (ed.). Springer International Publishing Cham. pp. 71-131.
- Scoullou J. M., Vonkeman H. G., Thornton I., Makuch Z. & Scoullou J. M. (2001). Mercury - Cadmium - Lead Handbook for Sustainable Heavy Metals Policy and Regulation.
- Seal K., Chaudhuri H., Pal S., Srivastava R. R. & Soldatova E. (2022). A study on water pollution scenario of the Damodar river basin, India: assessment of potential health risk using long term database (1980-2019) and statistical analysis. *Environmental Science and Pollution Research International*. 29(35): 53320-53352.
- Sevcikova M., Modra H., Slaninova A. & Svobodova Z. (2011). Metals as a cause of oxidative stress in fish: a review. *Vet Med*. 56(11): 537-546.
- Shah A. B., Singh R. P. & Rai U. N. (2020). Trends in Phytomanagement of Aquatic Ecosystems and Evaluation of Factors Affecting Removal of Inorganic Pollutants from Water Bodies. *In: Fresh Water Pollution Dynamics and Remediation*. Qadri H., Bhat R. A., Mehmood M. A. & Dar G. H. (eds.). Springer Singapore Singapore: 247-262 trang.
- Shams M., Ekinici M., Turan M., Dursun A., Kul R. & Yildirim E. (2019). Growth, nutrient uptake and enzyme activity response of Lettuce (*Lactuca sativa* L.) to excess copper. *Environmental Sustainability*. 2: 67-73.
- Shanker A.K., Cervantes C., Loza-Tavera H. & Avudainayagam S. (2005). Chromium toxicity in plants. *Environment international*. 31(5): 739-753.
- Shantha T., Patchaimal P., Reddy M.P., Kumar R.K., Tewari D., Bharti V., Venkateshwarlu G., Mangal A., Padhi M. & Dhiman K. (2016). Pharmacognostical standardization of Upodika - *Basella alba* L.: an important ayurvedic antidiabetic plant. *Ancient Science of life*. 36(1): 35.

- Sharma R. K., Agrawal M. & Marshall F. (2007). Heavy metal contamination of soil and vegetables in suburban areas of Varanasi, India. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 66(2): 258-266.
- Shu R., Dang F. & Zhong H. (2016). Effects of incorporating differently-treated rice straw on phytoavailability of methylmercury in soil. *Chemosphere*. 145: 457-463.
- Shu X., Yin L., Zhang Q. & Wang W. (2012). Effect of Pb toxicity on leaf growth, antioxidant enzyme activities, and photosynthesis in cuttings and seedlings of *Jatropha curcas* L. *Environmental Science and Pollution Research*. 19: 893-902.
- Singh A., Sharma R. K., Agrawal M. & Marshall F. M. (2010). Risk assessment of heavy metal toxicity through contaminated vegetables from waste water irrigated area of Varanasi, India. *Tropical ecology*. 51(2): 375-387.
- Sobha K., Poornima A., Harini P. & Veeraiah K. (2007). A study on biochemical changes in the fresh water fish, *Catla catla* (Hamilton) exposed to the heavy metal toxicant cadmium chloride. *Kathmandu university journal of science, engineering and technology*. 1(4): 1-11.
- Soleimani H., Mansouri B., Kiani A., Omer A. K., Tazik M., Ebrahimzadeh G. & Sharafi K. (2023). Ecological risk assessment and heavy metals accumulation in agriculture soils irrigated with treated wastewater effluent, river water, and well water combined with chemical fertilizers. *Heliyon*. 9(3): e14580.
- Souri M.K., Alipanahi N., Hatamian M., Ahmadi M. & Tesfamariam T. (2018). Elemental profile of heavy metals in garden cress, coriander, lettuce and spinach, commonly cultivated in Kahrizak, South of Tehran-Iran. *Open Agriculture*. 3(1): 32-37.
- Stankovic S. & Stankovic A.R. (2013). Bioindicators of Toxic Metals. Trong: *Green Materials for Energy, Products and Depollution*. Lichtfouse E., Schwarzbauer J. & Robert D. (eds.). Springer Netherlands Dordrecht. pp. 151-228.
- Suksabye P., Pimthong A., Dhurakit P., Mekvichitsaeng P. & Thiravetyan P. (2016). Effect of biochars and microorganisms on cadmium accumulation in rice grains grown in Cd-contaminated soil. *Environmental Science and Pollution Research*. 23: 962-973.
- Tariq F.S. (2021). Heavy metals concentration in vegetables irrigated with municipal wastewater and their human daily intake in Erbil city. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*. 16: 100475.
- Tobin J. (1958). Estimation of relationships for limited dependent variables. *Econometrica: journal of the Econometric Society*. pp. 24-36.

- Tổng cục Thống kê (2021). Báo cáo diện tích và sản lượng cây hàng năm.
- Trần Lê Minh (2012). Nghiên cứu xử lý kim loại nặng trong nước bằng vật liệu nguồn gốc thực vật. Luận án tiến sĩ công nghệ môi trường, Trường Đại học Bách Khoa Hà Nội.
- Van_Der_Gulik T. W., Agriculture B. C. M. o., Soils F. & Branch E. (1989). BC Sprinkler Irrigation Manual. Irrigation Industry Association of British Columbia.
- Vardhan K. H., Kumar P. S. & Panda R. C. (2019). A review on heavy metal pollution, toxicity and remedial measures: Current trends and future perspectives. *Journal of Molecular Liquids*. 290: 111197.
- Verma A., Gaharwar U. S., Priyadarshini E. & Rajamani P. (2022). Correction to: Metal accumulation and health risk assessment in wastewater used for irrigation around the Agra Canal in Faridabad, India. *Environmental Science and Pollution Research*. 29(6): 8638-8638.
- Viện Dinh dưỡng (2007). Bảng thành phần thực phẩm Việt Nam. Nhà xuất bản Y học. Truy cập từ https://www.fao.org/fileadmin/templates/food_composition/documents/pdf/VTN_FCT_2007.pdf.
- Võ Văn Chi (1998). Cây rau làm thuốc. Nhà xuất bản tổng hợp Đồng Tháp. 268 tr.
- Vũ Thị Khắc (2022). Sử dụng phụ phẩm cây lúa cải tạo đặc tính đất, hạn chế tích lũy Cadimi (CD) trong hạt dưới điều kiện đất trồng ô nhiễm. *Tạp chí Khoa học kỹ thuật Thủy lợi và Môi trường*. Số 78 (3/2022): 22-30.
- Vũ Thị Khắc (2023). Nghiên cứu tích lũy cadimi trong lúa gạo trồng trên đất phù sa đồng bằng sông Hồng. Luận án tiến sĩ kỹ thuật, Trường Đại học Thủy lợi.
- Vũ Văn Vụ (2008). Sinh lý học thực vật. Nhà xuất bản Giáo dục.
- Wang J. (2009). Interval estimation of excess risk related effective doses in tobit models. All Theses and Dissertations (ETDs), Washington University in St. Louis. Retrieved from <https://openscholarship.wustl.edu/etd/520> on December 25, 2019.
- Wang Y., Qiu Q., Xin G., Yang Z., Zheng J., Ye Z. & Li S. (2013). Heavy metal contamination in a vulnerable mangrove swamp in South China. *Environ Monit Assess*. 185(7): 5775-87.
- Warner Uiterwijk G. C., Leeuwarden & Vũ Thục Linh (2016). Báo cáo thị trường rau quả EU.
- Who (2019). Lead poisoning and health. Retrieved from <https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/lead-poisoning-and-health> on December 25, 2019.
- Xu C., Zhao J., Yang W., He L., Wei W., Tan X., Wang J. & Lin A. (2020). Evaluation of biochar pyrolyzed from kitchen waste, corn straw, and peanut hulls on

- immobilization of Pb and Cd in contaminated soil. *Environmental Pollution*. 261: 114133.
- Yadav K.K., Gupta N., Kumar A., Reece L.M., Singh N., Rezaei S. & Khan S.A. (2018). Mechanistic understanding and holistic approach of phytoremediation: a review on application and future prospects. *Ecological Engineering*. 120: 274-298.
- Yang J., Guo H., Ma Y., Wang L., Wei D. & Hua L. (2010). Genotypic variations in the accumulation of Cd exhibited by different vegetables. *Journal of Environmental Sciences*. 22(8): 1246-1252.
- Yi N., Wu Y., Fan L. & Hu S. (2019). Remediating Cd-contaminated soils using natural and chitosan-introduced zeolite, bentonite, and activated carbon. *Polish journal of environmental studies*. 28(3): 1461-1468.
- Zhang X., Zhong T., Liu L. & Ouyang X. (2015). Impact of soil heavy metal pollution on food safety in China. *PloS one*. 10(8): e0135182.
- Zheng X.-J., Chen M., Wang J.-F., Liu Y., Liao Y.-Q. & Liu Y.-C. (2020). Assessment of zeolite, biochar, and their combination for stabilization of multimetal-contaminated soil. *ACS omega*. 5(42): 27374-27382.
- Zhou Q., Zhang J., Fu J., Shi J. & Jiang G. (2008). Biomonitoring: an appealing tool for assessment of metal pollution in the aquatic ecosystem. *Analytica chimica acta*. 606(2): 135-150.
- Zhu G., Xiao H., Guo Q., Zhang Z., Zhao J. & Yang D. (2018). Effects of cadmium stress on growth and amino acid metabolism in two Compositae plants. *Ecotoxicol Environ Saf*. 158: 300-308.
- Zhu T., Li L., Duan Q., Liu X. & Chen M. (2021). Progress in our understanding of plant responses to the stress of heavy metal cadmium. *Plant Signal Behav*. 16(1): 1836884.

PHỤ LỤC

Phụ lục 1. Số liệu lượng mưa (mm) trong tháng 10, 11 năm 2019 và 2020	155
Phụ lục 2. Kết quả phân tích chất lượng nước trên HTTL	156
Phụ lục 3. Vị trí các điểm lấy mẫu rau và nước tại khu vực nghiên cứu	162
Phụ lục 4. Ảnh hưởng của Cu trong nước tưới đến cải xanh	163
Phụ lục 5. Ảnh hưởng của Pb đến rau xà lách	176
Phụ lục 6. Ảnh hưởng của Cd đến rau mồng tơi	188
Phụ lục 7. Kết quả chạy hồi quy Tobit	200
Phụ lục 8. Kết quả xử lý thống kê giải pháp giảm thiểu tích lũy Pb, Cd trong đất và rau	209
Phụ lục 9. Số liệu đầu vào mô hình Tobit	214
Phụ lục 10. Biện pháp chăm sóc rau thí nghiệm	217
Phụ lục 11. Một số hình ảnh thí nghiệm	218

**Phụ lục 1. Số liệu lượng mưa (mm)
trong tháng 10, 11 năm 2019 và 2020**

Ngày	Năm 2019		Năm 2020	
	Tháng 10	Tháng 11	Tháng 10	Tháng 11
1	0	20,1	39	0
2	0	4,0	5	0,2
3	10,2	0,7	1	0
4	37,1	0	2	0
5	0,2	0	4	0
6	0	0	0	0
7	0	0	0	0
8	9,0	0	0	0
9	17,8	0	0	0
10	0,1	0	0	0
11	0	0	0	0
12	0	0	0	0
13	0	2,0	0	0
14	1,2	10,3	55	0
15	0,7	0	41	7
16	5,5	0	44	21
17	2,6	0	0	6
18	0,1	3,3	15	0
19	0	4,0	0,6	0
20	0	0	0	0
21	0	0	0	0
22	0	0	0	0
23	0	0	0	0
24	2,8	0	0	0
25	0	0	0	0
26	0	0	0	0
27	2,0	0,0	0,9	0,5
28	12,5	0	0	0
29	0	0	13	0
30	0	0	5	0
31	0	0	2	0

Nguồn: Trạm khí tượng Hà Đông, Hà Nội

Phụ lục 2. Kết quả phân tích chất lượng nước trên HTTL

PL 2.1. Kết quả phân tích mẫu nước vụ 1 (tháng 2 đến tháng 4 năm 2020)

Số mẫu	Ký hiệu mẫu	Loại nước	Đợt tưới	Thông số chất lượng nước														
				pH	TSS mg/l	DO mg/l	BOD ₅ mg/l	COD mg/l	NH ⁴⁺ mg/l	NO ₃ ⁻ mg/l	NO ₂ ⁻ mg/l	PO ₄ ³⁻ mg/l	Coliform MPN/ 100ml	Cu mg/l	Pb mg/l	Zn mg/l	Cd mg/l	As mg
QCVN 08:2015/BTNMT,B1				5,5-9	50	≥ 4	15	30	0,9	10	0,05	0,3	7.500	0,5	0,05	1,50	0,01	0,1
I. Khu khảo nghiệm HTTL Bắc Hưng Hải																		
1	NL1	Tưới lúa, rau màu	1	7,8	71	3,9	31,7	44,4	34,6	0,5	0,05	0,5	19.000	0,5	0,12	1,2	0,01	0,28
2	NL2	Tưới lúa, rau màu	2	7,1	63	5,1	65,3	76,2	20,5	0,6	0,01	0,8	18.000	0,7	0,13	1,5	0,03	0,32
3	NL3	Tưới lúa, rau màu	3	6,8	76	3,5	67,2	73,7	15,7	0,6	0,02	0,8	25.000	1,1	0,1	1,4	0,02	0,29
4	NL4	Tưới lúa, rau màu	4	6,5	88	4,8	68,2	85,1	33,1	0,4	0,02	1,1	12.500	0,8	0,1	1,3	0,04	0,31
5	NL5	Tưới lúa, rau màu	5	7,0	62	4,2	27,9	88,3	24,5	0,5	0,07	0,5	17.500	1,2	0,2	1,2	0,05	0,33
II. Khu khảo nghiệm HTTL Sông Nhuệ																		
6	NL6	Tưới lúa, rau màu	1	7,0	87	2,5	54,5	85,5	23,1	0,2	0,02	1,1	45.000	1,2	0,16	2,5	0,04	0,21
7	NL7	Tưới lúa, rau màu	2	6,5	73	2,2	50,6	80,5	30,6	0,6	0,01	1,5	25.000	1,3	0,17	2,1	0,07	0,18
8	NL8	Tưới lúa, rau màu	3	6,8	81	2,1	57,2	85,6	20,8	0,8	0,02	1,6	18.000	0,7	0,16	1,8	0,08	0,17
9	NL9	Tưới lúa, rau màu	4	6,6	76	2,3	51,2	79,6	32,7	0,5	0,02	1,6	32.000	0,8	0,09	2,1	0,08	0,17
10	NL10	Tưới lúa, rau màu	5	7,1	74	2,6	49,6	85,6	33,6	0,7	0,02	1,6	22.000	1,6	0,04	1,8	0,08	0,17

Số mẫu	Ký hiệu mẫu	Loại nước	Đợt tưới	Thông số chất lượng nước														
				pH	TSS mg/l	DO mg/l	BOD ₅ mg/l	COD mg/l	NH ⁴⁺ mg/l	NO ₃ ⁻ mg/l	NO ₂ ⁻ mg/l	PO ₄ ³⁻ mg/l	Coliform MPN/ 100ml	Cu mg/l	Pb mg/l	Zn mg/l	Cd mg/l	As mg/l
III. Khu khảo nghiệm sHTTL Bắc Đuống																		
11	NL11	Tưới lúa, rau màu	1	7,5	86	5,0	41,6	69,2	23,6	0,6	0,09	0,9	19.500	0,8	0,2	1,4	0,06	0,2
12	NR12	Tưới lúa, rau màu	2	7,6	53	4,0	52,4	70,1	28,2	0,7	0,09	1,1	19.000	1,2	0,18	1,2	0,05	0,18
13	NN13	Tưới lúa, rau màu	3	7,7	79	5,5	52,9	81,1	37,4	0,53	0,01	0,7	33.000	0,9	0,2	1,5	0,08	0,26
14	NĐ14	Tưới lúa, rau màu	4	7,5	81	4,9	45,9	87,2	20,6	0,38	0,02	0,8	28.000	1,0	0,15	1,9	0,07	0,22
15	NR15	Tưới lúa, rau màu	5	7,0	85	4,2	47,9	78,3	21,5	0,51	0,07	1,2	17.000	1,2	0,19	2,2	0,05	0,39

PL 2.2. Kết quả phân tích mẫu nước vụ 2 (tháng 9 đến tháng 11 năm 2020)

Số mẫu	Ký hiệu mẫu	Loại nước	Đợt tưới	Thông số chất lượng nước														
				pH	TSS mg/l	DO mg/l	BOD ₅ mg/l	COD mg/l	NH ⁴⁺ mg/l	NO ₃ ⁻ mg/l	NO ₂ ⁻ mg/l	PO ₄ ³⁻ mg/l	Coliform MPN /100ml	Cu mg/l	Pb mg/l	Zn mg/l	Cd mg/l	As mg/l
QCVN 08:2015/BTNMT,B1				5,5-9	50	≥ 4	15	30	0,9	10	0,05	0,3	7500	0,5	0,05	1,50	0,01	0,1
Khu khảo nghiệm HTTL Bắc Hưng Hải																		
1	NL1	Tưới lúa, rau màu	Đợt 1	7,8	76	3,0	31,7	68,7	22,9	1,2	0,0	0,9	17.800	0,8	0,04	1,6	0,05	0,31
2	NL2	Tưới lúa, rau màu	Đợt 2	7,5	69	2,2	85,3	106,2	36,5	0,6	0,0	0,8	12.000	0,6	0,06	1,2	0,04	0,08
3	NL3	Tưới lúa, rau màu	Đợt 3	7,2	73	2,5	87,2	103,7	20,3	0,6	0,0	1,2	29.000	0,5	0,03	1,4	0,06	0,09
4	NL4	Tưới lúa, rau màu	Đợt 4	6,9	67	3,0	68,2	89,4	34,1	0,4	0,0	09	15.000	0,7	0,05	1,1	0,04	0,04
5	NL5	Tưới lúa, rau màu	Đợt 5	7,0	72	3,1	44,7	69,3	25,7	1,3	0,03	1,1	21.000	0,4	0,07	1,5	0,06	0,12
Khu khảo nghiệm HTTL sông Nhuệ																		
6	NL6	Tưới lúa, rau màu	Đợt 1	7,0	78	2,4	36,4	41,2	24,3	2,84	1,23	0,8	56.000	0,65	0,02	1,3	0,07	0,08
7	NL7	Tưới lúa, rau màu	Đợt 2	7,0	61	2,8	54,4	52,2	20,4	1,64	1,15	1,1	32.000	0,48	0,03	1,6	0,05	0,03

