

## تأثیر شرایط ماندابی بر روند تغییرات شیمیایی و الکتروشیمیایی در محلول خاک‌های آهکی

علی اسدی کنگرشاهی<sup>1</sup>

استادیار بخش تحقیقات خاک و آب، مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی مازندران، سازمان تحقیقات، آموزش

و ترویج کشاورزی، ساری، ایران؛ kangarshahi@gmail.com

دریافت: 1400/3/12 و پذیرش: 1400/7/4

### چکیده

به طور کلی، باران‌های شدید و سیلاب در برخی از مناطق جهان، اغلب منجر به مانداب شدن کوتاه مدت خاک می‌شود. در سال‌های اخیر، این سیلاب‌ها و شرایط ماندابی در استان‌های شمالی و جنوبی ایران نیز یکی از چالش‌های مهم بوده که به طور مستقیم و غیر مستقیم بر حلالیت و قابلیت استفاده بیشتر عناصر غذایی در خاک تأثیر گذاشته است. برای بررسی اثر پدیده ماندابی، هفت خاک از باغ‌های مناطق مختلف شرق مازندران (قائم‌شهر، ساری و نکا) انتخاب شد و در یک آزمایش گلدانی به مدت 70 روز متوالی تحت شرایط ماندابی پیوسته قرار داده شد. سپس، روند تغییرات پتانسیل اکسایش-کاهش (Eh)، قابلیت هدایت الکتریکی (EC)، pH، غلظت عناصر کلسیم ( $Ca^{2+}$ )، پتاسیم ( $K^+$ )، سدیم ( $Na^+$ ) و آهن ( $Fe^{3+}$  و  $Fe^{2+}$ ) این خاک‌ها در شرایط ماندابی بررسی شد. نتایج نشان داد که میانگین Eh خاک‌ها، دو روز پس از اعمال تنش به حداقل رسید، در روز سوم مقداری افزایش داشت، و سپس مجدداً شروع به کاهش کرد و این روند کاهش تا پایان دوره ادامه داشت به طوری که از 552 میلی ولت در شروع غرقاب به 99- میلی ولت در پایان دوره رسید. میانگین pH محلول خاک در 10 روز پس از مانداب از 7/8 به حدود 6/88 رسید و سپس افزایش یافت و به مقدار نسبتاً پایداری (حدود 7/05) رسید. میانگین EC خاک‌ها نیز با شروع مانداب افزایش یافت و به حدود 2/43 دسی زیمنس بر متر رسید و سپس به 2/13 کاهش یافت و در روز دهم به حداکثر مقدار (حدود 3/09 دسی زیمنس بر متر) رسید و پس از آن به تدریج با روندی کاهش به مقدار نسبتاً پایداری رسید. غلظت کلسیم، پتاسیم و سدیم در محلول خاک پس از اعمال شرایط ماندابی افزایش یافت و در فاصله زمانی دو روز به حداکثر رسید، سپس به تدریج با روندی کاهش به مقدار نسبتاً ثابتی رسید. غلظت آهن در روز اول پس از اعمال شرایط ماندابی حدود 1/95 میلی گرم در لیتر بود و در روز دهم به 6/67 میلی گرم در لیتر افزایش یافت سپس مجدداً کاهش یافت به طوری که در روز بیستم به 4/27 میلی گرم در لیتر رسید و پس از آن به تدریج با روندی افزایشی در پایان دوره به 9/98 میلی گرم در لیتر رسید. بر اساس نتایج این پژوهش و با توجه به روند تغییرات شوری و غلظت عناصر غذایی در محلول خاک، پیشنهاد می‌شود که از مصرف کودهای شیمیایی (خاکی و محلول‌پاشی) پس از رخداد مانداب اجتناب شود. همچنین با توجه به روند تغییرات Eh محلول خاک، تداوم مانداب به بیشتر از 5 روز می‌تواند منجر به شرایط نسبتاً کاهش یافته در خاک و ایجاد خسارت در درختان میوه شود. بنا بر این، خارج کردن آب اضافی در این فاصله زمانی توصیه می‌شود.

واژه‌های کلیدی: پتانسیل اکسایش-کاهش، زمان مانداب، قابلیت هدایت الکتریکی، عناصر غذایی محلول، زهکشی.

<sup>1</sup> نویسنده مسئول، آدرس: بخش تحقیقات خاک و آب، مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی مازندران، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، ساری، ایران.

## مقدمه

به طور کلی تنش مانداب یا غرقاب به زیادی آب در منطقه ریشه گیاهان اطلاق می‌شود به طوری که تهویه را محدود می‌کند و به تدریج شرایط کم هوایی و بی‌هوایی ایجاد خواهد شد. شرایط ماندابی و غرقابی یک تنش فصلی است که موجب تغییرات شیمیایی، بیوشیمیایی و الکتروشیمیایی در محلول خاک می‌شود. باران‌های شدید و سیلاب در برخی از مناطق جهان از جمله کشورهای سواحل مدیترانه، آمریکا، برزیل، چین، ایران و ...، اغلب منجر به مانداب و غرقاب شدن کوتاه مدت خاک می‌شوند (دمینو و همکاران، 2002؛ اسدی کنگرشاهی و اخلاقی امیری، 2008). در سال‌های اخیر، این سیلاب‌ها و تنش‌های مانداب در ایران نیز یکی از چالش‌های مهم در استان‌های شمالی و جنوبی کشور شده (اسدی و همکاران، 1392؛ اسدی کنگرشاهی و اخلاقی امیری، 1397) و تغییرات الکتروشیمیایی و بیوشیمیایی ناشی از غرقاب در این خاک‌ها می‌تواند به طور مستقیم و غیر مستقیم بر حلالیت و قابلیت استفاده عناصر غذایی تأثیر داشته باشد (پارنت و همکاران، 2008؛ سچز و وارتاپتیان، 2007).

با غرقاب شدن خاک، چندین ویژگی فیزیکی و شیمیایی خاک‌ها تحت تأثیر قرار می‌گیرد (کیرک و همکاران، 2003؛ دایت و همکاران، 2004؛ پارنت و همکاران، 2008). یکی از مهمترین تغییرات الکتروشیمیایی، پتانسیل اکسایش و کاهش (Eh) است که در خاک‌های در معرض تنش مانداب، غرقاب و سیلاب می‌تواند تأثیر زیادی بر قابلیت جذب عناصر غذایی، انحلال و رسوب عناصر غذایی و کانی‌ها داشته باشد (منسفیلد، 2004). پتانسیل اکسایش و کاهش یک اندازه‌گیری الکتریکی است که تمایل محلول خاک را برای انتقال الکترون به الکتروود مرجع یا از الکتروود مرجع به محلول خاک نشان می‌دهد. با این اندازه‌گیری می‌توان تخمین زد که آیا خاک هوایی، نیمه هوایی یا بی‌هوایی است و یا این که برخی ترکیبات شیمیایی مانند اکسیدهای

آهن و منگنز به فرم اکسایش یا کاهش هستند. پتانسیل اکسایش و کاهش واقعی بر اساس تعریف ترمودینامیکی، یک واکنش تعادلی است و آن را فقط در شرایط تعادلی می‌توان اندازه‌گیری کرد. لذا در سیستم‌های طبیعی، پتانسیل اکسایش و کاهش تنها زمانی به خوبی می‌تواند تفسیر شود که واکنش‌های اکسایش و کاهش در تعادل با یکدیگر باشند. اما در بیشتر موارد، به دلیل حضور موجودات زنده، وابستگی بیشتر واکنش‌های اکسایش و کاهش به کاتالیزورهای زیستی، واکنش‌های غیر قابل برگشت، حضور جفت‌های اکسایش و کاهش چندگانه و همچنین سینتیک کند برخی از واکنش‌های اکسایش و کاهش، معمولاً تعادل ایجاد نمی‌شود. دامنه پتانسیل اکسایش و کاهش در سیستم‌های طبیعی به کاهش  $H_2O$  به  $H_2$  و اکسیداسیون  $H_2O$  به  $O_2$  محدود می‌شود (سیگ و همکاران، 1991؛ ونلانجین و همکاران، 1997). بنابراین اندازه‌گیری پتانسیل اکسایش و کاهش در سیستم‌های طبیعی به دلیل فقدان تعادل در الکتروودها (به دلیل سینتیک کند جفت‌های اکسایش و کاهش تعیین‌کننده پتانسیل در الکتروودها) و همچنین فقدان تعادل بین جفت‌های اکسایشی و کاهشی مختلف موجود در سیستم‌های طبیعی مشکل می‌باشد. بنابراین، اندازه‌گیری پتانسیل اکسایش و کاهش در سیستم‌های طبیعی بیشتر به عنوان یک وسیله تحلیلی برای پایش تغییرات در این سیستم‌ها، تا تعیین اعداد مطلق آن‌ها می‌باشد.

پتانسیل اکسایش و کاهش خاک (Eh) یکی از مهم‌ترین شاخص‌های تغییرات شیمیایی است که در طول غرقاب رخ می‌دهد و عموماً در طول دوره غرقاب کاهش می‌یابد (پزشکی، 2001؛ بوین و همکاران، 2002؛ لئو و همکاران، 2004). در خاک‌های مانداب و غرقاب، تخلیه اکسیژن در عرض چند روز می‌تواند رخ دهد و منجر به کاهش پتانسیل اکسایش و کاهش خاک به حدود  $-250\text{mv}$  شود و با تخلیه اکسیژن، تنفس به تدریج از هوایی به بی‌هوایی تغییر می‌یابد (پارنت و همکاران،

محلول خاک در خاک‌های غرقاب گرایش به طرف خنثی دارد (لئو و همکاران، 2004). در خاک‌های آهکی (با pH حدود 7/4 تا 8/4)، غرقاب موجب کاهش pH محلول خاک می‌شود و همچنین موجب شکست بیشتر پیوندهای بین ذرات خاک و افزایش حلالیت عناصر غذایی مانند کلسیم، منیزیم، آهن و منگنز می‌شود (لارسون و همکاران، 1991). افزایش pH محلول خاک در خاک‌های اسیدی به علت حل شدن اولیه کربنات و بی‌کربنات در طول دوره غرقاب می‌باشد. pH خاک همچنین، بر نیمه عمر مواد آلی و فرایندهایی مانند معدنی شدن، نترات‌سازی و هیدرولیز اوره اثر می‌گذارد (پارنت و همکاران، 2008).

