

ĐỘNG THÁI KHỬ SẮT TRÊN ĐẤT PHÈN TRỒNG LÚA Ở ĐỒNG BẰNG SÔNG CỬU LONG

Trương Minh Ngọc¹, Võ Đình Quang¹

¹ Viện Ứng dụng Công nghệ

Liên hệ tác giả: Trương Minh Ngọc - Viện Ứng dụng Công nghệ - 366a Trường Chinh, P. 13, Q. Tân Bình, TP. HCM

Mail: minhngoc201182@yahoo.com; Điện thoại: 0903.974.006

TÓM TẮT

Nghiên cứu được thực hiện nhằm đánh giá mức độ khử sắt trong đất phèn trồng lúa vùng Đồng bằng Sông Cửu Long làm cơ sở đề xuất các giải pháp canh tác giúp giảm thiểu tác hại của độc chất sắt đối với năng suất lúa. Đất tầng mặt 0 - 15 cm của 20 mẫu đất phèn, được thu, phơi khô và nghiền qua rây 2 mm, sau đó ủ yếm khí trong điều kiện ngập nước. Định kỳ 1, 7, 14, 21, 28, 35, 42 và 49 ngày lấy mẫu dung dịch đất cho phân tích Eh, pH và Fe²⁺ hòa tan. Kết quả cho thấy sau 1 ngày ngập nước Eh đất vẫn ở mức oxy hóa, nồng độ Fe²⁺ ở hầu hết các mẫu đất dưới ngưỡng 300 ppm gây độc. Bước sang ngày thứ 7 ngập nước đã có 17/20 mẫu đất nghiên cứu chuyển sang vùng Eh khử và từ ngày 14 ngập nước thì hầu hết các mẫu đất có Eh ở trạng thái khử sâu. Song song với quá trình khử, pH đất tăng mạnh và đạt từ trung tính tới kiềm. Tốc độ tăng nồng độ Fe²⁺ mạnh nhất ở trong giai đoạn sau 1 ngày ngập nước đến 7 ngày ngập nước và sau đó nồng độ Fe²⁺ tuy vẫn tăng nhưng có tốc độ tăng giảm dần. Nồng độ Fe²⁺ cực đại trong các mẫu đất dao động trong khoảng 196 - 3087 ppm, trong đó có 18/20 mẫu có nồng độ Fe²⁺ vượt ngưỡng 300 ppm gây độc cho lúa và có 12/20 mẫu có nồng độ Fe²⁺ vượt 1000 ppm có tiềm năng gây ảnh hưởng mạnh đến năng suất lúa. Thời điểm đạt nồng độ Fe²⁺ cực đại chủ yếu dao động trong giai đoạn 14 - 42 ngày sau ngập nước.

Từ khoá: Khử sắt, đất phèn, Đồng bằng Sông Cửu Long

1. ĐẶT VẤN ĐỀ

Trong đất phèn, độc chất sắt và nhôm thường được xem là 2 yếu tố hạn chế đối với năng suất cây trồng, sự gia tăng pH do quá trình khử khi đất phèn ngập nước có thể hạn chế được ngộ độc nhôm nhưng lại gây nên hiện tượng ngộ độc sắt. Các dạng sắt chủ yếu trong đất phèn gồm goethite (α -FeOOH), ferrihydrite (Fe₂O₃.nH₂O), lepidocrocite (α -FeOOH), maghemite (β -Fe₂O₃) (Cornell và Schwertmann, 1996). Quá trình khử sắt khi đất phèn ngập nước phụ thuộc rất nhiều vào các điều kiện oxy hóa khử, nhiệt độ môi trường (Quang và Dufey, 1995), pH, hàm lượng hữu cơ (Bremen, 1975). Với đặc điểm tích lũy nhiều lưu huỳnh và oxit sắt, có tầng chắn đoán sulphuric và pH < 3,5, độc chất sắt trong đất phèn ngập nước là một trong những yếu tố hạn chế năng suất quan trọng đối với lúa (Dent, 1986; Quang và Dufey, 1995). Tình trạng ngộ độc sắt trong đất phèn trồng lúa luôn gắn với quá trình khử sắt và nồng độ Fe²⁺ hòa tan, việc giải phóng lượng lớn ion Fe²⁺ hòa tan vào dung dịch đất trong điều kiện khử có thể ảnh hưởng mạnh đến sự sinh trưởng của cây lúa. Khi đó, rễ lúa có thể hút thu một lượng Fe²⁺ vượt quá nhu cầu của cây; và sau khi được vận chuyển lên lá, ion Fe²⁺ làm sản sinh các gốc oxy tự do gây độc, phá vỡ cấu trúc của tế bào, gây rối loạn quá trình trao đổi chất trong cây (Becker và Asch, 2005). Độ nhạy cảm của cây lúa đối với độc sắt rất khác nhau tùy theo mức độ và thời điểm xuất hiện nồng độ Fe²⁺ cao trong dung dịch đất. Nồng độ sắt cao ở thời kỳ cây con có thể gây ảnh hưởng nghiêm trọng đến năng suất đến mức khó hồi phục (Abraham và Pandey, 1989; Singh và Chaudhari, 1992). Nồng độ Fe²⁺ cao tại thời kỳ đẻ

