



وزارت جهاد کشاورزی
سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی
موسسه تحقیقات خاک و آب کشور

طبقه‌بندی و مدیریت شوری منابع آب آبیاری و خاک کشاورزی در ایران

نگارندگان

یوسف هاشمی‌نژاد¹، فرهاد دهقانی²، محمد حسن رحیمیان³

¹ عضو هیات علمی مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی استان خراسان رضوی

² عضو هیات علمی مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی استان یزد

³ عضو هیات علمی مرکز ملی تحقیقات شوری

نشریه فنی: 660

1404

مشخصات اثر

عنوان: طبقه‌بندی و مدیریت شوری منابع آب آبیاری و خاک کشاورزی در ایران

نگارندگان: یوسف هاشمی‌نژاد، فرهاد دهقانی و محمدحسن رحیمیان

ناشر: موسسه تحقیقات خاک و آب کشور

لیتوگرافی، چاپ و صحافی: انتشارات اسرار علم

کارشناس انتشارات: سمانه پورمنصور

ویراستار ادبی: آرش تافته

طراح جلد: سید هادی میرغیاثی

سال انتشار: 1404

حق چاپ برای ناشر محفوظ است.

این نشریه با شماره 68262 در تاریخ 1404/8/12 در مرکز اطلاعات و مدارک علمی کشاورزی

به ثبت رسیده است.

نقل مطالب با ذکر منبع بلامانع است.

نشانی: کرج، میدان استاندارد، جاده مشکین‌دشت، بلوار امام خمینی (ره)، موسسه تحقیقات خاک و آب کشور

صندوق پستی: 31785-311

کد پستی: 3177993545

تلفن: 026 - 36201900

نمابر: 02636210121

پست الکترونیکی: info.swri@areeo.ac.ir

وبسایت: <http://www.swri.ir>

مسئولیت صحت مطالب به عهده نگارندگان است.

فهرست مطالب

صفحه	عنوان
1	1- چکیده
1	2- مقدمه
3	3- معیارهای مرسوم طبقه‌بندی شوری آب و خاک
3	3-1- شوری
4	3-1-1- تبدیل شوری آب آبیاری به شوری خاک
8	3-2- سدیم
13	3-3- غلظت و نسبت یون‌های خاص
13	3-3-1- نسبت کلسیم به منیزیم
17	3-3-2- اثر پتاسیم و منیزیم در هم‌آوری - پراکنش
21	3-3-3- نسبت کاتیونی پایداری ساختمان (CROSS)
26	3-4- قلیائیت
29	4- وضعیت منابع آب ایران در طبقه‌بندی‌های مرسوم
36	5- وضعیت خاک‌های تحت آبیاری در طبقه‌بندی‌های مرسوم
40	6- نقشه پراکنش منابع آب‌شور در کشور
44	7- طبقه‌بندی پیشنهادی برای منابع آب‌شور در کشاورزی
46	8- مصارف و مدیریت بهره‌برداری از آب و خاک شور در کشاورزی
47	8-1- فناوری‌های بیولوژیکی
47	8-1-1- معرفی ارقام متحمل به شوری
49	8-1-2- اصلاح زیستی
53	8-2- فناوری‌های شیمیایی
53	8-2-1- گچ معدنی

56.....	2-2-8- اسید
57.....	3-2-8- گوگرد و کودهای اسیدزا
60.....	3-8- فناوری‌های هیدرولیکی
60.....	1-3-8- آبخویی
64.....	2-3-8- زهکشی
74.....	3-3-8- کاهش تلفات تبخیر
76.....	9- نتیجه‌گیری کلی و پیشنهادها
78.....	منابع

1- چکیده

برای مدیریت صحیح استفاده از منابع آب‌و خاک شور، ابتدا باید شناخت صحیحی از وضعیت شوری در این منابع داشت. امروزه طبقه‌بندی‌های مختلفی برای شوری به طور عام و غلظت و نسبت یون‌های مختلف محلول برای کشورها و شرایط مختلف ارائه شده‌اند. قابلیت کاربرد این طبقه‌بندی‌ها برای شرایط کشاورزی حال حاضر کشور مورد تردید است. برای استفاده از هر کدام از این طبقه‌بندی‌ها برای تفسیر وضعیت آب‌و خاک، لازم است به پیش‌فرض‌ها و شرایط توسعه آن طبقه‌بندی نیز توجه داشت. در این نشریه، به بررسی و معرفی طبقه‌بندی‌ها و معیارهای طبقه‌بندی شوری- سدیمی، محدوده‌های قابل قبول غلظت برخی یون‌ها و نسبت‌های یونی مهم برای استفاده از منابع آب‌و خاک شور- سدیمی در ایران پرداخته شده است. سپس بر اساس منابع علمی داخل کشور و جمع‌بندی نویسندگان، یک راهنمای جدید برای کاربرد منابع آب‌شور در ایران معرفی شده است و در انتها، راهکارهای مدیریتی برای استفاده بهینه از منابع آب‌و خاک شور در بخش کشاورزی معرفی شده است. قابل توجه است که در این نشریه تنها محدوده‌هایی از شوری معرفی شده است که برای کشاورزی مرسوم قابل استفاده است و به کاربرد منابع آب‌و خاک بسیار شور در سیستم شورورزی پرداخته نشده است.

2- مقدمه

بخش زیادی از خاک‌های کشاورزی ایران به‌ویژه اراضی تحت آبیاری، شور می‌باشد. حدود 6/8 میلیون هکتار از اراضی کشاورزی کشور به درجات مختلف شور هستند (مؤمنی، 1389). منابع آب آبیاری نیز روزبه‌روز در حال شورتر شدن هستند. کاربرد غیراصولی این منابع آب‌شور در خاک‌های شور یا غیر شور منجر به توسعه شوری خاک می‌شود. استمرار و پایداری تولید محصولات کشاورزی با استفاده از این منابع آب‌و خاک شور، منوط به اتخاذ تصمیمات و تغییر در مدیریت بهره‌برداری از منابع است. بدیهی است راهکار مدیریت بهره‌برداری از منابع برای تمام سطوح شوری و کیفیت آب‌و خاک یکسان

نمی‌باشد و لازم است ابتدا منابع آب‌و خاک شور در گروه‌بندی‌هایی که تاحدامکان نیازمند فعالیت‌های مدیریتی کمابیش مشابهی هستند طبقه‌بندی شده و سپس برای هر گروه یا طبقه راهکار مدیریتی خاص خود اتخاذ شود.

طبقه‌بندی‌های مختلفی برای ارزیابی شوری آب‌و خاک ارایه شده است که از آن جمله می‌توان به دیاکرام طبقه‌بندی شوری و قلیاییت ویلکاکس (Wilcox, 1955)، دستنامه شماره 60 وزارت کشاورزی ایالات متحده (Richards, 1954)، نشریه شماره 29 فائو (Ayers and Westcot, 1985) و حتی طبقه‌بندی‌هایی برای ایران و هندوستان (عابدی و همکاران، 1381) نیز اشاره کرد. تمام این طبقه‌بندی‌ها بر اساس پیش‌فرض‌ها و شرایطی است که استفاده از آن‌ها را برای بازه زمانی و مکانی مورد نظر امکان‌پذیر می‌کند. برخی از این شرایط و پیش‌فرض‌ها ممکن است در طول زمان تغییر کرده باشند و یا این‌که فقط در مکان‌های خاصی موضوعیت داشته باشند (Asadi et al., 2019)، به‌نحوی که کاربرد آن‌ها را در شرایط حال حاضر کشاورزی ایران با محدودیت‌هایی روبرو نماید. در نتیجه ضرورت دارد طبقه‌بندی بروز شده‌ای برای شرایط جدید کشور تدوین شود.

بروز برخی مسایل و جنبه‌های جدید در کاربرد منابع آب‌و خاک شور نیز لزوم بازنگری در طبقه‌بندی‌های موجود را بیش از پیش مشخص می‌کند. به‌عنوان مثال گسترش منابع آب‌و خاک منیزی می‌که از ایران، کشورهای آسیای میانه و پاکستان گزارش شده است (Qadir et al., 2018)، گسترش استفاده از آب‌شیرین‌کن‌ها در کشاورزی (Rahimi et al., 2021) و نیز مطرح شدن کاربردهای جدیدی از آب‌های شور و بازچرخانی زهاب در شورورزی (Khorsandi et al., 2020) و یا جنبه‌های محیط زیستی و غیر کشاورزی کاربرد منابع آب‌و خاک شور (Salehi, 2020) مواردی هستند که در سال‌های اخیر مورد توجه قرار گرفته است. در این نشریه سعی شده است طبقه‌بندی جامعی برای کاربرد منابع آب‌و خاک شور و بسیار شور در جنبه‌های کشاورزی، شورورزی و خدمات محیط زیستی کاربرد آن‌ها بر اساس شرایط جدید کشور ارایه شود.

کیفیت آب آبیاری در مناطق، کشورها و محل‌های مختلف بسته به اینکه چگونه آب زیرزمینی استخراج و استفاده می‌شود، شدت بارندگی و در نتیجه مقدار تغذیه مجدد آبخوان متفاوت است. استفاده از آب زیرزمینی برای کشاورزی در کشورهای گرم و

خشک، ممکن است منجر به افزایش شوری آب زیرزمینی می‌شود که در نتیجه انتخاب نوع محصولات مناسب برای کشت را محدودتر می‌کند. در نتیجه ضروری است، تناسب آب برای آبیاری را تعیین کرد. غلظت و ترکیب املاح محلول در آب، کیفیت آب برای آبیاری را تعیین می‌کند. چهار معیار برای ارزیابی کیفیت آب پیشنهاد شده‌اند که عبارت‌اند از شوری آب (EC)، خطر سدیم (SAR)، کربنات سدیم باقی‌مانده (RSC) و سمیت یونی. در مناطق تحت آبیاری، شوری و یون‌های محلول خاک در تعادل با اجزای متناظر در آب آبیاری هستند. در این نشریه چهار معیار ارزیابی کیفیت آب آبیاری برای ارزیابی کیفیت خاک نیز استفاده می‌شود و به تناسب روش محاسبه مقادیر متناظر از روی آب آبیاری نیز معرفی می‌شود.

3- معیارهای مرسوم طبقه‌بندی شوری آب و خاک

3-1- شوری

متداول‌ترین معیار طبقه‌بندی شوری آب آبیاری، دیاگرام ویلکاکس است. بر این مبنا منابع آب با شوری زیر 250 میکروموس بر سانتی‌متر (هزار میکروموس بر سانتی‌متر معادل یک دسی‌زیمنس بر متر است) با شوری کم (C1)، بین 250 تا 750 با شوری متوسط (C2)، بین 750 تا 2250 با شوری زیاد (C3) و بیش از 2250 میکروموس بر سانتی‌متر با شوری بسیار زیاد (C4) طبقه‌بندی می‌شوند. این طبقه‌بندی بر مبنای رابطه بین شوری آب آبیاری و هدایت الکتریکی عصاره اشباع خاک بوده است که در آن بیش از 1300 نمونه آب سطحی و زیرزمینی مربوط به منطقه غرب ایالات متحده آمریکا بررسی شده است. بر اساس نتایج ویلکاکس در آن زمان بیش از نیمی از منابع آب آبیاری مورد بررسی هدایت الکتریکی کمتر از 750 میکروموس بر سانتی‌متر داشته‌اند و تنها 10 درصد از منابع آب مورد بررسی شوری بیش از 2250 میکروموس بر سانتی‌متر داشته‌اند.

در همین نشریه ویلکاکس به‌درستی شوری خاک را تابعی از شوری آب آبیاری و کسر آبشویی می‌داند و سپس به استناد دست‌نامه 60 وزارت کشاورزی آمریکا (Richards, 1954) طبقه‌بندی زیر را برای هدایت الکتریکی عصاره اشباع خاک ارائه می‌نماید.

جدول 1- طبقه‌بندی هدایت الکتریکی عصاره اشباع خاک (Wilcox, 1955)

هدایت الکتریکی عصاره اشباع (dS/m)	پاسخ گیاه مربوطه
2-0	تأثیرات شوری اغلب قابل اغماض است
4-2	عملکرد محصولات حساس‌تر کم می‌شود؛ مانند آووکادو، مرکبات، توت‌فرنگی، هلو، زردآلو، بادام، آلو، کرفس و ترب
8-4	عملکرد بسیاری از گیاهان کم می‌شود. گیاهان حساس‌تر در این گروه عبارت‌اند از کلم گل، کلم، بروکلی، گوجه‌فرنگی، چاودار، گندم، یولاف، یونجه، سودان گراس، دالیس گراس، شبدر، چچم‌های دائمی، شبدر شیرین
16-8	تنها گیاهان متحمل به شوری عملکرد مطلوبی دارند. این گروه شامل نخل خرما، گون، کلم‌پیچ، لیو، جو، بسیاری از گونه‌های علف گندم، رودز گراس و برمودا گراس، برخی از گونه‌های پنبه و چغندر قند
بیش از 16	عملکرد مطلوب تنها از برخی از گیاهان مرتعی بومی حاصل می‌شود.

هر چند در اثر فعالیت‌های تحقیقاتی در دهه‌های پس از انتشار این جدول راهنما، به سیاهه گیاهان زراعی و باغی متحمل، حساس و نیمه حساس اضافه شده است، ولی نکته قابل توجه در این طبقه‌بندی این است که تقریباً هیچ ارتباطی بین طبقه‌بندی شوری آب آبیاری و شوری خاک وجود ندارد.

۳-۱-۱- تبدیل شوری آب آبیاری به شوری خاک

سی سال بعد آیرز و وستکات نشان دادند که در بلندمدت (شرایط ماندگار) و با فرض الگوی جذب آب 10-20-30-40، رابطه زیر بین شوری آب آبیاری و شوری خاک وجود دارد (Ayers and Westcot, 1985):

$$EC_e \text{ (dS/m)} = X \cdot EC_{iw} \text{ (dS/m)} \quad (1)$$

که در آن EC_e و EC_{iw} به ترتیب هدایت الکتریکی عصاره اشباع و آب آبیاری و X فاکتور غلظت است که وابسته به کسر آبشویی می‌باشد. ایشان همچنین جدول 2 را برای استخراج مقادیر مختلف X از روی کسر آبشویی ارائه نمودند.