Số mẫu	Ký hiệu mẫu	Loại nước	Đợt tưới	Thông số chất lượng nước														
				pH	TSS mg/l	DO mg/l	BOD ₅ mg/l	COD mg/l	NH ⁴⁺ mg/l	NO ₃ ⁻ mg/l	NO ₂ ⁻ mg/l	PO ₄ ³⁻ mg/l	Coliform MPN /100ml	Cu mg/l	Pb mg/l	Zn mg/l	Cd mg/l	As mg/l
8	NL8	Tưới lúa, rau màu	Đợt 3	6,8	67	3,4	45,2	68,4	17,1	1,84	1,34	0,9	41.900	0,45	0,05	1,1	0,07	0,1
9	NL9	Tưới lúa, rau màu	Đợt 4	7,5	74	2,9	49,4	69,7	20,8	1,24	2,13	1,5	27.500	0,39	0,06	1,2	0,04	0,05
10	NL10	Tưới lúa, rau màu	Đợt 5	7,0	70	3,1	39,6	72,6	19,5	0,94	0,98	0,8	27500	0,39	0,03	0,9	0,06	0,1
Khu khảo nghiệm HTTL Bắc Đuống																		
11	NL11	Tưới lúa, rau màu	Đợt 1	7,2	73	2,4	47,3	42,4	25,4	1,74	2,13	0,8	21.000	0,48	0,09	1,6	0,09	0,18
12	NL12	Tưới lúa, rau màu	Đợt 2	7,0	67	3,4	54,6	83,1	17,3	0,97	2,05	1,2	23000	0,45	0,06	2,1	0,08	0,16
13	NL13	Tưới lúa, rau màu	Đợt 3	7,5	63	2,6	43,1	69,2	28,4	1,74	2,24	1,4	22.000	0,41	0,08	1,5	0,08	0,019
14	NL14	Tưới lúa, rau màu	Đợt 4	6,9	66	2,2	37,9	68,3	19,5	1,26	0,07	0,9	21.700	0,87	0,03	1,2	0,07	0,1
15	NL15	Tưới lúa, rau màu	Đợt 5	7,3	65	3,2	36,7	64,4	33,4	0,98	0,15	1,1	28.000	0,35	0,04	1,6	0,08	0,12

PL 2.3. Kết quả phân tích mẫu nước vụ 3 (tháng 2 đến tháng 4 năm 2021)

Số mẫu	Ký hiệu mẫu	Loại nước	KKN	Thông số chất lượng nước														
				pH	TSS mg/l	DO mg/l	BOD ₅ mg/l	COD mg/l	NH ⁴⁺ mg/l	NO ₃ ⁻ mg/l	NO ₂ ⁻ mg/l	PO ₄ ³⁻ mg/l	Coliform MPN/ 100ml	Cu mg/l	Pb mg/l	Zn mg/l	Cd mg/l	As mg/l
QCVN 08:2015/BTNMT,B1				5,5-9	50	>=4	15	30	0,9	10	0,05	0,3	7.500	0,5	0,05	1,50	0,01	0,1
Khu khảo nghiệm HTTL Bắc Hưng Hải																		
1	NL16	Tưới lúa, rau màu	Đợt 1	7,2	80	2,9	53,6	73,4	14,0	1,2	0,0	1,5	21000	1,1	0,8	1,6	0,05	0,31
2	NL17	Tưới lúa, rau màu	Đợt 2	7,1	82	2,6	65,3	96,7	26,5	0,6	0,0	0,8	16.000	1,7	0,6	1,2	0,04	0,36
3	NL18	Tưới lúa, rau màu	Đợt 3	7,3	63	2,5	67,2	93,4	19,7	0,6	0,0	1,2	32.000	0,8	0,3	2,5	0,06	0,35
4	NL19	Tưới lúa, rau màu	Đợt 4	7,5	67	2,8	71,7	95,0	24,1	0,4	0,0	1,6	25.000	0,7	0,2	1,3	0,04	0,25
5	N20	Tưới lúa, rau màu	Đợt 5	6,9	72	3,2	52,3	70,6	31,7	0,64	1,23	0,7	28.000	1,2	0,17	1,5	0,06	0,22
Khu khảo nghiệm HTTL sông Nhuệ																		
6	NL21	Tưới lúa, rau màu	Đợt 1	7,0	83	2,7	36,4	52,1	14,3	0,84	1,23	0,8	46.000	0,8	0,19	1,3	0,07	0,24

Số mẫu	Ký hiệu mẫu	Loại nước	KKN	Thông số chất lượng nước														
				pH	TSS mg/l	DO mg/l	BOD ₅ mg/l	COD mg/l	NH ₄ ⁺ mg/l	NO ₃ ⁻ mg/l	NO ₂ ⁻ mg/l	PO ₄ ³⁻ mg/l	Coliform MPN/ 100ml	Cu mg/l	Pb mg/l	Zn mg/l	Cd mg/l	As mg/l
7	NL22	Tưới lúa, rau màu	Đợt 2	6,8	61	2,1	54,04	77,6	17,4	0,64	1,15	0,7	32.000	0,95	0,35	1,6	0,05	0,25
8	NL23	Tưới lúa, rau màu	Đợt 3	6,9	73	3,4	36,14	68,3	22,6	0,87	1,34	1,6	31900	1,12	0,20	1,4	0,07	0,25
9	NL24	Tưới lúa, rau màu	Đợt 4	7,3	74	3,2	33,64	53,4	20,3	1,22	2,13	1,7	27.500	1,3	0,09	0,9	0,09	0,29
10	NL25	Tưới lúa, rau màu	Đợt 5	7,1	72	2,8	33,64	60,7	15,6	1,14	2,13	0,9	29.000	0,9	0,09	0,9	0,09	0,29
Khu khảo nghiệm HTTL Bắc Đổng																		
11	NL26	Tưới lúa, rau màu	Đợt 1	7,6	83	2,4	60,2	92,4	15,4	0,74	2,13	0,8	24.500	0,78	0,12	1,6	0,09	0,18
12	NL27	Tưới lúa, rau màu	Đợt 1	7,7	87	2,1	54,9	83,6	27,3	1,54	2,05	1,4	19.000	0,65	0,68	2,9	0,08	0,16
13	NL28	Tưới lúa, rau màu	Đợt 1	7,5	80	2,5	50,7	77,5	18,4	1,74	2,24	0,6	26.000	0,71	0,08	2,5	0,08	0,19
14	NL29	Tưới lúa, rau màu	Đợt 1	7,0	79	2,7	43,6	68,3	26,5	1,28	0,07	1,5	22.500	0,94	0,05	1,2	0,07	0,18
15	NL30	Tưới lúa, rau màu	Đợt 2	7,8	81	2,9	47,1	64,9	27,4	0,91	0,15	1,1	19.000	0,85	0,04	1,6	0,08	0,19

Phụ lục 3. Vị trí các điểm lấy mẫu rau và nước tại khu vực nghiên cứu

PL 3.1. Tọa độ vị trí các điểm lấy mẫu rau tại khu vực nghiên cứu

C1	21°10'39,37''N-106°2'51,00''E	C5	21°10'47,33''N-106°2'52,77''E
C2	21°10'52,13''N-106°2'51,26''E	C6	21°10'46,61''N-106°2'12,12''E
C3	21°10'42,87''N-106°2'52,53''E	C7	21°10'45,27''N-106°3'03,12''E
C4	21°10'45,12''N-106°2'53,23''E	C8	21°10'46,13''N-106°3'19,09''E
		C9	21°10'45,28''N-106°3'27,15''E

PL 3.2. Vị trí các điểm lấy mẫu nước trên kênh của 3 HTTL tại khu vực nghiên cứu

Vị trí lấy mẫu nước tại 03 hệ thống thủy lợi: Lấy khu vực khảo nghiệm là trung tâm, cách 1 km lấy 0,5 - 1km lấy 1 mẫu nước.

1. Hệ thống thủy lợi Bắc Hưng Hải

- Khu vực khảo nghiệm bố trí tại Khu thí nghiệm đồng ruộng của Học viện nông nghiệp Việt Nam.

- Tọa độ vị trí: 21°00'00.10'' N - 105°55'53.27''

2. Hệ thống thủy lợi sông Nhuệ

- Khu vực khảo nghiệm bố trí tại Thôn Nhuệ Giang, xã Hiền Giang, huyện Thường Tín, Hà Nội

- Tọa độ vị trí: 20°53'04.21'' - 105°49'09.12''

3. Hệ thống thủy lợi Bắc Đuống

- Khu vực khảo nghiệm bố trí tại Phường Khúc Xuyên, thành phố Bắc Ninh, tỉnh Bắc Ninh

- Tọa độ vị trí: 21°10'42.38N - 106°02'57.05E

Phụ lục 4. Ảnh hưởng của Cu trong nước tưới đến cải xanh

PL 4.1. Ảnh hưởng của Cu trong nước tưới đến tăng trưởng chiều cao cải xanh

Chieucuo_Cu_cai06032023.r

```
setwd("F:\\SLSV\\NSC\\Giang Khoa TNMT\\So lieu xly thong ke\\Chieu cao -So  
la\\Chieu cao")  
mtg10cu <- lm(CC ~ factor(tgst10cu$ND) + factor(tgst10cu$Vu), data = tgst  
10cu)  
mtg10cuaov <- aov(mtg10cu)  
summary(mtg10cu)  
  
##lsmeans(mtg10cuaov, pairwise ~ ND)  
lsdmtg10cu <- LSD.test(mtg10cu, "factor(tgst10cu$ND)", alpha = 0.05, p.ad  
j = "none")  
lsdmtg10cu  
  
## $statistics  
##      MSerror Df      Mean      CV t.value      LSD  
##      0.2325768 316 5.17037 9.32742  1.9675 0.1826064  
##  
## $parameters  
##      test p.adjusted      name.t ntr alpha  
##      Fisher-LSD      none factor(tgst10cu$ND)  6  0.05  
##  
## $means  
##      CC      std  r      LCL      UCL Min Max  Q25  Q50  Q75  
## 0  4.646296 0.5156834 54 4.517174 4.775418  4 5.9 4.300 4.50 4.975  
## 0.2 5.168519 0.6491864 54 5.039396 5.297641  4 6.4 4.525 5.30 5.600  
## 0.5 5.264815 0.7364262 54 5.135693 5.393937  4 6.5 4.625 5.35 5.900  
## 0.8 5.385185 0.7303159 54 5.256063 5.514307  4 6.9 5.000 5.45 6.000  
## 1.6 5.248148 0.7500291 54 5.119026 5.377270  4 6.9 4.650 5.15 5.900  
## 2  5.309259 0.8269673 54 5.180137 5.438381  4 6.9 4.650 5.15 6.000  
## $groups  
##      CC groups  
## 0.8 5.385185  a  
## 2  5.309259  ab  
## 0.5 5.264815  ab  
## 1.6 5.248148  ab  
## 0.2 5.168519  b  
## 0  4.646296  c  
mtg15cu <- lm(CC ~ factor(tgst15cu$ND) + factor(tgst15cu$Vu), data = tgst  
15cu)  
mtg15cuaov <- aov(mtg15cu)  
summary(mtg15cu)
```

```

#lsmeans(mtg15cuaov, pairwise ~ ND)
lsdmtg15cu <- LSD.test(mtg15cu, "factor(tgst15cu$ND)", alpha = 0.05, p.ad
j = "none")
lsdmtg15cu

## $statistics
##      MSerror Df      Mean      CV t.value      LSD
## 0.4085869 316 6.475309 9.871468 1.9675 0.2420332
## $parameters
##      test p.adjusted      name.t ntr alpha
## Fisher-LSD      none factor(tgst15cu$ND) 6 0.05
## $means
##      CC      std r      LCL      UCL Min Max  Q25  Q50  Q75
## 0 5.709259 0.6744022 54 5.538116 5.880403 4.4 7.5 5.300 5.60 5.900
## 0.2 6.390741 0.8115367 54 6.219597 6.561884 4.7 8.0 5.800 6.50 7.000
## 0.5 6.607407 0.9484549 54 6.436264 6.778551 4.4 8.4 5.925 6.70 7.250
## 0.8 6.840741 1.2195759 54 6.669597 7.011884 4.9 9.3 5.700 6.85 7.700
## 1.6 6.633333 1.1892601 54 6.462190 6.804477 4.4 8.6 5.500 6.80 7.675
## 2 6.670370 1.1109455 54 6.499227 6.841514 4.4 8.5 5.600 6.90 7.575
## $groups
##      CC groups
## 0.8 6.840741 a
## 2 6.670370 a
## 1.6 6.633333 a
## 0.5 6.607407 ab
## 0.2 6.390741 b
## 0 5.709259 c
mtg20cu <- lm(CC ~ factor(tgst20cu$ND) + factor(tgst20cu$Vu), data = tgst
20cu)
mtg20cuaov <- aov(mtg20cu)
summary(mtg20cu)

#lsmeans(mtg20cuaov, pairwise ~ ND)
lsdmtg20cu <- LSD.test(mtg20cu, "factor(tgst20cu$ND)", alpha = 0.05, p.ad
j = "none")
lsdmtg20cu

## $statistics
##      MSerror Df      Mean      CV t.value      LSD
## 1.391479 316 9.262963 12.73469 1.9675 0.4466538
## $parameters
##      test p.adjusted      name.t ntr alpha
## Fisher-LSD      none factor(tgst20cu$ND) 6 0.05
## $means
##      CC      std r      LCL      UCL Min Max  Q25  Q50  Q75
## 0 8.272222 0.7042771 54 7.956390 8.588054 6.5 9.9 7.725 8.35 8.800
## 0.2 8.664815 1.0233422 54 8.348983 8.980647 7.4 12.5 8.200 8.50 8.800
## 0.5 9.309259 1.3505091 54 8.993427 9.625091 6.5 12.5 8.500 9.00 9.800
## 0.8 10.114815 1.9280851 54 9.798983 10.430647 7.0 14.6 8.500 9.60 11.950
## 1.6 9.601852 1.8357550 54 9.286020 9.917684 6.5 14.0 8.050 9.55 10.875
## 2 9.614815 1.6974351 54 9.298983 9.930647 6.5 13.4 8.325 9.50 10.875
##      CC groups
## 0.8 10.114815 a
## 2 9.614815 b

```

```

## 1.6  9.601852      b
## 0.5  9.309259      b
## 0.2  8.664815      c
## 0    8.272222      c
mtg25cu <- lm(CC ~ factor(tgst25cu$ND) + factor(tgst25cu$Vu), data = tgst
25cu)
mtg25cuaov <- aov(mtg25cu)
summary(mtg25cu)

#lsmeans(mtg25cuaov, pairwise ~ ND)
lsdmtg25cu <- LSD.test(mtg25cu, "factor(tgst25cu$ND)", alpha = 0.05, p.ad
j = "none")
lsdmtg25cu

## $statistics
##      MSerror Df      Mean      CV t.value      LSD
##      3.610742 316 15.10772 12.57765  1.9675 0.7195003
## $parameters
##      test p.adjusted      name.t ntr alpha
##      Fisher-LSD      none factor(tgst25cu$ND)  6  0.05
## $means
##      CC      std r      LCL      UCL Min  Max      Q25      Q50      Q75
## 0    14.68889 1.467081 54 14.18013 15.19765 11.2 17.5 13.600 14.90 15.50
## 0.2  13.35185 2.572110 54 12.84309 13.86062  8.5 18.4 11.400 13.65 15.20
## 0.5  15.19444 2.586424 54 14.68568 15.70321  8.0 19.8 13.625 15.25 16.75
## 0.8  16.52963 3.025965 54 16.02087 17.03839 10.5 21.8 14.350 16.90 19.00
## 1.6  15.40370 3.169784 54 14.89494 15.91247  9.0 21.8 13.125 15.95 17.90
## 2    15.47778 2.167745 54 14.96901 15.98654 10.5 19.8 14.050 15.35 17.00
## $groups
##      CC groups
## 0.8 16.52963      a
## 2    15.47778      b
## 1.6 15.40370      bc
## 0.5 15.19444      bc
## 0    14.68889      c
## 0.2 13.35185      d
mtg30cu <- lm(CC ~ factor(tgst30cu$ND) + factor(tgst30cu$Vu), data = tgst3
0cu)
mtg30cuaov <- aov(mtg30cu)
summary(mtg30cu)

#lsmeans(mtg30cuaov, pairwise ~ ND)
lsdmtg30cu <- LSD.test(mtg30cu, "factor(tgst30cu$ND)", alpha = 0.05, p.ad
j = "none")
lsdmtg30cu

## $statistics
##      MSerror Df      Mean      CV t.value      LSD
##      6.312208 316 22.4321 11.20007  1.9675 0.9513129
## $parameters
##      test p.adjusted      name.t ntr alpha
##      Fisher-LSD      none factor(tgst30cu$ND)  6  0.05
## $means
##      CC      std r      LCL      UCL Min  Max      Q25      Q50      Q75
## 0    22.30926 2.063727 54 21.63658 22.98194 17.5 25.5 21.025 22.75 24.000