nhánh làm đồng có thể làm giảm tỷ lệ số bông hữu hiệu và tăng tỷ lệ lép (Quang et al., 1996). Cây lúa bị ngộ độc sắt thường có năng suất trung bình giảm từ 13 - 30% và trong nhiều trường hợp năng suất lúa có thể giảm 100% (Becker và Asch, 2005; Sahrawat, 2004). Việc tìm hiểu động thái khử sắt và xác định thời điểm cực trọng của khử sắt trong đất phèn sẽ cho phép đánh giá được tình trạng độc sắt, lựa chọn các giải pháp và thời điểm áp dụng giải pháp canh tác, bố trí thời vụ để tránh tác hại của độc sắt một cách hiệu quả trên đất phèn trồng lúa vùng Đồng bằng Sông Cửu Long.

2. VẬT LIỆU VÀ PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

2.1. Vật liệu nghiên cứu

Dựa trên bản đồ đất và bản đồ hiện trạng sử dụng đất của ĐBSCL kết hợp với ý kiến của chuyên gia (Phân Viện Quy hoạch Thiết kế Nông nghiệp Miền Nam), nghiên cứu đã chọn 20 điểm đất phèn trồng lúa 3 vụ/năm có mức độ biểu hiện ngộ độc sắt khác nhau từ nhiều vụ trước thuộc 2 tỉnh Long An và Tiền Giang đại diện cho vùng phèn Đồng bằng sông Cửu Long để tiến hành lấy mẫu đất nghiên cứu. Tại 20 điểm đã chọn, tiến hành lấy mẫu đất tầng mặt 0 - 15 cm theo phương pháp của Nguyễn Minh Đông (2016), mẫu đất được lấy vào tháng 10/2017. Một số tính chất đất cơ bản trước thí nghiệm được trình bày trong Bảng 1.

Bảng 1. Một số tính chất cơ bản của 20 mẫu đất nghiên cứu

TT mẫu đất	Ký hiệu đất/Loại đất	pH _{H2O}	pH _{KCl}	Chất hữu cơ	N tổng số	P dễ tiêu	K trao đổi
				% HC	% N	mg P/kg	meq/100 g
Mẫu đất 01	Sj1pg/1	3,63	3,35	12,99	0,31	9,59	0,26
Mẫu đất 02	Sj1pg/1	3,94	3,55	10,96	0,34	9,30	0,17
Mẫu đất 03	Sp1h	3,91	3,54	13,01	0,30	8,39	0,22
Mẫu đất 04	Sj1ph	3,62	3,41	9,97	0,30	16,47	0,37
Mẫu đất 05	Sj1pg/1	3,77	3,40	8,16	0,30	22,49	0,48
Mẫu đất 06	Sp2	4,40	3,80	12,24	0,43	42,44	0,27
Mẫu đất 07	Sp1hg/1	3,69	3,42	19,04	0,45	19,33	0,20
Mẫu đất 08	Sp1hg/1	4,11	3,72	11,62	0,36	31,32	0,42
Mẫu đất 09	Sp1	3,75	3,42	11,23	0,29	10,21	0,21
Mẫu đất 10	Sp2	3,89	3,55	14,74	0,47	82,90	0,27
Mẫu đất 11	Sp1	3,75	3,47	15,69	0,40	6,61	0,55
Mẫu đất 12	Sp1	3,81	3,48	16,04	0,38	8,48	0,18
Mẫu đất 13	Sj1	4,09	3,47	12,05	0,29	2,05	0,19
Mẫu đất 14	Sp2	3,40	3,23	15,45	0,43	9,10	0,42
Mẫu đất 15	Sp2	4,35	3,66	6,91	0,31	17,58	0,41
Mẫu đất 16	Sp2	3,96	3,67	13,94	0,52	18,51	0,19
Mẫu đất 17	Sp2	3,76	3,48	17,06	0,50	6,99	0,17
Mẫu đất 18	Sj1pg/1	3,80	3,51	12,58	0,42	15,76	0,33
Mẫu đất 19	Sj1pg/1	3,71	3,45	15,90	0,53	15,44	0,24
Mẫu đất 20	Sj1pg/1	3,80	3,47	12,29	0,30	17,52	0,25