به طور کلی اطلاعات بسیار محدودی در مورد روند تغییرات شیمیایی و الکتروشیمیایی در خاک‌های آهکی در شرایط تنش مانداب و غرقاب در کشور وجود دارد لذا هدف از این پژوهش بررسی تاثیر روند تغییرات الکتروشیمیایی و غلظت عناصر غذایی در محلول خاک در خاک‌های شرق مازندران است که در سال‌های اخیر چندین رخداد سیلاب و تنش مانداب و غرقاب در منطقه وجود داشته است.

#### مواد و روش‌ها

با توجه نقشه خاک و گزارش‌های خاکشناسی و همچنین مطالعات انجام شده در باغ‌های شرق مازندران (ایزدپناه، 1355، اسدی کنگرشاهی و اخلاقی امیری، 1393)، حدود 50 نمونه خاک از نواحی عمده کشت مرکبات منطقه گردآوری شد. نمونه‌ها به صورت مرکب از هر محل از عمق صفر تا 40 سانتیمتری تهیه شد. کربنات کلسیم معادل نمونه‌های مذکور به روش تیره کردن با اسید کلریک (باشور و سایه، 2007)، رس، سیلت و شن آن‌ها به روش هیدرومتری (گی و باوادر، 1986) اندازه‌گیری شد. با توجه به ویژگی‌های مذکور، هفت نمونه خاک به گونه‌ای انتخاب گردید که دارای دامنه وسیعی از کربنات کلسیم (از 2 تا 45 درصد) باشند و همچنین منطقه وسیعی از نظر جغرافیایی (نواحی عمده کشت مرکبات) در برداشته باشند. خاک‌های آزمایشی از

2008؛ پونامپروما، 1984). واکنش‌های اکسایش و کاهش در خاک‌های مانداب، به طور مستقیم بر شکل‌های شیمیایی و قابلیت استفاده نیتروژن، گوگرد، منگنز و آهن در خاک تأثیر دارد و تغییر در ظرفیت، معمولاً همراه با تغییر در وضعیت این عناصر است. به طور کلی در شرایط مانداب، نترات به نیتروژن گازی ( $N_2$ ) یا منواکسید نیتروژن ( $N_2O$ )، آهن (III) و منگنز (III و IV) موجود در شبکه بلوری اکسیدها و هیدرواکسیدها به آهن (II) و منگنز (II) کاهش می‌یابد. همچنین سولفات محلول به سولفید عنصری تبدیل می‌شود، شکل غالب سولفید [دی‌سولفید هیدروژن گازی ( $H_2S$ )، سولفید هیدروژن ( $HS^-$ ) و یا سولفید ( $S^{2-}$ )] به pH محلول خاک بستگی دارد (منسفیلد، 2004). در خاک‌های مانداب، غلظت برخی یون‌ها مانند آهن (II)، یون آمونیم ( $NH_4^+$ ) و سولفید ( $S^{2-}$ ) در محلول خاک افزایش می‌یابد. همچنین کاهش آهن (III)، می‌تواند فسفات جذب شده به وسیله اکسیدها و هیدرواکسیدهای آهن را آزاد نماید (پارنت و همکاران، 2008؛ پونامپروما، 1984). وضعیت کاهشی در خاک‌های مانداب، منجر به تقاضای رقابتی شدید برای اکسیژن می‌شود، همچنین بر قابلیت استفاده و غلظت عناصر غذایی محلول خاک نیز اثر دارد (پزشکی، 2001). به هر حال، تغییر در پتانسیل اکسایش-کاهش خاک عمدتاً به حضور مواد آلی به علاوه منگنز و آهن بستگی دارد (لئو و همکاران، 2004) با تشدید کاهش پتانسیل اکسایش و کاهش خاک، رهاسازی کاتیون‌ها و فسفر از فاز جامد به فاز محلول خاک افزایش می‌یابد و این رهاسازی بیشتر کاتیون‌ها و فسفر به فاز محلول خاک ناشی از جذب بیشتر یون آهن (II) بر سطح کلوئیدهای خاک و همچنین افزایش حلالیت اکسیدها می‌باشد (بوین و همکاران، 2002).

از دیگر ویژگی‌های شیمیایی خاک که به طور قوی تحت تأثیر غرقاب قرار می‌گیرند pH خاک است که با پتانسیل اکسایش و کاهش خاک همبستگی منفی دارد (سینگ، 2001؛ زارات-والدی و همکاران، 2006)، pH

و همکاران، 1996). تغییرات پتانسیل اکسایش و کاهش خاک‌ها با استفاده از یک الکتروود پلاتینی با الکتروود راهنمای نقره- کلرید نقره در محلول در خاک‌های مانداب اندازه‌گیری شد (پاتریک و همکاران، 1996).

#### تغییرات شیمیایی محلول خاک

در زمان‌های 1، 2، 3، 10، 20، 40 و 60 روز بعد از شروع مانداب، از عمق حدود 20 سانتی‌متری خاک‌ها نمونه‌برداری شد و سپس این نمونه‌ها در ظرف‌های پلاستیکی یا پلی‌اتیلنی سرد به آزمایشگاه انتقال داده و در دمای کمتر از چهار درجه سلسیوس نگهداری شد. قابلیت هدایت الکتریکی و پ‌هاش در قسمتی از محلول‌های تازه تهیه شده اندازه‌گیری شد (باشور و سایه، 2007). باقیمانده نمونه‌های محلول خاک در زمان مشخص بعد از نمونه‌برداری (حداکثر 24 ساعت) صاف گردید. زمان بین نمونه برداری و صاف شدن، برای همه نمونه‌ها یکسان بود. بعد از تهیه محلول‌های صاف شده، نمونه‌ها در مکانی تاریک و سرد با دمای کمتر از چهار درجه سلسیوس (در یخچال) نگهداری شد. سپس در زمان مناسب، غلظت برخی از عناصر غذایی از جمله کلسیم و آهن به روش جذب اتمی و پتاسیم و سدیم به روش نشر اتمی اندازه‌گیری شد (رایت و استونزکی، 1996).

#### پتانسیل اکسایش و کاهش (Eh)

اندازه‌گیری Eh در زمان‌های 1، 2، 3، 4، 5، 10، 15، 25، 35، 55 و 70 روز بعد از شروع تنش مانداب در عمق حدود 15 تا 20 سانتی‌متری خاک‌ها انجام شد. برای اندازه‌گیری پتانسیل اکسایش و کاهش در محلول خاک‌های آزمایشی، از یک الکتروود مرکب پلاتینی با الکتروود راهنما نقره - کلرید نقره و پل نمکی کلرید پتاسیم اشباع متصل به یک میلی‌ولت‌متر با درجه آزمایشگاهی استفاده شد. الکتروود قبل از نصب در خاک، با محلول‌های استاندارد زیر، آزمایش و از صحت قرائت آن اطمینان حاصل شد (فارل و همکاران، 1991؛ وینمن و پیکرینگ، 1983).

باغ‌های مناطق مختلف شرق مازندران (قائم‌شهر، ساری و نکا) جمع‌آوری شدند و پس از خشک کردن در هوا، کوبیدن و عبور از الک دو میلی‌متری، برخی تجزیه‌های فیزیکی و شیمیایی انجام شد: واکنش خاک با دستگاه pH متر در خمیر اشباع (مکلین، 1982)، ماده آلی به روش ترسوزانی والکلی - بلک (نلسون و سامر، 1990)، پتاسیم تبادلی به روش جاننشینی با استات آمونیوم (ساشنیدر، 1997)، فسفر قابل استفاده به روش اولسن و سامرز (اولسن و سامر، 1982)، منگنز، آهن، و روی قابل استفاده با عصاره‌گیر دی تی پی ای (لیندسی و نورول، 1978) استخراج و با قرائت با دستگاه جذب اتمی اندازه‌گیری شد. دامنه آهک معادل خاک‌ها از 9 تا 45 درصد، رس از 13 تا 41 درصد، سیلت از 18 تا 37 درصد، شن از 34 تا 58 درصد و کربن آلی از 0/65 تا 1/80 درصد متغییر بود (جدول 1).

سپس نمونه‌های خاک موردنظر، درسطح‌های پلاستیکی (با قطر دهانه حدود 40 سانتی‌متر و ارتفاع 60 سانتی‌متر) ریخته شد. مقدار 30 کیلوگرم خاک به هر گلدان اختصاص داده شد. این آزمایش در هفت خاک مختلف به شکل گلدانی در قالب طرح کامل تصادفی با زمان‌های مختلف اندازه‌گیری (Eh) در یازده و سایر پارامترها در هفت زمان با سه تکرار انجام شد. خاک‌ها از مناطق مختلف شرق مازندران (قائم شهر، ساری و نکا) جمع‌آوری شدند. هر گلدان به عنوان یک واحد آزمایشی در نظر گرفته شد. خاک‌ها به مدت 70 روز متوالی تحت شرایط مانداب و غرقاب پیوسته (با آب مقطر) قرار گرفتند به طوری که ارتفاع آب روی سطح خاک گلدان‌ها به سه سانتی‌متر رسید و سطح آب به طور مداوم کنترل و در صورت نیاز با افزودن آب ثابت نگه داشته شد. پتانسیل اکسایش- کاهش (منسفیلد، 2003)، قابلیت هدایت الکتریکی، pH، غلظت عناصر غذایی کلسیم، منیزیم، آهن و منگنز محلول خاک به روش جذب اتمی، پتاسیم و سدیم به روش نشر اتمی در طول دوره مانداب در خاک‌های مختلف تعیین شد (باشور و سایه، 2007؛ گیسلر

شده برای این محلول در دمای 25 درجه سلسیوس با الکتروود راهنمای نقره، کلرید نقره 420 میلی‌ولت است. پتانسیل ریداکس خاک‌ها از رابطه زیر بدست آمد:

$$E_h = E_{com} + 199$$

Eh: پتانسیل ریداکس خاک‌ها بر حسب میلی‌ولت  
 E<sub>com</sub>: پتانسیل الکتروود مرکب ریداکس بر حسب میلی‌ولت

1- محلول 0/00033 مولار پتاسیم فرو سیانید و فریک سیانید در 0/1 مولار کلرید پتاسیم، پتانسیل اکسایش- کاهش خوانده شده برای این محلول در دمای 25 درجه سلسیوس با الکتروود راهنمای نقره، کلرید نقره 390 میلی‌ولت است.