```

```

## 0.2 19.30185 3.683543 54 18.62917 19.97453 9.0 26.0 17.500 19.00 21.100
## 0.5 23.01296 3.505524 54 22.34028 23.68564 16.0 29.5 20.200 23.30 26.000
## 0.8 24.30741 3.520284 54 23.63473 24.98009 15.0 29.5 22.150 25.00 26.875
## 1.6 22.84444 4.042401 54 22.17176 23.51712 12.0 28.6 20.000 24.00 25.950
## 2 22.81667 2.903462 54 22.14399 23.48935 15.0 28.6 20.850 23.50 24.900
## $groups
##          CC groups
## 0.8 24.30741      a
## 0.5 23.01296      b
## 1.6 22.84444      b
## 2 22.81667      b
## 0 22.30926      b
## 0.2 19.30185      c
mtg35cu <- lm(CC ~ factor(tgst35cu$ND) + factor(tgst35cu$Vu), data = tgst35cu)
mtg35cuaov <- aov(mtg35cu)
summary(mtg35cu)

#lsmeans(mtg35cuaov, pairwise ~ ND)
lsdmtg35cu <- LSD.test(mtg35cu, "factor(tgst35cu$ND)", alpha = 0.05, p.ad
j = "none")
lsdmtg35cu

## $statistics
##      MSError Df      Mean      CV t.value      LSD
##      6.955022 316 28.38056 9.29241  1.9675 0.998578
## $parameters
##      test p.adjusted      name.t ntr alpha
## Fisher-LSD      none factor(tgst35cu$ND)  6 0.05
# $means
##      CC      std r      LCL      UCL Min Max      Q25      Q50      Q75
## 0 27.47037 2.022947 54 26.76427 28.17647 21 31.0 26.800 27.50 29.000
## 0.2 26.33333 4.445180 54 25.62723 27.03943 15 36.7 23.200 26.80 29.525
## 0.5 29.13333 3.314292 54 28.42723 29.83943 21 35.0 27.050 29.80 31.925
## 0.8 30.04074 3.399418 54 29.33464 30.74684 19 35.0 28.000 31.00 32.000
## 1.6 28.57593 3.959175 54 27.86982 29.28203 18 36.0 25.275 29.70 31.000
## 2 28.72963 2.662360 54 28.02353 29.43573 23 34.0 27.200 28.95 30.550
## $groups
##          CC groups
## 0.8 30.04074      a
## 0.5 29.13333     ab
## 2 28.72963      b
## 1.6 28.57593      b
## 0 27.47037      c
## 0.2 26.33333      d

```

PL 4.2. Ảnh hưởng của Cu trong nước tưới đến tăng trưởng số lá cải xanh

sola_cai.r

```
setwd("F:\\SLSV\\NSC\\Giang Khoa TNMT\\So lieu xly thong ke\\Chieu cao -S
o la\\So la")
##
## Call:
## lm(formula = SL ~ factor(tgst10cu$ND) + factor(tgst10cu$Vu),
##     data = tgst10cu)
##
lsmeans(mtg10cuaov, pairwise ~ ND)

## $lsmeans
##   ND lsmean      SE df lower.CL upper.CL
## 0.0  4.57 0.0874 316    4.40    4.75
## 0.2  4.70 0.0874 316    4.53    4.88
## 0.5  5.07 0.0874 316    4.90    5.25
## 0.8  5.28 0.0874 316    5.11    5.45
## 1.6  5.09 0.0874 316    4.92    5.26
## 2.0  4.94 0.0874 316    4.77    5.12
##
lsdmtg10cu <- LSD.test(mtg10cu, "factor(tgst10cu$ND)", alpha = 0.05, p.ad
j = "none")
lsdmtg10cu

## $statistics
##      MSerror Df      Mean      CV t.value      LSD
## 0.4125059 316 4.944444 12.98965  1.9675 0.2431912
##
## $parameters
##      test p.adjusted      name.t ntr alpha
## Fisher-LSD      none factor(tgst10cu$ND) 6 0.05
## $means
##      SL      std  r      LCL      UCL Min Max Q25 Q50 Q75
## 0  4.574074 0.6616689 54 4.402112 4.746036 3 6 4 5 5.00
## 0.2 4.703704 0.6624605 54 4.531742 4.875666 4 6 4 5 5.00
## 0.5 5.074074 0.6687598 54 4.902112 5.246036 4 6 5 5 5.75
## 0.8 5.277778 0.6845096 54 5.105816 5.449740 4 6 5 5 6.00
## 1.6 5.092593 0.6520944 54 4.920630 5.264555 4 6 5 5 5.75
## 2  4.944444 0.5961090 54 4.772482 5.116407 4 6 5 5 5.00
## $groups
##      SL groups
## 0.8 5.277778 a
## 1.6 5.092593 ab
## 0.5 5.074074 ab
## 2  4.944444 bc
## 0.2 4.703704 cd
## 0  4.574074 d
mtg15cu <- lm(SL ~ factor(tgst15cu$ND) + factor(tgst15cu$Vu), data = tgst15cu)
mtg15cuaov <- aov(mtg15cu)
summary(mtg15cu)
```

```
lsdmtg15cu <- LSD.test(mtg15cu, "factor(tgst15cu$ND)", alpha = 0.05, p.ad
j = "none")
lsdmtg15cu
```

```
## $statistics
##      MSerror Df      Mean      CV t.value      LSD
##    0.6041764 316 5.969136 13.02178  1.9675 0.2943165
## $parameters
##      test p.adjusted      name.t ntr alpha
##    Fisher-LSD      none factor(tgst15cu$ND)  6  0.05
## $means
##      SL      std  r      LCL      UCL Min Max  Q25 Q50  Q75
## 0    5.648148 0.7562920 54 5.440035 5.856261  4  7 5.00  6 6.00
## 0.2 5.777778 0.7688920 54 5.569665 5.985891  5  7 5.00  6 6.00
## 0.5 6.092593 0.8072436 54 5.884479 6.300706  5  8 5.25  6 7.00
## 0.8 6.296296 0.8606630 54 6.088183 6.504410  5  8 6.00  6 7.00
## 1.6 6.074074 0.7734230 54 5.865961 6.282187  5  8 6.00  6 6.75
## 2    5.925926 0.6964019 54 5.717813 6.134039  5  8 5.25  6 6.00
```

```
## $groups
##      SL groups
## 0.8 6.296296  a
## 0.5 6.092593  ab
## 1.6 6.074074  ab
## 2    5.925926  bc
## 0.2 5.777778  c
## 0    5.648148  c
mtg20cu <- lm(SL ~ factor(tgst20cu$ND) + factor(tgst20cu$Vu), data = tgst20cu)
mtg20cuaov <- aov(mtg20cu)
summary(mtg20cu)
```

```
lsdmtg20cu <- LSD.test(mtg20cu, "factor(tgst20cu$ND)", alpha = 0.05, p.ad
j = "none")
lsdmtg20cu
```

```
## $statistics
##      MSerror Df      Mean      CV t.value      LSD
##    0.6059541 316 7.175926 10.84781  1.9675 0.2947492
## $parameters
##      test p.adjusted      name.t ntr alpha
##    Fisher-LSD      none factor(tgst20cu$ND)  6  0.05
##
## $means
##      SL      std  r      LCL      UCL Min Max  Q25 Q50  Q75
## 0    6.777778 0.7181388 54 6.569359 6.986197  5  8  6  7  7
## 0.2 6.962963 0.7514254 54 6.754544 7.171382  6  9  6  7  7
## 0.5 7.314815 0.8201259 54 7.106396 7.523234  6  9  7  7  8
## 0.8 7.481481 0.8630954 54 7.273062 7.689901  6  9  7  7  8
## 1.6 7.333333 0.8009428 54 7.124914 7.541752  6  9  7  7  8
## 2    7.185185 0.7542102 54 6.976766 7.393604  6  9  7  7  8
## $groups
##      SL groups
## 0.8 7.481481  a
## 1.6 7.333333  ab
## 0.5 7.314815  ab
## 2    7.185185  bc
```

```

## 0.2 6.962963      cd
## 0      6.777778      d
mtg25cu <- lm(SL ~ factor(tgst25cu$ND) + factor(tgst25cu$Vu), data = tgst25cu)
mtg25cuaov <- aov(mtg25cu)
summary(mtg25cu)

lsdmtg25cu <- LSD.test(mtg25cu, "factor(tgst25cu$ND)", alpha = 0.05, p.ad
j = "none")
lsdmtg25cu

## $statistics
##      MSerror Df      Mean      CV t.value      LSD
##      0.6041764 316 8.209877 9.467717  1.9675 0.2943165
## $parameters
##      test p.adjusted      name.t ntr alpha
##      Fisher-LSD      none factor(tgst25cu$ND)  6  0.05
## $means
##      SL      std  r      LCL      UCL Min Max  Q25 Q50 Q75
## 0      7.537037 0.7193541 54 7.328924 7.745150  6  9 7.00  8  8
## 0.2 7.925926 0.6687598 54 7.717813 8.134039  7  9 7.25  8  8
## 0.5 8.370370 0.8078926 54 8.162257 8.578484  7 11 8.00  8  9
## 0.8 8.629630 0.8533242 54 8.421516 8.837743  7 10 8.00  9  9
## 1.6 8.462963 0.8175657 54 8.254850 8.671076  7 10 8.00  8  9
## 2      8.333333 0.8009428 54 8.125220 8.541447  7 10 8.00  8  9
## $groups
##      SL groups
## 0.8 8.629630      a
## 1.6 8.462963      ab
## 0.5 8.370370      ab
## 2      8.333333      b
## 0.2 7.925926      c
## 0      7.537037      d
mtg30cu <- lm(SL ~ factor(tgst30cu$ND) + factor(tgst30cu$Vu), data = tgst30cu)
mtg30cuaov <- aov(mtg30cu)
summary(mtg30cu)

lsdmtg30cu <- LSD.test(mtg30cu, "factor(tgst30cu$ND)", alpha = 0.05, p.ad
j = "none")
lsdmtg30cu

## $statistics
##      MSerror Df      Mean      CV t.value      LSD
##      0.6044694 316 9.234568 8.419196  1.9675 0.2943879
## $parameters
##      test p.adjusted      name.t ntr alpha
##      Fisher-LSD      none factor(tgst30cu$ND)  6  0.05
## $means
##      SL      std  r      LCL      UCL Min Max  Q25 Q50 Q75
## 0      8.648148 0.7562920 54 8.439984 8.856312  8 10  8  8  9
## 0.2 9.000000 0.8467474 54 8.791836 9.208164  8 11  8  9 10
## 0.5 9.388889 0.8106989 54 9.180725 9.597053  8 11  9  9 10
## 0.8 9.574074 0.8378285 54 9.365910 9.782238  8 11  9  9 10
## 1.6 9.481481 0.7200823 54 9.273318 9.689645  8 11  9  9 10
## 2      9.314815 0.7222625 54 9.106651 9.522978  8 11  9  9 10
## $groups

```

```

##          SL groups
## 0.8 9.574074      a
## 1.6 9.481481      a
## 0.5 9.388889      a
## 2   9.314815      a
## 0.2 9.000000      b
## 0   8.648148      c
mtg35cu <- lm(SL ~ factor(tgst35cu$ND) + factor(tgst35cu$Vu), data = tgst35cu)
mtg35cuaov <- aov(mtg35cu)
summary(mtg35cu)

lsdmtg35cu <- LSD.test(mtg35cu, "factor(tgst35cu$ND)", alpha = 0.05, p.ad
j = "none")
lsdmtg35cu

## $statistics
##      MSerror Df      Mean      CV t.value      LSD
## 0.7072003 316 10.1821 8.259123 1.9675 0.3184227
## $parameters
##      test p.adjusted      name.t ntr alpha
## Fisher-LSD      none factor(tgst35cu$ND) 6 0.05
## $means
##      SL      std  r      LCL      UCL Min Max Q25 Q50  Q75
## 0      9.907407 0.9764881 54 9.682249 10.13257 9 12 9 10 10.00
## 0.2 10.037037 0.9103796 54 9.811878 10.26220 9 12 9 10 10.00
## 0.5 10.351852 0.8721565 54 10.126693 10.57701 9 12 10 10 11.00
## 0.8 10.425926 0.8600538 54 10.200767 10.65108 9 12 10 10 11.00
## 1.6 10.203704 0.7366326 54 9.978545 10.42886 9 12 10 10 11.00
## 2   10.166667 0.6369147 54 9.941508 10.39183 9 12 10 10 10.75
## $groups
##      SL groups
## 0.8 10.425926      a
## 0.5 10.351852      ab
## 1.6 10.203704      abc
## 2   10.166667      abc
## 0.2 10.037037      bc
## 0   9.907407      c

```

PL 4.3. Ảnh hưởng của Cu trong nước tưới đến chỉ số SPAD của cải xanh

SPAD_Cai.r

```
setwd("F:\\SLSV\\NSC\\Giang Khoa TNMT\\So lieu xly thong ke\\SPAD")
```

```
spadcaov1 <- aov(m1)
```

```
anova(spadcaov1)
```

```
## $statistics
```

```
##      MSerror Df      Mean      CV t.value      LSD
```

```
##    0.8915849 154 35.25185 2.678548 1.975488 0.5076786
```

```
## $parameters
```

```
##      test p.adjusted      name.t ntr alpha
```

```
## Fisher-LSD      none factor(spadcai_cu$ND) 6 0.05
```

```
## $means
```

```
##      spadcai_cu$SPAD      std r      LCL      UCL Min Max Q25 Q50 Q75
```

```
## 0      36.04815 2.465199 27 35.68917 36.40713 31.0 39.5 34.20 36.6 37.9
```

```
## 0.2    35.97037 2.390818 27 35.61139 36.32935 30.4 39.3 33.80 36.3 37.6
```

```
## 0.5    35.76667 2.343567 27 35.40768 36.12565 30.0 39.1 33.80 36.1 37.5
```

```
## 0.8    35.55593 2.251426 27 35.06694 35.78491 32.0 39.8 33.55 35.5 37.0
```

```
## 1.6    35.05556 2.321030 27 34.29657 35.01454 30.8 38.0 32.45 35.6 36.5
```

```
## 2      34.08444 2.494198 27 33.28546 34.00343 29.0 36.8 31.65 33.8 35.9
```

```
## $groups
```

```
##      spadcai_cu$SPAD groups
```

```
## 0      36.04815      a
```

```
## 0.2    35.97037      a
```

```
## 0.5    35.76667      ab
```

```
## 0.8    35.55593      ab
```

```
## 1.6    35.05556      b
```

```
## 2      34.08444      c
```

PL 4.4. Ảnh hưởng của Cu trong nước tưới đến năng suất của cải xanh

NS_Cai08032023.R

```
setwd("F:\\SLSV\\NSC\\Giang Khoa TNMT\\So lieu xly thong ke\\Nang suat")
m2 <- lm(nscai_cu$NS ~ factor(nscai_cu$Vu) + factor(nscai_cu$ND))
summary(m2)
```

```
## $statistics
##      MSerror Df      Mean      CV  t.value      LSD
##    845.4656 46 212.6926 13.67085 2.012896 27.59072
##
## $parameters
##      test p.adjusted      name.t ntr alpha
## Fisher-LSD      none factor(nscai_cu$ND) 6 0.05
## $means
##      nscai_cu$NS  std r      LCL      UCL  Min  Max  Q25  Q50  Q75
## 0    200.5556 71.65960 9 181.0460 220.0651 107.3 279.0 120.9 227.3 266.0
## 0.2  204.6111 69.16944 9 185.1015 224.1207 114.4 288.4 120.2 219.4 260.2
## 0.5  219.5667 73.83297 9 200.0571 239.0762 105.2 296.3 169.1 260.2 273.4
## 0.8  241.0667 73.73600 9 221.5571 260.5762 120.8 305.6 167.3 272.0 298.0
## 1.6  210.4222 78.57410 9 190.9126 229.9318 114.4 339.3 129.6 213.3 256.4
## 2    199.9333 64.43937 9 180.4238 219.4429 114.3 299.8 125.3 221.1 240.8
## $groups
##      nscai_cu$NS groups
## 0.8    241.0667      a
## 0.5    219.5667     ab
## 1.6    210.4222      b
## 0.2    204.6111      b
## 0      200.5556      b
## 2      199.9333      b
```

PL 4.5. Ảnh hưởng của Cu trong nước tưới đến tích lũy trong đất trồng cải xanh

Dat-Cai.r

```
setwd("F:\\SLSV\\NSC\\Giang Khoa TNMT\\So lieu xly thong ke\\Dat\\DatRC")
# So sanh nong do Cu trong dat rau cai
klndrcu <- lm(KLND ~ NDKLN, data = drccu)
summary(klndrcu)

## $statistics
##      MSerror Df      Mean      CV  t.value      LSD
##  5.452326 52 31.60907 7.387188 2.006647 2.208796
## $parameters
##      test p.adjusted name.t ntr alpha
##  Fisher-LSD      none  NDKLN   6  0.05
##
## $means
##      KLND      std r      LCL      UCL  Min  Max  Q25  Q50  Q75
## 0  23.85889 0.8545239 9 22.29703 25.42074 22.45 24.81 23.59 23.97 24.45
## 0.2 27.98000 0.8640457 9 26.41815 29.54185 26.47 28.84 27.84 28.15 28.65
## 0.5 30.43000 1.2483890 9 28.86815 31.99185 28.30 31.79 29.57 30.81 31.47
## 0.8 33.74667 1.9535992 9 32.18481 35.30852 31.03 36.74 32.69 33.87 34.92
## 1.6 36.26444 2.5967629 9 34.70259 37.82630 33.13 40.15 34.01 35.84 39.01
## 2  37.37444 2.1948298 9 35.81259 38.93630 34.21 40.31 35.35 37.43 39.45
## $groups
##      KLND groups
## 2  37.37444      a
## 1.6 35.93444      a
## 0.8 33.74667      b
## 0.5 30.43000      c
## 0.2 27.98000      d
## 0  23.85889      e
```