جدول 2- محاسبه فاکتور غلظت از روی کسر آبشویی

کسر آبشویی (%)	آب مورد نیاز (درصد از نیاز آبی)	فاکتور غلظت (X)
5	105/3	3/2
10	111/1	2/1
15	117/6	1/6
20	125	1/3
25	133/3	1/2
30	142/9	1
40	166/7	0/9
50	200	0/8
60	250	0/7
70	333/3	0/6
80	500	0/6

بر اساس جدول 2 مقدار ضریب غلظت در کسر آبشویی بین 15 تا 20 درصد حدود 1/5 برآورد شده است. بر این اساس در این مقادیر کسر آبشویی که بر اساس وضعیت مدیریت آبیاری در آن زمان در ایالات متحده رایج بود، هدایت الکتریکی عصاره اشباع خاک در بلندمدت و پس از حصول شرایط ماندگار حدود 1/5 برابر شوری آب آبیاری بود ($EC_e = 1.5 EC_{iw}$).

نگاهی دوباره به طبقه‌بندی ویلکاکس و جدول 1 با در نظر داشتن ضریب غلظت 1/5 که در شرایط آن روزهای ایالات متحده رایج بوده است مشخص می‌سازد که این طبقه‌بندی تا حدود زیادی سخت‌گیرانه است. به این مفهوم که کاربرد آب‌هایی که در این گروه‌بندی جزو آب‌های شور طبقه‌بندی می‌شدند (C3) در خاک منجر به هدایت الکتریکی کمتر از 4 می‌شود که تنها برای گیاهان حساس مناسب نیست.

البته بازبینی‌های بعدی این طبقه‌بندی (Fipps, 2003) و عابدی و همکاران (1381) به‌ترتیب سطح شوری آب‌های غیر قابل کاربرد در کشاورزی را به‌ترتیب تا 3 و 6

دسی‌زیمنس بر متر افزایش داد، در تقسیم‌بندی کشور هند علاوه بر شوری آب آبیاری، مقدار بارندگی، تحمل به شوری گیاه و درصد رس خاک لحاظ شده است (Minhas, 1996). در این طبقه‌بندی که در جدول 3 ارائه شده است، هرچه بارندگی منطقه بیشتر و خاک درشت‌دانه‌تر (درصد رس کمتر) بوده است، محدوده شوری آب آبیاری قابل‌استفاده بخصوص برای گیاهان متحمل به شوری بیشتر شده است. به‌طور مثال در مناطق با بارندگی بیش از 500 میلی‌متر و در خاک‌های درشت‌دانه و برای آبیاری محصولات متحمل به‌شوری می‌توان آب‌هایی با شوری 12/5 دسی‌زیمنس بر متر را نیز برای آبیاری استفاده کرد.

همراه با این جدول توصیه‌هایی نیز برای اصلاح خاک و نیز فصل مناسب استفاده از آب‌های شور در آبیاری محصولات مختلف ارائه شده است. به‌طور مثال برای آبیاری با آب‌هایی با نسبت جذب سدیم بیشتر از 20 و یا نسبت منیزیم به کلسیم بیش از 3 توصیه شده است که از گچ برای اصلاح خاک استفاده شود. در مواردی که توصیه به استفاده از گچ شده است، همچنین توصیه شده است که از کود فسفره اضافی نیز استفاده شود.

جدول 3- راهنمای استفاده از آب آبیاری در هند (Minhas, 1996)

بافت خاک (درصد رس)	تحمل گیاه	شوری آب آبیاری (dS/m) و حدود بارندگی منطقه (mm)		
		کمتر از 350	350 تا 550	بیش از 550
ریزدانه (بیش از 30 درصد)	حساس	1	1	1/5
	نیمه متحمل	1/5	2	3
	متحمل	2	3	4/5
نسبتاً ریزدانه (بین 20 تا 30 درصد)	حساس	1/5	2	2/5
	نیمه متحمل	2	3	4/5
	متحمل	4	6	8
نسبتاً درشت‌دانه (بین 10 تا 20 درصد)	حساس	2	2/5	3
	نیمه متحمل	4	6	8
	متحمل	6	8	10
درشت‌دانه (کمتر از 10 درصد)	حساس	-	3	3
	نیمه متحمل	6	7/5	9
	متحمل	8	10	12/5

علی‌رغم این‌که این جدول بسیار واقع‌بینانه‌تر نسبت به دیاگرام ویلکاکس تنظیم شده است؛ ولی در قسمت‌های بعد نشان خواهیم داد که تفاوت‌هایی در وضعیت کشاورزی ایران و هند وجود دارد که کاربرد این جدول را نیز برای شرایط ایران با محدودیت مواجه می‌کند.

شاید با در نظر گرفتن بخشی از این تفاوت‌ها بود که در سال 1377 طبقه‌بندی جدیدی برای آب‌های شور ایران پیشنهاد شد (عابدی و همکاران، 1381). در این طبقه‌بندی که به افتخار دکتر سعید نی‌ریزی تحت عنوان طبقه‌بندی نی‌ریزی در ایران شناخته می‌شود (جدول 4)، تأثیر کسر آبشویی بر شوری خاک در نظر گرفته شده است. به این ترتیب که بر اساس کارایی توزیع آب در مزرعه در سامانه‌های آبیاری مرسوم در ایران، کسر آبشویی حدود 20 درصد در نظر گرفته شده است و سپس با استناد به جدول (2) فرض شده است که در این شرایط متوسط شوری عصاره اشباع خاک در منطقه ریشه حدود $1/3$ برابر شوری آب آبیاری باشد سپس بر مبنای متوسط شوری خاک پیش‌بینی شده برای منطقه ریشه، تناسب آب مصرفی برای آبیاری گیاهان مختلف تعیین شده است.

جدول 4- طبقه‌بندی آب‌شور برای مصارف کشاورزی در شرایط کسر آبشویی 20 درصد (نی‌ریزی، 1377)

شوری آب آبیاری	تأثیرات آن بر تولیدات زراعی
شوری کم	اغلب گیاهان محصول مناسبی خواهند داشت. بعضی از گیاهان حساس به شوری نظیر ذرت حدود 30 درصد و گیاهان خیلی حساس نظیر لوبیا حدود 50 درصد محصول از دست می‌دهند.
لب‌شور	گیاهان متحمل به شوری نظیر چغندر، پنبه و جو محصول مناسب می‌دهند. گیاهان نیمه متحمل نظیر گندم حدود 30 درصد و یونجه 50 درصد محصول خود را از دست می‌دهند.
شوری متوسط	گیاهان متحمل به شوری حدود 30 درصد و گیاهان نیمه‌متحمل بیش از نیمی از محصول را از دست می‌دهند.
شوری زیاد	مناسب کشت گیاهان شورزیست. گیاهان متحمل به شوری بیش از 50 درصد محصول را از دست می‌دهند.

- با افزایش کسر آبشویی به بیش از 20 درصد در اثر کاربرد بیشتر آب و یا سبکی بافت خاک، تولید محصول از محدوده ارائه شده در جدول فوق افزایش پیدا کرده و کاربرد آب شور توجیه بیشتری خواهد داشت.

3-2- سدیم

سدیم اضافی در جایگاه‌های تبادلی خاک منجر به متلاشی شدن خاکدانه‌ها می‌شود. در اثر این پدیده ذرات ریز خاک، فضای بین خاکدانه‌ای را مسدود کرده و سرعت نفوذ آب در خاک کاهش می‌یابد. به این ترتیب خطر سدیم اضافی در خاک دارای اهمیت است. برای ارزیابی خطر سدیم اضافی در خاک از شاخص درصد سدیم تبادلی (ESP) استفاده می‌شود.

$$ESP (\%) = \frac{Na_{ex}(cmol/Kg)}{CEC(cmol/Kg)} \times 100 \quad (2)$$

که در آن Na_{ex} سدیم قابل تبادل و CEC ظرفیت تبادل کاتیونی هر دو بر حسب سانتی مول بر کیلوگرم می‌باشند. باتوجه به اینکه اندازه‌گیری هم سدیم قابل تبادل و هم کل ظرفیت تبادل کاتیونی توأم با منابع خطای گوناگون می‌باشد، حدود هفتاد سال قبل سعی شد این مقدار از روی نسبت جذب سدیم (SAR) آب آبیاری تخمین زده شود.

$$SAR = \frac{Na^+}{\sqrt{\frac{Ca^{2+} + Mg^{2+}}{2}}} \quad (3)$$

که در آن Na^+ ، Ca^{2+} و Mg^{2+} به ترتیب غلظت یون‌های سدیم، کلسیم و منیزیم در آب آبیاری بر حسب میلی‌اکیوالان بر لیتر می‌باشد.

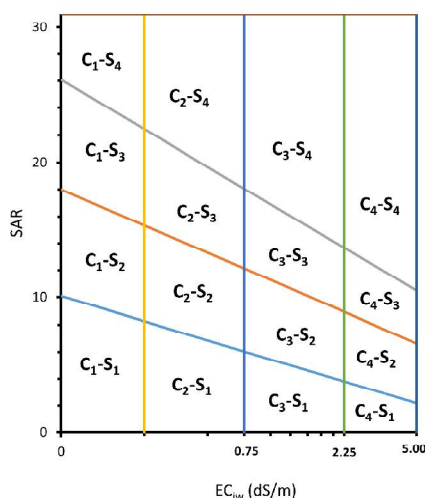
$$ESP = \frac{100(-0.0126 + 0.01475SAR)}{1 + (-0.0126 + 0.01475SAR)} \quad (4)$$

با استفاده از رابطه تجربی (4) که برگرفته از مفهوم ضریب گاپون در تبادل کاتیون‌های یک‌ظرفیتی و دو ظرفیتی است، می‌توان مقدار درصد سدیم تبادلی خاک را از روی نسبت جذب سدیم آب آبیاری که با آن به تعادل رسیده است بدست آورد. به این ترتیب هرچند خطر سدیم اضافی در واقع از روی تأثیر آن بر روی خاک است، ولی برای ارزیابی آن معمولاً از معیار آب آبیاری استفاده می‌شود. هرچند رابطه بدست آمده یک رابطه تجربی بود ولی منشاء آن روابط استوکیومتریکی در تبادل کاتیونی است که امروزه به‌عنوان اصول تبادل کاتیونی مورد پذیرش قرار گرفته است.

آب‌های آبیاری که دارای سطوح بالای SAR می‌باشند، باگذشت زمان تجمع سطوح بالای سدیم در آنها اتفاق می‌افتد که در عوض می‌تواند (به دلیل پراکنده شدن خاک) تأثیر سوئی بر نفوذپذیری خاک داشته باشد. سطوح SAR بالاتر می‌تواند منجر به سله بستن خاک، سبزشدن ضعیف گیاهچه، و تهویه نامناسب شود.

به روش مشابه طبقه‌بندی شوری، ویلکاکس در سال 1955، طبقه‌بندی را برای مقادیر مختلف SAR ارائه نمود. براین اساس مقادیر SAR بین 0 تا 10 در طبقه کم (S_1)، مقادیر بین 10 تا 18 در طبقه متوسط (S_2)، مقادیر بین 18 تا 26 در طبقه زیاد (S_3) و مقادیر بیش از 26 در طبقه خیلی زیاد (S_4) قرار می‌گرفت.

او همچنین با تلفیق طبقه‌بندی هدایت الکتریکی آب آبیاری (C_1 تا C_4) و طبقه‌بندی خطر سدیم آب آبیاری (S_1 تا S_4)، 16 گروه مختلف را برای طبقه‌بندی شوری و سدیم آب آبیاری معرفی نمود. شکل 1 این طبقه‌بندی که به دیگرام ویلکاکس معروف است را نشان می‌دهد. بر اساس این دیگرام، خطر شوری باعث محدودیت در استفاده از منابع آب سدیمی می‌شود. مثلاً در صورتی که آبی داری شوری تا 0.25 دسی‌زیمنس بر متر باشد و در دسته C_1 قرار گیرد باید مقدار SAR آن تا حدود 9 باشد تا در دسته S_1 قرار گیرد. حال آنکه اگر همین آب دارای شوری حدود 3 دسی‌زیمنس بر متر بوده و در دسته C_4 قرار گیرد، برای قرار گرفتن در دسته S_1 باید مقدار SAR آن حداکثر حدود 4 باشد. این در حالی است که یافته‌های بعدی این مورد را نقض می‌کند.



شکل 1- دیاگرام ویلکاکس برای طبقه‌بندی خطر شوری و سدیمی آب آبیاری (Wilcox, 1955)

رنگسامی و اولسون (1991) برای خاک‌های سدیمی استرالیا یک طبقه‌بندی بر مبنای نسبت جذب سدیم، pH سوسپانسیون 1 به 5 خاک به آب و هدایت الکتریکی ارائه نمودند (Rengasamy and Olsson, 1991). این خصوصیات اصلی از این جهت انتخاب شدند که مهم‌ترین تأثیرات مخرب را بر ساختمان خاک در خاک‌های سدیمی دارند. بخاطر مشکلات اندازه‌گیری ESP (Gupta and Abrol, 1990) این محققان برای تعریف خاک‌های سدیمی از SAR عصاره 1 به 5 استفاده کردند (که از لحاظ ترمودینامیکی به ESP وابسته است). ESP خاک تقریباً دو برابر SAR عصاره 1 به 5 خاک به آب است.