2 - سوسپانسیون اشباع هیدروکینون خالص در پتاسیم فتالات 0/05 مولار، که پتانسیل اکسایش- کاهش خوانده

جدول 1- برخی خواص فیزیکی و شیمیایی خاک‌های مورد آزمایش

خاک و منطقه							ویژگی*
7	6	5	4	3	2	1	
(شمال نکا)	(غرب نکا)	(شرق ساری)	(غرب ساری)	(جنوب ساری)	(شرق قائم- شهر)	(غرب قائم شهر)	
13	41	23	37	19	24	29	رس (درصد)
29	18	37	29	35	35	26	سیلت (درصد)
58	41	40	34	46	41	45	شن (درصد)
لوم شنی	رسی	لوم	لوم رسی	لوم	لوم	لوم رسی شنی	کلاس بافتی خاک
40	30	45	25	14	16	9	کربنات کلسیم معادل (درصد)
1/10	0/77	1/12	0/78	1/42	0/85	1/20	قابلیت هدایت الکتریکی (دسی‌زیمنس بر متر)
0/65	1/60	1/10	1/52	1/80	1/09	0/95	کربن آلی (درصد)
7/77	7/60	7/76	7/78	7/86	7/64	7/45	pH گل اشباع
14/80	37	15/85	24/31	26	18/60	17/90	ظرفیت تبادل کاتیونی (سانتی‌مول بار بر کیلوگرم)
11/20	17	9/87	18/30	15	16	22	فسفر قابل استفاده (میلی‌گرم در کیلوگرم)
221	460	265	325	360	314	380	پتاسیم قابل استفاده (میلی‌گرم در کیلوگرم)
4/40	8/90	6/80	8/22	8/80	6/43	6/40	آهن قابل استفاده (میلی‌گرم در کیلوگرم)
3/20	5/40	3/40	7/71	3/96	3/97	4/20	منگنز قابل استفاده (میلی‌گرم در کیلوگرم)
0/91	0/60	1/50	1/60	0/70	2/12	2/50	روی قابل استفاده (میلی‌گرم در کیلوگرم)

\*. تقسیم‌بندی ذرات شن، سیلت و رس بر اساس سیستم آمریکایی انجام شد. پتاسیم تبادل به روش جانسینی با استات آمونیوم، فسفر قابل استفاده به روش اولسن و سامرز، منگنز، آهن، و روی قابل استفاده با عصاره‌گیر دی تی پی ای استخراج و با قرائت با دستگاه جذب اتمی اندازه‌گیری شد.

### نتایج و بحث

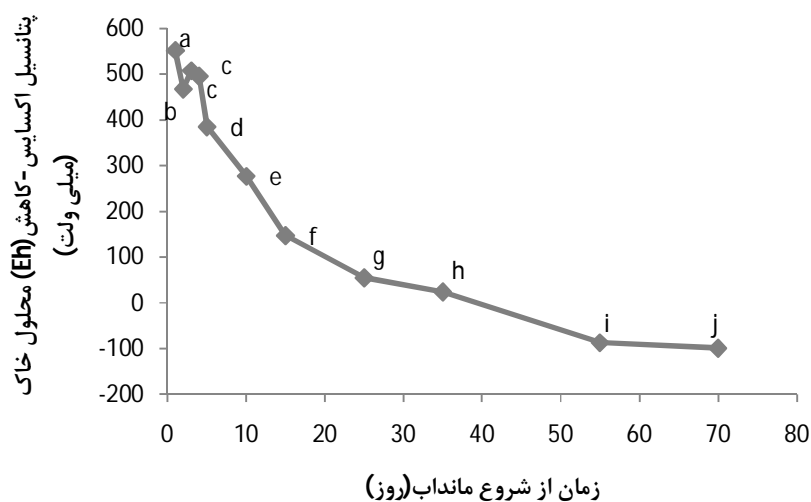
#### تأثیر مانداب بر پتانسیل اکسایش-کاهش (Eh)

تغییرات Eh محلول خاک در تمام طول دوره آزمایش ادامه داشت (شکل 1) و دامنه آن بین 99- تا 552 میلی‌ولت بود. میانگین Eh در روز دوم به 468 میلی‌ولت کاهش یافت سپس در روز سوم افزایش نسبی داشت و به 508 میلی‌ولت رسید و پس از آن سریعاً کاهش یافت به طوری که در روز هفتم به 227 میلی‌ولت رسید. از روز هفتم تا پایان آزمایش، روند کاهش Eh ادامه داشت به

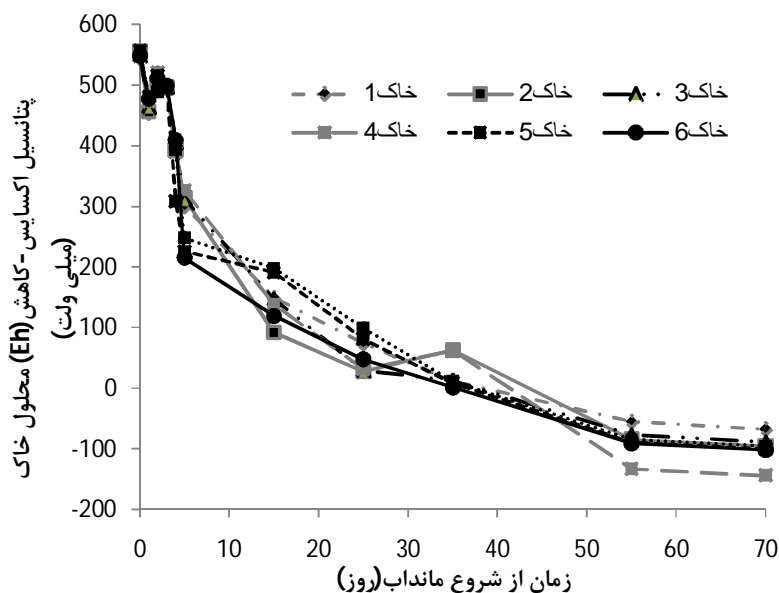
روند تغییرات زمانی غلظت عناصر، Eh و pH در محلول خاک، به عنوان مهمترین پاسخ‌های تنش مانداب در نظر گرفته شد. در پایان، کلیه داده‌های حاصل با استفاده از نرم افزار SPSS مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفت و میانگین پارامترهای مورد مطالعه با استفاده از آزمون دانکن مقایسه شدند و توصیه‌های لازم ارائه شد.

(2002). گزارش‌های مختلف نشان داده است که Eh بحرانی برای تولید گاز متان ( $\text{CH}_4$ ) حدود 200- میلی-ولت است (مولدنهاور و گیبون، 2002؛ روگرز و همکاران، 2010). نتایج این پژوهش نیز نشان داد که در خاک‌های شرق مازندران این Eh در فاصله زمانی حدود 70 روز پس از مانداب و غرقاب ایجاد نخواهد شد (شکل 1). به طور کلی خاک‌ها از نظر پتانسیل اکسایش-کاهش (Eh) به خاک‌های اکسیدی، نیمه احیایی و احیایی تقسیم می‌شوند، به طوری که در  $\text{pH} = 7$ ، خاک‌های اکسایشی دارای پتانسیل ریداکس بالاتر از 440 میلی‌ولت، خاک‌های نسبتاً کاهش یافته حدود 120 تا 440 میلی‌ولت، خاک‌های کاهش یافته 120- تا 120 میلی‌ولت و خاک‌های شدیداً کاهش یافته پایین‌تر از 120- میلی‌ولت می‌باشند (اسپوزیتو، 1981). نتایج این پژوهش نشان داد که به طور میانگین خاک‌های این مناطق پس از چهار روز شرایط ماندابی هنوز در حالت اکسیدی هستند اما از روز پنجم شرایط نسبتاً کاهش یافته حاصل خواهد شد و از حدود روز پانزدهم به بعد تقریباً شرایط به کاهش تغییر خواهد کرد (شکل 1). روند تغییرات Eh محلول خاک در همه خاک‌های آزمایشی در شکل 2 آورده شده است.