PL4.6. Ảnh hưởng của Cu trong nước tưới đến tích lũy trong rau cải xanh

KLN-Rau-Cai.r

```
setwd("F:\\SLSV\\NSC\\Giang Khoa TNMT\\So lieu xly thong ke\\Kim loai nang")
# So sanh nong do cua mot KLN trong cung mot vu va cung mot loai rau
lsdndcuv1 <- LSD.test(ndcuv1, "factor(ND)", alpha = 0.05, p.adj = "none")
lsdndcuv1

## $statistics
##      MSerror Df      Mean      CV t.value      LSD
##    0.09493333 12 9.288889 3.317001 2.178813 0.5481301
##
## $parameters
##      test p.adjusted      name.t ntr alpha
## Fisher-LSD      none factor(ND)  6  0.05
## $means
##      KLNLR      std r      LCL      UCL  Min  Max  Q25  Q50  Q75
## 0  5.570000 0.2605763 3 5.182413 5.957587 5.32 5.84 5.435 5.55 5.695
## 0.26 0.343333 0.2040425 3 5.955747 6.730920 6.12 6.52 6.255 6.39 6.455
## 0.5 8.470000 0.2260531 3 8.082413 8.857587 8.22 8.66 8.375 8.53 8.595
## 0.8 9.620000 0.3551056 3 9.232413 10.007587 9.41 10.03 9.415 9.42 9.725
## 1.6 12.523333 0.3323151 312.135747 12.910920 12.14 12.73 12.420 12.70 12.715
## 2 13.206667 0.4152509 312.819080 13.594253 12.80 13.63 12.995 13.19 13.410
## $groups
##      KLNLR groups
## 2 13.206667 a
## 1.6 12.523333 b
## 0.8 9.620000 c
## 0.5 8.470000 d
## 0.2 6.343333 e
## 0 5.570000 f
ndcuv2 <- lm(KLNLR ~ factor(ND), data = klncuv2)
summary(ndcuv2)

lsdndcuv2 <- LSD.test(ndcuv2, "factor(ND)", alpha = 0.05, p.adj = "none")
lsdndcuv2

## $statistics
##      MSerror Df      Mean      CV t.value      LSD
##    0.1685722 12 10.10167 4.064433 2.178813 0.730411
##
## $parameters
##      test p.adjusted      name.t ntr alpha
## Fisher-LSD      none factor(ND)  6  0.05
## $means
##      KLNLR      std r      LCL      UCL  Min  Max  Q25  Q50  Q75
## 0  5.356667 0.2730079 3 4.840188 5.873145 5.11 5.65 5.210 5.31 5.480
## 0.2 6.533333 0.2706166 3 6.016855 7.049812 6.23 6.75 6.425 6.62 6.685
## 0.5 8.723333 0.1903506 3 8.206855 9.239812 8.54 8.92 8.625 8.71 8.815
## 0.8 10.560000 0.4036087 3 10.043521 11.076479 10.23 11.01 10.335 10.44 10.725
## 1.6 13.820000 0.4003748 3 13.303521 14.336479 13.41 14.21 13.625 13.84 14.025
## 2 15.616667 0.7100939 3 15.100188 16.133145 15.12 16.43 15.210 15.30 15.865
##
## $comparison
## NULL
```

```
##
## $groups
##          KLNR groups
## 2    15.616667      a
## 1.6  13.820000      b
## 0.8  10.560000      c
## 0.5   8.723333      d
## 0.2   6.533333      e
## 0     5.356667      f
##
## attr(,"class")
## [1] "group"

ndcuv3 <- lm(KLNR ~ factor(ND), data = klncuv3)
summary(ndcuv3)

ndcuv3aov <- aov(ndcuv3)
anova(ndcuv3aov)

## Analysis of Variance Table
##
## Response: KLNR
##          Df Sum Sq Mean Sq F value    Pr(>F)
## factor(ND)  5 412.73  82.547    584.7 6.807e-14 ***
## Residuals  12   1.69   0.141
## ---
## Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

lsdndcuv3 <- LSD.test(ndcuv3, "factor(ND)", alpha = 0.05, p.adj = "none")
lsdndcuv3

## $statistics
##      MSerror Df      Mean      CV t.value      LSD
## 0.1411778 12 11.34611 3.311587 2.178813 0.6684324
## $parameters
##      test p.adjusted      name.t ntr alpha
## Fisher-LSD      none factor(ND)   6 0.05
## $means
##      KLNR      std r      LCL      UCL  Min  Max  Q25  Q50  Q75
## 0  5.110000 0.09539392 3  4.637347  5.582653  5.02  5.21  5.060  5.10  5.155
## 0.2 7.100000 0.21931712 3  6.627347  7.572653  6.94  7.35  6.975  7.01  7.180
## 0.5 9.493333 0.40869712 3  9.020680  9.965986  9.12  9.93  9.275  9.43  9.680
## 0.8 12.300000 0.35510562 3 11.827347 12.772653 11.94 12.65 12.125 12.31 12.480
## 1.6 14.633333 0.37287174 3 14.160680 15.105986 14.29 15.03 14.435 14.58 14.805
## 2  19.440000 0.59808026 3 18.967347 19.912653 19.07 20.13 19.095 19.12 19.625
## $groups
##          KLNR groups
## 2    19.440000      a
## 1.6  14.633333      b
## 0.8  12.300000      c
## 0.5   9.493333      d
## 0.2   7.100000      e
## 0     5.110000      f
```

Phụ lục 5. Ảnh hưởng của Pb đến rau xà lách

PL 5.1. Ảnh hưởng của Pb đến tăng trưởng chiều cao xà lách

Pb_XL-run.r

```
setwd("F:\\SLSV\\NSC\\Giang Khoa TNMT\\So lieu xly thong ke\\Chieu cao -S  
o la\\Chieu cao\\Xa lach")  
lsdmtg21pb <- LSD.test(mtg21pb, "factor(tgst21pb$ND)", alpha = 0.05, p.ad  
j = "none")  
lsdmtg21pb
```

```
## $statistics  
##      MSerror Df      Mean      CV t.value      LSD  
## 0.3141366 316 5.796914 9.668574 1.9675 0.2122228  
## $parameters  
##      test p.adjusted      name.t ntr alpha  
## Fisher-LSD      none factor(tgst21pb$ND) 6 0.05  
## $means  
##      CC      std r      LCL      UCL Min Max Q25 Q50 Q75  
## 0 5.796296 0.6521266 54 5.646232 5.946360 5 7.5 5.150 6.0 6.2  
## 0.1 5.842593 0.5325630 54 5.692528 5.992657 5 6.7 5.425 6.0 6.3  
## 0.5 5.918519 0.6547574 54 5.768454 6.068583 5 7.3 5.325 6.0 6.4  
## 1 5.757407 0.6441615 54 5.607343 5.907472 5 7.5 5.075 5.8 6.0  
## 2 5.801852 0.5067435 54 5.651788 5.951916 5 7.0 5.425 6.0 6.0  
## 4 5.664815 0.5121753 54 5.514751 5.814879 5 7.0 5.050 5.7 6.0  
## $groups  
##      CC groups  
## 0.5 5.918519 a  
## 0.1 5.842593 ab  
## 2 5.801852 ab  
## 0 5.796296 ab  
## 1 5.757407 ab  
## 4 5.664815 b
```

```
mtg26pb <- lm(CC ~ factor(tgst26pb$ND) + factor(tgst26pb$Vu), data = tgst  
26pb)  
mtg26pbaov <- aov(mtg26pb)  
summary(mtg26pb)
```

```
lsdmtg26pb <- LSD.test(mtg26pb, "factor(tgst26pb$ND)", alpha = 0.05, p.ad  
j = "none")  
lsdmtg26pb
```

```
## $statistics  
##      MSerror Df      Mean      CV t.value      LSD  
## 0.5642233 316 7.275309 10.32462 1.9675 0.2844188  
## $parameters  
##      test p.adjusted      name.t ntr alpha  
## Fisher-LSD      none factor(tgst26pb$ND) 6 0.05  
## $means  
##      CC      std r      LCL      UCL Min Max Q25 Q50 Q75  
## 0 7.205556 0.7658801 54 7.004441 7.406670 6 9.0 7.00 7.0 7.675  
## 0.1 7.224074 0.6938912 54 7.022960 7.425189 6 8.9 6.90 7.0 7.700
```

```

## 0.5 7.437037 0.9590279 54 7.235923 7.638151 6 9.7 7.00 7.3 7.900
## 1 7.316667 0.8215838 54 7.115552 7.517781 6 9.2 6.85 7.4 7.700
## 2 7.114815 0.6591611 54 6.913700 7.315929 6 8.9 6.80 7.2 7.650
## 4 7.353704 0.7733078 54 7.152589 7.554818 6 9.5 7.00 7.3 7.800
## $groups
##          CC groups
## 0.5 7.437037      a
## 4 7.353704      ab
## 1 7.316667      ab
## 0.1 7.224074      ab
## 0 7.205556      ab
## 2 7.114815      b
mtg31pb <- lm(CC ~ factor(tgst31pb$ND) + factor(tgst31pb$Vu), data = tgst
31pb)
mtg31pbaov <- aov(mtg31pb)
summary(mtg31pb)

lsdmtg31pb <- LSD.test(mtg31pb, "factor(tgst31pb$ND)", alpha = 0.05, p.ad
j = "none")
lsdmtg31pb

## $statistics
##      MSerror Df      Mean      CV t.value      LSD
## 1.652982 316 9.919753 12.96084 1.9675 0.4868181
## $parameters
##      test p.adjusted      name.t ntr alpha
## Fisher-LSD      none factor(tgst31pb$ND) 6 0.05
## $means
##      CC      std r      LCL      UCL Min Max Q25 Q50 Q75
## 0 9.457407 1.026553 54 9.113175 9.80164 8 12.7 9 9.40 10.000
## 0.1 9.809259 1.241616 54 9.465027 10.15349 8 13.4 9 9.75 10.500
## 0.5 10.272222 1.780335 54 9.927990 10.61645 8 15.2 9 9.70 11.300
## 1 10.124074 2.014470 54 9.779842 10.46831 7 15.6 9 9.65 10.475
## 2 10.031481 1.461044 54 9.687249 10.37571 8 13.7 9 9.60 11.000
## 4 9.824074 1.303397 54 9.479842 10.16831 8 14.2 9 9.45 10.100
## $groups
##          CC groups
## 0.5 10.272222      a
## 1 10.124074      a
## 2 10.031481      a
## 4 9.824074      ab
## 0.1 9.809259      ab
## 0 9.457407      b

mtg36pb <- lm(CC ~ factor(tgst36pb$ND) + factor(tgst36pb$Vu), data = tgst36pb)
mtg36pbaov <- aov(mtg36pb)
summary(mtg36pb)

lsdmtg36pb <- LSD.test(mtg36pb, "factor(tgst36pb$ND)", alpha = 0.05, p.ad
j = "none")
lsdmtg36pb

## $statistics
##      MSerror Df      Mean      CV t.value      LSD
## 2.662873 316 14.32994 11.38757 1.9675 0.6178855

```

```

## $parameters
##      test p.adjusted      name.t ntr alpha
## Fisher-LSD      none factor(tgst36pb$ND)  6  0.05
## $means
##      CC      std  r      LCL      UCL Min  Max      Q25  Q50      Q75
## 0  13.93704 1.275354 54 13.50013 14.37395 12 17.0 13.000 14.0 15.000
## 0.1 15.93519 1.611768 54 15.49827 16.37210 12 19.5 15.000 16.1 17.375
## 0.5 15.24444 1.691228 54 14.80753 15.68136 11 17.9 14.300 15.1 16.700
## 1  13.91667 2.418853 54 13.47976 14.35358 10 19.5 12.000 13.6 16.000
## 2  13.85000 1.952236 54 13.41309 14.28691 10 17.4 12.325 13.6 15.600
## 4  13.09630 1.666084 54 12.65939 13.53321 10 17.4 12.000 13.0 13.900
## $groups
##      CC groups
## 0.1 15.93519      a
## 0.5 15.24444      b
## 0  13.93704      c
## 1  13.91667      c
## 2  13.85000      c
## 4  13.09630      d
mtg41pb <- lm(CC ~ factor(tgst41pb$ND) + factor(tgst41pb$Vu), data = tgst41pb)
mtg41pbaov <- aov(mtg41pb)
summary(mtg41pb)

lsdmtg41pb <- LSD.test(mtg41pb, "factor(tgst41pb$ND)", alpha = 0.05, p.ad
j = "none")
lsdmtg41pb

## $statistics
##      MSerror Df      Mean      CV t.value      LSD
##  4.607374 316 19.7929 10.84469  1.9675 0.8127547
## $parameters
##      test p.adjusted      name.t ntr alpha
## Fisher-LSD      none factor(tgst41pb$ND)  6  0.05
## $means
##      CC      std  r      LCL      UCL Min  Max      Q25  Q50      Q75
## 0  19.32963 3.107667 54 18.75493 19.90433  1.0 24.0 18.000 19.0 21.000
## 0.1 20.74074 1.688196 54 20.16604 21.31545 17.0 25.0 20.000 21.0 21.500
## 0.5 19.57222 2.069310 54 18.99752 20.14693 15.4 24.7 17.725 19.5 21.200
## 1  19.50370 2.107575 54 18.92900 20.07841 15.0 24.7 18.200 19.5 21.000
## 2  20.19444 1.869256 54 19.61974 20.76915 16.5 24.0 18.925 20.0 21.450
## 4  19.41667 1.981399 54 18.84196 19.99137 15.0 24.0 18.775 19.5 20.625
## $groups
##      CC groups
## 0.1 20.74074      a
## 2  20.19444     ab
## 0.5 19.57222     bc
## 1  19.50370     bc
## 4  19.41667     bc
## 0  19.32963      c
mtg46pb <- lm(CC ~ factor(tgst46pb$ND) + factor(tgst46pb$Vu), data = tgst46pb)
mtg46pbaov <- aov(mtg46pb)
summary(mtg46pb)

lsdmtg46pb <- LSD.test(mtg46pb, "factor(tgst46pb$ND)", alpha = 0.05, p.ad
j = "none")
lsdmtg46pb

```

```

## $statistics
##      MSerror Df      Mean      CV t.value      LSD
##    3.710294 316 22.43735 8.584849  1.9675 0.7293516
## $parameters
##      test p.adjusted      name.t ntr alpha
## Fisher-LSD      none factor(tgst46pb$ND)  6 0.05
## $means
##      CC      std  r      LCL      UCL  Min  Max  Q25  Q50   Q75
## 0    22.68148 1.732930 54 22.16575 23.19721 20.0 26.0 21.1 23.0 24.000
## 0.1 23.08333 1.999222 54 22.56760 23.59906 14.0 27.0 22.0 23.5 24.000
## 0.5 22.81667 2.226576 54 22.30094 23.33240 18.2 28.0 21.0 23.0 24.600
## 1    22.84259 1.927908 54 22.32686 23.35832 18.9 27.0 21.5 22.5 24.375
## 2    22.56667 2.132852 54 21.45094 22.48240 17.0 25.6 20.3 22.0 23.375
## 4    21.23333 1.996128 54 20.71760 21.74906 17.0 26.0 20.0 21.5 22.575
## $groups
##      CC groups
## 0.1 23.08333      a
## 2    22.56667      ab
## 0.5 22.81667      a
## 0    22.68148      ab
## 1    22.84259      a
## 4    21.23333      b

```

PL 5.2. Ảnh hưởng của Pb đến tăng trưởng số lá xà lách

Pb-La-XL_run11032023.r

```
setwd("F:\\SLSV\\NSC\\Giang Khoa TNMT\\So lieu xly thong ke\\Chieu cao -S
o la\\So la\\Xalach")
mtg21pb <- lm(SL ~ factor(tgst21pb$ND) + factor(tgst21pb$Vu), data = tgst
21pb)
mtg21pbaov <- aov(mtg21pb)
summary(mtg21pb)
```

```
lsdmtg21pb <- LSD.test(mtg21pb, "factor(tgst21pb$ND)", alpha = 0.05, p.ad
j = "none")
lsdmtg21pb
```

```
## $statistics
##      MSerror Df      Mean      CV t.value      LSD
## 0.3442725 316 3.743827 15.6724 1.9675 0.2221692
## $parameters
##      test p.adjusted      name.t ntr alpha
## Fisher-LSD      none factor(tgst21pb$ND) 6 0.05
## $means
##      SL      std r      LCL      UCL Min Max Q25 Q50 Q75
## 0 3.722222 0.5961090 54 3.565125 3.879320 3 5 3 4 4
## 0.1 3.740741 0.5887366 54 3.583643 3.897838 3 5 3 4 4
## 0.5 3.796296 0.5949355 54 3.639199 3.953394 3 5 3 4 4
## 1 3.796296 0.5949355 54 3.639199 3.953394 3 5 3 4 4
## 2 3.722222 0.5290314 54 3.565125 3.879320 3 5 3 4 4
## 4 3.685185 0.6088676 54 3.528088 3.842283 3 5 3 4 4
## $groups
##      SL groups
## 0.5 3.796296 a
## 1 3.796296 a
## 0.1 3.740741 a
## 0 3.722222 a
## 2 3.722222 a
## 4 3.685185 a
```

```
mtg26pb <- lm(SL ~ factor(tgst26pb$ND) + factor(tgst26pb$Vu), data = tgst26pb)
mtg26pbaov <- aov(mtg26pb)
summary(mtg26pb)
```

```
lsdmtg26pb <- LSD.test(mtg26pb, "factor(tgst26pb$ND)", alpha = 0.05, p.ad
j = "none")
lsdmtg26pb
```

```
## $statistics
##      MSerror Df      Mean      CV t.value      LSD
## 0.3434716 316 4.740741 12.3623 1.9675 0.2219107
## $parameters
##      test p.adjusted      name.t ntr alpha
## Fisher-LSD      none factor(tgst26pb$ND) 6 0.05
## $means
##      SL      std r      LCL      UCL Min Max Q25 Q50 Q75
## 0 4.666667 0.5139562 54 4.509752 4.823581 4 6 4.00 5 5
## 0.1 4.759259 0.5806693 54 4.602345 4.916174 4 6 4.00 5 5
```

```

## 0.5 4.944444 0.6845096 54 4.787530 5.101359 4 6 4.25 5 5
## 1 4.814815 0.5851648 54 4.657900 4.971729 4 6 4.00 5 5
## 2 4.611111 0.5290314 54 4.454197 4.768026 4 6 4.00 5 5
## 4 4.648148 0.6191110 54 4.491234 4.805063 4 6 4.00 5 5
## $groups
## SL groups
## 0.5 4.944444 a
## 1 4.814815 ab
## 0.1 4.759259 ab
## 0 4.666667 b
## 4 4.648148 b
## 2 4.611111 b
mtg31pb <- lm(SL ~ factor(tgst31pb$ND) + factor(tgst31pb$Vu), data = tgst31pb)
mtg31pbaov <- aov(mtg31pb)
summary(mtg31pb)

lsdmtg31pb <- LSD.test(mtg31pb, "factor(tgst31pb$ND)", alpha = 0.05, p.ad
j = "none")
lsdmtg31pb

## $statistics
## MSerror Df Mean CV t.value LSD
## 0.2857282 316 5.623457 9.505462 1.9675 0.2023995
## $parameters
## test p.adjusted name.t ntr alpha
## Fisher-LSD none factor(tgst31pb$ND) 6 0.05
## $means
## SL std r LCL UCL Min Max Q25 Q50 Q75
## 0 5.666667 0.5139562 54 5.523549 5.809785 5 7 5 6.0 6
## 0.1 5.685185 0.5074566 54 5.542067 5.828303 5 7 5 6.0 6
## 0.5 5.629630 0.5595246 54 5.486512 5.772748 5 7 5 6.0 6
## 1 5.611111 0.5635690 54 5.467993 5.754229 4 7 5 6.0 6
## 2 5.648148 0.5878457 54 5.505030 5.791266 4 7 5 6.0 6
## 4 5.500000 0.5046949 54 5.356882 5.643118 5 6 5 5.5 6
## $groups
## SL groups
## 0.1 5.685185 a
## 0 5.666667 a
## 2 5.648148 a
## 0.5 5.629630 a
## 1 5.611111 a
## 4 5.500000 a
mtg36pb <- lm(SL ~ factor(tgst36pb$ND) + factor(tgst36pb$Vu), data = tgst36pb)
mtg36pbaov <- aov(mtg36pb)
summary(mtg36pb)

lsdmtg36pb <- LSD.test(mtg36pb, "factor(tgst36pb$ND)", alpha = 0.05, p.ad
j = "none")
lsdmtg36pb

## $statistics
## MSerror Df Mean CV t.value LSD
## 0.4685107 316 6.515432 10.5055 1.9675 0.2591746
## $parameters
## test p.adjusted name.t ntr alpha