2.2. Phương pháp nghiên cứu

Mẫu đất sau khi phơi trong ở nhiệt độ phòng được loại bỏ xác bã thực vật, nghiền qua rây 2 mm sau đó được ủ trong điều kiện ngập nước trong các cột trụ thủy tinh chuyên dùng tối

màu có trang bị hệ thống chiết mẫu dung dịch ở đáy (Hình 1). Tỷ lệ đất/nước là 300g đất/650 ml nước cất, định kỳ 1, 7, 14, 21, 28, 35, 42 và 49 ngày tiến hành trích mẫu dung dịch đất để phân tích. Thí nghiệm được thực hiện trong phòng ở điều kiện nhiệt độ 28°C, để hạn chế quá trình tái oxy hóa Fe^{2+} và oxy xâm nhập làm ảnh hưởng đến Eh, ngay khi chiết mẫu dung dịch được đẩy hết O_2 bằng khí nitơ (N_2) và đo Eh, Fe^{2+} , pH ngay lập tức, sau khi đo xong lượng dịch được đổ trả lại bình ủ và bù thêm lượng nước cất được xục khí N_2 bằng với lượng nước đã lấy đi để phân tích Fe^{2+} . Nồng độ Fe^{2+} trong dung dịch đất được xác định bằng quang phổ kế với thuốc thử O-phenanthroline đặc trưng cho Fe^{2+} tại bước sóng 510 nm (Mehra and Jackson, 1960), pH và Eh được đo bằng pH meter. Giá trị Eh sau khi đo được cộng thêm 200 mV hiệu chỉnh.



Hình 1: Bình và kệ chuyên dụng ủ đất thí nghiệm

Số liệu được xử lý và vẽ đồ thị bằng phần mềm Excel 2010.

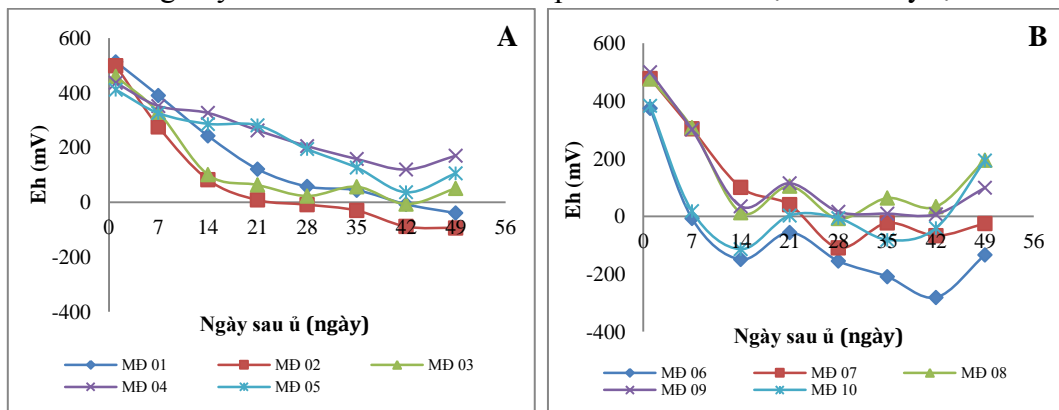
2.3. Thời gian và địa điểm nghiên cứu

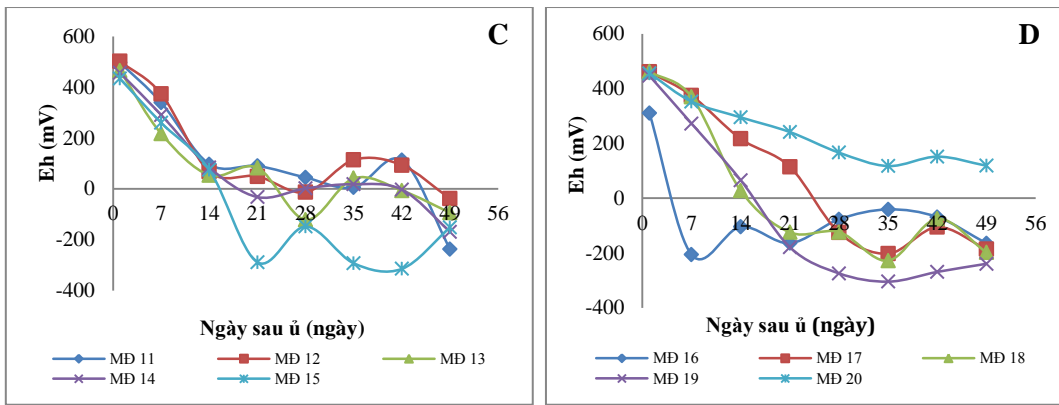
Nghiên cứu được thực hiện từ tháng 2 năm 2018 đến tháng 12 năm 2018 tại Chi nhánh Viện Ứng dụng Công nghệ tại TP. HCM