طوری که در پایان آزمایش به 99- میلی‌ولت رسید. به طور کلی پتانسیل اکسایش-کاهش در خاک‌های غیرغرقاب بیشتر از 370 میلی‌ولت است در این خاک‌ها اکسیژن به عنوان پذیرنده نهایی الکترون است و در چند روز پس از مانداب، اکسیژن توسط میکروب‌های هوازی مصرف می‌شود که منجر به کاهش سریعی در Eh می‌شود (کوانتین و همکاران، 2008). نتایج این پژوهش نشان داد که Eh این خاک‌ها پس از 10، 15، 25، 35، 55 و 70 روز به ترتیب به حدود 277، 147، 55، 24، 87- و 99- میلی‌ولت رسید. خاک‌های معدنی معمولاً مقدار زیادی اکسیدها و هیدروکسیدهای آهن و منگنز دارند. بنابراین Eh خاک‌ها در مانداب‌های فصلی به ندرت به کمتر از 100- میلی‌ولت می‌رسد (مولدنهاور و گیبون، 2002). در این مطالعه میانگین Eh خاک‌ها نشان داد که به طور میانگین شرایط نسبتاً کاهش یافته حدود 5 روز پس از مانداب شدن خاک‌ها حادث می‌شود و پس از حدود 15 تا 20 روز شرایط کاهش یافته حاصل خواهد شد و در پایان آزمایش به حدود 99 میلی‌ولت رسید. بنابراین Eh بحرانی (Eh) که موجب تولید گاز متان می‌شود در این خاک‌ها در این دوره زمانی مانداب حادث نشد (مولدنهاور و گیبون،



شکل 1- تغییرات زمانی میانگین Eh خاک‌های آهکی مطالعه شده در شرایط ماندابی



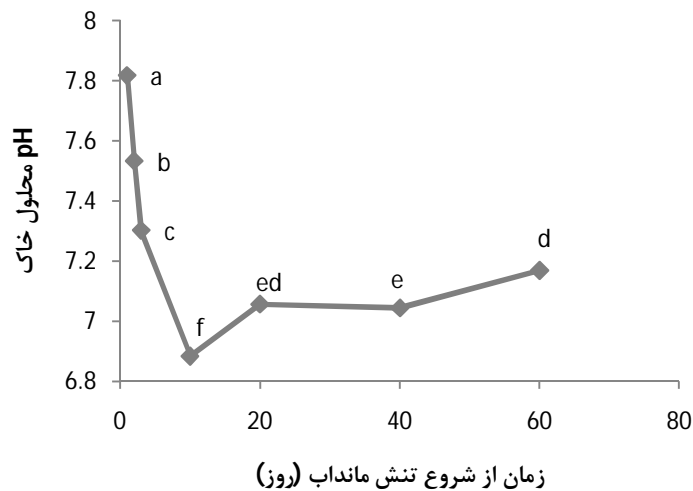
شکل 2- تغییرات زمانی Eh خاک‌های مختلف در شرایط ماندابی

در خاک‌های ماندابی و غرقابی می‌تواند بر حاصلخیزی خاک‌ها و همچنین قابلیت استفاده برخی عناصر غذایی و غلظت مواد سمی تأثیر داشته باشد که عمدتاً ناشی از اثر آن‌ها بر تعادل‌های شیمیایی، جذب و واجذبی، تصعید آمونیاک، تولید مواد سمی و فعالیت میکروبی در خاک است.

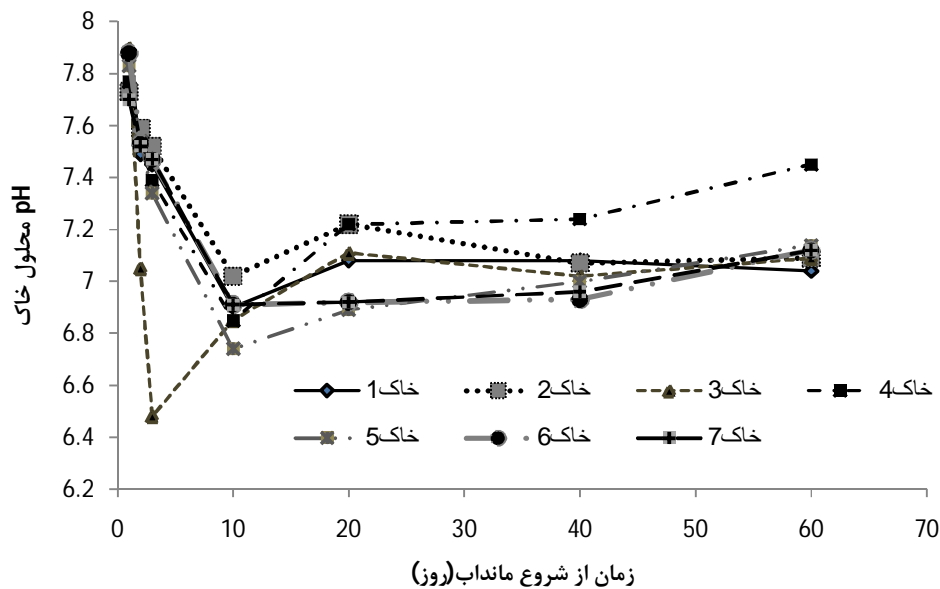
کاهش سریع pH پس از مانداب و غرقاب، احتمالاً به دلیل تجمع  $\text{CO}_2$  ناشی از تنفس میکروبی است (پونامپروما، 1972). نتایج این پژوهش با گزارش‌های اتان (2015) مطابقت دارد که نشان دادند pH خاک‌ها چند روز پس از غرقاب به حداقل می‌رسد و سپس به مقدار جزئی افزایش می‌یابد و به مقدار نسبتاً پایداری می‌رسد این افزایش جزئی pH می‌تواند به دلیل افزایش حلالیت فسفات‌های آهن و آلومینیم باشد. افزایش نهایی pH در پایان آزمایش نیز به علت کاهش غلظت کلسیم، منیزیم و پتاسیم و همچنین کاهش غلظت  $\text{CO}_2$  در محلول خاک است (پونامپروما، 1972). به طور کلی دینامیک Eh و pH در خاک‌های غرقابی بسیار پیچیده است و می‌تواند تحت تأثیر بسیاری از ویژگی‌های خاک مانند نوع و مقدار مواد آلی، مقدار و نوع کاتیون‌ها و آنیون‌ها و ... است (اتان، 2015).

#### تأثیر مانداب بر pH محلول خاک

با غرقاب شدن خاک‌ها، pH شروع به کاهش کرد و پس از 10 روز به حداقل (6/88) رسید سپس به مقدار جزئی افزایش یافت و به مقدار نسبتاً پایداری رسید که حدود 7/04 و 7/05 به ترتیب در 20 و 40 روز پس از تنش مانداب و غرقاب رسید پس از آن، pH روند افزایشی داشت و به 7/17 در 60 روز پس از مانداب رسید. بنابراین به طور کلی نتایج این پژوهش نشان داد که با مانداب و غرقاب شدن خاک‌ها، pH پس از 20 روز تقریباً به حدود خشتی (حدود 7) می‌رسد (شکل 3). تغییرات زمانی pH خاک‌های مختلف در شرایط ماندابی در شکل 4 آورده شده است. کاهش pH در خاک‌های آهکی و قلیایی عمدتاً ناشی از تجزیه میکروبی مواد آلی و تنفس میکروبی است که منجر به تولید و تجمع دی‌اکسیدکربن در محلول خاک می‌شود. به همین دلیل pH خاک‌های ماندابی و غرقابی، بدون توجه به pH اولیه خاک (قبل از غرقاب) به حالت خشتی (6/5 تا 7) می‌رسد. برای تغییر pH خاک‌های ماندابی و غرقابی با توجه به نوع خاک، میزان مواد آلی و جمعیت میکروبی، درجه حرارت خاک و دیگر ویژگی‌های خاک ممکن است به یک تا چندین هفته زمان نیاز داشته باشد. همچنین این تغییر pH



شکل 3- تغییرات زمانی میانگین pH خاک‌های آهکی مطالعه شده در شرایط ماندابی



شکل 4- تغییرات زمانی pH خاک‌های مختلف در شرایط ماندابی

تأثیر مانداب بر قابلیت هدایت الکتریکی (EC) محلول خاک

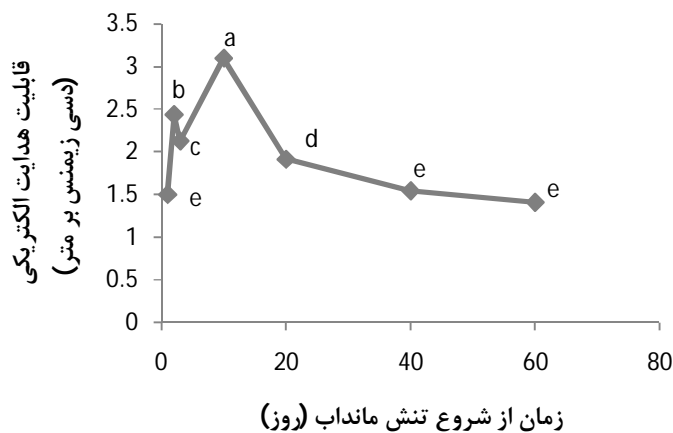
3/19 دسی‌زیمنس بر متر در روز دهم پس از اعمال تنش رسید. پس از آن میانگین EC شروع به کاهش کرد به طوری که در 20، 40 و 60 روز پس از تنش مانداب به ترتیب به 1/91، 1/54 و 1/41 دسی‌زیمنس بر متر رسید که مقدار آن در پایان دوره مانداب، تقریباً به مقدار در شروع تنش غرقاب رسید. تغییرات زمانی قابلیت هدایت

تأثیر مانداب بر میانگین EC محلول خاک در خاک‌های مختلف در شکل 5 نشان داده شده است. میانگین EC محلول خاک یک روز پس از غرقاب حدود 1/5 دسی‌زیمنس بر متر بود که در روز دوم به 2/43 دسی‌زیمنس بر متر افزایش یافت سپس مقداری کاهش نشان داد و به 2/13 دسی‌زیمنس بر متر رسید و مجدداً به