```

```
## Fisher-LSD none factor(tgst36pb$ND) 6 0.05
## $means
## SL std r LCL UCL Min Max Q25 Q50 Q75
## 0 6.629630 0.6528976 54 6.446365 6.812894 5 8 6 7.0 7
## 0.1 6.574074 0.6325108 54 6.390810 6.757338 6 8 6 6.5 7
## 0.5 6.518519 0.7707076 54 6.335254 6.701783 5 8 6 6.0 7
## 1 6.407407 0.6300200 54 6.224143 6.590672 5 8 6 6.0 7
## 2 6.518519 0.8630954 54 6.335254 6.701783 5 9 6 6.5 7
## 4 6.444444 0.6039701 54 6.261180 6.627709 5 8 6 6.0 7
## $groups
## SL groups
## 0 6.629630 a
## 0.1 6.574074 a
## 0.5 6.518519 a
## 2 6.518519 a
## 4 6.444444 a
## 1 6.407407 a
mtg41pb <- lm(SL ~ factor(tgst41pb$ND) + factor(tgst41pb$Vu), data = tgst41pb)
mtg41pbaov <- aov(mtg41pb)
summary(mtg41pb)

lsdmtg41pb <- LSD.test(mtg41pb, "factor(tgst41pb$ND)", alpha = 0.05, p.ad
j = "none")
lsdmtg41pb

## $statistics
## MSerror Df Mean CV t.value LSD
## 0.587416 316 8.283951 9.251995 1.9675 0.2902055
## $parameters
## test p.adjusted name.t ntr alpha
## Fisher-LSD none factor(tgst41pb$ND) 6 0.05
## $means
## SL std r LCL UCL Min Max Q25 Q50 Q75
## 0 8.092593 0.7835218 54 7.887386 8.297799 7 10 8 8 9
## 0.1 8.500000 0.6936368 54 8.294794 8.705206 7 11 8 8 9
## 0.5 8.333333 0.7770287 54 8.128127 8.538540 7 10 8 8 9
## 1 8.314815 0.7727450 54 8.109609 8.520021 7 11 8 8 9
## 2 8.296296 0.9240932 54 8.091090 8.501503 6 10 8 8 9
## 4 8.166667 0.7709343 54 7.961460 8.371873 7 9 8 8 9
## $groups
## SL groups
## 0.1 8.500000 a
## 0.5 8.333333 ab
## 1 8.314815 ab
## 2 8.296296 ab
## 4 8.166667 b
## 0 8.092593 b
mtg46pb <- lm(SL ~ factor(tgst46pb$ND) + factor(tgst46pb$Vu), data = tgst46pb)
mtg46pbaov <- aov(mtg46pb)
summary(mtg46pb)

lsdmtg46pb <- LSD.test(mtg46pb, "factor(tgst46pb$ND)", alpha = 0.05, p.ad
j = "none")
lsdmtg46pb
```

```

## $statistics
##      MSerror Df      Mean      CV t.value      LSD
##    0.8540006 316 9.83642 9.394897  1.9675 0.3499144
## $parameters
##      test p.adjusted      name.t ntr alpha
## Fisher-LSD      none factor(tgst46pb$ND)  6 0.05
## $means
##      SL      std  r      LCL      UCL Min Max Q25 Q50  Q75
## 0      9.985185 0.8649152 54 9.437758  9.932612  8 12  9 10 10.00
## 0.1 10.074074 0.7974453 54 9.826647 10.321501  8 12 10 10 11.00
## 0.5 10.074074 1.1302338 54 9.826647 10.321501  8 12  9 10 11.00
## 1    10.111111 1.1102722 54 9.863684 10.358538  7 13  9 10 11.00
## 2    10.049259 1.1481763 54 9.511832 10.006686  8 12  9 10 10.75
## 4      9.314815 0.7967878 54 9.067388  9.562242  8 11  9  9 10.00
## $groups
##      SL groups
## 1    10.111111      a
## 0.1 10.074074      ab
## 0.5 10.074074      ab
## 2    10.049259      ab
## 0      9.985185      ab
## 4      9.314815      b

```

PL 5.3. Ảnh hưởng của Pb đến chỉ số SPAD của xà lách

SPAD_Xa-lach.r

```
setwd("F:\\SLSV\\NSC\\Giang Khoa TNMT\\So lieu xly thong ke\\SPAD")
m3 <- lm(spadxl_pb$SPAD ~ factor(spadxl_pb$Vu) + factor(spadxl_pb$ND))
summary(m3)

out3 <- LSD.test(m3, "factor(spadxl_pb$ND)", alpha = 0.05, p.adj = "none")
out3

## $statistics
##      MSerror Df      Mean      CV t.value      LSD
##  1.365978 154 31.68395 3.688778 1.975488 0.6283902
## $parameters
##      test p.adjusted      name.t ntr alpha
## Fisher-LSD      none factor(spadxl_pb$ND)  6 0.05
## $means
##      spadxl_pb$SPAD      std r LCL      UCL Min Max Q25 Q50 Q75
## 0      32.34815 2.999535 27 31.90381 32.79249 27.0 36.9 29.25 33.2 34.65
## 0.1 32.21111 2.905741 27 31.76677 32.65545 27.0 36.9 29.70 32.6 34.15
## 0.5 31.99630 3.065626 27 31.55196 32.44064 27.0 36.4 28.80 33.0 34.50
## 1      31.60000 2.759738 27 31.15566 32.04434 26.4 36.9 29.45 32.3 33.15
## 2      31.20000 2.992940 27 30.75566 31.64434 25.3 36.9 29.15 31.8 33.65
## 4      30.74815 3.222442 27 30.30381 31.19249 25.0 35.2 28.35 31.3 33.50
## $groups
##      spadxl_pb$SPAD groups
## 0      32.34815      a
## 0.1      32.21111      ab
## 0.5      31.99630      ab
## 1      31.60000      bc
## 2      31.20000      cd
## 4      30.74815      d
```

PL 5.4. Ảnh hưởng của Pb đến năng suất của xà lách

NS_Xalach10032023.r

```
setwd("F:\\SLSV\\NSC\\Giang Khoa TNMT\\So lieu xly thong ke\\Nang suat")
m3 <- lm(nsxl_pb$NS ~ factor(nsxl_pb$Vu) + factor(nsxl_pb$ND))
summary(m3)

out3 <- LSD.test(m3, "factor(nsxl_pb$ND)", alpha = 0.05, p.adj = "none")
out3

## $statistics
##      MSerror Df      Mean      CV  t.value      LSD
## 272.9091 46 154.5204 10.69112 2.012896 15.67559
## $parameters
##      test p.adjusted      name.t ntr alpha
## Fisher-LSD      none factor(nsxl_pb$ND) 6 0.05
## $means
##      nsxl_pb$NS  std r      LCL      UCL  Min  Max  Q25  Q50  Q75
## 0 155.6111 64.28267 9 144.5268 166.6954 101.8 250.3 115.6 121.1 226.6
## 0.1 159.0444 64.77434 9 147.9601 170.1288 103.2 263.3 111.5 128.5 229.1
## 0.5 161.7444 64.39915 9 150.6601 172.8288 109.3 261.2 112.8 120.4 235.5
## 1 158.5778 74.74630 9 147.4935 169.6621 94.4 272.5 107.8 114.3 245.4
## 2 157.0733 78.51017 9 152.6490 174.8177 94.8 291.0 100.0 138.0 225.0
## 4 128.4111 53.33363 9 117.3268 139.4954 86.0 219.0 90.1 102.3 185.9
## $groups
##      nsxl_pb$NS groups
## 2 157.0733 a
## 0.5 161.7444 a
## 0.1 159.0444 a
## 1 158.5778 a
## 0 155.6111 a
## 4 128.4111 b
```

PL 5.5. Ảnh hưởng của Pb đến tích lũy trong đất trồng xà lách

Dat-Xa-lach.r

```
setwd("F:\\SLSV\\NSC\\Giang Khoa TNMT\\So lieu xly thong ke\\Dat\\DatRXL")
# So sanh nong do Pb trong dat rau xa lach
KLNDpb <- lm(KLND ~ NDKLN, data = drxlpb)
summary(KLNDpb)

lsdKLNDpb <- LSD.test(KLNDpb, "NDKLN", alpha = 0.05, p.adj = "none")
lsdKLNDpb

## $statistics
##      MSerror Df      Mean      CV  t.value      LSD
## 0.9373686 52 4.116111 23.52167 2.006647 0.9158406
## $parameters
##      test p.adjusted name.t ntr alpha
## Fisher-LSD      none  NDKLN   6 0.05
## $means
##      KLND      std r      LCL      UCL  Min  Max  Q25  Q50  Q75
## 0  1.770000 0.2031625 9 1.122403 2.417597 1.45 2.11 1.61 1.83 1.85
## 0.1 2.884444 0.3308365 9 2.206847 3.502042 2.16 3.23 2.71 3.01 3.05
## 0.5 3.686667 0.6862580 9 3.209070 4.504264 3.02 4.99 3.41 3.57 4.54
## 1  4.923333 0.5949790 9 4.275736 5.570930 4.00 5.79 4.75 4.89 5.21
## 2  5.446667 0.6370832 9 4.799070 6.094264 4.59 6.47 5.12 5.23 6.00
## 4  5.845556 0.6978379 9 5.197958 6.493153 4.75 6.74 5.12 6.10 6.31
## $groups
##      KLND groups
## 4  5.845556      a
## 2  5.446667      ab
## 1  4.923333      b
## 0.5 3.686667      c
## 0.1 2.884444      d
## 0  1.770000      e
```

PL 5.6. Ảnh hưởng của Pb đến tích lũy trong rau xà lách

Rau-Xa-lach.r

```
setwd("F:\\SLSV\\NSC\\Giang Khoa TNMT\\So lieu xly thong ke\\Rau\\RauXL")
# So sanh nong do Pb trong rau xa lach
klnrpb <- lm(KLNR ~ NDKLN, data = rxlpb)
summary(klnrpb)

lsdklnrpb <- LSD.test(klnrpb, "NDKLN", alpha = 0.05, p.adj = "none")
lsdklnrpb

## $statistics
##      MSerror Df      Mean      CV  t.value      LSD
## 0.02864208 52 0.7237037 23.38522 2.006647 0.160091
## $parameters
##      test p.adjusted name.t ntr alpha
## Fisher-LSD      none  NDKLN   6 0.05
## $means
##      KLNR      std r      LCL      UCL  Min  Max  Q25  Q50  Q75
## 0 0.1300000 0.01414214 9 0.01679857 0.2432014 0.11 0.15 0.12 0.13 0.14
## 0.1 0.2188889 0.02934469 9 0.10568745 0.3320903 0.19 0.26 0.20 0.21 0.25
## 0.5 0.3644444 0.09475114 9 0.25124301 0.4776459 0.27 0.49 0.28 0.33 0.48
## 1 0.6466667 0.10583005 9 0.53346523 0.7598681 0.51 0.82 0.56 0.65 0.70
## 2 1.1755556 0.12053123 9 1.06235412 1.2887570 1.00 1.35 1.13 1.15 1.24
## 4 1.8066667 0.33922706 9 1.69346523 1.9198681 1.35 2.34 1.54 1.82 1.93
## $groups
##      KLNR groups
## 4 1.8066667      a
## 2 1.1755556      b
## 1 0.6466667      c
## 0.5 0.3644444      d
## 0.1 0.2188889     de
## 0 0.1300000      e
```

Phụ lục 6. Ảnh hưởng của Cd đến rau mồng tơi

PL 6.1. Ảnh hưởng của Cd đến tăng trưởng số lá rau mồng tơi

So-la-MT_Cd-run.r

```
setwd("F:\\SLSV\\NSC\\Giang Khoa TNMT\\So lieu xly thong ke\\Chieu cao -S  
o la\\So la\\Mong toi")  
mtg20cd <- lm(SL ~ factor(tgst20cd$ND) + factor(tgst20cd$Vu), data = tgst20cd)  
mtg20cdaov <- aov(mtg20cd)  
summary(mtg20cd)
```

```
lsdmtg20cd <- LSD.test(mtg20cd, "factor(tgst20cd$ND)", alpha = 0.05, p.ad  
j = "none")  
lsdmtg20cd
```

```
## $statistics  
##      MSerror Df      Mean      CV t.value      LSD  
## 0.2614666 316 2.506173 20.40315 1.9675 0.1936158  
## $parameters  
##      test p.adjusted      name.t ntr alpha  
## Fisher-LSD      none factor(tgst20cd$ND) 6 0.05  
## $means  
##      SL      std r      LCL      UCL Min Max Q25 Q50 Q75  
## 0 2.500000 0.5046949 54 2.363093 2.636907 2 3 2 2.5 3  
## 0.01 2.500000 0.5046949 54 2.363093 2.636907 2 3 2 2.5 3  
## 0.05 2.481481 0.5043487 54 2.344574 2.618389 2 3 2 2.0 3  
## 0.1 2.574074 0.5355953 54 2.437167 2.710981 2 4 2 3.0 3  
## 0.5 2.481481 0.5043487 54 2.344574 2.618389 2 3 2 2.0 3  
## 1 2.500000 0.5046949 54 2.363093 2.636907 2 3 2 2.5 3  
## $groups  
##      SL groups  
## 0.1 2.574074 a  
## 0 2.500000 a  
## 0.01 2.500000 a  
## 1 2.500000 a  
## 0.05 2.481481 a  
## 0.5 2.481481 a
```

```
mtg25cd <- lm(SL ~ factor(tgst25cd$ND) + factor(tgst25cd$Vu), data = tgst25cd)  
mtg25cdaov <- aov(mtg25cd)  
summary(mtg25cd)
```

```
lsdmtg25cd <- LSD.test(mtg25cd, "factor(tgst25cd$ND)", alpha = 0.05, p.ad  
j = "none")  
lsdmtg25cd
```

```
## $statistics  
##      MSerror Df      Mean      CV t.value      LSD  
## 0.4983396 316 4.478395 15.76305 1.9675 0.2672978  
## $parameters  
##      test p.adjusted      name.t ntr alpha  
## Fisher-LSD      none factor(tgst25cd$ND) 6 0.05  
## $means  
##      SL      std r      LCL      UCL Min Max Q25 Q50 Q75
```

```

## 0      4.481481 0.6366404 54 4.292473 4.670490 3 6 4 4.0 5
## 0.01 4.370370 0.7083410 54 4.181362 4.559378 3 5 4 4.5 5
## 0.05 4.462963 0.6648298 54 4.273955 4.651971 3 6 4 5.0 5
## 0.1 4.555556 0.8614745 54 4.366547 4.744564 3 7 4 5.0 5
## 0.5 4.481481 0.6656176 54 4.292473 4.670490 3 6 4 4.5 5
## 1 4.518519 0.6656176 54 4.329510 4.707527 3 6 4 5.0 5
## $groups
##          SL groups
## 0.1 4.555556      a
## 1 4.518519      a
## 0 4.481481      a
## 0.5 4.481481      a
## 0.05 4.462963      a
## 0.01 4.370370      a
mtg30cd <- lm(SL ~ factor(tgst30cd$ND) + factor(tgst30cd$Vu), data = tgst30cd)
mtg30cdaov <- aov(mtg30cd)
summary(mtg30cd)

lsdmtg30cd <- LSD.test(mtg30cd, "factor(tgst30cd$ND)", alpha = 0.05, p.ad
j = "none")
lsdmtg30cd

## $statistics
##      MSerror Df      Mean      CV t.value      LSD
## 1.041589 316 6.734568 15.15439 1.9675 0.3864389
## $parameters
##      test p.adjusted      name.t ntr alpha
## Fisher-LSD      none factor(tgst30cd$ND) 6 0.05
## $means
##      SL      std r      LCL      UCL Min Max Q25 Q50 Q75
## 0 6.685185 0.8428181 54 6.411932 6.958439 5 8 6 7 7.00
## 0.01 6.592593 0.9618873 54 6.319339 6.865846 5 9 6 7 7.00
## 0.05 6.722222 0.9598873 54 6.448969 6.995476 5 9 6 7 7.00
## 0.1 6.796296 1.1390103 54 6.523043 7.069550 5 9 6 7 8.00
## 0.5 6.925926 1.1951451 54 6.652672 7.199179 5 10 6 7 7.75
## 1 6.685185 0.9871643 54 6.411932 6.958439 5 9 6 7 7.00
## $groups
##          SL groups
## 0.5 6.925926      a
## 0.1 6.796296      a
## 0.05 6.722222      a
## 0 6.685185      a
## 1 6.685185      a
## 0.01 6.592593      a
mtg35cd <- lm(SL ~ factor(tgst35cd$ND) + factor(tgst35cd$Vu), data = tgst35cd)
mtg35cdaov <- aov(mtg35cd)
summary(mtg35cd)

lsdmtg35cd <- LSD.test(mtg35cd, "factor(tgst35cd$ND)", alpha = 0.05, p.ad
j = "none")
lsdmtg35cd

## $statistics
##      MSerror Df      Mean      CV t.value      LSD
## 1.048465 316 8.907407 11.49544 1.9675 0.3877124