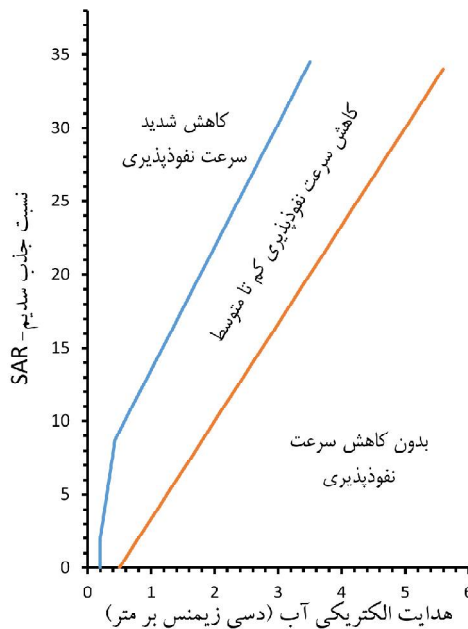
افزایش شوری محلول خاک اثری مثبت بر ساختمان خاک دارد. در مقادیر شوری‌های بالاتر محلول خاک، ضخامت لایه پخشیده دوگانه (DDL) کاهش می‌یابد که در نتیجه نیروهای جاذب بین ذرات رس غالب شده و منجر به پایداری ساختمان خاک می‌شود (Quirk and Schofield, 1955). مهم است که توجه کنید که انبساط و انقباض DDL بدون جدا شدن ذرات از یکدیگر، ولو اینکه جدا شدن در مقیاس آنگستروم باشد، نوعی تورم و انقباض است (Bennett et al., 2019). در نتیجه تأثیر شوری بر ساختمان خاک

یکی از عوامل مهم تعیین‌کننده هندسه منافذ خاک است که مسئول هدایت هیدرولیکی می‌باشد. به همین دلیل خطر سدیم اضافی در خاک باید به همراه اثر شوری ارزیابی شود. اوستر و همکاران (2016)، جدول راهنمایی برای تفسیر خطر کاربرد آب‌های با شوری‌ها و SAR های متفاوت بر خطر کاهش سرعت نفوذ آب در خاک ارائه شده است. این راهنما که در جدول 5 منعکس شده است نیز بر اساس واقعیت فوق است چرا که با افزایش سطح شوری آب آبیاری، محدوده‌ای از SAR که کاربرد آن منجر به کاهش سرعت نفوذ آب در خاک می‌شود، افزایش می‌یابد (Oster et al., 2016).

جدول 5- راهنمای تلفیقی برای ارزیابی اثر همزمان SAR و EC در آب آبیاری بر نفوذپذیری آب در خاک (Oster et al., 2016)

درجه تأثیر نسبت جذب سدیم بسته به هدایت الکتریکی (dS/m)			نسبت جذب سدیم
زیاد	متوسط تا زیاد	کم	(mmol _e /L) ^{0.5}
کمتر از 0/2	0/7-0/2	بیش از 0/7	0-3
کمتر از 0/3	1/2-0/3	بیش از 1/2	3-6
کمتر از 0/5	1/9-0/5	بیش از 1/9	6-12
کمتر از 1/3	2/9-1/3	بیش از 2/9	12-20
کمتر از 2/9	5-2/9	بیش از 5	20-40

شکل 2، نموداری موسوم به دیاگرام سوارز را نشان می‌دهد که برای ارزیابی خطر سدیم در مقادیر مختلف شوری به کار می‌رود (Ayers and Westcot, 1985). نکته قابل توجه در این نمودار این است که هر چند برای ارزیابی خطر کاهش سرعت نفوذ آب در خاک استفاده می‌شود، ولی مقادیر ورودی آن شوری و نسبت جذب سدیم آب آبیاری است. این موضوع بر اساس پیش‌فرض وجود تعادل در ترکیب آب آبیاری، فاز محلول و تبدیلی خاک استوار است.



شکل 2- دیاگرام سوارز برای ارزیابی خطر سدیم اضافی در مقادیر مختلف شوری (Ayers and Westcot, 1985)

بر اساس شکل 2 در سطح شوری 2 دسی‌زیمنس بر متر، نسبت جذب سدیم آب آبیاری باید بیش از 21 باشد تا استفاده از این آب منجر به خطر کاهش شدید سرعت نفوذ آب در خاک شود، در حالی که در شوری 4 دسی‌زیمنس بر متر این مقدار باید بیش از 39 باشد. برای سهولت در تصمیم‌گیری، دانشگاه ایالتی کالیفرنیا، دیویس، معیار 5 برابر را معرفی کرده است (Marino, 2020). بر این اساس در هر سطح شوری در صورتی که نسبت جذب سدیم آب آبیاری بیش از 5 برابر هدایت الکتریکی آن باشد، کاربرد آن آب منجر به خطر کاهش سرعت نفوذ آب در خاک خواهد شد. به طور مشابه غلظت سدیم محلول باید بیش از 5 برابر غلظت کلسیم محلول باشد. یا در مورد خاک، غلظت سدیم تبدیلی باید بیش از 5 برابر غلظت کلسیم تبدیلی باشد.

3-3- غلظت و نسبت یون‌های خاص

معیارهای ارزیابی خطر سدیم از دهه 1980 مورد استفاده بوده‌اند که بر مبنای ارزیابی شوری (هدایت الکتریکی) و سدیم (نسبت جذب سدیم) استوار هستند. در این معیارها برای نسبت جذب سدیم، اثر مثبت کلسیم و منیزیم در مقابل اثر منفی سدیم در نظر گرفته می‌شود. در عین حال نتایج تحقیقات اخیر شواهد زیادی درباره تأثیر منفی هم پتاسیم و هم منیزیم، علاوه بر سدیم، بر ویژگی‌های فیزیکی خاک نشان می‌دهند (Qadir et al., 2021).

۳-۳-۱- نسبت کلسیم به منیزیم

شورشدن خاک‌های تحت آبیاری و یا کاهش کیفیت آب آبیاری به دلیل شوری به‌خصوص املاح سدیمی پدیده‌های شناخته شده‌ای هستند. با این وجود شواهد جدید از مناطق مختلف تحت آبیاری در نقاط مختلف جهان حاکی از مقادیر منیزیم بیشتر در آب و خاک‌های تحت آبیاری در مقایسه با چند دهه قبل می‌باشد (Qadir and De Pauw, 2007). مثال‌های خاص از این مناطق شامل حوزه رودخانه‌های آمودریا و سیردریا در ازبکستان و قزاقستان، حوزه دریای آرال در آسیای مرکزی، فلات مرکزی ایران، حوزه ایندوس در پاکستان، حوزه رودخانه زرد در چین، حوزه رودخانه گنگ- ایندوس در هند، حوزه رودخانه فرات در سوریه و عراق، دره سن‌واکین در کالیفرنیا و حوزه موری دارلینگ در استرالیا می‌باشد (Qadir et al., 2018). این‌ها همه مناطقی هستند که نقش بسیار مهمی در اقتصاد و امنیت غذایی کشورها و منطقه خود دارند و در نتیجه نه می‌توان آن‌ها را رها کرد و نه از این خطر چشم‌پوشی کرد. تأثیرات آبیاری با منابع آب‌های حاوی منیزیم بالا شامل تخریب تدریجی ساختمان خاک، کاهش نفوذپذیری خاک و کاهش قابل‌توجه عملکرد گیاه می‌باشد.

منیزیم یک عنصر بسیار مهم برای رشد گیاه است، چرا که یک عنصر غذایی ضروری با کارکردهای مهمی مانند اجزای تشکیل دهنده کلروفیل و عامل آنزیم‌ها می‌باشد. اما تحت شرایط خاصی می‌تواند برای گیاهانی که در شرایط منیزیم بالا رشد می‌کنند سمی باشد. مثلاً خاک‌های حاوی سرپانتین که به طور طبیعی منیزیم بالایی دارند، منجر به کاهش

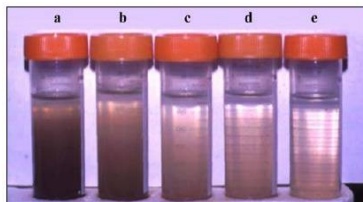
رشد گیاه می‌شوند. همانند سیلیکات‌های آبدار منیزیم که دارای نسبت‌های منیزیم به کلسیم بسیار بالا هستند (8 تا بیش از 4000)، کانی رسی سرپانتین نیز که از سنگ‌های مادری حاوی سرپانتین حاصل می‌شود، منجر به تشکیل خاک‌های مسئله‌دار می‌شود.

هرچند که ثابت شده است که یون‌های منیزیم در هم‌آوری ذرات کارایی کمتری نسبت به یون‌های کلسیم دارند و در ادامه نیز به آن پرداخته خواهد شد، ولی این موضوع نیز پذیرفته شده است که در اکثر خاک‌های کشاورزی و آب‌های آبیاری غلظت کلسیم بیشتر از منیزیم است.

از آنجایی که غلظت یون‌های کلسیم و منیزیم در خاک‌هایی ما به اندازه کافی بالا است نمی‌توان به راحتی اظهار نظر کرد که چشم‌پوشی از نسبت این یون‌ها مشکلی به وجود نمی‌آورد. نتایج تحقیقات نیز بر این امر صحنه می‌گذارند؛ اما پافشاری بر مفهوم نسبت در حال حاضر نیز علی‌رغمی سال‌ها تحقیق نشان‌دهنده موضوع دیگری است. منشأ این مفهوم مربوط به کارهای بیر¹ و همکارانش در دهه 1940 می‌باشد (Bear et al., 1951). در عین حال ایشان و همکارانشان نتوانستند در پاسخ گیاه یونجه نسبت به اصلاح pH در یک خاک اسیدی با تغییر نسبت Ca:Mg تفاوتی قایل شوند. سایر تحقیقات در همان زمان نشان داد این نسبت چندان هم مهم نیست. بسیاری از آزمایش‌های از این دست نشان دادند که این نسبت روی تولید گیاه اثری ندارد (McLean et al., 1983).

اما همواره این حساسیت وجود داشته است که منیزیم می‌تواند باعث تخریب ساختمان خاک و ایجاد سولنتزهای منیزیمی شود. مطالعات آزمایشگاهی نیز دلالت بر این امر دارد که منیزیم تحت شرایط خاصی می‌تواند مخرب باشد (Sheinberg and Letey, 1984). حتی این مورد در تحقیقات بسیار جدیدتر نیز مشاهده می‌شود. به طور مثال در یک تحقیق آزمایشگاهی که به وسیلهٔ (Dontsova and Norton, 2002) انجام شده است نیز همان گونه که در تصویر زیر مشخص است مشاهده می‌شود که با افزایش میزان کلسیم در سوسپانسیون میزان هم‌آوری افزایش یافته است؛ یعنی سوسپانسیون رسوب کرده و شفاف شده است. این اثر باتوجه به شعاع نسبتاً بزرگ یون آب‌پوشیدهٔ منیزیم که بزرگ‌تر از یون آب‌پوشیده کلسیم و حتی سدیم است محتمل می‌باشد.

¹ Bear



شکل 3- تأثیر نسبت کلسیم به منیزیم در همآوری ذرات رس، تیمارها عبارتند از (به ترتیب از a تا e): صفر به 100، 25 به 75، 50 به 75، 50 به 25 و 100 به صفر از محلول‌های 2.1 میلی‌مولار سولفات کلسیم به سولفات منیزیم

ولی تحت شرایط غیر آزمایشگاهی معمولاً این تأثیرات منفی به دلیل حضور کلسیم در غلظت‌هایی بیشتر از منیزیم بروز نمی‌کند در واقع حضور آهک در خاک تا حدود زیادی می‌تواند تأثیراتی منفی منیزیم در خاک را خنثی نماید.

عوامل مختلفی باعث می‌شوند که کلوئیدهای خاک کاتیون‌های ویژه‌ای را برای جذب سطحی ترجیح دهند. به طور مثال ترجیح جذبی کاتیون‌های با ظرفیت بیشتر نسبت به کاتیون‌های یک ظرفیتی را می‌توان نام برد. ولی علاوه بر این‌گونه ترجیح‌ها، بعضی کلوئیدها نیز برای کاتیون‌های ویژه از خود برتری فوق‌العاده‌ای نشان می‌دهند. یک مثال در این مورد میزان زیاد منیزیم تبادلی در ورمیکولیت است. ظاهراً اندازه یون آب‌پوشی شده منیزیم با فضای خالی بین صفحات تا حدودی تخریب یافته ورمیکولیت آن چنان تطابق دارد که باعث می‌شود منیزیم در محدوده وسیعی از غلظت یون‌ها به سایر یون‌ها ترجیح داده شود. در گزارش پترسون و همکاران (1965) این موضوع به‌وضوح مشاهده می‌شود که در غلظت‌هایی کم Mg ورمیکولیت Ca را بر Mg ترجیح می‌دهد (Peterson et al., 1965). این امر قابل‌پیش‌بینی است؛ زیرا یون منیزیم آگیری شده بزرگ‌تر از یون کلسیم آگیری شده است. با این حال به‌مجرداینکه به‌اندازه کافی (بیش از 40 درصد) منیزیم در محلول حاضر باشد، تمایل جذب به طور چشمگیری به سمت منیزیم تغییر می‌دهد. البته شرایط معمول خاک‌ها حاوی نسبت Ca:Mg نسبتاً بالایی است؛ ولی شرایطی مثل محلول‌هایی که کربنات کلسیم آنها رسوب می‌کند و یا از رسوبات دریایی پیشین نمک‌های محلول ایجاد می‌شود و یا از میکاهای غنی موجود در

منیزیم در اثر تخریب ورمیکولیت ایجاد می‌شود، باعث ترجیح منیزیم بر کلسیم خواهد شد. در این صورت ورمیکولیت برای منیزیم مصرف‌کننده خوبی می‌شود و حتی اگر در معرض غلظت‌های زیاد کلسیم و یا کاتیون‌های یک ظرفیتی هم قرار گیرد تقریباً از منیزیم اشباع باقی می‌ماند. برای جابه‌جا کردن منیزیم از ورمیکولیت طبیعی باید این کانی را چندین بار با غلظت‌هایی زیاد کاتیون‌های جانشین‌شونده شستشو داد. این روش غلظت نسبی منیزیم را به زیر نقطه جذب سطحی ترجیحی پایین می‌آورد.

در آب منیزیمی (نسبت کلسیم به منیزیم > 1) یا خاک منیزیمی (نسبت کلسیم به منیزیم در محلول خاک > 1)، اثر بالقوه سدیم ممکن است کمی افزایش یابد. به عبارت دیگر، اگر نسبت کلسیم به منیزیم کمتر از 1 باشد، یک مقدار SAR داده شده آسیب کمی بیشتر نشان خواهد داد. یافته‌های پژوهشی نشان می‌دهد که در یک SAR معین از آب مصرفی، هنگام استفاده از آبی با نسبت کلسیم به منیزیم کمتر از 1، ESP خاک بالاتر از حد معمول ایجاد می‌شود (Rahman and Rowell, 1979).