3. KẾT QUẢ NGHIÊN CỨU VÀ THẢO LUẬN

3.1. Sự thay đổi điện thế oxy hóa khử Eh và pH của các mẫu đất phèn thử nghiệm

Diễn biến thế năng oxy hoá khử của 20 mẫu đất phèn ĐBSCL được trình bày tại hình 2.

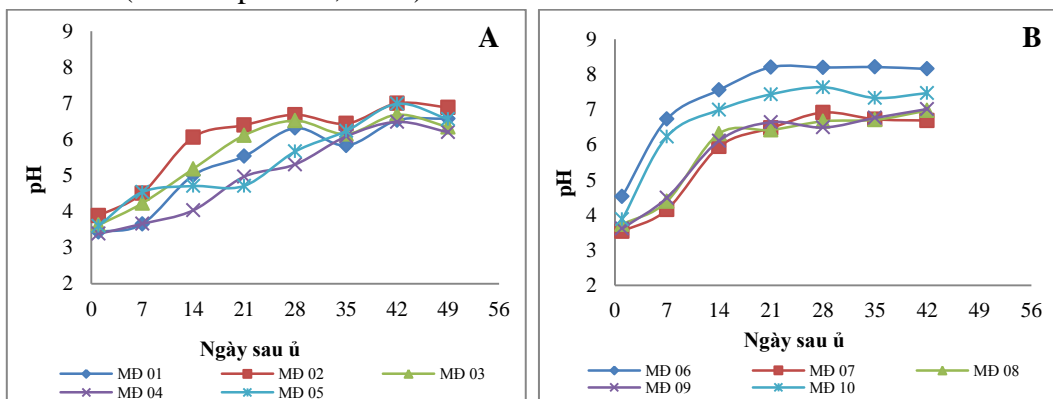


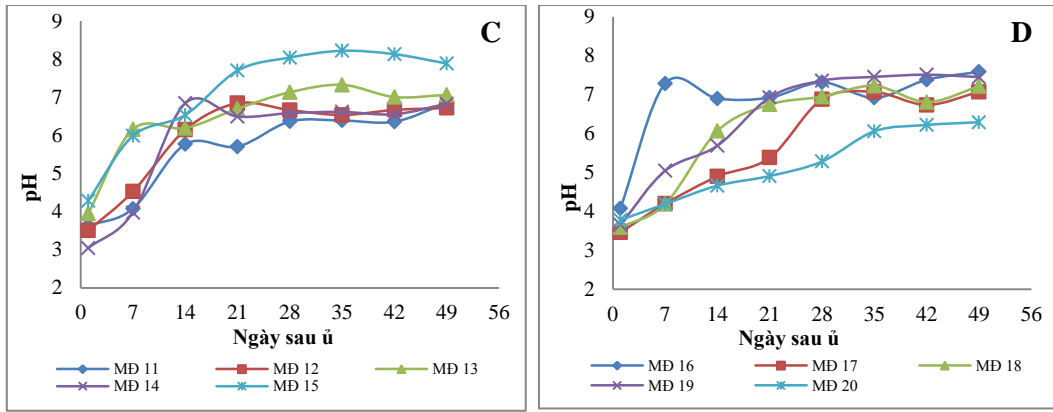


Hình 2: A. Diễn biến thế năng oxy hóa khử (Eh) của mẫu đất 01, 02, 03, 04 và 05. B. Diễn biến thế năng oxy hóa khử (Eh) của mẫu đất 06, 07, 08, 09 và 10. C. Diễn biến thế năng oxy hóa khử (Eh) của mẫu đất 11, 12, 13, 14 và 15. D. Diễn biến thế năng oxy hóa khử (Eh) của mẫu đất 16, 17, 18, 19 và 20