```

```

## $parameters
##      test p.adjusted      name.t ntr alpha
## Fisher-LSD      none factor(tgst35cd$ND)  6  0.05
## $means
##      SL      std  r      LCL      UCL Min Max Q25 Q50 Q75
## 0      8.425926 0.8378285 54 8.151772 8.700080 7 10 8 8 9
## 0.01 8.518519 1.0231424 54 8.244364 8.792673 7 11 8 8 9
## 0.05 9.481481 0.9263591 54 9.207327 9.755636 8 11 9 9 10
## 0.1 9.037037 1.0454387 54 8.762883 9.311191 7 11 8 9 10
## 0.5 9.129630 1.0469416 54 8.855476 9.403784 8 11 8 9 10
## 1      8.851852 1.2194556 54 8.577698 9.126006 7 12 8 9 10
## $groups
##      SL groups
## 0.05 9.481481 a
## 0.5 9.129630 ab
## 0.1 9.037037 b
## 1 8.851852 bc
## 0.01 8.518519 cd
## 0 8.425926 d
mtg40cd <- lm(SL ~ factor(tgst40cd$ND) + factor(tgst40cd$Vu), data = tgst40cd)
mtg40cdaov <- aov(mtg40cd)
summary(mtg40cd)

lsdmtg40cd <- LSD.test(mtg40cd, "factor(tgst40cd$ND)", alpha = 0.05, p.ad
j = "none")
lsdmtg40cd
## $statistics
##      MSerror Df      Mean      CV t.value      LSD
## 2.256134 316 11.39506 13.18153 1.9675 0.5687418
## $parameters
##      test p.adjusted      name.t ntr alpha
## Fisher-LSD      none factor(tgst40cd$ND)  6  0.05
## $means
##      SL      std  r      LCL      UCL Min Max Q25 Q50 Q75
## 0      11.46296 1.574717 54 11.06080 11.86512 9 15 10 12 12
## 0.01 10.90741 1.495509 54 10.50525 11.30957 9 13 10 10 12
## 0.05 11.31481 1.371187 54 10.91265 11.71698 9 15 11 11 12
## 0.1 11.55556 1.268883 54 11.15339 11.95772 9 13 10 12 12
## 0.5 11.88889 1.700906 54 11.48673 12.29105 9 15 10 12 13
## 1      11.24074 1.577378 54 10.83858 11.64290 9 15 10 11 13
## $groups
##      SL groups
## 0.05 11.31481 bc
## 0.1 11.55556 ab
## 0 11.46296 abc
## 0.5 11.88889 a
## 1 11.24074 bc
## 0.01 10.90741 c
mtg45cd <- lm(SL ~ factor(tgst45cd$ND) + factor(tgst45cd$Vu), data = tgst45cd)
mtg45cdaov <- aov(mtg45cd)
summary(mtg45cd)

lsdmtg45cd <- LSD.test(mtg45cd, "factor(tgst45cd$ND)", alpha = 0.05, p.ad
j = "none")
lsdmtg45cd

```

```

## $statistics
##      MSerror Df      Mean      CV t.value      LSD
##      2.585189 316 14.70679 10.93272  1.9675 0.608806
## $parameters
##      test p.adjusted      name.t ntr alpha
##      Fisher-LSD      none factor(tgst45cd$ND)  6 0.05
## $means
##      SL      std  r      LCL      UCL Min Max Q25 Q50  Q75
## 0      14.74074 1.376147 54 14.31025 15.17123 13 17 13 15 16.00
## 0.01 14.37037 1.617082 54 13.93988 14.80086 11 16 13 15 16.00
## 0.05 14.55556 1.382733 54 14.12506 14.98605 12 17 14 14 15.75
## 0.1  15.01852 1.721021 54 14.58803 15.44901 11 18 14 15 16.00
## 0.5  15.16667 1.501572 54 14.73618 15.59716 13 18 14 15 16.00
## 1    14.38889 1.956283 54 13.95840 14.81938 12 17 13 14 17.00
## $groups
##      SL groups
## 0.05 14.55556      bc
## 0.1  15.01852      ab
## 0    14.74074      abc
## 0.5 15.16667      a
## 1    14.38889      c
## 0.01 14.37037      c

```

PL 6.2. Ảnh hưởng của Cd đến tăng trưởng chiều cao rau mồng tơi

```

setwd("F:\\SLSV\\NSC\\Giang Khoa TNMT\\So lieu xly thong ke\\Chieu cao -S
o la\\Chieu cao")
ccmt <- read_excel("Chieucao_mongtoi.xlsx")
attach(ccmt)
m <- lm(ccmt$CC ~ ccmt$KLN + factor(ccmt$Vu) + ccmt$KLN/factor(ccmt$ND)+
ccmt$TGST)
summary(m)

mtg20cd <- lm(CC ~ factor(tgst20cd$ND) + factor(tgst20cd$Vu), data = tgst
20cd)
mtg20cdaov <- aov(mtg20cd)
summary(mtg20cd)

lsdmtg20cd <- LSD.test(mtg20cd, "factor(tgst20cd$ND)", alpha = 0.05, p.ad
j = "none")
lsdmtg20cd

## $statistics
##      MSerror  Df      Mean      CV t.value      LSD
## 0.2509556 316 4.553395 11.00178 1.9675 0.1896842
##
## $parameters
##      test p.adjusted      name.t ntr alpha
## Fisher-LSD      none factor(tgst20cd$ND) 6 0.05
##
## $means
##      CC      std  r      LCL      UCL Min Max  Q25 Q50 Q75
## 0 4.437037 0.5260376 54 4.302910 4.571164 3.4 5.6 4.125 4.5 4.7
## 0.01 4.442593 0.5325630 54 4.308466 4.576720 3.4 5.6 4.125 4.5 4.7
## 0.05 4.444444 0.4897696 54 4.310317 4.578571 3.4 5.3 4.200 4.5 4.7
## 0.1 4.561111 0.4969403 54 4.426984 4.695238 3.4 5.6 4.300 4.6 5.0
## 0.5 4.674074 0.5512200 54 4.539947 4.808201 3.4 6.0 4.500 4.6 5.0
## 1 4.761111 0.5419798 54 4.626984 4.895238 3.4 6.0 4.500 4.8 5.0
## $groups
##      CC groups
## 1 4.761111 a
## 0.5 4.674074 ab
## 0.1 4.561111 bc
## 0.05 4.444444 c
## 0.01 4.442593 c
## 0 4.437037 c
mtg25cd <- lm(CC ~ factor(tgst25cd$ND) + factor(tgst25cd$Vu), data = tgst25cd)
mtg25cdaov <- aov(mtg25cd)
summary(mtg25cd)

lsdmtg25cd <- LSD.test(mtg25cd, "factor(tgst25cd$ND)", alpha = 0.05, p.ad
j = "none")
lsdmtg25cd

## $statistics
##      MSerror  Df      Mean      CV t.value      LSD
## 0.4711387 316 5.623148 12.2066 1.9675 0.2599005
##

```

```

## $parameters
##          test p.adjusted          name.t ntr alpha
##   Fisher-LSD      none factor(tgst25cd$ND)   6  0.05
##
## $means
##          CC          std  r          LCL          UCL Min Max   Q25 Q50  Q75
## 0      5.240741 0.5420153 54 5.056963 5.424518 4.2 6.7 5.000 5.3 5.55
## 0.01 5.405556 0.7082843 54 5.221778 5.589333 4.3 7.7 5.000 5.3 6.00
## 0.05 5.646296 0.7725754 54 5.462519 5.830074 4.3 7.9 5.100 5.5 6.00
## 0.1  5.661111 0.6645801 54 5.477334 5.844889 4.5 7.7 5.300 5.6 6.00
## 0.5  5.837037 0.7308037 54 5.653260 6.020814 4.3 7.7 5.300 6.0 6.30
## 1    5.948148 0.7933071 54 5.764371 6.131926 4.3 7.9 5.325 6.0 6.55
## $groups
##          CC groups
## 1      5.948148      a
## 0.5    5.837037      ab
## 0.1    5.661111      bc
## 0.05   5.646296      bc
## 0.01   5.405556      cd
## 0      5.240741      d
mtg30cd <- lm(CC ~ factor(tgst30cd$ND) + factor(tgst30cd$Vu), data = tgst30cd)
mtg30cdaov <- aov(mtg30cd)
summary(mtg30cd)

lsdmtg30cd <- LSD.test(mtg30cd, "factor(tgst30cd$ND)", alpha = 0.05, p.ad
j = "none")
lsdmtg30cd

## $statistics
##      MSerror Df      Mean      CV t.value      LSD
## 2.054178 316 8.462963 16.93544 1.9675 0.5426899
## $parameters
##          test p.adjusted          name.t ntr alpha
##   Fisher-LSD      none factor(tgst30cd$ND)   6  0.05
##
## $means
##          CC          std  r          LCL          UCL Min Max   Q25 Q50  Q75
## 0      7.962963 1.405823 54 7.579223 8.346703  5 10.0 7.000 7.9 9.000
## 0.01 8.111111 1.429958 54 7.727371 8.494851  5 10.9 7.000 8.0 9.000
## 0.05 8.594444 1.666362 54 8.210705 8.978184  5 12.8 7.000 9.0 9.675
## 0.1  8.690741 1.645837 54 8.307001 9.074480  5 12.8 7.825 9.0 9.925
## 0.5  8.787037 1.535989 54 8.403297 9.170777  5 12.8 8.000 9.0 9.925
## 1    8.631481 1.361024 54 8.247742 9.015221  5 11.0 7.925 9.0 9.600
## $groups
##          CC groups
## 0.5    8.787037      a
## 0.1    8.690741      a
## 1      8.631481      ab
## 0.05   8.594444      ab
## 0.01   8.111111      bc
## 0      7.962963      c
mtg35cd <- lm(CC ~ factor(tgst35cd$ND) + factor(tgst35cd$Vu), data = tgst35cd)
mtg35cdaov <- aov(mtg35cd)
summary(mtg35cd)

```

```

lsdmtg35cd <- LSD.test(mtg35cd, "factor(tgst35cd$ND)", alpha = 0.05, p.ad
j = "none")
lsdmtg35cd

## $statistics
##      MSerror Df      Mean      CV t.value      LSD
##      4.825558 316 13.84321 15.86854  1.9675 0.8317762
## $parameters
##      test p.adjusted      name.t ntr alpha
##      Fisher-LSD      none factor(tgst35cd$ND)  6  0.05
## $means
##      CC      std r      LCL      UCL Min Max      Q25      Q50      Q75
## 0      12.55556 2.119600 54 11.96740 13.14371  9 15.6 10.075 12.85 14.925
## 0.01 13.12407 2.276288 54 12.53592 13.71223  9 17.9 11.075 13.40 15.000
## 0.05 13.85741 2.320426 54 13.26925 14.44556 10 18.9 12.475 13.90 15.300
## 0.1  14.25000 2.114171 54 13.66185 14.83815 10 18.9 13.000 14.35 15.525
## 0.5  14.69074 2.145576 54 14.10259 15.27890 10 19.0 13.100 15.00 15.925
## 1    14.58148 2.429619 54 13.99333 15.16964  9 21.9 13.000 15.00 15.675
## $groups
##      CC groups
## 0.5  14.69074  a
## 1    14.58148  ab
## 0.1  14.25000  ab
## 0.05 13.85741  bc
## 0.01 13.12407  cd
## 0    12.55556  d
mtg40cd <- lm(CC ~ factor(tgst40cd$ND) + factor(tgst40cd$Vu), data = tgst40cd)
mtg40cdaov <- aov(mtg40cd)
summary(mtg40cd)

lsdmtg40cd <- LSD.test(mtg40cd, "factor(tgst40cd$ND)", alpha = 0.05, p.ad
j = "none")
lsdmtg40cd

## $statistics
##      MSerror Df      Mean      CV t.value      LSD
##      17.78701 316 22.99753 18.33877  1.9675 1.596924
## $parameters
##      test p.adjusted      name.t ntr alpha
##      Fisher-LSD      none factor(tgst40cd$ND)  6  0.05
## $means
##      CC      std r      LCL      UCL Min Max      Q25      Q50      Q75
## 0      21.96667 4.755533 54 20.83747 23.09586 14.5 31 19.000 21.00 26.900
## 0.01 22.05926 4.932660 54 20.93006 23.18846 14.5 31 18.625 21.00 26.900
## 0.05 22.40926 4.684590 54 21.28006 23.53846 14.5 31 19.000 21.30 26.900
## 0.1  23.40370 4.119212 54 22.27451 24.53290 15.5 31 21.000 23.00 27.000
## 0.5  23.72593 3.687827 54 22.59673 24.85512 15.5 29 21.000 23.95 27.000
## 1    24.42037 3.640619 54 23.29117 25.54957 16.0 29 21.075 24.90 27.975
## $groups
##      CC groups
## 1    24.42037  a
## 0.5  23.72593  ab
## 0.1  23.40370  abc
## 0.05 22.40926  bc
## 0.01 22.05926  c

```

```
## 0      21.96667      c
mtg45cd <- lm(CC ~ factor(tgst45cd$ND) + factor(tgst45cd$Vu), data = tgst45cd)
mtg45cdaov <- aov(mtg45cd)
summary(mtg45cd)

lsdmtg45cd <- LSD.test(mtg45cd, "factor(tgst45cd$ND)", alpha = 0.05, p.ad
j = "none")
lsdmtg45cd

## $statistics
##      MSerror Df      Mean      CV t.value      LSD
##      30.6947 316 34.73488 15.95019  1.9675 2.097802
## $parameters
##      test p.adjusted      name.t ntr alpha
##      Fisher-LSD      none factor(tgst45cd$ND)  6  0.05
## $means
##      CC      std  r      LCL      UCL Min Max      Q25      Q50      Q75
## 0      34.29259 6.812304 54 32.80922 35.77596 23 45 28.000 36.00 40.00
## 0.01 33.87037 6.377603 54 32.38700 35.35374 23 45 28.000 35.85 38.75
## 0.05 34.69630 5.745974 54 33.21293 36.17967 23 45 30.000 36.00 39.75
## 0.1 35.15185 5.126871 54 33.66848 36.63522 26 45 30.000 36.00 39.75
## 0.5 34.77963 4.951325 54 33.29626 36.26300 26 45 30.000 36.00 38.00
## 1      35.61852 4.626954 54 34.13515 37.10189 26 45 31.125 36.00 39.00
## $groups
##      CC groups
## 1      35.61852      a
## 0.1      35.15185      a
## 0.5      34.77963      a
## 0.05      34.69630      a
## 0      34.29259      a
## 0.01      33.87037      a
```

PL 6.3. Ảnh hưởng của Cd đến chỉ số SPAD rau mồng tơi

0.SPAD_Mong-toi.r

```
setwd("F:\\SLSV\\NSC\\Giang Khoa TNMT\\So lieu xly thong ke\\SPAD")spadmt
<- read_excel("SPAD_Mong toi.xlsx")attach(spadmt)
m <- lm(spadmt$SPAD ~ spadmt$KLN + factor(spadmt$Vu) + spadmt$KLN/factor(
spadmt$ND))
summary(m)

## $statistics
##      MSerror Df      Mean      CV t.value      LSD
##  1.887338 154 41.0963 3.34289 1.975488 0.7386392
## $parameters
##      test p.adjusted      name.t ntr alpha
## Fisher-LSD      none factor(spadmt_cd$ND) 6 0.05
## $means
##      spadmt_cd$SPAD      std r      LCL      UCL Min Max Q25 Q50 Q75
## 0      42.40741 2.608850 27 41.88511 42.92970 38.0 46.9 40.3 43.0 44.80
## 0.01 42.11852 2.689586 27 41.59622 42.64082 38.0 46.9 39.2 43.0 44.15
## 0.05 41.58148 2.644448 27 41.05918 42.10378 37.0 45.5 39.0 42.4 43.20
## 0.1  40.88519 2.675488 27 40.36289 41.40748 36.4 46.0 38.9 41.0 42.80
## 0.5  40.15556 2.623757 27 39.63326 40.67785 35.6 45.1 38.0 40.0 42.20
## 1    39.42963 2.680100 27 38.90733 39.95193 34.6 45.0 37.5 39.0 41.40
## $groups
##      spadmt_cd$SPAD groups
## 0      42.40741      a
## 0.01    42.11852     ab
## 0.05    41.58148     bc
## 0.1     40.88519     cd
## 0.5     40.15556     de
## 1       39.42963      e
```

PL 6.4. Ảnh hưởng của Cd đến năng suất rau mồng tơi

NS_Mongtoi11032023.r

```
setwd("F:\\SLSV\\NSC\\Giang Khoa TNMT\\So lieu xly thong ke\\Nang suat")
## $statistics
##      MSerror Df      Mean      CV  t.value      LSD
##    701.8169 46 141.5315 18.71797 2.012896 25.13778
## $parameters
##      test p.adjusted      name.t ntr alpha
##    Fisher-LSD      none factor(nsmt_cd$ND) 6 0.05
## $means
##      nsmt_cd$NS      std r      LCL      UCL      Min      Max      Q25      Q50
## Q75
## 0      142.5000 45.08423 9 124.7249 160.2751 82.7 221.4 105.7 139.2 169.5
## 0.01 134.2000 29.26107 9 116.4249 151.9751 96.9 181.4 109.8 135.2 155.3
## 0.05 149.3778 29.28074 9 131.6027 167.1529 105.0 195.8 138.2 148.9 164.8
## 0.1 140.4333 24.03846 9 122.6582 158.2084 109.2 185.5 128.6 133.2 147.7
## 0.5 155.7778 33.48715 9 138.0027 173.5529 124.7 210.8 130.0 137.0 171.0
## 1      126.9000 28.85043 9 109.1249 144.6751 91.1 174.7 109.3 112.9 151.5

## $groups
##      nsmt_cd$NS groups
## 0.5      155.7778      a
## 0.05     149.3778      ab
## 0        142.5000      ab
## 0.1      140.4333      ab
## 0.01     134.2000      ab
## 1         126.9000      b
```

PL 6.5. Ảnh hưởng của Cd đến tích lũy trong đất trồng rau mồng tơi

Dat-Mong-toi.r

```
setwd("F:\\SLSV\\NSC\\Giang Khoa TNMT\\So lieu xly thong ke\\Dat\\DatRMT")
## $statistics
##      MSerror Df      Mean      CV  t.value      LSD
## 0.06119494 52 0.7025926 35.20904 2.006647 0.2340035
## $parameters
##      test p.adjusted name.t ntr alpha
## Fisher-LSD      none  NDKLN   6  0.05
## $means
##      KLND      std r      LCL      UCL  Min  Max  Q25  Q50  Q75
## 0 0.01733333 0.007071068 9 -0.1521322 0.1787988 0.00 0.02 0.01 0.01 0.02
## 0.01 0.05222222 0.006666667 9 -0.1232433 0.2076877 0.03 0.05 0.04 0.04 0.05
## 0.05 0.3028889 0.057324612 9 0.1234234 0.4543544 0.21 0.37 0.25 0.26 0.35
## 0.1 0.46111111 0.036209268 9 0.2956456 0.6265766 0.41 0.51 0.43 0.46 0.49
## 0.5 1.54555556 0.244648274 9 1.3800901 1.7110211 1.28 1.92 1.36 1.46 1.80
## 1 1.86444444 0.135380123 9 1.6989789 2.0299099 1.70 2.08 1.75 1.85 1.98
## $groups
##      KLND groups
## 1 1.86444444 a
## 0.5 1.54555556 b
## 0.1 0.46111111 c
## 0.05 0.30288889 c
## 0.01 0.05222222 d
## 0 0.01733333 d
```