با این حال، یک نگرانی این است که گاهی اوقات عملکرد محصولات در خاک‌هایی با منیزیم بالا یا در خاک‌هایی که با آب منیزیم بالا آبیاری می‌شوند پایین گزارش می‌شود، حتی اگر مشکلات نفوذ ممکن است مشهود نباشد. این اثر ممکن است به دلیل کمبود کلسیم ناشی از منیزیم به علت سطوح بالای منیزیم قابل تبادل در خاک باشد. برخی شواهد تحقیقاتی نشان می‌دهد که عملکرد محصولاتی مانند جو، گندم، ذرت و چغندر قند زمانی کاهش می‌یابد که نسبت کلسیم به منیزیم در خاک به آب کمتر از یک باشد. عملکرد کلسیم در گیاهان به طور کامل شناخته نشده است، اما به نظر می‌رسد کلسیم سمیت‌های احتمالی، به دلیل یون‌های دیگر (Na, Mg) در محیط ریشه را کاهش می‌دهد. اگر نسبت کلسیم به منیزیم نزدیک یا کمتر از 1 باشد، جذب و انتقال کلسیم از محلول خاک به اندام‌های هوایی محصول در حال رشد به دلیل اثرات آنتاگونیستی منیزیم بالا یا رقابت برای مکان‌های جذب به چنین محصولی کاهش می‌یابد. تا جایی که کلسیم کمتری جذب شود. در این صورت ممکن است کمبود کلسیم در غلظت کلسیم بالاتر در آب مصرفی یا در محلول خاک نسبت به زمانی که نسبت کلسیم به منیزیم بالاتر بود، رخ دهد. اگرچه به‌طور قطع تایید نشده است، اما می‌توان پیش‌بینی کرد که آب آبیاری با

نسبت مشابه ($Ca/Mg < 1$) اثر مشابهی را در صورت عدم وجود منبع قابل دسترس کلسیم در خاک ایجاد می‌کند.

۳-۲- اثر پتاسیم و منیزیم در هماوری - پراکنش

معادل نسبت جذب سدیم، آزمایشگاه شوری خاک آمریکا برای پتاسیم نیز نسبت جذب پتاسیم¹ (PAR) را پیشنهاد داده است که در آن غلظت پتاسیم، جایگزین غلظت سدیم در رابطه (3) شده است ولی احتمالاً به‌دلیل اینکه غلظت سدیم در آب آبیاری چندین برابر بیشتر از غلظت پتاسیم در آن است و اینکه پتاسیم تبادلی اثر ناچیزی بر ویژگی‌های فیزیکی خاک باقی می‌گذارد، هیچ راهنمای طبقه‌بندی کیفیت آب آبیاری بر مبنای PAR ایجاد نشده است.

در هر دو معیار SAR و PAR، فرض بر این بوده است که منیزیم اثر مثبتی بر نفوذپذیری خاک دارد و بنابراین اثر آن به همراه کاتیون دوظرفیتی دیگر یعنی کلسیم در مخرج کسر رابطه (3) معادل در نظر گرفته شده است. در عین حال برسلر و همکاران (1982) اشاره کردند که در شرایط عادی که غلظت کلسیم دو تا پنج برابر غلظت منیزیم است، احتمالاً تأثیر منفی منیزیم، توسط کلسیم پوشش داده می‌شود (Bresler, McNeal, and Carter 2012). همچنین معادله (3) اثر انحلال یا ترسیب آهک خاک بر غلظت تعادلی کلسیم را نشان نمی‌دهد که در این باره در مبحث نسبت جذب سدیم اصلاح شده به تفصیل بحث شد.

غلظت‌های بالای پتاسیم و منیزیم در مورد فاضلاب‌های بازیافت شده که در حال حاضر نیز به‌عنوان یکی از منابع استفاده مجدد در آب آبیاری بسیار مورد توجه قرار گرفته‌اند، بسیار شایع است (Oster, Sposito, and Smith 2016)، همچنین مثال‌های فزاینده‌ای وجود دارد که در آن‌ها غلظت‌های بالای پتاسیم و منیزیم همراه با اثرات منفی بر نفوذپذیری خاک، کیفیت آب و رشد گیاه بوده است (Qadir et al. 2018)

چهار کاتیون کلسیم، منیزیم، پتاسیم و سدیم در آب آبیاری، محلول خاک و مکان‌های تبدالی خاک شایع هستند و غلظت و توزیع نسبی آن‌ها توسط عوامل طبیعی و انسانی

¹ Potassium Adsorption Ratio (PAR)

تعیین می‌شود. تحقیقاتی که از دهه 1950 شروع شد و در طی دهه‌های بعد از آن ادامه یافت، اثر منفی نه‌تنها سدیم بلکه کاتیون‌های پتاسیم (Liang et al. 2021) و منیزیم (Zhu et al. 2019) را بر ویژگی‌های فیزیکی خاک در نقاط مختلف جهان نشان داد. این اثر منفی به عواملی مانند کانی‌شناسی رس و همچنین مقدار نسبی پتاسیم و منیزیم در جایگاه‌های تبدالی خاک و آب آبیاری به‌ترتیب در مقایسه با سدیم و کلسیم وابسته است.

خاکدانه‌ها از اجزای رس، سیلت، شن و مواد آلی تشکیل شده‌اند که به‌وسیله انواع مواد شیمیایی به هم متصل شده‌اند. ترکیب این مواد منجر به بار الکتریکی می‌شود که از بار الکتریکی جزء رس و یا جزء مواد آلی متمایز و متفاوت است. این بار ویژه با تغییر pH خاک نیز تغییر می‌کند. با افزایش pH بار منفی بر روی ذرات خاک افزایش می‌یابد، درحالی‌که مقادیر pH زیر "نقطه بار صفر" (ZPC) بار مثبت را القا می‌کند. زمانی که این بار منفی است، معمولاً با جذب کاتیون‌ها متوازن می‌شود و زمانی که مثبت است، با جذب آنیون‌ها.

بسیاری از خاک‌های متأثر از نمک دارای بار خالص منفی هستند که عمدتاً توسط کاتیون‌های Ca^{2+} ، Mg^{2+} ، K^{+} و Na^{+} متوازن می‌شود و منجر به اتصال ذرات خاک از طریق اتصالات کووالانسی و/یا یونی می‌شود. مولکول‌های آب که قطبی هستند با اتصالات قطبی (و نه کووالانسی) واکنش می‌دهند. در نتیجه واکنش آبدگیری وابسته به شاخص یونی¹ است (Marchuk and Rengasamy 2011). شاخص یونی یک پارامتر ژئوشیمیایی در مقیاس ملکولی است که تمایل نسبی کاتیون‌ها برای اتصال (یونی و کووالانسی) با ذرات باردار را نشان می‌دهد. رنکاسامی و سامنر (1998) توان همآوری کاتیون‌ها را بصورت زیر تعریف کردند:

$$Z^3 = 100(I_z/I_{z+1})^2 \quad (5)$$

که در آن I_z و I_{z+1} پتانسیل یونیزه‌شدن کاتیونی با ظرفیت Z و ظرفیت یکی بیشتر از Z است. در نتیجه توان همآوری کاتیون‌های سدیم، پتاسیم، منیزیم و کلسیم به ترتیب 1، 1/8، 27 و 45 به دست آمد (Rengasamy and Sumner, 1998).

متعاقب مطرح شدن این فرضیه (Rengasamy, 2002) توان پراکنش این کاتیون‌ها را در مقایسه با کلسیم تعیین کرد. این مقادیر عبارتند از کلسیم = 1، منیزیم = 1/7،

¹ Ionicity index

پتاسیم = 25 و سدیم = 45. در حالی که در خاک‌های خشک، کاتیون‌های تبادلی در فرایند پراکنش ذرات رس دخالت دارند، کاتیون‌های محلولی که در آب خاک حضور دارند به دلیل توان همآوری با فرآیند پراکنش مقابله می‌کنند.

در سال‌های بعد رنگاسامی و همکاران (2016) مفهوم جدید "بار خالص پراکنش" را پیشنهاد دادند که تعیین‌کننده مقدار رس پراکنده شده از یک خاک مطابق زیر است:

بار خالص پراکنش = بار پراکنش - بار همآوری

بار پراکنش یک خاک از روی غلظت کاتیون‌های تبادلی ($Cmol_c Kg^{-1}$) که در یک pH مشخص خاک اندازه‌گیری شده است ضربدر ضریب وزنی توان پراکنش آن کاتیون بدست می‌آید:

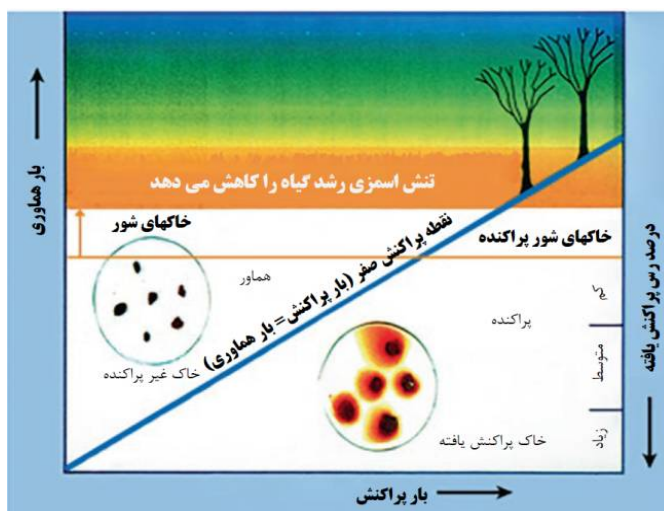
$$\begin{aligned} \text{Dispersive Charge } (Cmol_c Kg^{-1}) \\ = (Ca) + 1.7(Mg) + 25(K) + 45(Na) \end{aligned}$$

به طور مشابه، بار همآوری از روی غلظت کاتیون‌ها ($Cmol_c Kg^{-1}$ بر مبنای خاک) در سوسپانسیون پراکنده شده خاک- آب ضربدر ضریب وزنی توان همآوری کاتیون مربوطه بدست می‌آید:

$$\begin{aligned} \text{Flucculating charge } (Cmol_c Kg^{-1}) \\ = 45(Ca) + 27(Mg) + 1.8(K) + (Na) \end{aligned}$$

برای تأثیر یون‌ها بر پراکنش یا همآوری ذرات رس، در هر مقدار شوری یک آستانه وجود دارد. به طور مثال در تعریف SAR برای شوری 2 دسی‌زیمنس بر متر آستانه 13 در نظر گرفته شده است. برای بار پراکنش نیز یک آستانه پراکنش وجود دارد. زمانی که بار پراکنش بالاتر از مقدار آستانه است، ذرات رس از هم جدا می‌شوند و لایه پخشیده دوگانه‌ای را ایجاد می‌کنند. تأثیرات همآوری کاتیون‌ها تنها زمانی عمل می‌کند که لایه پخشیده دوگانه ایجاد شده باشد. در مقادیر کم بار همآوری، خاکدانه‌ها کوچک می‌شوند، چرا که خاکدانه‌های بزرگ به خاکدانه‌های کوچک شکسته می‌شوند. این فرایند تحت تأثیر غلظت الکترولیت (شوری) محلول خاک نیست.

در شکل 4 دو محور عمودی عمودی و یک محور افقی وجود دارد. در محور عمودی سمت چپ، بار همآوری نشان داده شده است که مقدار آن رو به بالا، افزایش می‌یابد. در محور عمودی سمت راست با پراکنش نشان داده شده است که مقدار آن رو به پایین، افزایش می‌یابد. نقطه پراکنش صفر (شکل 4) زمانی اتفاق می‌افتد که بار همآوری مساوی بار پراکنش باشد. روی خط آبی رنگ بار پراکنش با بار همآوری برابر است. اگر بارهای همآوری کننده که حاصل کاتیون‌های محلول خاک‌های شور هستند، معادل و یا بیشتر از بارهای پراکنش باشند (بالای خط آبی)، تأثیرات شوری بر ساختمان خاک حداقل خواهد بود و رشد گیاه عمدتاً به وسیله اسمز و سمیت یونی تعیین می‌شود. در خاک‌های پراکنده (سدیمی) زمانی که بار همآوری کمتر از بار پراکنش باشد (پایین خط آبی رنگ)، تخریب ویژگی‌های فیزیکی خاک بر رشد گیاه موثر خواهد بود. وقتی مقدار شوری بالاتر از آستانه تحمل به شوری گیاه باشد (بالای خط قهوه‌ای) و بار پراکنش بیش از بار همآوری باشد (زیر خط آبی) خاک‌های شور پراکنده به وجود می‌آیند که در آن‌ها علاوه بر تأثیرات نمک بر رشد گیاه، تخریب ویژگی‌های فیزیکی خاک نیز مشاهده می‌شود.



شکل 4- تمایز بین خاک‌های شور و سدیمی بر اساس بار همآوری، بار پراکنش و درصد رس پراکنش یافته (Rengasamy, 2016)

۳-۳-۱- نسبت کاتیونی پایداری ساختمان^۱ (CROSS)

برای ارزیابی اثرات منفی کاتیون‌های پتاسیم و منیزیم بر ویژگی‌های فیزیکی خاک، رنگاسامی و مرچاک (2011) معیاری را به‌عنوان جایگزین SAR معرفی کردند (Rengasamy and Marchuk, 2011). این معیار که نسبت کاتیونی پایداری ساختمان (CROSS) نام دارد بر این فرض استوار است که معکوس حد بحرانی غلظت همآوری^۲ (CFC) برای رسی که با کاتیونی مشخص اشباع شده است، یک معیار کمی برای قدرت همآوری آن کاتیون است. با استفاده از مقادیر CFC برای چهار خاک که با سدیم، پتاسیم، منیزیم و کلسیم اشباع شده بودند، آن‌ها توانستند قدرت همآوری نسبی متوسط یک کاتیون را از طریق تقسیم متوسط CFC برای آن کاتیون بر متوسط CFC برای سدیم که بعنوان مرجع در نظر گرفته شده بود، بدست آورند.