Điện thế năng oxy hóa khử (Eh) và pH là 2 chỉ tiêu quan trọng trong việc đánh giá tình trạng oxy hóa khử trong đất ngập nước, sự thay đổi Eh và pH đất trong quá trình ngập nước ảnh hưởng đến sự ổn định và độ hòa tan của các hợp chất (Satawathananont et al., 1991). Theo Sahrawat (2004), đất có Eh từ +400 đến +200 mV nằm trong trạng thái khử nhẹ, đất từ 100 mV đến -100 mV được xếp vào tình trạng khử hoàn toàn và từ -100 mV đến -300 mV thuộc tình trạng khử sâu. Phần lớn nghiên cứu cho rằng ranh giới < 350 mV là ranh giới chuyển sang trạng thái khử (Pezenski và DeLaune, 2012; Ponnampereuma, 1967; Chesworth, 2004). Kết quả đo Eh và pH trong 20 mẫu đất trong hình 2 và hình 3 cho thấy quá trình ngập nước đã làm thay đổi nhanh chóng tình trạng khử của các nhóm đất nghiên cứu. Tại thời điểm 1 ngày sau khi ngập nước Eh đất giao động trong khoảng 311- 513 mV, thì tại thời điểm này Eh nằm 19/20 mẫu đất nghiên cứu có Eh nằm trong vùng oxy hóa, quá trình khử sắt xảy ra hầu như không đáng kể. Eh giảm mạnh trong giai đoạn 7-28 ngày ngập nước ở hầu hết các mẫu đất. Trong đó, tại thời điểm 7 ngày ngập nước Eh giao động trong khoảng -206 đến - 390 mV, có 17/20 mẫu đất có Eh chuyển sang vùng khử (Eh < 350 mV). Tại thời điểm 14 ngày sau ngập nước, có 14/20 mẫu đất có Eh nằm trong vùng khử sâu và Eh ở phần lớn các mẫu đất giữ ở mức thấp cho đến cuối kỳ ngập nước 49 ngày.

Song song với sự suy giảm mạnh Eh, kết quả cũng cho thấy sự gia tăng mạnh mẽ pH trong tất cả các mẫu đất theo thời gian ngập nước, trong đó có 4/20 mẫu đất đạt pH > 6 từ ngày thứ 7 ngập nước, 9/20 mẫu có pH > 6 từ ngày 14 ngày ngập nước và 100% mẫu đạt pH > 6 từ 35 ngày ngập nước. Thậm chí có mẫu pH đạt 8,2. Sự gia tăng pH trong quá trình ngập nước được giải thích là do quá trình khử các oxit mangan và đặc biệt là oxyhydroxit sắt đã tiêu thụ các ion H⁺ (Ponnampereuma, 1972).