PL 6.6. Ảnh hưởng của Cd đến tích lũy trong rau mồng tơi

Rau-Mong-toi.r

```
setwd("F:\\SLSV\\NSC\\Giang Khoa TNMT\\So lieu xly thong ke\\Rau\\RauMT")
## $statistics
##      MSerror Df      Mean      CV  t.value      LSD
## 0.003616912 52 0.3281481 18.32732 2.006647 0.0568897
## $parameters
##      test p.adjusted name.t ntr alpha
## Fisher-LSD      none  NDKLN   6  0.05
## $means
##      KLNLR      std r      LCL      UCL  Min  Max  Q25  Q50  Q75
## 0 0.002222222 0.004409586 9 -0.03800487 0.04244931 0.00 0.01 0.00 0.00 0.00
## 0.01 0.032222222 0.006666667 9 -0.00800487 0.07244931 0.02 0.04 0.03 0.03 0.04
## 0.05 0.105555556 0.024551533 9 0.06532846 0.14578265 0.08 0.14 0.09 0.10 0.13
## 0.1 0.195555556 0.043620841 9 0.15532846 0.23578265 0.14 0.25 0.15 0.19 0.24
## 0.5 0.620000000 0.065764732 9 0.57977291 0.66022709 0.50 0.70 0.59 0.62 0.68
## 1 1.013333333 0.061644140 9 0.97310624 1.05356043 0.90 1.10 0.98 1.00 1.07
## $groups
##      KLNLR groups
## 1 1.013333333 a
## 0.5 0.620000000 b
## 0.1 0.195555556 c
## 0.05 0.105555556 d
## 0.01 0.032222222 e
## 0 0.002222222 e
```

Phụ lục 7. Kết quả chạy hồi quy Tobit

PL 7.1. Kết quả chạy hồi quy Tobit cho rau cải xanh

```
. tobit Y_trongrau X1_Nuoc X2_Dat if Loai=="Cu", ul(30)
```

Refining starting values:

Grid node 0: log likelihood = -11.322023

Fitting full model:

Iteration 0: log likelihood = -11.322023

Iteration 1: log likelihood = -11.322023

Tobit regression	Number of obs	=	18
	Uncensored	=	18
Limits: Lower = -inf	Left-censored	=	0
Upper = 30	Right-censored	=	0
	LR chi2(2)	=	66.41
	Prob > chi2	=	0.0000
Log likelihood = -11.322023	Pseudo R2	=	0.7457

Y_trongrau	Coefficient	Std. err.	t	P> t	95% conf. interval
X1_Nuoc	2.98127	.378615	7.87	0.000	2.178642 3.783898
X2_Dat	.1854952	.0710762	2.61	0.019	.0348204 .33617
_cons	1.169551	.851071	0.63	0.536	-2.754545 5.093646
var(e.Y_tr~u)	.2060009	.068667	.1016205		.4175966

```
tobit Y_trongrau X1_Nuoc X2_Dat if Loai=="Pb", ul(0.30)
```

Refining starting values:

Grid node 0: log likelihood = 11.448822

Fitting full model:

Iteration 0: log likelihood = 11.448822

Iteration 1: log likelihood = 16.908077

Iteration 2: log likelihood = 19.815258 (not concave)

```

Iteration 3:  log likelihood = 21.032412
Iteration 4:  log likelihood = 21.83638
Iteration 5:  log likelihood = 25.213842
Iteration 6:  log likelihood = 26.035046
Iteration 7:  log likelihood = 26.052089
Iteration 8:  log likelihood = 26.05247
Iteration 9:  log likelihood = 26.05247

```

```

Tobit regression      Number of obs      =      18
                        Uncensored          =       9
Limits: Lower = -inf   Left-censored      =       0
                        Upper = 0.30        Right-censored   =       9
                        LR chi2(2)          =    53.48
                        Prob > chi2         =    0.0000
Log likelihood = 26.05247  Pseudo R2       =    38.8301

```

```

-----
Y_trongrau | Coefficient  Std. err.   t    P>|t|    [95% conf. interval]
-----+-----
X1_Nuoc | .2632743   .0537012   4.90   0.000    .1494328   .3771158
X2_Dat | .0055243   .0179018   0.31   0.762   -.0324258   .0434745
 _cons | .1171317   .0380739   3.08   0.007    .0364186   .1978447
-----+-----
var(e.Y_tr~u)|.0001791   .0000844                .0000659   .0004866
-----

```

```

. tobit Y_trongrau X1_Nuoc X2_Dat if Loai=="Cd", ul(0.2)

```

Refining starting values:

```

Grid node 0:  log likelihood = 17.547091

```

Fitting full model:

```

Iteration 0:  log likelihood = 17.547091
Iteration 1:  log likelihood = 24.499387
Iteration 2:  log likelihood = 28.868338
Iteration 3:  log likelihood = 29.49528
Iteration 4:  log likelihood = 34.806067

```

```

Iteration 5:  log likelihood = 37.345494
Iteration 6:  log likelihood = 37.920599
Iteration 7:  log likelihood = 37.929552
Iteration 8:  log likelihood = 37.929566
Iteration 9:  log likelihood = 37.929566

```

```

Tobit regression               Number of obs   =      18
                               Uncensored        =      12
Limits: Lower = -inf          Left-censored   =       0
                               Upper = 0.20       Right-censored  =       6
                               LR chi2(2)        =    67.41
                               Prob > chi2       =    0.0000
Log likelihood = 37.929566     Pseudo R2      = -7.9740

```

```

-----
      Y_trongrau|Coefficient  Std. err.   t    P>|t|    [95% conf. interval]
-----+-----
      X1_Nuoc|   1.308728   .4559406   2.87   0.011   .3421769   2.275278
      X2_Dat|    .051373   .1991503   0.26   0.800  - .3708068   .4735527
      _cons|    .0149708   .0047118   3.18   0.006   .0049823   .0249593
-----+-----
var(e.Y_tr~u)|   .0001052   .000043                .0000443   .00025
-----

```

PL 7.2. Kết quả chạy hồi quy Tobit cho rau xà lách

```
. tobit Y_trongrau X1_Nuoc X2_Dat if Loai=="Cu", ul(30)
```

Refining starting values:

Grid node 0: log likelihood = -10.50797

Fitting full model:

Iteration 0: log likelihood = -10.50797

Iteration 1: log likelihood = -10.50797 (backed up)

Tobit regression	Number of obs	=	18
	Uncensored	=	18
Limits: Lower = -inf	Left-censored	=	0
Upper = 30	Right-censored	=	0
	LR chi2(2)	=	71.92
	Prob > chi2	=	0.0000
Log likelihood = -10.50797	Pseudo R2	=	0.7739

Y_trongrau	Coefficient	Std. err.	t	P> t	[95% conf. interval]
X1_Nuoc	3.541026	.3588218	9.87	0.000	2.780357 4.301694
X2_Dat	.1763379	.0713567	2.47	0.025	.0250686 .3276073
_cons	1.551177	1.837075	0.84	0.411	-2.343248 5.445602
-----+-----					
var(e.Y_tr~u)	.1881859	.0627286			.0928324 .3814827

```
. tobit Y_trongrau X1_Nuoc X2_Dat if Loai=="Pb", ul(0.30)
```

Refining starting values:

Grid node 0: log likelihood = 9.5943646

Fitting full model:

```

Iteration 0:  log likelihood =  9.5943646
Iteration 1:  log likelihood = 14.492277
Iteration 2:  log likelihood = 19.969834
Iteration 3:  log likelihood = 19.972864 (backed up)
Iteration 4:  log likelihood = 22.660602
Iteration 5:  log likelihood = 23.237149
Iteration 6:  log likelihood = 23.249437
Iteration 7:  log likelihood = 23.249467
Iteration 8:  log likelihood = 23.249467

Tobit regression      Number of obs      =      18
                      Uncensored          =      9
Limits: Lower = -inf   Left-censored       =      0
                      Upper = 0.30         Right-censored      =      9
                      LR chi2(2)          =    46.82
                      Prob > chi2         =    0.0000
Log likelihood = 23.249467   Pseudo R2      = 145.2651

```

```

-----
      Y_trongrau | Coefficient   Std. err.      t    P>|t|    [95% conf. interval]
-----+-----
      X1_Nuoc |   .214895   .0562106    3.82   0.001   .0957337   .3340562
      X2_Dat |   .029169   .0193764    1.51   0.152  -.0119071   .0702451
      _cons |   .0758621   .0420622    1.80   0.090  -.0133057   .16503
-----+-----
var(e.Y_tr~u)|   .000334   .0001574                .0001229   .0009073
-----

```

```

. import excel "D:\Tài liệu NCS_ G\Tobit\File cuoi\Xa lach\1.xlsx",
sheet("Sheet1") firstrow clear

```

```

(4 vars, 18 obs)

```

```

. tobit Y_trongrau X1_Nuoc X2_Dat if Loai=="Cd", ul(0.2)

```

```

Refining starting values:

```

```

Grid node 0:  log likelihood = 12.108633

```

```

Fitting full model:

```

```

Iteration 0:  log likelihood = 12.108633
Iteration 1:  log likelihood = 21.12706
Iteration 2:  log likelihood = 26.569423 (not concave)
Iteration 3:  log likelihood = 31.464958 (not concave)
Iteration 4:  log likelihood = 33.836466
Iteration 5:  log likelihood = 35.659318
Iteration 6:  log likelihood = 37.188196
Iteration 7:  log likelihood = 37.294106
Iteration 8:  log likelihood = 37.294884
Iteration 9:  log likelihood = 37.294884

Tobit regression               Number of obs   =      18
                               Uncensored           =      12
Limits: Lower = -inf          Left-censored      =       0
                               Upper = 0.20          Right-censored   =       6
                               LR chi2(2)            =    66.27
                               Prob > chi2           =    0.0000
Log likelihood = 37.294884     Pseudo R2         =   -7.9671
-----
      Y_trongrau | Coefficient  Std. err.   t    P>|t|   [95% conf. interval]
-----+-----
      X1_Nuoc |    1.518694    .125281   12.12  0.000    1.25311    1.784278
      X2_Dat |    .0236717   .0258457    0.92  0.373   -.0311187    .0784622
      _cons |    .0132655   .0045286    2.93  0.010    .0036652    .0228657
-----+-----
var(e.Y_trongrau)|.000117   .0000477                .0000492   .0002779
-----

```

PL 7.3. Kết quả chạy hồi quy Tobit cho rau mồng tơi

```
. tobit Y_trongrau X1_Nuoc X2_Dat if Loai=="Cu", ul(30)
```

Refining starting values:

Grid node 0: log likelihood = -12.220627

Fitting full model:

Iteration 0: log likelihood = -12.220627

Iteration 1: log likelihood = -12.220627

Tobit regression	Number of obs	=	18
	Uncensored	=	18
Limits: Lower = -inf	Left-censored	=	0
Upper = 30	Right-censored	=	0
	LR chi2(2)	=	59.88
	Prob > chi2	=	0.0000
Log likelihood = -12.220627	Pseudo R2	=	0.7101

Y_trongrau	Coefficient	Std. err.	t	P> t	[95% conf. interval]
X1_Nuoc	2.894932	.3456682	8.37	0.000	2.162149 3.627716
X2_Dat	.1168632	.0715476	1.63	0.122	-.0348109 .2685373
_cons	1.822788	1.903348	0.96	0.352	-2.21213 5.857706
var(e.Y_trongrau)	.2276309	.075877			.1122906 .461444

```
. tobit Y_trongrau X1_Nuoc X2_Dat if Loai=="Pb", ul(0.30)
```

Refining starting values:

Grid node 0: log likelihood = 10.659748

```
Iteration 0: log likelihood = 10.659748
Iteration 1: log likelihood = 16.425216
Iteration 2: log likelihood = 18.620833
Iteration 3: log likelihood = 19.292915
Iteration 4: log likelihood = 21.472866
Iteration 5: log likelihood = 21.826973
Iteration 6: log likelihood = 21.827703
Iteration 7: log likelihood = 21.827703
```

Tobit regression	Number of obs	=	18
	Uncensored	=	9
Limits: Lower = -inf	Left-censored	=	0
Upper = 0.30	Right-censored	=	9
	LR chi2(2)	=	47.40
	Prob > chi2	=	0.0000
Log likelihood = 21.827703	Pseudo R2	=	12.6684

Y_trongrau	Coefficient	Std. err.	t	P> t	[95% conf. interval]	
X1_Nuoc	.2271665	.0918023	2.47	0.025	.0325544	.4217786
X2_Dat	.0224196	.0328077	0.68	0.504	-.0471296	.0919689
_cons	.0657179	.0632302	1.04	0.314	-.0683242	.19976

```
var(e.Y_trongrau) | .000458   .0002158                                .0001687   .0012436
```

```
. tobit Y_trongrau X1_Nuoc X2_Dat if Loai=="Cd", ul(0.2)
```

Grid node 0: log likelihood = 22.907162

Iteration 0: log likelihood = 22.907162

Iteration 1: $\log \text{likelihood} = 28.246937$ (not concave)

Iteration 2: $\log$ likelihood = 31.906136 (not concave)

```

Iteration 3:  log likelihood = 36.889332 (not concave)
Iteration 4:  log likelihood = 38.223464 (not concave)
Iteration 5:  log likelihood = 39.271023
Iteration 6:  log likelihood = 41.862141 (backed up)
Iteration 7:  log likelihood = 43.625511
Iteration 8:  log likelihood = 43.902701
Iteration 9:  log likelihood = 43.908563
Iteration 10: log likelihood = 43.908582
Iteration 11: log likelihood = 43.908582

Tobit regression      Number of obs      =          18
                      Uncensored          =          12
Limits: Lower = -inf   Left-censored       =           0
                      Upper = 0.20         Right-censored    =           6
                      LR chi2(2)          =        80.41
                      Prob > chi2         =       0.0000
Log likelihood = 43.908582   Pseudo R2      = -10.8592
-----
      Y_trongrau | Coefficient Std. err.   t      P>|t|   [95% conf. interval]
-----+-----
      X1_Nuoc | 1.013798   .3091368    3.28   0.005   .3584572   1.669139
      X2_Dat | .0982437   .0730948    1.34   0.198  -.0567103   .2531976
      _cons | .005849    .0027487    2.13   0.049   .0000221   .0116759
-----+-----
var(e.Y_trongrau) | .0000388   .0000159                .0000163   .0000923
-----

```

Phụ lục 8. Kết quả xử lý thống kê giải pháp giảm thiểu tích lũy Pb, Cd trong đất và rau

PL 8.1. Kết quả xử lý thống kê giải pháp giảm thiểu tích lũy Cd trong đất trồng cải xanh

```

datcai.r

setwd("F:\\SLSV\\NSC\\Giang Khoa TNMT\\So lieu giai phap\\Datcai")
# So sanh CT trong dat rau cai KLN cd vu 1
dccd1 <- lm(DC ~ CT, data = drcv1cd)
summary(dccd1)

## $statistics
##      MSerror Df   Mean      CV  t.value      LSD
## 0.0003166667 16 0.185 9.618989 2.119905 0.03080151
## $parameters
##      test p.adjusted name.t ntr alpha
## Fisher-LSD      none      CT   8  0.05
## $groups
##      DC groups
## T1 0.23666667      a
## T7 0.22666667      a
## T5 0.22000000     ab
## T6 0.19000000     bc
## T2 0.18333333      c
## T8 0.18000000     cd
## T3 0.15000000      d
## T4 0.09333333      e
# So sanh CT trong dat rau cai KLN Cd vu 2
dccd2 <- lm(DC ~ CT, data = drcv2cd)
summary(dccd2)

lsddccd2 <- LSD.test(dccd2, "CT", alpha = 0.05, p.adj = "none")
lsddccd2

## $statistics
##      MSerror Df   Mean      CV  t.value      LSD
## 0.0004 16 0.2554167 7.830343 2.119905 0.03461791
## $parameters
##      test p.adjusted name.t ntr alpha
## Fisher-LSD      none      CT   8  0.05
## $groups
##      DC groups
## T1 0.3833333      a
## T7 0.3133333      b
## T5 0.2900000     bc
## T2 0.2566667     cd
## T8 0.2266667     de
## T6 0.2200000      e
## T3 0.2066667      e
## T4 0.1466667      f

```

```

# So sanh CT trong dat rau cai KLN cd vu 3
dccc3 <- lm(DC ~ CT, data = drcv3cd)
summary(dccc3)

## $statistics
##      MSerror Df      Mean      CV t.value      LSD
##      0.00045 16 0.3475 6.104519 2.119905 0.03671784
## $groups
##      DC groups
## T1 0.5133333 a
## T7 0.3933333 b
## T5 0.3900000 b
## T2 0.3733333 b
## T8 0.3266667 c
## T6 0.3200000 c
## T3 0.2566667 d
## T4 0.2066667 e
# So sanh CT trong dat rau cai KLN cd ca ba vu
dccc <- lm(DC ~ CT, data = drccc)
summary(dccc)

## $statistics
##      MSerror Df      Mean      CV t.value      LSD
##      0.005813542 64 0.2626389 29.03096 1.99773 0.07180437
## $groups
##      DC groups
## T1 0.3777778 a
## T7 0.3111111 ab
## T5 0.3000000 b
## T2 0.2711111 bc
## T8 0.2444444 bc
## T6 0.2433333 bc
## T3 0.2044444 cd
## T4 0.1488889 d