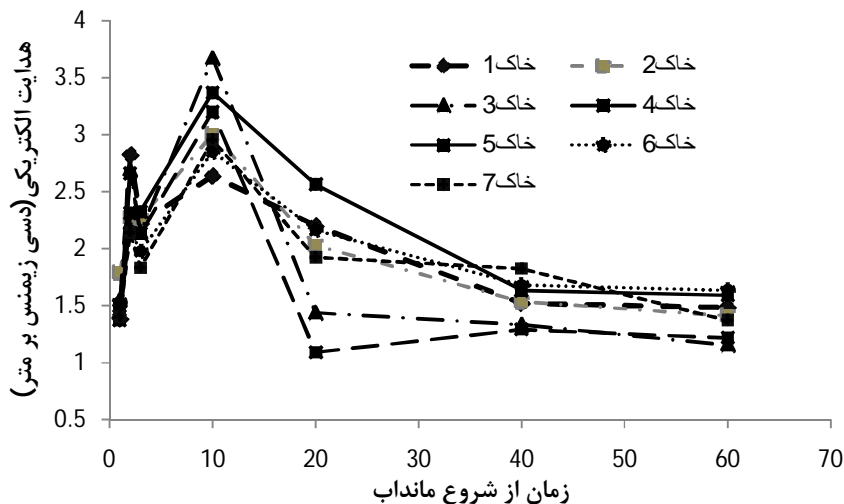


کاهش یون‌های آهن سه ظرفیتی و منگنز سه و چهار ظرفیتی به ترتیب به آهن دو ظرفیتی و منگنز دو ظرفیتی و در نتیجه افزایش تحرک این یون‌ها، تشکیل یون‌های  $\text{NH}_4^+$ ،  $\text{HCO}_3^-$ ،  $\text{RCOO}^-$  و اسیدهای آلی ناشی از تجزیه مواد آلی و همچنین جانشینی کاتیون‌های موجود در سطح کلوئیدهای خاک به وسیله یون‌های آهن (II)، منگنز (II) و آمونیم ( $\text{NH}_4^+$ ) است (نیو و میماریل، 1985؛ بوین و همکاران، 2003؛ اسکات و همکاران، 2003). دلیل کاهش بعدی و رسیدن به یک مقدار نسبتاً پایدار نیز رسوب آهن (II) به صورت  $\text{FeS}$  و  $\text{Fe}_3(\text{OH})_8$ ، رسوب منگنز (II) به صورت  $\text{MnCO}_3$ ، تبدیل  $\text{RCOO}^-$ ،  $\text{HO}_3^-$  و اسیدهای آلی به  $\text{CH}_4$  و  $\text{CO}_2$  و همچنین تلفات  $\text{CO}_2$  است (نارت و ساریوات، 1999).

الکتریکی خاک‌های مختلف در شرایط ماندابی نشان می‌دهد که روند تغییرات تقریباً مشابه است (شکل 6). افزایش EC در روزهای اول پس از اعمال تنش غرقاب در خاک‌های آهکی می‌تواند ناشی از تجمع  $\text{CO}_2$  و حل شدن کربنات کلسیم باشد (روستامینا و همکاران، 2011). برخی گزارش‌ها افزایش EC را ناشی از حل شدن اکسیدهای قابل کاهش آهن و منگنز و همچنین رهاسازی عناصر جذب شده روی سطوح اکسیدها بیان کرده‌اند (بوین و همکاران، 2003؛ اسکات و همکاران، 2003). کاهش مجدد EC پس از رسیدن به حداکثر نیز به تجزیه اسیدهای آلی و کاهش فشار جزئی  $\text{CO}_2$  نسبت داده شده است (روستامینا و همکاران، 2011). برخی گزارش‌ها نیز دلیل افزایش قابلیت هدایت الکتریکی در محلول خاک،



شکل 5- تغییرات زمانی میانگین EC خاک‌های آهکی مطالعه شده در شرایط ماندابی

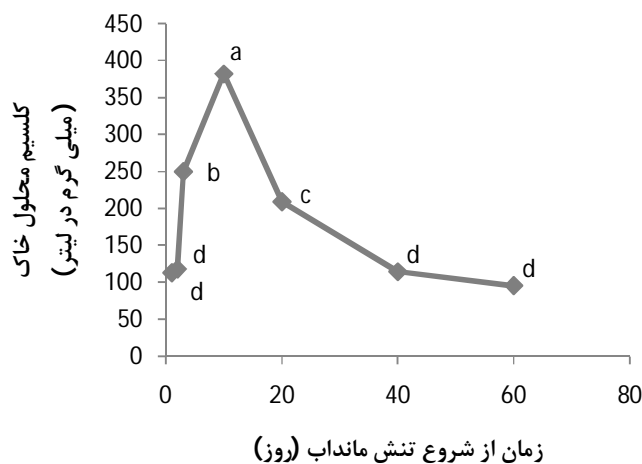


شکل 6- تغییرات قابلیت هدایت الکتریکی خاک‌های مختلف در شرایط ماندابی

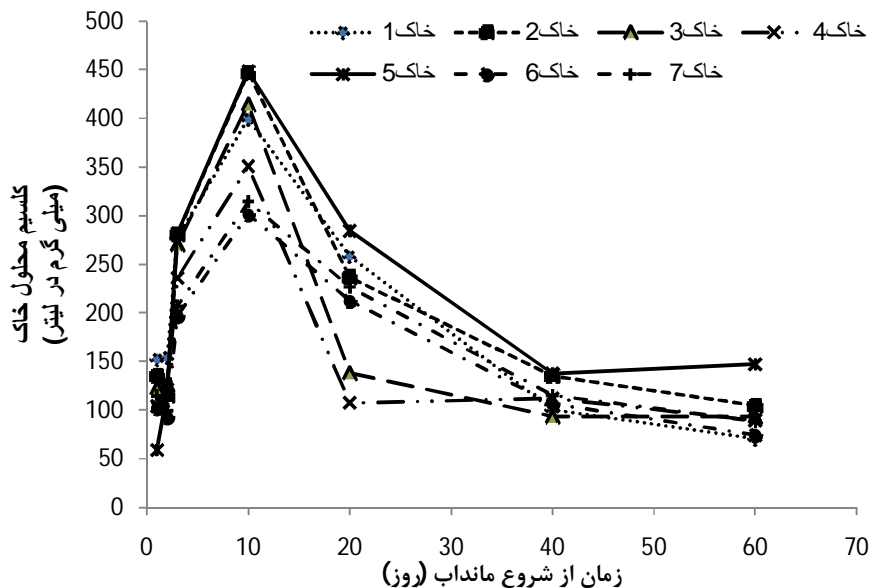
## تأثیر مانداب بر کلسیم محلول خاک

آهکی تحت شرایط ماندابی، حلالیت فسفات‌های کلسیم، کاهش سایت‌های تبدالی به دلیل حلالیت کربن آلی (تخریب ساختمان خاک و خاکدانه‌ها با ماندابی شدن موجب حل شدن برخی عوامل سیمانی از جمله مواد مواد آلی با وزن سبک به محلول خاک می‌شود که می‌توانند به صورت پوششی در روی برخی محل‌های تبدالی قرار گیرند) و اکسیدهای هیدروکسی آهن و منگنز و همچنین جایگزینی کلسیم در سایت‌های تبدالی خاک با سدیم، آهن و منگنز است که به دلیل افزایش قدرت یونی محلول و همچنین افزایش غلظت آهن، منگنز و سدیم در محلول خاک است (لارسون و همکاران، 1991). بنابراین میانگین غلظت کلسیم در محلول خاک‌های تحت شرایط مانداب ابتدا افزایش یافت و حدوداً پس از 10 روز به حداکثر رسید، سپس دوباره با شیب کمتری کاهش یافت و به مقدار اولیه در شروع تنش مانداب و غرقاب رسید، غلظت کلسیم حدود 10 روز پس از مانداب به حداکثر رسید (شکل 7).

میانگین غلظت کلسیم در محلول خاک در شروع آزمایش حدود 113 میلی‌گرم در لیتر بود و مانداب شدن به طور کلی موجب افزایش غلظت کلسیم در محلول خاک شد و حداکثر غلظت حدود 10 روز پس از اعمال شرایط مانداب حاصل شد. پس از آن، غلظت کلسیم شروع به کاهش کرد به طوری که پس از 40 روز به حدود 114 میلی‌گرم در لیتر رسید (شکل 7). تغییرات زمانی غلظت کلسیم محلول خاک‌های مختلف در شرایط ماندابی نشان داد که غلظت کلسیم در این خاک‌ها پس از 10 روز به حداکثر رسید سپس کاهش یافت و روند تغییرات تقریباً یکسان بود (شکل 8). دیگر پژوهشگران نیز نشان دادند که غلظت کلسیم در محلول خاک تحت شرایط مانداب و غرقاب افزایش می‌یابد (لارسون و همکاران، 1991؛ نارت و ساریوات، 1999). افزایش غلظت کلسیم در محلول خاک ناشی از حل شدن کربنات‌ها و بی‌کربنات‌های نامحلول خاک در خاک‌های



شکل 7- تغییرات زمانی میانگین غلظت کلسیم در محلول خاک‌های آهکی مطالعه شده در شرایط ماندابی



شکل 8- تغییرات زمانی غلظت کلسیم در محلول خاک‌های مختلف در شرایط ماندابی

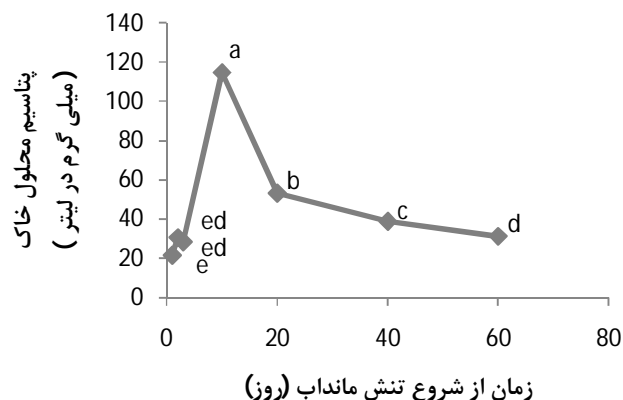
#### تأثیر مانداب بر پتاسیم و سدیم محلول خاک

تحت شرایط ماندابی، کاهش محل‌های تبدالی به دلیل انحلال کربن آلی و اکسیدهای هیدراته آهن و منگنز و همچنین جایگزینی محل‌های تبدالی خاک به دلیل غلظت بیشتر آهن و منگنز در محلول خاک گزارش کردند. با غرقاب شدن خاک، حلالیت اکسیدهای آهن و منگنز، حلالیت فسفات‌های کلسیم، حلالیت کربنات‌ها و بی-کربنات نامحلول و همچنین برخی اکسیدهای هیدراته آلومینیم افزایش می‌یابد که در مجموع تغییرات حلالیت، جذب و واجدبی این عناصر می‌تواند موجب تغییرات و افزایش غلظت عناصری مانند کلسیم، پتاسیم، سدیم و آهن در محلول خاک و همچنین سطوح تبدالی شود (اتان، 2015؛ پوناپروما، 1972). کاهش مجدد پتاسیم محلول خاک، پس از رسیدن به حداکثر می‌تواند به دلیل جذب مجدد پتاسیم به محل‌های تبدالی و همچنین تثبیت آن توسط کانی‌های رس باشد (لئو و همکاران، 2004). همچنین روند تغییرات میانگین غلظت سدیم محلول خاک در خاک‌های آهکی با شرایط مانداب و غرقاب نشان داد که غلظت سدیم محلول خاک نیز پس از مانداب سریعاً افزایش یافت و به فاصله کوتاهی به حداکثر رسید سپس به طور تدریجی کاهش یافت و نسبتاً پایدار شد