در مقایسه با قدرت همآوری سدیم که معادل 1 در نظر گرفته شده بود، نتایج متوسط قدرت همآوری پتاسیم، منیزیم و کلسیم برای چهار خاک مورد بررسی به ترتیب عبارت بودند از: 1/8، 27 و 45. سپس آن‌ها با تلفیق SAR و PAR معیار CROSS را معرفی کردند که در آن نسبت‌های قدرت همآوری نسبی برای پتاسیم و کلسیم به‌عنوان ضرایب عددی استفاده شده بودند. ضریب غلظت پتاسیم معادل نسبت قدرت همآوری سدیم به قدرت همآوری پتاسیم (معادل 1 تقسیم بر 1/8) یعنی 0/56 در نظر گرفته شد و برای منیزیم نسبت قدرت همآوری منیزیم به قدرت همآوری کلسیم (معادل 27 تقسیم بر 45) یعنی 0/60 محاسبه شد. به این ترتیب شاخص CROSS به‌صورت زیر معرفی شد:

$$CROSS = \frac{Na+0.56K}{\sqrt{\frac{Ca+0.60Mg}{2}}} \quad (6)$$

رنگاسامی و مرچاک (2011) پیشنهاد دادند که با لحاظ کردن اثر پراکنده‌کنندگی پتاسیم به سدیم و کاهش اثر همآوری منیزیم در مقایسه با کلسیم، کاربرد CROSS در پیش‌بینی خطر کاهش سرعت نفوذ آب در خاک باید دقیق‌تر از معیار SAR باشد. اما

¹ Cation Ratio of Structural Stability (CROSS)

² Critical flocculation concentration (CFC)

آن‌گونه که جایاواردان و همکاران (2011) اشاره کردند، شاخص CROSS بر مبنای ایزوترم تبادل نیست و نمی‌تواند شدت جذب سطحی سدیم و پتاسیم را پیش‌بینی کند (Jayawardane et al. 2011). ولی می‌تواند برای پیش‌بینی تأثیر پراکنش ذرات خاک بر پایداری و خصوصیات هیدرولیکی خاک، بسته به مقدار نسبی چها کاتیون در حالت تعادلی محلول خاک مورد استفاده قرار گیرد.

پیش‌فرض کاربرد رابطه (15) این است که مقادیری که به‌طور نظری برای قدرت همآوری کاتیون‌ها بدست آمده‌اند، دقیقاً منعکس‌کننده تأثیر آن‌ها بر پایداری ساختمان خاک و خصوصیات هیدرولیکی آن باشد. جایاواردان و همکاران (2011) با ذکر این نکته که دو ضریب عددی مورد استفاده در CROSS وابسته به نوع خاک هستند، برای عمومیت دادن به این رابطه پیشنهاد دادند که مقادیر این ضرایب تبدیل به پارامترهای متغیری مانند a و b شود که به‌ترتیب نشان‌دهنده ضرایب غلظت برای پتاسیم و منیزیم هستند. مقادیر خاص ضرایب a و b برای 17 نوع خاک که جزء رس آن‌ها جدا شده بود و با تیمار شیمیایی رس‌های اشباع با سدیم، پتاسیم، منیزیم و کلسیم ایجاد کرده بودند توسط ژو و همکاران (2019) محاسبه شده است (Zhu et al. 2019). خاک‌های مورد بررسی از لحاظ کانی‌شناسی رس، نوع رس، pH و EC متفاوت بودند.

مقادیر میانگین حد بحرانی غلظت همآوری (CFC) بر حسب میلی‌مول بار در لیتر (mmol/L) برای چهار نوع رس هم یون¹ به‌این ترتیب به دست آمد:

$$\text{Na (28.38)} > \text{K (15.24)} > \text{Mg (1.29)} > \text{Ca (0.85)}$$

درعین حال مقادیر CFC در بین خاک‌ها تغییرپذیری قابل ملاحظه‌ای داشت، بخصوص برای رس‌های اشباع شده با سدیم که از 5/66 تا 98/1 میلی‌مول بار در لیتر متغیر بود و دارای انحراف معیار 26/9 میلی‌مول بار در لیتر بود. بعلاوه رس‌هایی که در آن‌ها مونتموریلونیت رس غالب بود در مقایسه با رس‌های ایلیت هم‌یون به غلظت کمتری از الکترولیت نیازمند بودند تا فلوکوله شوند. بر این اساس ضریب عددی برای منیزیم در

¹ Homoionic

محاسبه CROSS در این مطالعه معادل 0/677 بدست آمد که از 0/488 تا 0/855 متغیر بود و دارای انحراف معیار 0/097 بود. این مقدار متوسط برای ضریب منیزیم با مقدار متوسط 0/6 که توسط (Rengasamy and Sumner, 1998) استفاده شد هم‌خوانی دارد. ژو و همکاران (2019) مقدار ضریب عددی برای غلظت پتاسیم در CROSS را در دامنه 0/309 تا 0/777 با میانگین 0/605 و انحراف معیار 0/140 بدست آوردند که این مقدار نیز با ضریب غلظت استفاده شده در رابطه (15) هم‌خوانی دارد.

اسمیت و همکاران (2015) این نظریه را مطرح کردند که ضرایب a و b در محاسبه CROSS باید بر مبنای غلظتی از الکترولیت محاسبه شود که منجر به پراکنش رس می‌شود، نه آن غلظتی که باعث همآوری رس می‌شود (Smith et al., 2015)، چرا که پراکنش رس فرآیندی است که منجر به کاهش سرعت نفوذ آب در خاک می‌شود. بر این اساس آن‌ها از طریق بهینه‌سازی رابطه خطی بین CROSS و یک سری داده آستانه غلظت الکترولیت¹ (TEC) که منجر به کاهش 15 درصدی هدایت هیدرولیکی اشباع یک خاک سدیمی در منطقه ریورینا² در استرالیا می‌شد (Arienzo et al. 2012)، مقادیر a و b را محاسبه کردند. از آن‌جا که کاهش هدایت هیدرولیکی به انقباض و پراکنش ذرات رس وابسته است، غلظتی از الکترولیت که در آن این اتفاق می‌افتد کمتر از غلظتی از الکترولیت است که برای هم‌آورد شدن ذرات رس لازم است (Dang et al., 2018). مقادیر a و b حاصله به ترتیب 0.335 ± 0.038 و 0.0758 ± 0.012 بود که در نتیجه R^2 رابطه خطی بین CROSS و TEC معادل 0/95 بدست آمد. رابطه بهینه‌سازی شده CROSS که توسط اسمیت و همکاران (2015) بدست آمد و بصورت $CROSS_{opt}$ نشان داده شد، بصورت زیر است:

$$CROSS_{opt} = \frac{Na + 0.335K}{\sqrt{\frac{Ca + 0.0758Mg}{2}}} \quad (7)$$

قدرت پراکنش پتاسیم تنها یک‌سوم قدرت پراکنش سدیم است. درعین حال این مقدار با مقادیر ضریب a که از روی داده‌های CFC توسط ژو و همکاران (2019)

¹ Threshold electrolyte concentrations (TEC)

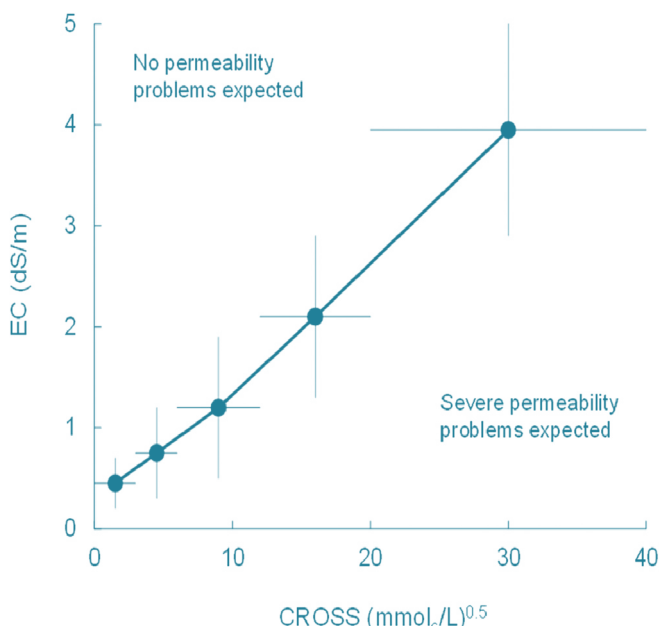
² Riverina

گزارش شده بود، همخوانی دارد که در آن مطالعه عدد 0/335 در مقایسه با مقادیر ضریب a که حتی در حد 0/309 هم بود، از لحاظ آماری پرت نبود. با این حال مقدار b که توسط امیت و همکاران (2015) تعیین شده است با دامنه مقادیر گزارش شده به‌وسیله ژو و همکاران (2019) که در آن مقدار ضریب b هیچ‌گاه کمتر از 0/488 نبود، همخوانی ندارد.

مقدار ضریب b که توسط اسمیت و همکاران (2015) تعیین شد بر این نکته دلالت دارد که غلظت منیزیمی که مانع از پراکنش ذرات رس می‌شود باید 13 برابر بیشتر از غلظت کلسیم در همان شرایط باشد. از نظر همآوری رس، تأثیر نسبی منیزیم در مقایسه با کلسیم یک برابر کمتر از مقادیری است که توسط ژو و همکاران (2019) گزارش شده است چرا که بر اساس آن مطالعه غلظت منیزیم باید 14 برابر بیشتر از غلظت کلسیم باشد تا باعث هماور شدن ذرات رس شود. به‌این‌ترتیب روابط (15) و (16) تفسیرهای متفاوتی از مفهوم CROSS ارائه می‌نمایند.

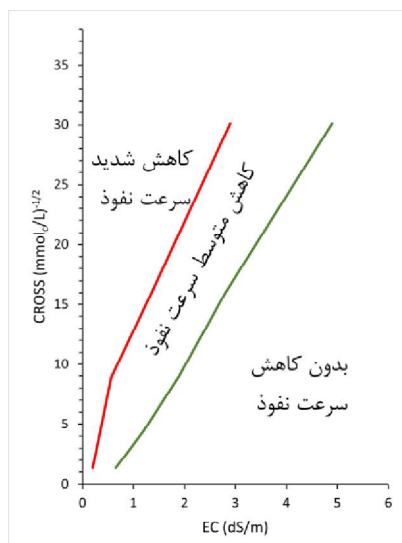
صرف‌نظر از اینکه مقادیر a و b چگونه به دست آیند، قدیر و همکاران (2021) در شکل 5 خطر کاهش نفوذپذیری خاک بر اساس مقادیر مختلف CROSS در مقابل شوری بصورت خطی رسم کردند. بر اساس این شکل نمونه‌های آب یا خاک در 2 کلاس بدون خطر کاهش سرعت نفوذ و خطر شدید کاهش سرعت نفوذ آب در خاک طبقه‌بندی می‌شوند. مقادیر روی خط راهنما در این شکل بر اساس مقادیر متوسط آستانه کاهش سرعت نفوذ بدست آمده است و نوارهای خطا¹ میزان تغییرپذیری را حول مقدار میانگین CROSS در هر نقطه نشان می‌دهد (Qadir et al. 2021). تغییرپذیری سرعت نفوذ آب در خاک به عواملی مانند بافت خاک، کانی‌شناسی رس، مواد آلی، میزان گچ، عمق خاک، حضور لایه‌های فشرده خاک در خاک زیرین، نوع محصولات کشت شده، عمق و کیفیت آب زیرزمینی، روش و زمان‌بندی آبیاری، وجود سیستم زهکشی و کارایی آن، الگوی بارندگی و شرایط اقلیمی محیط وابسته است.

¹ Error Bar



شکل 5- نمایش گرافیکی راهنمای پیشنهادی قدیر و همکاران (2021) برای تفسیر هدایت الکتریکی (EC) و نسبت کاتیونی پایداری ساختمان (CROSS) برای ارزیابی خطر کاهش نفوذپذیری خاک.

نویسندگان جای محورهای عمودی و افقی را در شکل 5 عوض کردند تا مشابه شکل 2 محدوده بدون خطر در پایین نمودار و محدوده با خطر شدید در بالای نمودار واقع شود. همچنین بر اساس مقادیر نوارهای خطا در شکل 5، محدوده خطر متوسط را جداسازی کردند. بر اساس شکل 6 نمونه‌هایی از آب یا خاک که در زیر خط سبز رنگ قرار گیرند، فاقد خطر کاهش سرعت نفوذپذیری هستند، در حالی که نمونه‌هایی که بالای خط قرمز رنگ قرار گیرند، خطر شدید کاهش سرعت نفوذ خواهند داشت. نمونه‌های واقع شده در بین خطوط، دارای خطر متوسط خواهند بود. نقاط آبی رنگ شکل 6 همان نقاط اصلی روی خط راهنما در شکل 5 هستند.



شکل 6- نمایش گرافیکی تغییر یافته راهنمای پیشنهادی قدیر و همکاران (2021) برای تفسیر هدایت الکتریکی (EC) و نسبت کاتیونی پایداری ساختمان (CROSS) برای ارزیابی خطر کاهش نفوذپذیری خاک، خط سبزرنگ از اتصال نقاط پایین میله‌های خط قرمز رنگ از اتصال نقاط بالای میله‌های خطی شکل (5) بدست آمده است.