```

PL 8.2. Kết quả xử lý thống kê giải pháp giảm thiểu tích lũy Cd trong cải xanh

```
# So sanh CT trong rau cải KLN cd ca ba vu
rccd <- lm(rc ~ CT, data = rccd)
summary(rccd)

lsdrccd <- LSD.test(rccd, "CT", alpha = 0.05, p.adj = "none")
lsdrccd

## $statistics
##      MSerror Df      Mean      CV t.value      LSD
## 0.001191319 64 0.4658333 7.409409 1.99773 0.03250458
##
## $parameters
##      test p.adjusted name.t ntr alpha
## Fisher-LSD      none      CT   8 0.05
##
## $means
##      rc      std r      LCL      UCL Min Max Q25 Q50 Q75
## T1 0.7188889 0.04781329 9 0.6959047 0.7418731 0.63 0.78 0.68 0.73 0.76
## T2 0.4866667 0.06324555 9 0.4636825 0.5096509 0.40 0.58 0.45 0.48 0.53
## T3 0.3844444 0.02403701 9 0.3614602 0.4074287 0.34 0.41 0.38 0.38 0.41
## T4 0.2777778 0.02108185 9 0.2547936 0.3007620 0.25 0.31 0.26 0.28 0.29
## T5 0.5366667 0.02000000 9 0.5136825 0.5596509 0.50 0.56 0.53 0.54 0.55
## T6 0.4300000 0.03201562 9 0.4070158 0.4529842 0.39 0.49 0.40 0.43 0.44
## T7 0.5277778 0.02279132 9 0.5047936 0.5507620 0.50 0.55 0.50 0.54 0.55
## T8 0.3644444 0.01666667 9 0.3414602 0.3874287 0.34 0.38 0.36 0.36 0.38
## $groups
##      rc groups
## T1 0.7188889      a
## T5 0.5366667      b
## T7 0.5277778      b
## T2 0.4866667      c
## T6 0.4300000      d
## T3 0.3844444      e
## T8 0.3644444      e
## T4 0.2777778      f
# So sanh CT trong rau cải KLN pb vu 1
rcpbv1 <- lm(rc ~ CT, data = rcbv1pb)
summary(rcpbv1)

lsdrcpbv1 <- LSD.test(rcpbv1, "CT", alpha = 0.05, p.adj = "none")
lsdrcpbv1

## $statistics
##      MSerror Df      Mean      CV t.value      LSD
## 0.0009041667 16 0.4454167 6.750839 2.119905 0.05204693
##
## $parameters
##      test p.adjusted name.t ntr alpha
## Fisher-LSD      none      CT   8 0.05
##
## $means
```

```

##          rc          std r          LCL          UCL  Min  Max  Q25  Q50  Q75
## T1 0.6766667 0.04509250 3 0.6398639 0.7134694 0.63 0.72 0.655 0.68 0.700
## T2 0.4233333 0.03214550 3 0.3865306 0.4601361 0.40 0.46 0.405 0.41 0.435
## T3 0.3766667 0.03511885 3 0.3398639 0.4134694 0.34 0.41 0.360 0.38 0.395
## T4 0.2700000 0.02645751 3 0.2331973 0.3068027 0.25 0.30 0.255 0.26 0.280
## T5 0.5200000 0.02645751 3 0.4831973 0.5568027 0.50 0.55 0.505 0.51 0.530
## T6 0.4066667 0.02081666 3 0.3698639 0.4434694 0.39 0.43 0.395 0.40 0.415
## T7 0.5300000 0.02645751 3 0.4931973 0.5668027 0.50 0.55 0.520 0.54 0.545
## T8 0.3600000 0.02000000 3 0.3231973 0.3968027 0.34 0.38 0.350 0.36 0.370
## $groups
##          rc groups
## T1 0.6766667      a
## T7 0.5300000      b
## T5 0.5200000      b
## T2 0.4233333      c
## T6 0.4066667      cd
## T3 0.3766667      cd
## T8 0.3600000      d
## T4 0.2700000      e
# So sanh CT trong rau cai KLN pb vu 2
rcpbv2 <- lm(rc ~ CT, data = rcv2pb)
summary(rcpbv2)

lsdrcpbv2 <- LSD.test(rcpbv2, "CT", alpha = 0.05, p.adj = "none")
lsdrcpbv2

## $statistics
##          MSerror Df          Mean          CV  t.value          LSD
##    0.0006791667 16 0.4804167 5.42463 2.119905 0.04510857
##
## $parameters
##          test p.adjusted name.t ntr alpha
## Fisher-LSD      none      CT   8  0.05
##
## $means
##          rc          std r          LCL          UCL  Min  Max  Q25  Q50  Q75
## T1 0.7233333 0.04041452 3 0.6914368 0.7552299 0.68 0.76 0.705 0.73 0.745
## T2 0.5566667 0.02516611 3 0.5247701 0.5885632 0.53 0.58 0.545 0.56 0.570
## T3 0.3833333 0.02516611 3 0.3514368 0.4152299 0.36 0.41 0.370 0.38 0.395
## T4 0.2866667 0.02516611 3 0.2547701 0.3185632 0.26 0.31 0.275 0.29 0.300
## T5 0.5400000 0.01000000 3 0.5081034 0.5718966 0.53 0.55 0.535 0.54 0.545
## T6 0.4633333 0.02516611 3 0.4314368 0.4952299 0.44 0.49 0.450 0.46 0.475
## T7 0.5233333 0.02516611 3 0.4914368 0.5552299 0.50 0.55 0.510 0.52 0.535
## T8 0.3666667 0.02309401 3 0.3347701 0.3985632 0.34 0.38 0.360 0.38 0.380
##
## $comparison
## NULL
##
## $groups
##          rc groups
## T1 0.7233333      a
## T2 0.5566667      b
## T5 0.5400000      b
## T7 0.5233333      b
## T6 0.4633333      c

```

```

## T3 0.3833333      d
## T8 0.3666667      d
## T4 0.2866667      e
##
## attr(,"class")
## [1] "group"

# So sanh CT trong rau cai KLN pb vu 3
rcpbv3 <- lm(rc ~ CT, data = rcv3pb)
summary(rcpbv3)

lsdrcpbv3 <- LSD.test(rcpbv3, "CT", alpha = 0.05, p.adj = "none")
lsdrcpbv3

## $statistics
##           MSerror Df           Mean           CV   t.value           LSD
##    0.0004166667 16 0.4716667 4.32772 2.119905 0.03533175
##
## $parameters
##           test p.adjusted name.t ntr alpha
## Fisher-LSD      none      CT    8  0.05
##
## $means
##           rc           std r           LCL           UCL   Min   Max   Q25   Q50   Q75
## T1 0.7566667 0.02516611 3 0.7316833 0.7816500 0.73 0.78 0.745 0.76 0.770
## T2 0.4800000 0.03000000 3 0.4550167 0.5049833 0.45 0.51 0.465 0.48 0.495
## T3 0.3933333 0.01527525 3 0.3683500 0.4183167 0.38 0.41 0.385 0.39 0.400
## T4 0.2766667 0.01527525 3 0.2516833 0.3016500 0.26 0.29 0.270 0.28 0.285
## T5 0.5500000 0.01000000 3 0.5250167 0.5749833 0.54 0.56 0.545 0.55 0.555
## T6 0.4200000 0.02000000 3 0.3950167 0.4449833 0.40 0.44 0.410 0.42 0.430
## T7 0.5300000 0.02645751 3 0.5050167 0.5549833 0.50 0.55 0.520 0.54 0.545
## T8 0.3666667 0.01154701 3 0.3416833 0.3916500 0.36 0.38 0.360 0.36 0.370
##
## $comparison
## NULL
##
## $groups
##           rc groups
## T1 0.7566667      a
## T5 0.5500000      b
## T7 0.5300000      b
## T2 0.4800000      c
## T6 0.4200000      d
## T3 0.3933333     de
## T8 0.3666667      e
## T4 0.2766667      f

```

Phụ lục 9. Số liệu đầu vào mô hình Tobit

STT	Kim loại nặng	Cải xanh			Xà lách			Mồng tơi		
		X1_Nuoc	X2_Dat	Y_trongrau	X1_Nuoc	X2_Dat	Y_trongrau	X1_Nuoc	X2_Dat	Y_trongrau
1	Cu	0	22,45	5,55	0	22,45	5,42	0	23,13	4,71
2	Cu	0,2	28,15	6,39	0,2	28	6,94	0,2	28,02	5,44
3	Cu	0,5	29,14	8,22	0,5	29,65	8,91	0,5	29,49	6,39
4	Cu	0,8	31,03	10,03	0,8	32,16	10,25	0,8	30,75	8,92
5	Cu	1,6	34,01	12,7	1,6	33,64	13,21	1,6	32,21	10,21
6	Cu	2	35,35	13,63	2	34,22	14,13	2	33,58	11,73
7	Cu	0	23,69	5,32	0	23,69	5,98	0	24,01	4,93
8	Cu	0,2	26,47	6,12	0,2	27,14	6,53	0,2	27,9	5,21
9	Cu	0,5	28,3	8,53	0,5	28,46	8,67	0,5	30,21	6,21
10	Cu	0,8	32,69	9,41	0,8	31,13	9,47	0,8	31,99	8,35
11	Cu	1,6	33,13	12,73	1,6	32,92	13,84	1,6	33,89	9,54
12	Cu	2	34,21	13,19	2	34,65	13,98	2	34,23	11,3
13	Cu	0	24,71	5,84	0	24,71	5,67	0	24,94	4,85
14	Cu	0,2	28,65	6,52	0,2	26,1	6,41	0,2	27,54	5,1
15	Cu	0,5	29,87	8,66	0,5	27,78	8,83	0,5	30	6,74
16	Cu	0,8	31,21	9,42	0,8	30,35	9,79	0,8	32,96	8,61

STT	Kim loại nặng	Cải xanh			Xà lách			Mồng tơi		
		X1_Nuoc	X2_Dat	Y_trongrau	X1_Nuoc	X2_Dat	Y_trongrau	X1_Nuoc	X2_Dat	Y_trongrau
17	Cu	1,6	33,8	12,14	1,6	31,98	13,46	1,6	33,18	10,4
18	Cu	2	35,12	12,8	2	33,42	14,5	2	34,89	11,91
19	Pb	0	1,83	0,12	0	2,11	0,11	0	1,9	0,11
20	Pb	0,1	2,88	0,17	0,1	2,71	0,19	0,1	2,18	0,15
21	Pb	0,5	3,64	0,27	0,5	3,57	0,28	0,5	2,87	0,21
22	Pb	1	4,51	0,41	1	4,12	0,51	1	4,03	0,37
23	Pb	2	4,8	0,73	2	4,59	1,24	2	4,86	0,85
24	Pb	4	5,91	1,13	4	4,75	1,35	4	5,98	1,21
25	Pb	0	1,89	0,13	0	1,83	0,12	0	1,89	0,12
26	Pb	0,1	2,47	0,16	0,1	3,01	0,19	0,1	2,24	0,11
27	Pb	0,5	3,51	0,24	0,5	3,41	0,27	0,5	3,64	0,27
28	Pb	1	4,32	0,51	1	4,89	0,6	1	4,53	0,33
29	Pb	2	4,79	0,89	2	5,21	1,13	2	4,94	0,95
30	Pb	4	5,73	1,01	4	5,03	1,54	4	5,7	1,34
31	Pb	0	1,97	0,12	0	1,85	0,12	0	1,68	0,12
32	Pb	0,1	2,54	0,16	0,1	2,16	0,2	0,1	2,38	0,12
33	Pb	0,5	3,15	0,29	0,5	3,02	0,28	0,5	3,06	0,28
34	Pb	1	4,11	0,43	1	4	0,53	1	4,59	0,38
35	Pb	2	4,82	0,76	2	4,85	1	2	4,79	0,91

STT	Kim loại nặng	Cải xanh			Xà lách			Mồng tơi		
		X1_Nuoc	X2_Dat	Y_trongrau	X1_Nuoc	X2_Dat	Y_trongrau	X1_Nuoc	X2_Dat	Y_trongrau
36	Pb	4	5,54	1,21	4	5,12	1,41	4	5,67	1,26
37	Cd	0	0,02	0	0	0,02	0	0	0,02	0
38	Cd	0,01	0,03	0,04	0,01	0,03	0,04	0,01	0,03	0,02
39	Cd	0,05	0,09	0,08	0,05	0,1	0,11	0,05	0,29	0,09
40	Cd	0,1	0,23	0,15	0,1	0,4	0,17	0,1	0,41	0,14
41	Cd	0,5	0,84	0,71	0,5	0,9	0,69	0,5	1,28	0,59
42	Cd	1	1,08	1,11	1	1,2	0,92	1	1,75	0,9
43	Cd	0	0,01	0,01	0	0,01	0,01	0	0,02	0
44	Cd	0,01	0,03	0,05	0,01	0,04	0,05	0,01	0,04	0,03
45	Cd	0,05	0,16	0,09	0,05	0,3	0,11	0,05	0,21	0,08
46	Cd	0,1	0,24	0,16	0,1	0,42	0,16	0,1	0,43	0,15
47	Cd	0,5	1,02	0,63	0,5	1,03	0,76	0,5	1,36	0,5
48	Cd	1	1,03	0,96	1	1,32	0,86	1	1,71	1,03
49	Cd	0	0,01	0	0	0,02	0	0	0,01	0
50	Cd	0,01	0,03	0,04	0,01	0,34	0,05	0,01	0,04	0,03
51	Cd	0,05	0,12	0,09	0,05	0,18	0,11	0,05	0,25	0,08
52	Cd	0,1	0,24	0,16	0,1	0,3	0,17	0,1	0,42	0,15
53	Cd	0,5	0,9	0,62	0,5	0,19	0,62	0,5	1,31	0,56
54	Cd	1	1,11	0,82	1	1,32	1,11	1	1,7	0,97

Phụ lục 10. Biện pháp chăm sóc rau thí nghiệm

1. Bón phân

Sử dụng theo quy trình khuyến cáo của Sở Nông nghiệp và Phát triển Nông thôn Hà Nội

a. Cải xanh

+ Lượng bón theo quy trình khuyến cáo cho 1 ha: 70kg N + 35kg P_2O_5 + 55kg K_2O .

+ Cách bón:

Bón lót: 100% P_2O_5

Bón thúc lần 1 (sau gieo 7-10 ngày): 50% N + 50% K_2O .

Bón thúc lần 2 (sau gieo 12-15 ngày): 50% N + 50% K_2O .

b. Xà lách

+ Lượng bón theo quy trình khuyến cáo cho 1 ha: 40kg N + 35kg P_2O_5 + 40kg K_2O .

+ Cách bón:

Bón lót: 100% P_2O_5 + 30% K_2O

Bón thúc lần 1 (khi cây có 3-4 lá): 50% N + 35 % K_2O .

Bón thúc lần 2 (khi cây có 7-8 lá): 50% N + 35% K_2O .

c. Mồng tơi

+ Lượng bón theo quy trình khuyến cáo cho 1 ha: 70kg N + 50kg P_2O_5 + 70kg K_2O .

+ Cách bón:

Bón lót: 100% P_2O_5 + 20% K_2O

Bón thúc lần 1 (sau gieo 15 ngày): 50%N + 40 % K_2O .

Bón thúc lần 2 (sau gieo 30 ngày): 50%N + 40% K_2O .

2. Chăm sóc và phòng trừ sâu bệnh

Khu vực rau thí nghiệm thường xuyên được giữ sạch cỏ dại và hoàn toàn không sử dụng thuốc BVTV cho rau trong quá trình thí nghiệm. Cỏ dại và sâu hại được loại bỏ bằng biện pháp thủ công (nhổ, bắt).

Phụ lục 11. Một số hình ảnh thí nghiệm



Hình 1. Khu vực bố trí thí nghiệm nhà lưới



Hình 2. Lắp đặt hệ thống tưới nhỏ giọt



Hình 3. Dây tưới nhỏ giọt



Hình 4. Chậu sử dụng trong thí nghiệm 1



Hình 5. Chậu sử dụng trong thí nghiệm 3



Hình 6. Theo dõi sinh trưởng của rau



Hình 7. Thu hoạch rau



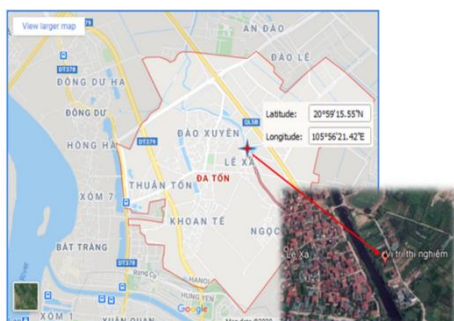
Hình 8. Mẫu rau trước khi sấy khô



Hình 9. Lấy mẫu đất sau khi thu hoạch rau



Hình 10. Phân tích mẫu tại phòng thí nghiệm



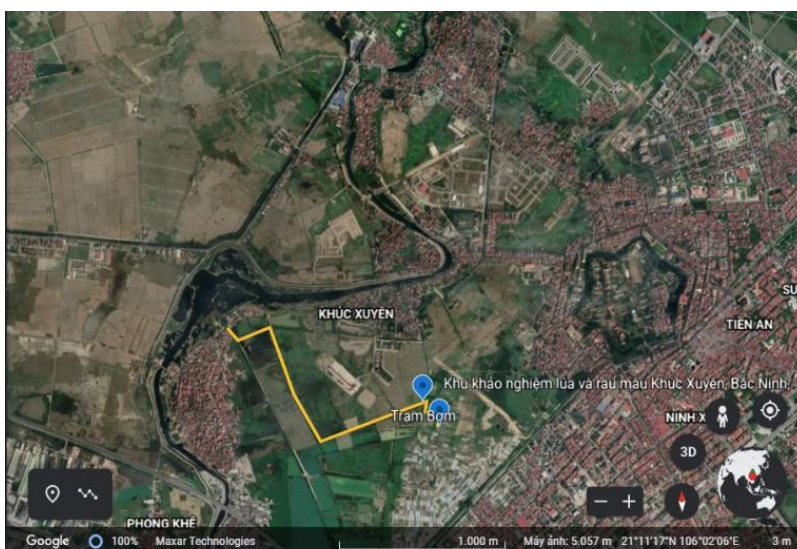
Hình 11. Vị trí khu vực thí nghiệm đồng ruộng tại Đa Tốn



Hình 12. Chuẩn bị đất trồng khu thí nghiệm đồng ruộng



Hình 13. Thí nghiệm đồng ruộng tại Đa Tốn



Hình 14. Khu vực khảo sát mẫu rau sử dụng nước tưới từ HTTL Bắc Đuống