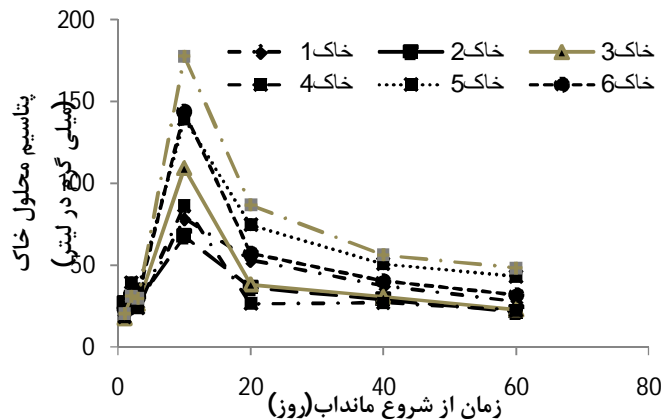
تأثیر مانداب بر پتاسیم محلول خاک‌ها در شکل 9 نشان داده شده است. در شروع مانداب میانگین غلظت پتاسیم حدود 21/4 میلی‌گرم در لیتر بود پس از 10 روز، غلظت آن به حداکثر (114 میلی‌گرم در لیتر) رسید. سپس غلظت پتاسیم شروع به کاهش کرد و در پایان آزمایش به حدود 31 میلی‌گرم در لیتر رسید. تغییرات زمانی غلظت پتاسیم محلول خاک‌های مختلف در شکل 10 نشان می‌دهد که غلظت پتاسیم پس از 10 روز، در خاک‌های 7 و 2 به ترتیب از بیشترین و کمترین تغییرات برخوردار بود (شکل 10). افزایش غلظت پتاسیم محلول ناشی از جایگزینی پتاسیم در محل‌های تبدالی با افزایش غلظت دیگر کاتیون‌ها در محلول خاک است. افزایش غلظت آهن و منگنز در شرایط مانداب و غرقاب می‌تواند جایگزین پتاسیم در محل‌های تبدالی شوند و پتاسیم را وارد محلول خاک کنند (بهمنیار، 2008). نتایج این پژوهش با یافته‌های نارته و صحراوات (1999) و لارسون و همکاران (1991) مطابقت دارد که گزارش کردند غرقاب شدن خاک‌های آهکی موجب افزایش غلظت کاتیون‌هایی آمونیم، کلسیم، پتاسیم در محلول خاک می‌شود و افزایش غلظت این عناصر را ناشی از انحلال کربنات‌ها و بی‌کربنات نامحلول

روند کاهشی داشت و پس از 20 روز، روند تغییرات تقریباً ثابت بود. این روند تغییرات در خاک‌های مختلف بسیار متفاوت بود (شکل 12).

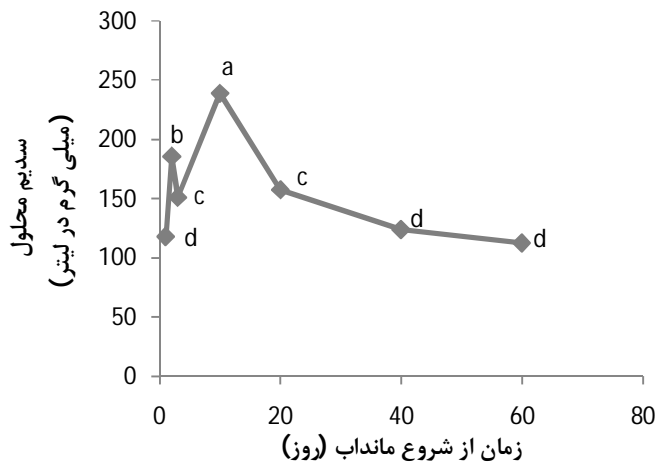
(شکل 11). تغییرات زمانی غلظت سدیم محلول خاک- های مختلف نشان می‌دهد که غلظت سدیم محلول در خاک 3 از بیشترین تغییرات برخوردار است. غلظت سدیم پس از 10 روز به بیشترین مقدار رسید سپس



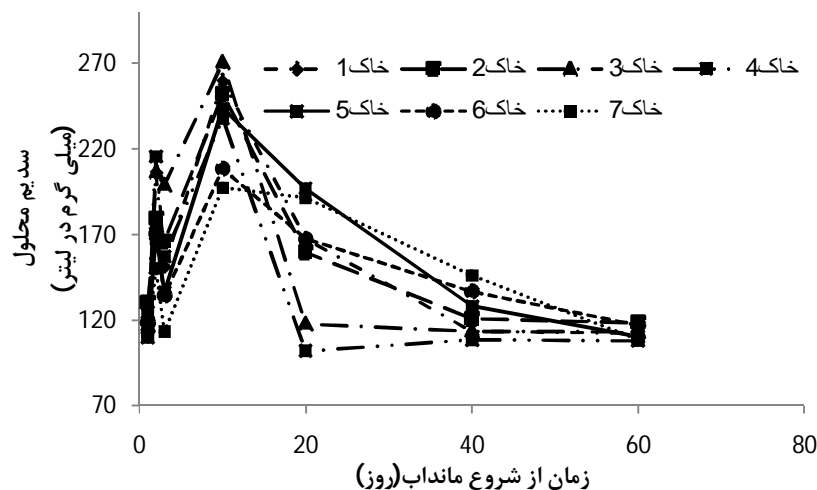
شکل 9- تغییرات زمانی میانگین غلظت پتانسیم در محلول خاک‌های آهکی مطالعه شده در شرایط ماندابی



شکل 10 - تغییرات زمانی غلظت پتانسیم در محلول خاک‌های مختلف در شرایط ماندابی



شکل 11 - تغییرات زمانی میانگین غلظت سدیم در محلول خاک‌های آهکی مطالعه شده در شرایط ماندابی



شکل 12- تغییرات زمانی غلظت سدیم در محلول خاک‌های مختلف در شرایط ماندابی

#### تأثیر مانداب بر آهن محلول خاک

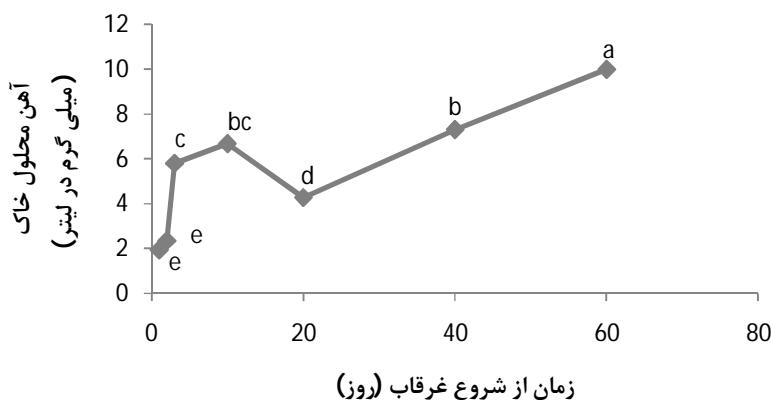
بیولوژیکی اکسیدهای آهن (بیوژنوشیمی آهن)، جذب آهن روی سطح اکسیدها و محل‌های تبدلی (که مانع کاهش آنزیمی آهن می‌شوند) و همچنین تشکیل کانی آهن باشد (کواتین و همکاران، 2008؛ رودن، 2004؛ باوری و همکاران، 1999). نتایج این پژوهش با گزارش‌های دیگر مطابقت دارد که نشان دادند مانداب و غرقاب شدن خاک موجب افزایش غلظت آهن محلول، کاهش pH، افزایش جایگزینی کاتیون‌ها از محل‌های تبدلی و افزایش حلالیت فسفر می‌شوند و حداکثر غلظت آهن 30 روز پس از مانداب و غرقاب حاصل شد (یونامپروما، 1972؛ ابراهیم و همکاران، 2011).

نتایج این پژوهش نشان داد که غلظت آهن در محلول خاک در فاصله کوتاهی بعد از اعمال شرایط مانداب افزایش می‌یابد و سپس دوباره شروع به کاهش نموده و بعد از سه هفته به یک حداقل رسید سپس مجدداً روند افزایشی داشت به طوری که پس از یک دوره حدود دو ماهه تنش مانداب به حدود 10 میلی‌گرم در لیتر رسید. در خاک‌های تحت تنش مانداب و غرقاب، تقریباً همزمان با ناپدید شدن اکسیژن و نیترات در محلول خاک، کاهش اکسیدهای منگنز و سپس آهن شروع می‌شود که از طریق الکتروشیمیایی به وسیله کاهش در پتانسیل اکسایش-کاهش، کاهش شیمیایی توسط متابولیت‌های باکتریایی و