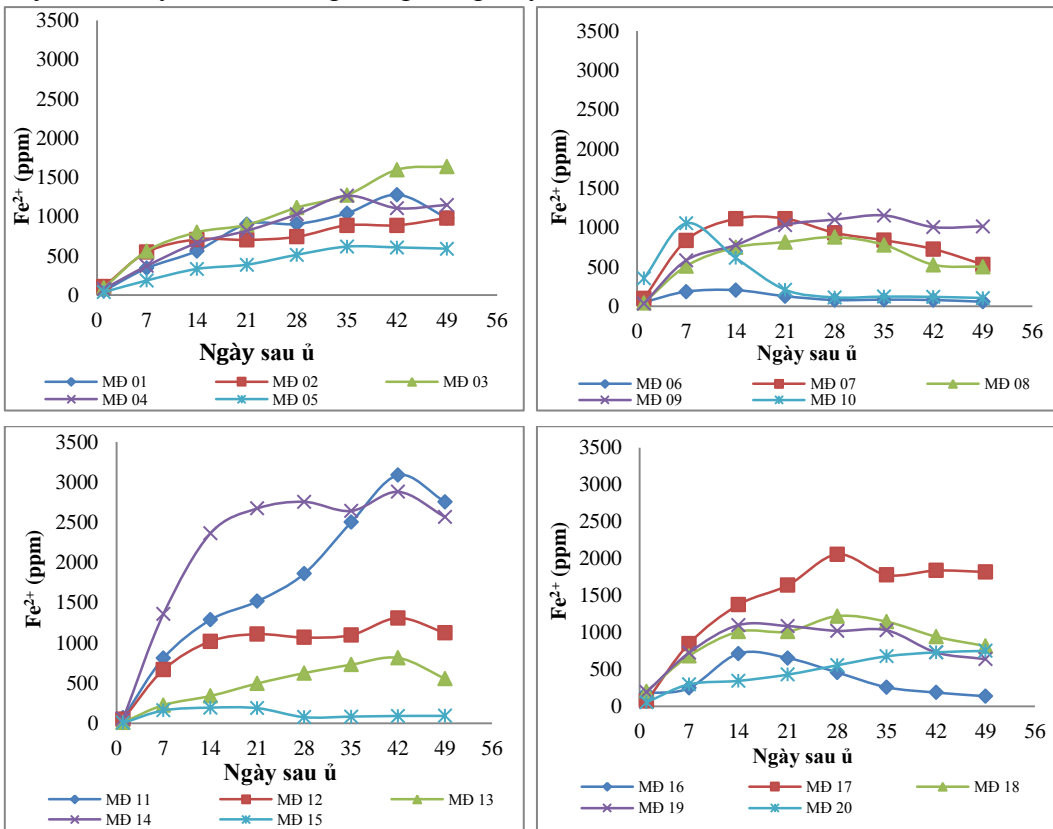




Hình 3: A. Diễn biến pH của mẫu đất số 01, 02, 03, 04 và 05. B. Diễn biến pH của mẫu đất số 06, 07, 08, 09 và 10. C. Diễn biến pH của mẫu đất số 11, 12, 13, 14 và 15. D. Diễn biến pH của mẫu đất số 16, 17, 18, 19 và 20.

3.2. Diễn biến nồng độ ion Fe^{2+} hòa tan của các mẫu đất phèn

Kết quả nghiên cứu động thái khử sắt trong 20 mẫu đất phèn ĐBSCL trình bày trong hình 4 cho thấy mức độ khử sắt khi ngập nước rất khác nhau về cường độ giữa các nhóm đất. Tại thời điểm 1 ngày sau khi ngập nước nồng độ Fe^{2+} hòa tan trong dung dịch đất giao động trong khoảng 12- 353 ppm với giá trị trung bình 92 ppm, chỉ có duy nhất 1 mẫu số 10 có nồng độ Fe^{2+} đạt ngưỡng được cho là gây độc 300 ppm (Ottow at al., 1983; 1993). Hầu hết các mẫu còn lại đạt có nồng độ dưới 200 ppm, với ngưỡng này thì được cho là chưa có khả năng gây độc đối với lúa. Kết quả này cũng khá phù hợp với kết quả đo Eh và pH trên đây. Tại thời điểm này đất chủ yếu nằm trong vùng vùng oxy hóa hoặc khử nhẹ.



Hình 4: A. Diễn biến nồng độ Fe^{2+} của mẫu đất số 01, 02, 03, 04 và 05. B. Diễn biến nồng độ Fe^{2+} của mẫu đất số 06, 07, 08, 09 và 10. C. Diễn biến nồng độ Fe^{2+} của mẫu đất số 11, 12, 13, 14 và 15. D. Diễn biến nồng độ Fe^{2+} của mẫu đất số 16, 17, 18, 19 và 20.

Từ ngày thứ 7 ngập nước, song song với sự tụt giảm Eh, nồng độ Fe^{2+} có xu hướng tăng mạnh, nồng độ Fe^{2+} tại thời điểm này giao động trong khoảng 161-1053 ppm, có 13/20 mẫu đất nghiên cứu có nồng độ Fe^{2+} hòa tan đạt trên ngưỡng 300 ppm, thậm chí có một số mẫu có nồng độ Fe^{2+} đạt trên 1000 ppm vượt xa ngưỡng có thể gây độc sắt cho lúa và ảnh hưởng đến năng suất bắt đầu.

Loại trừ mẫu số 06 và mẫu 15 có nồng độ Fe^{2+} khá thấp trong suốt thời gian ngập nước, tất cả các mẫu còn lại đều có nồng độ Fe^{2+} vượt ngưỡng 300 ppm từ ngày 14 ngập nước. Đặc biệt, mẫu 14 có nồng độ Fe^{2+} đạt trên 2000 ppm từ ngày 14 ngập nước và duy trì trên 2500 ppm cho đến cuối kỳ ngập nước.

Bên cạnh sự gia tăng nhanh chóng nồng độ Fe^{2+} sau khi ngập nước, nghiên cứu cũng cho thấy một sự suy giảm nồng độ Fe^{2+} ở nhiều mẫu đất sau một thời gian ngập nước. Theo Ponnampuruma (1972), khi pH tăng trên 6,0 một phần Fe^{2+} có khả năng tái kết tủa dưới dạng ferrosferic hydroxit ($Fe_3(OH)_8$).