3-4- قلیائیت

زمانی که pH خاکی بیش از 7 باشد، به آن قلیایی گفته می‌شود. با این حال خاک‌هایی با pH بین 7 تا 8 برای گیاهان محدودیت خاصی ایجاد نمی‌کنند. عموماً خاک‌های با pH بیش از 8 را به‌عنوان "خاک قلیایی" در نظر می‌گیرند (Rengasamy et al., 2022). با افزایش pH به سطوح بالای 8 کمبود مواد غذایی و سمیت یونی با شدت بیشتری رخ می‌دهد. قلیائیت محلول خاک در pH بالاتر از 7 و بدون در نظر گرفتن گونه‌های آلی را می‌توان بصورت زیر تعریف کرد (Sposito, 2008):

$$\begin{aligned} \text{قلیائیت} = & [HCO_3^-] + 2[CO_3^{2-}] + [H_2PO_4^-] + 2[HPO_4^{2-}] \\ & + 3[PO_4^{3-}] + [B(OH)_4^-] + [OH^-] - [H^+] \end{aligned}$$

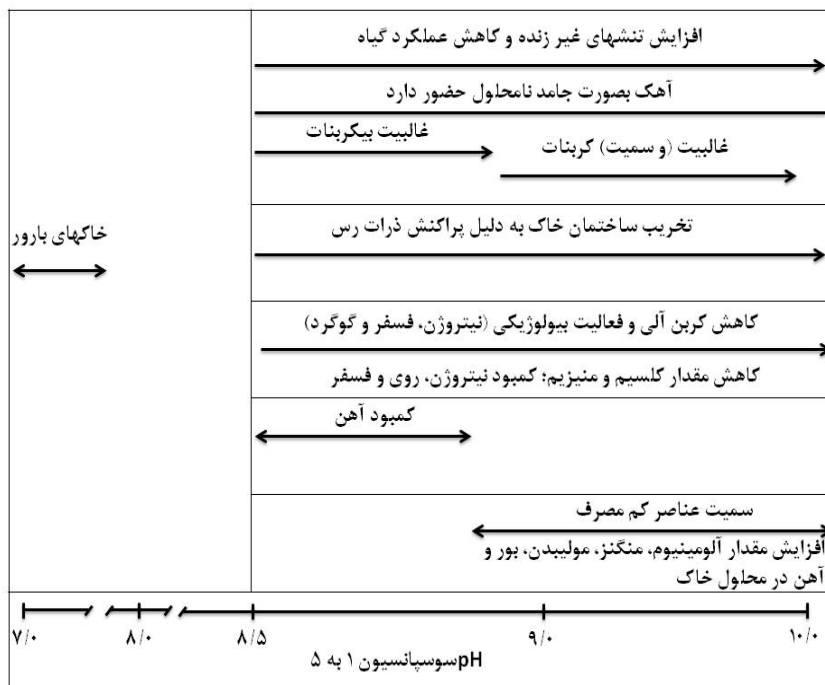
یون‌های کربنات و بی‌کربنات که در خاک‌های با pH بیش از 8 غالب هستند به شکل زیر "قلیائیت کربناتی" را تشکیل می‌دهند.

$$\text{قلیائیت کربناتی} = [\text{HCO}_3^-] + 2[\text{CO}_3^{2-}]$$

خاک‌های آهکی محتوی آهک (کلسیت، CaCO_3) به‌صورت پودری یا نودول هستند و صرف‌نظر از محتوای آهک آن‌ها، pH آن‌ها بین 8 تا 8/5 بافر می‌شود. به‌دلیل انحلال‌پذیری کم آهک، سطح pH خاک توسط ظرفیت بافری کلسیت تعیین می‌شود. محیط‌های بسیار قلیایی (pH بیش از 9) در مناطق وسیعی از غرب آسیا، اروپای شرقی، جنوب آمریکای جنوبی و جنوب استرالیا پیدا می‌شوند و با گسترش آبیاری در دره‌های خشک مانند اراضی تحت آبیاری رودخانه گنگ در هند یا نیل در مصر رو به توسعه هستند (Jobbágy et al. 2017). محیط‌های با pH بالا، زمانی ایجاد می‌شوند که غلظت گونه‌های کربنات و بیکربنات در محلول، بیش از مجموع غلظت کلسیم و منیزیم باشد. محلول خاک عمدتاً متشکل از کاتیون سدیم است. در نتیجه، زمانی که شوری ناشی از سدیم در خاک‌های آهکی افزایش می‌یابد، کاتیون سدیم با کلسیت واکنش می‌دهند و نمک‌های کربناته و بیکربناته سدیم تشکیل می‌شود. این پدیده منجر به افزایش سدیم تبدالی هم می‌شود. ولی باید توجه داشت که قلیائیت (pH بالا) در اثر غلظت زیاد کربنات و بیکربنات ایجاد می‌شود و نه مقدار زیاد ESP یا سدیم محلول (Tavakkoli et al., 2015).

تجمع نمک‌های کلراید و سولفات در لایه‌های زیرین خاک‌های قلیایی pH خاک را کاهش می‌دهد. عموماً در خاک‌های متأثر از نمک، رابطه منفی بین pH خاک و شوری (EC) مشاهده می‌شود (البوسعیدی و کوکسن، 2003). رنگاسامی و همکاران (2022) مشاهده کردند که اندازه‌گیری pH خاک‌های با قلیائیت بالا (pH بیش از 9) با استفاده از محلول 0/01 مولار کلرید کلسیم همواره منجر به مقادیر pH حدود 8/2 می‌شود که نشان‌دهنده آن است که در اثر ترسیب کربنات‌ها به‌وسیله کلسیم موجود در محلول کلرور کلسیم، غلظت مجموع کلسیم و منیزیم بیش از مجموع غلظت کربنات و بی‌کربنات شده است. اما به‌رغم این واقعیت که NaCl نه در ترسیب کربنات‌ها نقشی دارد و نه باعث افزایش غلظت کلسیم و منیزیم می‌شود، زمانی که غلظت‌های افزایشی NaCl (یعنی EC

بین 0/5 تا 2/6 دسی‌زیمنس بر متر) به یک خاک قلیایی اضافه شدند، pH به تدریج از 9/7 به 8/9 کاهش یافت (Rengasamy et al., 2022).



شکل 7- تنش‌های غیرزنده در خاک‌های قلیایی در دامنه pH بین 8/5 تا 10. (تغییر یافته از (Rengasamy, 2016))

محدودیت‌های ویژه در خاک‌های قلیایی (pH بین 8/5 تا 10) بستگی به pH خاک دارد. مثلاً سمیت بی‌کربنات ممکن است در محدوده pH بین 8 و 9 غالب باشد. کمبود آهن ممکن است در دامنه pH بین 8 و 9 مساله‌ساز باشد (شکل 7)، در حالی که سمیت آهن در خاک‌های غرقابی هند در مقادیر pH بالای 9 اتفاق افتاده است (Setter et al., 2009). به‌طور مشابه سمیت و کمبود بور نیز به pH خاک وابسته است. با افزایش pH به بالای 9 گونه‌های $B(OH)_4^-$ افزایش می‌یابند که به همراه آبشویی کم ناشی از پدیده پراکنش رس‌ها احتمالاً منجر به تجمع و سمیت بور می‌شود (Barrett-Lennard et al., 2016).

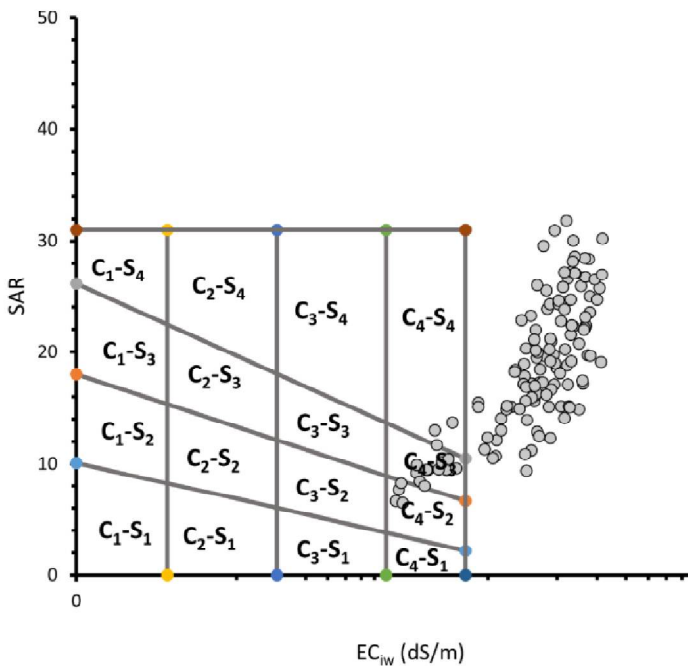
مطالعات اخیر نشان داده‌اند، زمانی که pH به بالای 9 افزایش می‌یابد، به دلیل تشکیل گونه‌های غیریونی آلومینات، سمیت آلومنیوم احتمالاً مشکل‌ساز می‌شود (Brautigan et al., 2012).

با افزایش pH یون‌های تک‌ظرفیتی، بخصوص سدیم، در محلول خاک افزایش می‌یابند، درحالی‌که غلظت یون‌های دوظرفیتی کلسیم و منیزیم کاهش می‌یابد که منجر به پراکنش زیاد رس و تخریب ساختمان خاک می‌شود. این پدیده به نوبه خود در خاک زیرین باعث شرایط ماندابی و احیای موقتی می‌شود که برهم‌کنش‌های pH و pE موجب القای سمیت عناصر میکرو (مانند منگنز، آهن، آلومینیوم و بور) به دلیل افزایش غلظت آن‌ها در محلول خاک و یا ناتوانی ریشه گیاه در دفع این یون‌ها می‌شود (Setter et al., 2009).

4- وضعیت منابع آب ایران در طبقه‌بندی‌های مرسوم

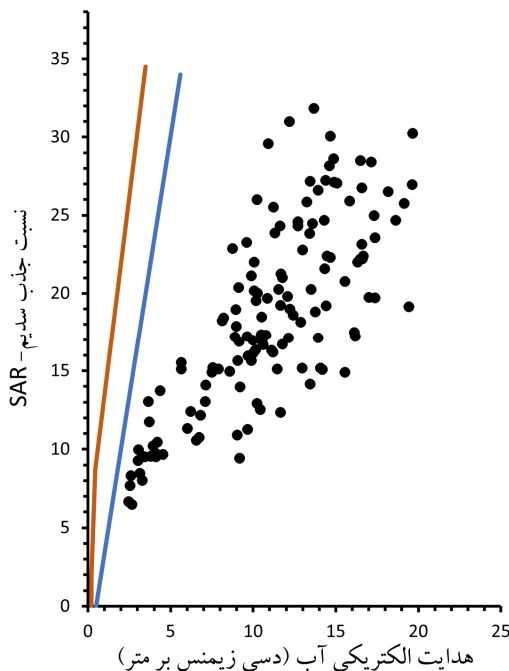
در این قسمت بر مبنای نتایج 135 تجزیه شیمیایی نمونه‌های آب آبیاری از باغات پسته شمال اردکان در استان یزد (هاشمی‌نژاد، 1398) وضعیت این منابع آب با راهنماهای موجود مقایسه شده است. این منابع آبی شامل آب‌هایی با شوری کم تا بسیار زیاد است که عمدتاً برای آبیاری باغات پسته استفاده می‌شوند.

شکل 8 توزیع شوری و SAR منابع آب آبیاری در دیاگرام ویلکاکس را نشان می‌دهد. همان‌گونه که در معرفی دیاگرام ویلکاکس عنوان شد این طبقه‌بندی در مقایسه با سطوح شوری منابع آب آبیاری مورد استفاده در حال حاضر ایران بسیار سختگیرانه است چرا که تمام 135 نمونه آب مورد بررسی در این مطالعه، در کلاس 4 و بخش عمده‌ای از آن‌ها بالاتر از 4 قرار گرفته‌اند. از لحاظ خطر سدیم نیز بخش عمده‌ای از منابع آب مورد بررسی در خارج از محدوده طبقه‌بندی ویلکاکس قرار گرفته‌اند.



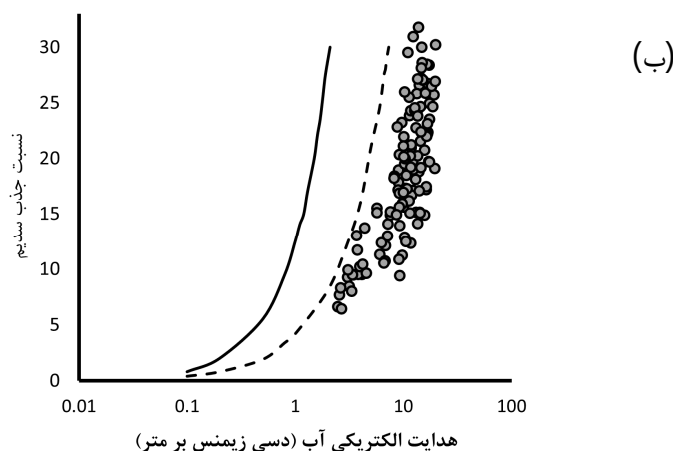
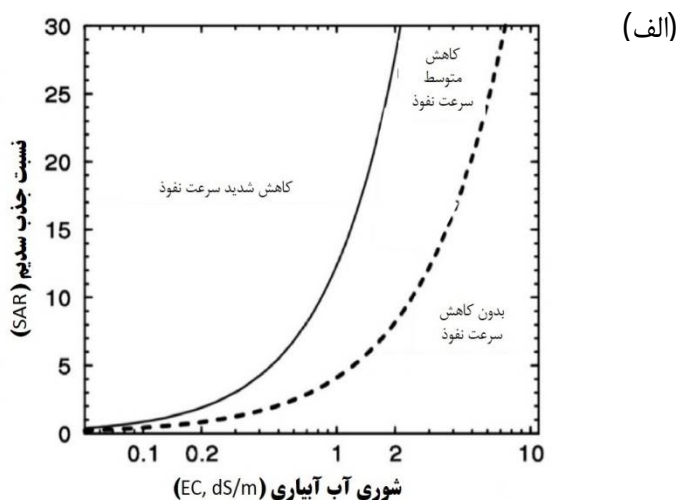
شکل 8- توزیع شوری و SAR مربوط به 135 نمونه آب آبیاری در دیاگرام ویلکاکس

بر اساس دیاگرام سوارز (شکل 9) منابع آب مورد بررسی همگی در محدوده بدون خطر کاهش نفوذپذیری قرار گرفته‌اند. این به آن معنا است که هر چند منابع آب مورد بررسی دارای مقادیر نسبتاً بالایی از نسبت جذب سدیم می‌باشند، ولی به دلیل این که هم‌زمان هدایت الکتریکی آن‌ها نیز بالا است، بار هم‌آوری بیشتر از بار پراکنش شده و در نتیجه اثرات منفی سدیم تبدالی بر تخریب خصوصیات فیزیکی خاک مورد انتظار نمی‌باشد.



شکل 9- توزیع شوری و SAR مربوط به 135 نمونه آب آبیاری در دیاگرام سوارز. نقاط زیر خط آبی رنگ فاقد مشکل کاهش سرعت نفوذ آب در خاک هستند.

دیاگرام اولیه سوارز که در شکل 2 ارائه شده است تا شوری آب آبیاری 6 دسی‌زیمنس بر متر صادق است و کاربرد آن در شوریه‌های بالاتر مورد تشکیک است. برای شوریه‌های بالاتر آب آبیاری (Mohanavelu et al., 2021) از یک نمودار نیم‌لگاریتمی استفاده کرد. شکل 10 توزیع نمونه‌های آب مورد بررسی در این تحقیق را در این نمودار نشان می‌دهد. بر این اساس نیز تمام نمونه‌های مورد بررسی در دامنه بدون خطر واقع شده‌اند.