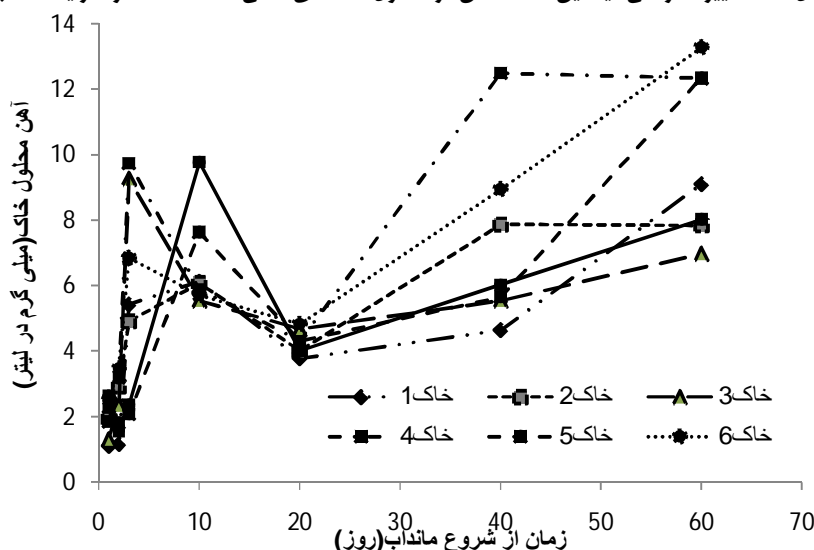
تأثیر مانداب بر غلظت آهن در محلول خاک نشان داد (شکل 13) که میانگین غلظت آهن در محلول خاک، ابتدا افزایش و پس از 10 روز به حداکثر (6/86 میلی‌گرم در لیتر) رسید سپس غلظت آن کاهش یافت و پس از 20 روز به مقدار حداقل 4/27 میلی‌گرم در لیتر رسید پس از آن مجدداً غلظت آهن در محلول خاک روند افزایش داشت و در پایان آزمایش به حدود 9/98 میلی‌گرم در لیتر افزایش یافت. تغییرات زمانی غلظت آهن محلول خاک‌های مختلف در شکل 14 آورده شده است. روند تغییرات غلظت آهن در خاک‌های مختلف بسیار متفاوت بود بیشترین غلظت آهن در خاک‌های 4 و 6 مشاهده شد. به طور کلی شرایط کاهشی خاک‌ها و روند کاهش Eh آنها تحت شرایط ماندابی و غرقابی موجب کاهش آهن (III) به آهن (II) و در نتیجه حل شدن ترکیبات پایدار آهن خاک می‌شود (کیرک، 2004؛ صالح و همکاران، 2013). عامل دیگری که بر افزایش غلظت آهن در محلول خاک تأثیر دارد کاهش pH محلول خاک در خاک‌های ماندابی و غرقابی است (ناگارجا و همکاران، 1989). به طور کلی نتایج این پژوهش نشان داد که میانگین غلظت آهن در محلول خاک ابتدا به یک حداکثر رسید سپس کاهش یافت و مجدداً روند افزایشی داشت دلیل این روند تغییرات ممکن است کاهش قابلیت استفاده

درجه سانتی‌گراد)، مواد آلی قابل تجزیه (باکتری‌های که عمل کاهش در خاک‌های بی‌هوازی انجام می‌دهند غیر خودکفا هستند و از آهن (III) به عنوان پذیرنده نهایی الکترون برای اکسایش ماده آلی استفاده می‌نمایند) و مقدار نیترات در محلول خاک است. همچنین غلظت آهن در محلول خاک به شدت تحت تأثیر پتانسیل اکسایش-کاهش و pH محلول خاک قرار می‌گیرد. حد بحرانی پتانسیل اکسایش-کاهش برای کاهش آهن (III) با مقدار pH محلول خاک تغییر می‌کند و در pH هفت، حد بحرانی پتانسیل اکسایش-کاهش برای کاهش آهن +100 میلی‌ولت است.

همچنین مسیرهای اکسایش و کاهش بیولوژیکی انجام می‌شود. غلظت آهن (II) پس از مانداب یا غرقاب خاک‌های اسیدی با مواد آلی و آهن فعال زیاد، به طور تصاعدی افزایش می‌یابد و ممکن است به 50 تا 100 میلی‌گرم در کیلوگرم برسد و این غلظت معمولاً در طول چندین ماه پایدار است. اما در خاک‌های آهکی، غلظت آهن (II) در محلول خاک، به ندرت به بالاتر از 20 میلی‌گرم در کیلوگرم در خاک‌های تحت تنش مانداب و غرقاب می‌رسد. عواملی که در غلظت آهن (II) در محلول خاک در خاک‌های ماندابی و غرقابی دخالت دارند شامل آهن فعال سه ظرفیتی (آهن سه ظرفیتی قابل کاهش)، درجه حرارت مناسب برای کاهش آهن (45



شکل 13 - تغییرات زمانی میانگین غلظت آهن در محلول خاک‌های آهکی مطالعه شده در شرایط ماندابی



شکل 14 - تغییرات زمانی غلظت آهن در محلول خاک‌های مختلف در شرایط ماندابی

## نتیجه‌گیری

حاصل شد. میانگین غلظت آهن در محلول خاک، در فاصله کوتاهی پس از مانداب افزایش یافت سپس شروع به کاهش کرد و حدود 20 روز پس از تنش مانداب به حداقل رسید و مجدداً افزایش یافت به طوری در پایان دوره، به حدود 10 میلی‌گرم در لیتر رسید. بنابراین بر اساس نتایج این پژوهش و با توجه به روند تغییرات شوری و غلظت عناصر غذایی در محلول خاک، بایستی از مصرف کودهای شیمیایی (خاکی و محلول‌پاشی) پس از رخداد مانداب اجتناب شود. همچنین با توجه به روند تغییرات Eh محلول خاک، تداوم مانداب به بیشتر از 5 روز می‌تواند منجر به شرایط نسبتاً کاهشی در خاک و ایجاد خسارت در درختان میوه شود لذا خروج آب اضافی در این فاصله زمانی توصیه می‌شود.

نتایج این پژوهش نشان داد که EC، pH، Eh و همچنین غلظت عناصر غذایی در محلول خاک تحت تأثیر شرایط مانداب قرار گرفت. Eh همزمان با مانداب شروع به کاهش کرد و در 10 روز اول بیشترین کاهش در Eh ایجاد شد. بیشترین غلظت سدیم، EC در 10 روز پس از مانداب حاصل شد افزایش غلظت سدیم پس از مانداب ممکن است به علت حلالیت کانی‌های رسی دارای سدیم و دیگر نمک‌های نامحلول باشد که موجب افزایش EC و غلظت کاتیون‌های محلول می‌شوند. pH محلول خاک‌ها نیز پس از مانداب روند کاهشی داشت و پس از 20 روز به حدود 7 (خنثی) رسید. بیشترین غلظت پتاسیم و کلسیم در محلول خاک نیز حدود 10 روز پس از مانداب

## فهرست منابع:

1. اسدی کنگرشاهی، علی و نگین اخلاقی امیری. 1397. مدیریت احداث باغ پایدار مرکبات. انتشارات آموزش و ترویج کشاورزی. تهران، ایران. صفحه 201.
2. اسدی کنگرشاهی، علی و نگین اخلاقی امیری. 1393. تغذیه پیشرفته و کاربردی مرکبات. جلد اول، انتشارات آموزش و ترویج کشاورزی. تهران، ایران. صفحه 321.
3. اسدی کنگرشاهی، علی، غلامرضا ثواقبی، محمود سمر و محسن فرحبخش. 1392. امکان استفاده از فلورسنس کلروفیل برای ارزیابی تحمل تعدادی از پایه‌های مرکبات به تنش مانداب. مجله به زراعی کشاورزی، جلد 15، شماره 4، دانشگاه تهران، تهران، ایران، صفحه 65-78.
4. ایزدپناه، بیژن. 1355. مطالعات نیمه تفضیلی و اجمالی خاکشناسی و طبقه‌بندی اراضی استان مازندران. نشریه شماره 492. مؤسسه تحقیقات خاک و آب، سازمان تحقیقات و آموزش کشاورزی، تهران، ایران.
5. Asadi Kangarshahi, A. & Akhlaghi Amiri, N. 2008. Effect of short-term water logging on the growth and yield of citrus. The 11<sup>th</sup> International Citrus Congress, Wuhan, China.
6. Bahmaniar, M.A. 2008. The influence of continuous rice cultivation and different waterlogging periods on the morphology, clay mineralogy, Eh, pH and K in paddy soils. Eurasian Soil Sci. 41:87-92.
7. Bashour, I. & Sayegh, A.A. 2007. *Methods of Analysis for Soils of Arid and Semi-Arid Regions*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome. P. 49-53.
8. Boivin, P., Favre, F., Hammecker, C., Maeght, J.L., Delariviere, J., Poussin, J.C. & Woperris, M.C.S. 2002. Processes driving soil solution chemistry in a flooded rice-cropped vertisol: Analysis of long-time monitoring data. Geoderma. 110: 87 - 107.
9. Bourrie, G., Trolard, F., Genin, J.M.R., Jafrezic, A., Maitre, V., Abdelmoula, M. 1999. Iron control by equilibria between hydroxy-Green Rusts and solutions in hydromorphic soils. Geochim Cosmochim Acta. 63:417-427.