Bảng 2. Thời điểm và nồng độ Fe^{2+} max của 20 mẫu đất phèn ĐBSCL

Tên mẫu	Nồng độ Fe^{2+} max (ppm)	Thời điểm đạt Fe^{2+} max (ngày)
Mẫu đất 01	1043	35
Mẫu đất 02	981	49
Mẫu đất 03	1636	49
Mẫu đất 04	1265	35
Mẫu đất 05	617	35
Mẫu đất 06	203	14
Mẫu đất 07	1114	21
Mẫu đất 08	878	28
Mẫu đất 09	1154	35
Mẫu đất 10	1053	7
Mẫu đất 11	3087	42
Mẫu đất 12	1310	42
Mẫu đất 13	814	42
Mẫu đất 14	2879	42
Mẫu đất 15	196	14
Mẫu đất 16	715	14
Mẫu đất 17	2056	28
Mẫu đất 18	1221	28
Mẫu đất 19	1099	14
Mẫu đất 20	751	49

Kết quả thống kê nồng độ Fe^{2+} cực đại (Fe^{2+} max) cao nhất quan sát được và thời điểm xuất hiện Fe^{2+} max trình bày trong bảng 2 cho thấy thời điểm nồng độ Fe^{2+} cực đại của các mẫu đất giao động trong khoảng 7 - 49 ngày sau khi ngập nước trong đó chủ yếu tập trung ở giai đoạn 14 - 42 ngày (17/20 mẫu). Nồng độ Fe^{2+} cực đại giao động trong khoảng 196 - 3086 ppm, có 12/20 mẫu có nồng độ Fe^{2+} hòa tan cực đại đạt trên 1000 ppm. Kết quả này nói lên rằng độc sắt đối với lúa có thể đe dọa năng suất lúa trên đất phèn rất sớm và rất cần áp dụng các biện pháp kỹ thuật chống ngộ độc sắt cho lúa ngay từ đầu vụ lúa. Giai đoạn cây con, lúa đẻ nhánh và làm đồng cây dễ mẫn cảm nhất, ở giai đoạn cây non nếu lúa bị ngộ độc sắt cây

kém phát triển, còi cọc, đẻ nhánh kém (Abraham và Pandey, 1989), ở giai đoạn đẻ nhánh và làm đòng lúa bị ngộ độc sắt sẽ trở kém, quá trình thụ phấn giảm và năng suất lúa giảm nghiêm trọng (Singh và Chaudhari, 1992).

4. KẾT LUẬN

Quá trình ngập nước đã làm thay đổi mạng tính chất lý hóa trong đất phèn Đồng bằng Sông Cửu Long. Song song với quá trình ngập nước Eh giảm mạnh, pH tăng cao đạt trung tính và thậm chí có mẫu đạt pH kiềm.

Sau một ngày đầu ngập nước hầu hết các mẫu đất vẫn ở trong trạng thái oxy hóa, bước sang ngày thứ 7 ngập nước đã có 17/20 mẫu đất nghiên cứu chuyển sang vùng Eh khử và từ ngày 14 ngập nước thì hầu hết các mẫu đất có Eh ở trạng thái khử sâu. Song song với quá trình khử, pH đất tăng mạnh và đạt từ trung tính tới kiềm.

Tốc độ tăng nồng độ Fe^{2+} mạnh nhất ở trong giai đoạn 1 đến 7 ngày ngập nước và sau đó nồng độ Fe^{2+} tuy vẫn tăng nhưng có tốc độ tăng giảm dần do xuất hiện quá trình tái kết tủa ferrosferic hydroxite. Nồng độ Fe^{2+} cực đại trong các mẫu đất giao động trong khoảng 196 - 3087 ppm, trong đó có 18/20 mẫu có nồng độ Fe^{2+} vượt ngưỡng 300 ppm gây độc cho lúa và có 12/20 mẫu có nồng độ Fe^{2+} vượt 1000 ppm có tiềm năng gây ảnh hưởng mạnh đến năng suất lúa. Thời điểm đạt nồng độ Fe^{2+} cực đại chủ yếu giao động trong giai đoạn 14 - 42 ngày sau ngập nước.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

- [1] Nguyễn Mỹ Hoa, Ngô Ngọc Hưng, Tất Anh Thư và Nguyễn Minh Đông., 2016. Giáo trình thực tập phi nhiều đất. *Nhà xuất bản Đại học Cần Thơ*, trang 64 – 67.
- [2] Abraham M.J. and Pandey D.K., 1989. Performance of selected varieties and advance generation genotypes in rainfed lowland iron toxic soil. *International Rice Research Newsletter*, 14:21.
- [3] Becker M. and Asch F., 2005. Iron toxicity in rice-conditions and management concepts. *Journal Plant Nutrition Soil Science* 168:558–573.
- [4] Bremen V.N., 1975. Soil forming processes in acid sulphate soils. *Wageningen, The Netherlands*, pp. 66-130.
- [5] Cornell R.M. and U. Schwertmann., 1996. The Iron Oxides. *VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim*.
- [6] Chesworth W., 2004. Redox, soil and carbon sequestration. *Edafologia* 11:37–43
- [7] David Dent., 1986. Acid sulphate soils: a baseline for research and development. *International Institute for Land Reclamation and Improvement/ILRI P.O. Box 45,6700 AA Wageningen, The Netherlands*, 1986.
- [8] Mehra O.P., and Jackson M.L., 1960. Iron oxide removal from soils and clays by a dithionite-citrate system buffered with sodium bicarbonate. In Ada Swineford (ed.) Clay and Clay Mineral. *Proceeding 7th Natural. Conference, Washington D.C., 1958. Pergamon Press, New York*
- [9] Ottow J.C.G., Benckiser G., Watanabe I. and Santiago S., 1983. Multiple nutritional soil stress as the prerequisite for iron toxicity of wetland rice (*Oryza sativa L.*). *Tropical Agriculture*, 102 – 106.