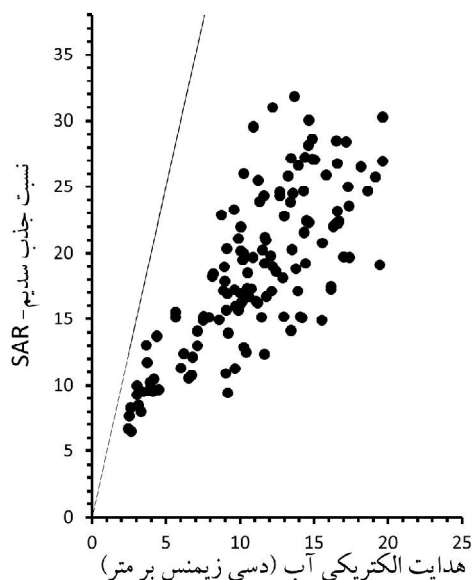


شکل 10- نمودار (الف) و بررسی خطر کاهش سرعت نفوذ آب در خاک (ب). نقاط زیر خط چین فاقد مشکل کاهش سرعت نفوذ آب در خاک هستند.

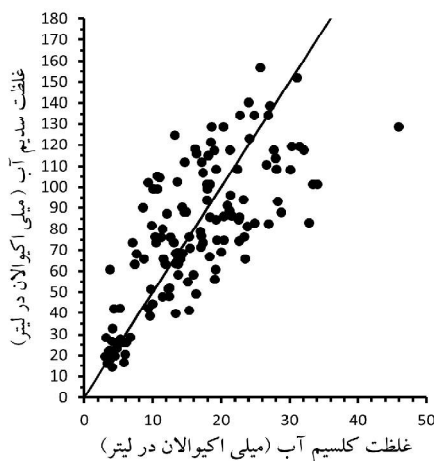
به‌جای استفاده از دیاگرام‌های خطی برای ارزیابی خطر سدیم می‌توان از معیارهای 5 برابر که توسط دانشگاه ایالتی کالیفرنیا (دیویس) ارائه شده است (Marino 2020) نیز استفاده کرد. بر اساس این معیارها در صورتی که SAR آب کمتر از 5 برابر EC آن باشد، استفاده از آن آب منجر به خطر کاهش سرعت نفوذ آب در خاک نمی‌شود. یا در صورتی

که غلظت سدیم محلول کمتر از 5 برابر غلظت کلسیم محلول باشد و یا به‌طور مشابه غلظت سدیم تبادل‌ی کمتر از 5 برابر کلسیم تبادل‌ی باشد، می‌توان از خطر تخریب ساختمان خاک بر اثر سدیم چشم‌پوشی کرد. شکل 11 وضعیت SAR منابع آب مورد بررسی را در مقایسه با خط 5 برابر EC نشان می‌دهد. بر این اساس SAR تمامی منابع آب مورد بررسی کمتر از 5 برابر EC آن‌ها است. به‌این ترتیب کاربرد آن‌ها منجر به تخریب خصوصیات فیزیکی خاک نمی‌شود.

اما آن‌چنان که در شکل 12 نشان داده شده است، در بخشی از نمونه‌های آب مورد بررسی غلظت سدیم محلول بیش از 5 برابر غلظت کلسیم محلول است و به‌این ترتیب و بر اساس این معیار خطر تخریب ساختمان خاک در اثر کاربرد این منابع آب برای آبیاری پیش‌بینی می‌شود.

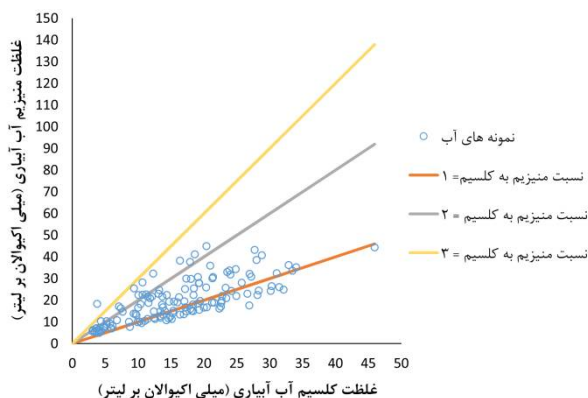


شکل 11- توزیع شوری و SAR مربوط به 135 نمونه آب آبیاری در حول خط 5 برابر EC. نقاط زیر خط فاقد مشکل کاهش سرعت نفوذ آب در خاک هستند.



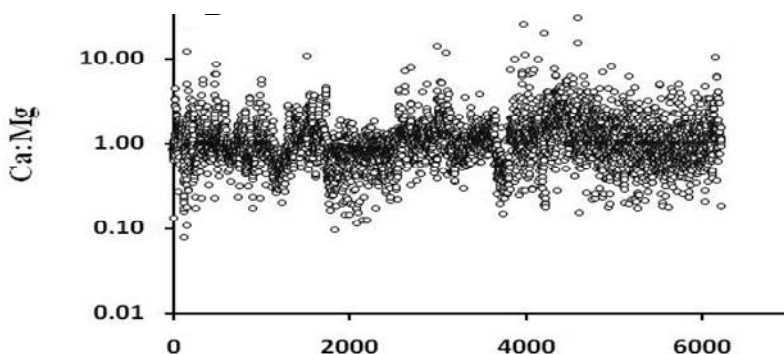
شکل 12- توزیع غلظت کلسیم و غلظت سدیم مربوط به 135 نمونه آب آبیاری در حول خط 5 برابر غلظت کلسیم، نقاط زیر خط فاقد مشکل کاهش سرعت نفوذ آب در خاک هستند.

شکل 13 توزیع نمونه‌های آب مورد بررسی از لحاظ نسبت منیزیم به کلسیم را نشان می‌دهد. عمده نمونه‌های مورد بررسی دارای نسبت منیزیم به کلسیم بیش از 1 می‌باشند، در حالی که سهم کمتری از نمونه‌ها دارای نسبت منیزیم به کلسیم بیش از 2 بوده و تنها یک نمونه آب از کل نمونه‌های مورد بررسی دارای نسبت منیزیم به کلسیم بیش از 3 می‌باشد.



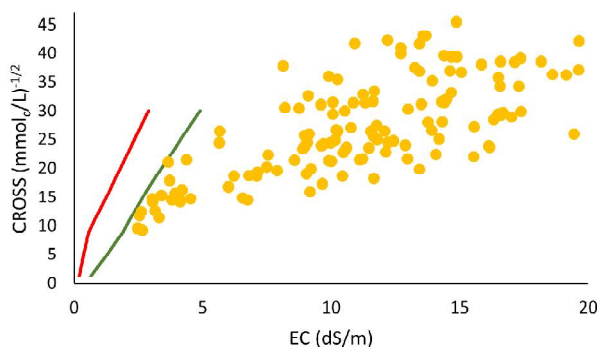
شکل 13- توزیع غلظت کلسیم و غلظت منیزیم مربوط به 135 نمونه آب آبیاری در حول خطوط 1 برابر غلظت کلسیم، 2 برابر غلظت کلسیم و 3 برابر غلظت کلسیم.

در مقیاس ملی حتی برخی از نمونه‌های آب دارای غلظت منیزیم بیش از 10 برابر کلسیم می‌باشند. به منظور بررسی پراکنش و تغییرات نسبت کلسیم به منیزیم آب‌های آبیاری در مناطق مختلف کشور، نتایج تجزیه آزمایشگاهی بیش از 6200 نمونه آب‌های آبیاری مربوط به یازده استان کشور مورد بررسی قرار گرفت (دهقانی و همکاران، 1391). شکل 14 نشان دهنده فراوانی این گونه آب‌ها در بین منابع آب کشاورزی است. بررسی‌ها نشان داد که در حدود 55 درصد از آب‌های مورد مطالعه، نسبت کلسیم به منیزیم آب آبیاری کوچک‌تر از عدد یک می‌باشد و به همین دلیل، امکان بروز مخاطرات ذکر شده در فوق وجود دارد. در مورد زه‌آب‌های برگشتی از اراضی کشاورزی و خصوصاً آب‌شور دریاها، شرایط نامطلوب‌تر از آب‌های شور متداول در کشاورزی است و این نسبت به مراتب کوچک‌تر است. همچنین بررسی‌ها نشان داد که افزایش شوری آب آبیاری اگرچه با غلظت ییون‌های کلسیم و منیزیم همبستگی دارد، لیکن با نسبت کلسیم به منیزیم رابطه‌ای ندارد. برخی مطالعات دیگر نیز بر تأثیر سوء مدیریت برداشت آب‌های زیرزمینی بر نسبت کلسیم به منیزیم پرداخته‌اند که نتایج آن‌ها نشان‌دهنده کاهش این نسبت با افزایش شوری آب آبیاری ناشی از زیادی برداشت از منابع آبی بوده است (دهقانی، 1392).



شکل 14- دامنه تغییرات نسبت کلسیم به منیزیم در 6200 نمونه آب آبیاری در کشور (دهقانی و همکاران، 1391).

از لحاظ معیار CROSS شکل 15 وضعیت نمونه‌های آب مورد بررسی را در سه دامنه بدون خطر، خطر متوسط و خطر زیاد نشان می‌دهد. بر این اساس تمام نمونه‌های آب مورد بررسی در محدوده بدون خطر قرار گرفته‌اند.



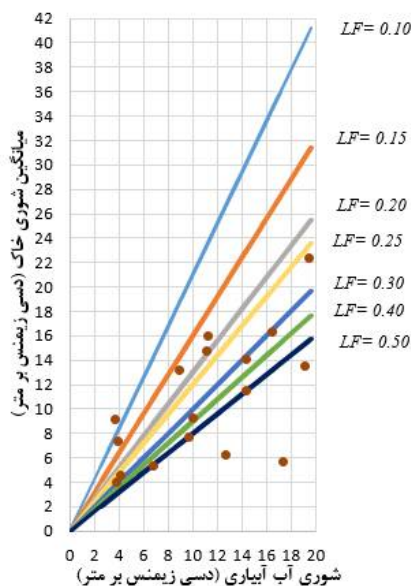
شکل 15- توزیع شوری و CROSS مربوط به 135 نمونه آب آبیاری در دیاگرام کراس. زیر خط سبز رنگ بدون خطر، بین خط سبز و قرمز خطر متوسط و بالای خط قرمز دارای خطر شدید کاهش سرعت نفوذ آب در خاک می‌باشد.

5- وضعیت خاک‌های تحت آبیاری در طبقه‌بندی‌های مرسوم

برای بررسی وضعیت خاک‌ها در طبقه‌بندی‌های مختلف، 17 خاک متناظر از بین 135 منبع آبی که در قسمت قبل مورد بررسی قرار گرفتند، تا عمق 90 سانتی‌متری نمونه‌برداری شده و ویژگی‌های مورد نیاز در آزمایشگاه اندازه‌گیری شدند که در این قسمت به بررسی آنها پرداخته می‌شود.

در شکل 16 بر اساس روابط بین شوری آب آبیاری و شوری خاک در مقادیر مختلف کسر آبشویی (جدول 2)، خطوط معرف هر کسر آبشویی رسم شد. بر اساس جدول مورد اشاره در هر مقدار کسر آبشویی بر اساس پیش‌فرض‌هایی رابطه‌ای خطی بین شوری آب آبیاری و میانگین شوری خاک وجود دارد. در نتیجه می‌توان در شوری‌های مختلف آب آبیاری خطی راهنما را رسم کرد که نشان‌دهنده میانگین شوری خاک در هر مقدار کسر آبشویی باشد. نقاطی که زیر هر مقدار کسر آبشویی واقع شده‌اند نشان‌دهنده مقادیر کسر

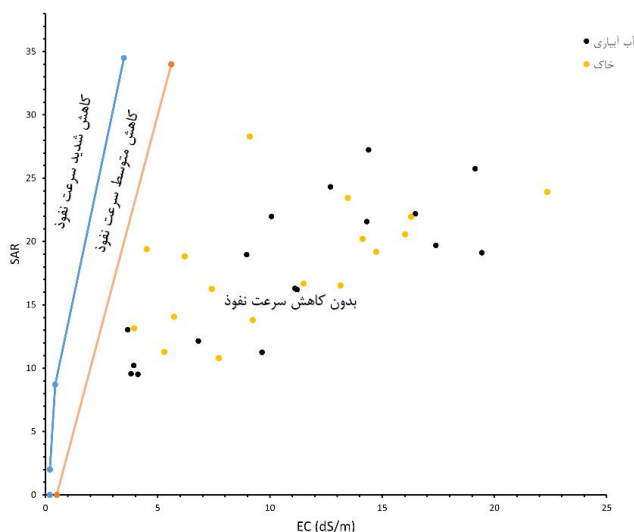
آبشویی بیش از خط بالای خود می‌باشند، بر این اساس تنها در یک مورد کسر آبشویی کمتر از 10 درصد می‌باشد که با توجه به شوری آب آبیاری (کمتر از 4 دسی‌زیمنس بر متر) و تحمل به شوری پسته (حدود 12 دسی‌زیمنس بر متر در خاک) در بلندمدت (شرایط ماندگار) شوری خاک در کمتر از آستانه حفظ شده است. ولی با افزایش شوری آب آبیاری کشاورزان از کسر آبشویی‌های بالاتری استفاده می‌کنند. مثلاً در شوری آب آبیاری حدود 19 دسی‌زیمنس بر متر، کسر آبشویی بیش از 50 درصد برآورد می‌شود و در نتیجه شوری خاک در حدود 13 دسی‌زیمنس بر متر حفظ شده است.



شکل 16- توزیع شوری آب آبیاری و میانگین شوری خاک مربوط به 17 نمونه خاک در سطوح مختلف کسر آبشویی.