10. Dat, J. F., Capelli, N., Foizer, H., Bourgeade, P. & Badot, P.M. 2004. Sensing and signaling during plant flooding. *Plant Physiol Biochem.* 42: 273-282.
11. Domingo, R., Perez – Paster, A. & Ruiz – Sanchez, C. 2002. Physiological responses of apricot plants grafted on two different rootstocks to flooding condition. *J. Plant Physiol.* 159: 725 – 732.
12. Ethan, S. 2015. Effect of flooding on chemistry of paddy soils: a review. *Int. J. Innov. Sci. Eng. Tech* 2:414–420.
13. Farrell, R.E., Swerhone, G.D.W., and van Kessel, C. 1991. Construction and evaluation of a reference electrode assembly for use in monitoring in situ soil redox potentials. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 22: 1059-68.
14. Gee, G.W. & Bauder, J.W. 1986. Particle size analysis. P. 383 – 411. In: A. Klute, (ed.) *Methods of Soil Analysis. Part1.* SSSA, Madison, WI.
15. Giesler, R., Lundstrom, U.S. & Grip, H. 1996. Comparison of soil solution chemistry assessment using zero-tension lysimeters or centrifugation. *Euro. J. Soil Sci.* 47: 395 – 405.
16. Ibrahim, S.A., Siam, H.S., Rashad, M.A., Holah, S.S., Abou Zeid, S.T. 2011. Influence of soil moisture regimes on some nutrients concentration in soil solution collected from different soils through the growth period of rice plants. *Int J. Acad Res.* 3:711–719.
17. Kirk, G.J.D., Solivas, J.L. & Alberto, M.C. 2003. Effect of flooding and redox conditions on solute diffusion in soil. *Europ. J. Soil Sci.* 54: 617 - 624.
18. Kirk, G. 2004. *The biogeochemistry of waterlogged soils.* Wiley, New York.
19. Larson, K.D., Graetz, D.A., Schaffer, B. 1991. Flood-induced chemical transformations in calcareous agricultural soils of South Florida. *Soil Sci.* 152:33–40.
20. Lindsay, W.L. & Norvel, W.A. 1978. Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese and copper. *Soil Science Society of America Journal.* 42: 421-428.
21. Lu, S.G., Tang, C., Rengel, Z. 2004. Combined effects of waterlogging and salinity on electrochemistry, water-soluble cations and water dispersible clay in soils with various salinity levels. *Plant Soil.* 264:231–245.
22. Mansfeldt, T. 2003. In situ long-term redox potential measurements in a dyked marsh soil. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 166: 210-219.
23. Mclean, E.O. 1982. Soil pH and lime requirement. P. 199- 224. In: A.L. Page et al. (ed.), *Methods of Soil Analysis. Part 2.* SSSA. Madison, WI.
24. Moldenhauer, K.A., Gibbons, J.H. 2002. Rice morphology and development. In: Smith CW, Dilday RH (eds) *Rice: origin, history, technology, and production.* Wiley, Hoboken, pp: 103–128.
25. Nagarajah, S., Neue, H.U., Alberto, M.C.R. 1989. Effect of Sesbania, Azolla, and rice straw incorporation on the kinetic of  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Mn}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$ , and P in some flooded rice soils. *Plant Soil.* 116:37–48.
26. Narteh, L.T., Sahrawat, K.L. 1999. Influence of flooding on electrochemical and chemical properties of West African soils. *Geoderma.* 87:179–207.
27. Nelson, D.W. & Sommers, L.E. 1982. Total carbon, organic carbon, and organic matter. P. 539 – 579. In: A.L. Page et al. (eds.), *Methods of Soil Analysis. Part II.* 2th ed. ASA, SSSA, Madison, WI.
28. Neue, H.E., & C.P. Mamaril. 1985. Zinc, sulfur and other micronutrient in wetland soils: Characterization, classification and utilization. *Proceeding of a Workshop from 26 March to 5 April.* Manil Philippines, IRRI.
29. Olsen, S.R. & Sommers, L.E. 1982. Phosphorus. In: A.L. Page et al., (Ed.), *Methods of Soil Analysis. Part 2. Monograph no 9.* (pp. 403-430). American Agronomy, Madison, WI.
30. Parent, C., Capell, N. Berger, A. Crevecoeur, M. & Dat, J.F. 2008. An overview of plant responses to soil waterlogging. *Plant Stress.* 2: 20 – 27.



31. Patrick, W.H. & Khalid, R.A.. 1974. Phosphate release and sorption by soils and sediments effect of aerobic and anaerobic conditions. *Science* 186: 53 – 55.
32. Patrick, W.E., Gambrell, R.P. & Faulkner, S.P. 1996. Redox measurements of soils. p. 1255 – 1273. In: D. Sparks (ed.). *Methods of Soil Analysis. Part 3. Chemical methods. Soil Sci. Am. Book Series, No. 5. Madison, WI.*
33. Pezeshki, S.R. 2001. Wetland plant responses to soil flooding. *Environ. Exp.Bot.* 46: 299 - 312.
34. Ponnampereuma, F.N. 1984. Effects of flooding on soils In: Kozlowski, T.T. (ed.). *Flooding and Plant Growth. Academic Press Inc. Orlando, FL. PP. 9 – 45.*
35. Ponnampereuma, F.N. 1972. *The chemistry of submerged soils. IRRI Los Banos, Los Banos, p 96.*
36. Quantin, C., Grunberge, O., Suvannang, N., Bourdon, E. 2008. Land management effects on biogeochemical functioning of saltaffected paddy soils. *Pedosphere* 18:183–194
37. Roden, E.E. 2004. Analysis of long-term bacterial versus chemical Fe(III) oxide reduction kinetics. *Geochim Cosmochim Acta.* 68:205–216.
38. Rogers, C.W., Brye, K.R., Roberts, T.L., Norman, R.J., Fulford, A.M. 2010. Assessing Redox Potentials as Related to Greenhouse Gases in Flooded Paddy Soils B.R. Wells Rice Research Studies 2010. AAES Research Series Saul Ethan. Effect of flooding on chemistry of paddy soils: a review. *IJISSET* 2:235–243.
39. Rostaminia, M., Mahmoodi, S., Sefidi, H.T., Pazira, E., Kafaei, S.B. 2011. Study of reduction-oxidation potential and chemical characteristics of a paddy field during rice growing season. *J. Appl. Sci.* 11:1004–1011.
40. Sachs, M., Vartapetian, B. 2007. Plant anaerobic stress. I: Metabolic adaptation to oxygen deficiency. *Plant Stress.* 1: 123 – 135.
41. Saleh, J., Najafi, N., Oustan, S., Aliasgharzad, N., Ghassemi-Golezani, K. 2013. Changes in extractable Si, Fe, and Mn as affected by silicon, salinity, and waterlogging in a sandy loam soil. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 44:1588–1598.
42. Schneider, A. 1997. Release and fixation of potassium by a loamy soil as affected by initial water content and potassium status of soil samoles. *European Journal of Soil Science.* 48: 263 – 271.
43. Scott, H.D., Miller, D.M., Renaud, F.G. 2003 Rice soils: physical and chemical characteristics and behavior. In: Smith, C.W., Dilday, R.H.(eds) *Rice: origin history, technology and production.* Wiley, New York, pp 297–329.
44. Sigg, L., C.A. Johnson & A. Kuhn. 1991. Redox condition and alkalinity generation in a seasonally anoxic lake. *Mar. Chem.* 36: 9-26.
45. Singh, S.N. 2001. Exploring correlation between redox potential and other edaphic factors in field and laboratory conditions in relation to methane efflux. *Environ. Int.* 27: 265 – 274.
46. Sposito, G. 1981. *The thermodynamics of soil solutions.* New York, Oxford University Press.
47. Veneman, P.L.M., and Pickering, E.W. 1983. Salt Bridge for Redox Potential Measurements. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.* 14: 669-677.
48. Vonlangen, P.J., K.S. Johnson, K.H. Coale & V.A. Elrod. 1997. Oxidation Kinetics of manganese (II) in seawater at nanomolar concentration. *Geochim. Cosmochim. Acta.* 61: 4945-4954.
49. Wright, R.J. & T.I. Stuczynski. 1996. Atomic absorption and flame emission spectroscopy. In: *Methods of Soil Analysis. Sparks, D.L. (Ed.), Part III, Chemical Methods, SSSA Book Series No.5, SSSA, Madison, WI. P. 65 – 91.*
50. Zarate-Vaide, J.L., R.J. Zdsoski & A.E. Lauchli. 2006. Short-term effect of moisture on soil solution pH and Eh. *Soil Sci.* 171: 423 – 431.

## Effect of Waterlogging Conditions on Some Chemical and Electrochemical Changes in Soil Solution of Calcareous Soils

A. Asadi Kangarshahi<sup>1</sup>

Assistant Professor of Soil and Water Research Department, Mazandaran Agricultural and Natural Resources Research and Education Center, AREEO, Sari, Iran;  
E-mail: kangarshahi@gmail.com

Received: June, 2021, and Accepted: September, 2021

### Abstract

In recent years, floods and waterlogging conditions in the northern and southern provinces of Iran have become important challenges, which directly and indirectly affect the solubility and availability of most of the soil nutrients. To investigate the effects of waterlogging, seven soils were selected from the orchards of different regions of East Mazandaran (Ghaemshahr, Sari, and Neka). In a pot experiment, the soils were placed under continuous waterlogging conditions for 70 consecutive days, and the trend of changes in oxidation-reduction potential (Eh), electrical conductivity (EC), pH, concentrations of Ca<sup>2+</sup>, K<sup>+</sup>, Na<sup>+</sup> and iron (Fe<sup>2+</sup> and Fe<sup>3+</sup>) of these soils were studied. The results showed that the mean Eh values of soils dropped within 2 days of waterlogging, then increased slightly in the third day, and then began to drop again, and this drop trend continued until the end of the period, from 552 mV at the beginning of waterlogging and reached -99 mV at the end of the period. The average soil pH decreased from 7.8 to 6.88 after 10 days of waterlogging, and then increased and reached a relatively stable equilibrium (about 7.05). The average EC values of soils, increased after the first day of waterlogging, then, declined to 2.13 dS/m, and again increased to the maximum value (about 3.09 dS/m) after 10 days. The concentration of Ca<sup>2+</sup>, K<sup>+</sup>, and Na<sup>+</sup> in the soil solution increased after waterlogging and reached the maximum within 2 days, then gradually decreased and reached a relatively constant amount. The concentration of Fe within the first days after waterlogging was 1.95 mg/L, increased to 6.67 mg/L after 10 days, then decreased to 4.27 mg/L after 20 days, and eventually increased to 9.98 mg/L at the end of the period (70 days). Based on the results of this study and considering the trend of EC changes and concentrations of nutrients in soil solution, application of chemical fertilizers to soils should be avoided after waterlogging occurrence. Also, due to the changes in soil Eh, the continuation of waterlogging for more than 5 days can lead to relatively anaerobic conditions in the soil and damage to fruit trees, therefore, drainage of excess water is recommended.

**Keywords:** Electrical conductivity, Redox potential, Soluble nutrients, Waterlogging time, Drainage.

<sup>1</sup> Corresponding author: Soil and Water Research Department, Mazandaran Agricultural and Natural Resources Research and Education Center, AREEO, Sari, Iran.