- [10] Ottow J.C.G., Prade K., Bertenbreiter W. and Jacq V.A., 1993. Iron toxicity mechanisms of flooded rice (*Oryza sativa L.*) in Senegal and Indonesia. *Bas-Fonds, et Riziculture.*, Ed. M. Raunet, pp. 231–241.
- [11] Ponnamparuma F.N., 1972. The chemistry of submerged soils. *Advances in Agronomy*, vol. 24: 29-96
- [12] Ponnamparuma F.N., 1967. A theoretical study of aqueous carbonate equilibria. *Soil of Science*, 103: 90-100.
- [13] Quang V.D. and Dufey J.E., 1995. Effect of temperature and flooding duration on phosphate sorption in an acid sulphate soil from Vietnam. *European Journal of Soil Science*, (46): 641-647.
- [14] Quang V.D., Tang V.H. and T.E. Dufey J.E., 1996. Combined effects of aluminium, iron and phosphorus on ion uptake and yield of rice plants (*Oryza sativa L.*) in nutrient solution. *Agronomie*, 16 (3): 175-186.
- [15] S. R. Pezeshki and R. D. DeLaune., 2012. Soil Oxidation-Reduction in Wetlands and Its Impact on Plant Functioning. *Biology (Basel)*, 1 (2): 196-221.
- [16] Satawathananont, W.H. Patrick and P.A. Moore., 1991. Effect of controlled redox conditions on metal solubility in acid sulphate soil. *Plant and Soil*, 133: 281-290.
- [17] Sahrawat K.L., 2004. Iron toxicity in wetland rice and role of other nutrients. *Journal of plant nutrition*, 1471-1504.
- [18] Singh A.L. and Chaudhari V., 1992. Enzymatic studies in relation to micronutrient deficiencies and toxicities in groundnut. *Plant Physiology and Biochemistry* 19, 107-109.

DYNAMIC OF IRON REDUCTION IN ACID SULFATE SOILS SUBJECTED TO RICE CULTIVATION IN THE MEKONG DELTA REGION

Truong Minh Ngoc, Vo Dinh Quang

Summary

Ferrous toxicity is one of the most important factors limiting rice yield on acid sulphate soils. The study was conducted to evaluate the dynamic of iron reduction in acid sulphate soils in the Mekong Delta as a basis for proposing farming solutions that minimize the harmful effects of ferrous toxicity on rice yield. Samples from 0-15 cm layer collected from 20 sites of acid sulphate soils from the Mekong Delta were dried and ground then incubated in submerged conditions. Periodically 1, 7, 14, 21, 28, 35, 42 and 49 days after submersion the soil solution was collected to analysed Eh, pH and Fe²⁺ concentration. The results showed that after 1 day of submersion, soil Eh was still in the oxidized condition, Fe²⁺ concentration in most soil samples below of the 300 ppm toxic level for rice. From the 7th day of submersion, Eh of 17/20 soil samples was transferred to reduction range and from the 14th day of submersion, most of the soil samples had Eh in deep reduction state. In parallel with the reduction process, soil pH increases sharply and reaches from neutral to alkaline. The growth rate of Fe²⁺ concentration was strongest in the period after 1 day of flooding to 7 days of submersion and then Fe²⁺ concentration still increased but the speed rate was decreased gradually. The maximum Fe²⁺ concentration in soil samples varied in the range of 196 - 3087 ppm, of which 18/20 samples with Fe²⁺ concentration exceed the 300 ppm toxic level to rice and 12/20 samples have Fe²⁺ concentration exceeding 1000 ppm has the potential to drastically affect rice yield. The time of reaching maximum Fe²⁺ concentration mainly fluctuates in the period of 14 - 42 days after submersion.

Keywords: Iron reduction, acid sulfate soils, Mekong Delta.