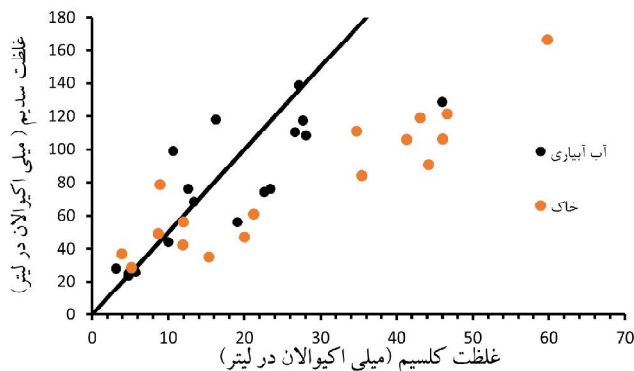
در همین سطح شوری در مزرعه دیگری با اعمال کسر آبشویی حدود 25 درصد، متوسط شوری خاک بیش از 22 دسی‌زیمنس بر متر شده است که بدیهی است منجر به کاهش عملکرد شدید پسته و حتی توقف رشد آن خواهد شد. سطوح شوری متوسط خاک عمدتاً در دامنه 4 تا 16 دسی‌زیمنس بر متر حفظ شده است.

در شکل 17 وضعیت 17 نمونه خاک مورد بررسی به همراه نمونه‌های آب متناظر آن‌ها از لحاظ خطر کاهش سرعت نفوذ آب در خاک در دیاگرام سوارز مورد بررسی قرار گرفته‌اند. در این مورد نیز تمام نمونه‌های مورد بررسی در محدوده بدون خطر قرار گرفته‌اند.



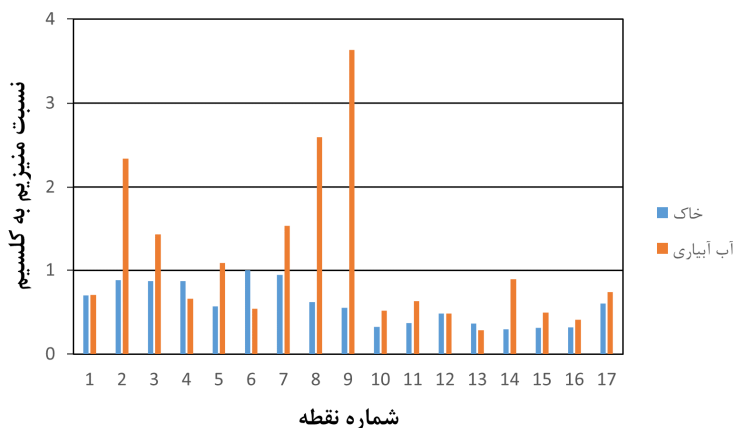
شکل 17- توزیع شوری و SAR مربوط به 17 نمونه آب آبیاری و 17 نمونه خاک مرتبط با آن در دیاگرام سوارز، بر مبنای خطوط خطر کاهش سرعت نفوذ آب در خاک تشخیص داده می‌شود.

همچنین با در نظر گرفتن معیار 5 برابر برای خطر سدیم نیز تعداد کمی از نمونه‌های خاک مورد بررسی دارای غلظت سدیمی بیش از 5 برابر غلظت کلسیم خود بودند. همان‌گونه که در شکل 18 نشان داده شده است، در حالی که از مجموع 17 نقطه در 7 نمونه آب غلظت سدیم بیش از 5 برابر غلظت کلسیم بود، ولی در نمونه‌های خاک متناظر آن‌ها تنها در 4 مورد متوسط غلظت سدیم محلول بیش از 5 برابر میانگین غلظت کلسیم محلول بود، به این ترتیب مشاهده می‌شود که خطر سدیم در نمونه‌های خاک در مقایسه با نمونه‌های آب تعدیل شده است.



شکل 18- توزیع غلظت کلسیم و غلظت سدیم مربوط به 17 نمونه آب آبیاری و 17 نمونه خاک متناظر آن در حول خط 5 برابر غلظت کلسیم.

در مورد نسبت منیزیم به کلسیم نیز مقدار این نسبت در خاک عمدتاً کمتر از مقدار متناظر آن در آب آبیاری مربوطه می‌باشد. همان‌گونه که در شکل 19 نشان داده شده است، تنها در نمونه‌های 4 و 6 نسبت منیزیم به کلسیم در خاک بیشتر از مقدار مشابه در آب آبیاری می‌باشد که نیازمند بررسی دقیق‌تر می‌باشد.



شکل 19- نسبت منیزیم به کلسیم در 17 نمونه آب آبیاری و 17 نمونه خاک متناظر آن.

6- نقشه پراکنش منابع آب شور در کشور

جدول 6 میانگین هدایت الکتریکی منابع آب کشاورزی استان‌های مختلف کشور بر حسب دسی‌زیمنس بر متر را نشان می‌دهد که از آمار شرکت مدیریت منابع آب ایران در سال 1397 استخراج شده است. در حال حاضر، میانگین هدایت الکتریکی چاه‌های کشاورزی کشورمان در حدود 2 دسی‌زیمنس بر متر بوده و میانگین شوری منابع آب زیرزمینی کشاورزی در 11 استان کشور (شامل بوشهر، یزد، خراسان جنوبی، هرمزگان، قم، اصفهان، سمنان، سیستان و بلوچستان، فارس، خراسان رضوی و کرمان) از عدد میانگین بیشتر است. به عنوان مثال، متوسط شوری آب چاه‌های کشاورزی در استان‌های یزد، خراسان جنوبی و بوشهر به ترتیب 5/2، 5/2 و 5/6 دسی‌زیمنس بر متر می‌باشد. همچنین از نظر حجمی، حدود 31% از منابع آب زیرزمینی مورد مصرف در بخش کشاورزی (معادل با 13/8 میلیارد متر مکعب) دارای شوری‌های بالاتر از میانگین شوری می‌باشند. از این حجم، حدود 7/5 میلیارد متر مکعب در کلاس شوری 4-2 دسی‌زیمنس بر متر، حدود 4/3 میلیارد متر مکعب در کلاس شوری 8-4 دسی‌زیمنس بر متر، حدود 1/3 میلیارد متر مکعب در کلاس شوری 12-8 دسی‌زیمنس بر متر، حدود 0/4 میلیارد متر مکعب در کلاس شوری 16-12 دسی‌زیمنس بر متر و حدود 0/2 میلیارد متر مکعب در کلاس شوری بالای 16 دسی‌زیمنس بر متر به مصرف کشاورزی می‌رسد. بخش زیادی از این آب‌ها دارای کیفیت‌های لب‌شور و شور بوده؛ بطوری‌که حدود 6/3 میلیارد متر مکعب در کلاس‌های شوری بالای 4 دسی‌زیمنس بر متر قرار می‌گیرند.

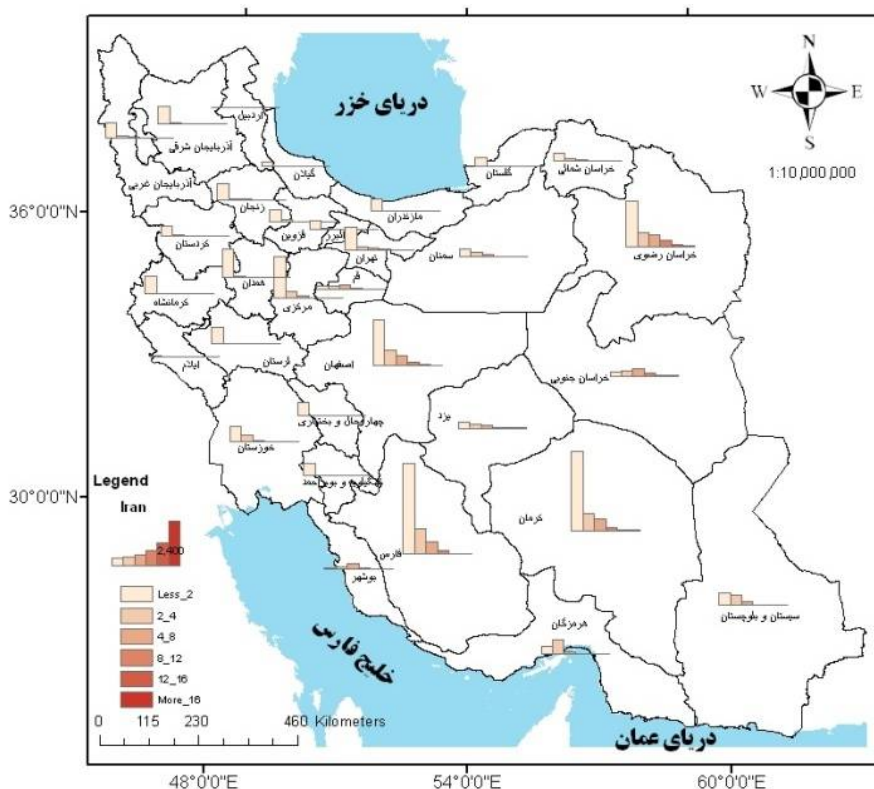
جدول 6- میانگین هدایت الکتریکی منابع آب زیرزمینی کشاورزی (بر حسب دسی‌زیمنس بر متر) در استان‌های مختلف کشور (رحیمیان و غلامی، 1401)

ردیف	نام استان	چاه	چشمه	قنات	میانگین وزنی شوری
1	چهارمحال و بختیاری	0.5	0.4	0.4	0.4
2	کرمانشاه	0.5	0.4	0.4	0.5
3	لرستان	0.6	0.3	0.4	0.5
4	مازندران	0.9	0.3	-	0.5
5	گیلان	1.0	0.3	0.7	0.5

ادامه جدول 6- میانگین هدایت الکتریکی منابع آب زیرزمینی کشاورزی (بر حسب دسی‌زیمنس بر متر) در استان‌های مختلف کشور (رحیمیان و غلامی، 1401)

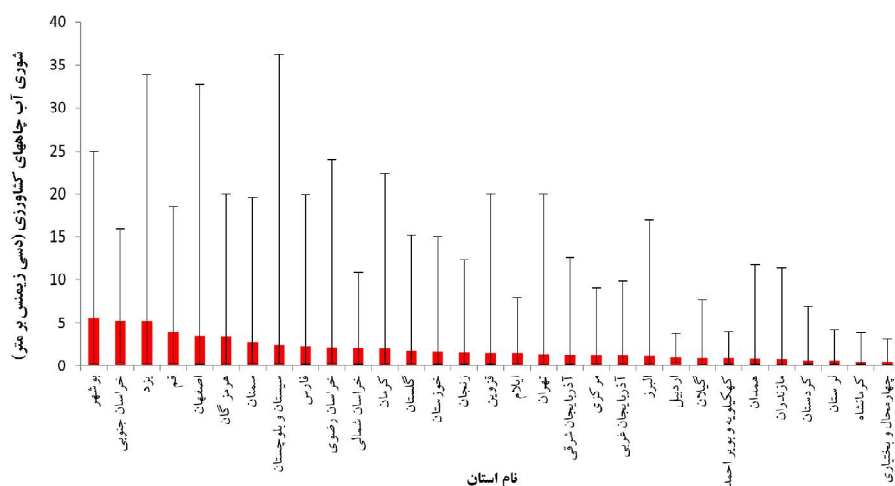
ردیف	نام استان	چاه	چشمه	قنات	میانگین وزنی شوری
6	کردستان	0.6	0.4	0.6	0.6
7	اردبیل	1.0	0.5	0.7	0.6
8	همدان	0.9	0.4	0.6	0.9
9	کهگیلویه و بویراحمد	0.9	1.0	1.0	1.0
10	البرز	1.2	0.4	1.0	1.1
11	مرکزی	1.3	0.6	0.7	1.1
12	آذربایجان غربی	1.2	0.5	0.7	1.1
13	ایلام	1.4	1.0	1.2	1.2
14	آذربایجان شرقی	1.3	0.7	0.7	1.2
15	تهران	1.4	0.4	1.5	1.3
16	قزوین	1.5	0.5	0.9	1.4
17	زنجان	1.6	0.6	0.7	1.4
18	گلستان	1.7	0.6	0.8	1.4
19	خوزستان	1.6	0.9	0.9	1.4
20	خراسان شمالی	2.1	0.7	1.4	1.5
21	کرمان	2.0	0.6	1.0	1.9
22	خراسان رضوی	2.2	0.8	1.2	2.0
23	فارس	2.3	1.1	0.9	2.0
24	سیستان و بلوچستان	2.5	1.2	1.6	2.3
25	سمنان	2.7	0.9	1.7	2.3
26	اصفهان	3.4	0.5	1.3	2.7
27	قم	4.0	0.6	0.9	3.3
28	هرمزگان	3.4	3.8	1.5	3.4
29	خراسان جنوبی	5.2	1.7	2.0	4.4
30	یزد	5.2	1.9	1.7	4.5
31	بوشهر	5.6	3.6	2.8	5.4
	میانگین	2.0	0.9	1.0	1.7

شکل 20 توزیع مکانی کلاس‌های مختلف شوری آب‌های کشاورزی در سطح کشور را نشان می‌دهد. بر روی این شکل، اندازه هر نمودار متناسب با حجم آب مصرفی بخش کشاورزی استان‌ها است. آب‌های شور عمدتاً در مناطق خشک و نیمه‌خشک نظیر فلات مرکزی، جنوب و شرق و یا نزدیک ساحل دریاچه‌ها و دریاها واقع شده‌اند. استان‌های بوشهر، یزد، خراسان جنوبی، هرمزگان، قم، اصفهان، سمنان، سیستان و بلوچستان، فارس، خراسان رضوی و کرمان از این جمله‌اند.



شکل 20- توزیع مکانی کلاس‌های شوری آب‌های کشاورزی در سطح کشور
(رحیمیان و غلامی، 1401)

نظر به اینکه در بین منابع مختلف آب زیرزمینی (چاه، چشمه و قنات)، چاه‌های کشاورزی با 77% بیشترین سهم را از نظر تامین آب در بخش کشاورزی داشته‌اند، دامنه تغییرات هدایت الکتریکی این چاه‌ها بصورت استان به استان نیز بررسی شد. شکل 21 تغییرات میانگین، حداکثر و حداقل هدایت الکتریکی (شوری) مشاهداتی چاه‌های کشاورزی استان‌های مختلف را نشان می‌دهد. بدین ترتیب، بیشترین مقادیر شوری آب چاه‌های کشاورزی در استان‌های سیستان و بلوچستان، یزد و اصفهان اندازه‌گیری و ثبت شده است. آبی‌پروری، کشت علوفه و یا گیاهان باغی و زراعی متحمل به شوری نظیر پسته و جو به عنوان عمده مصارف شورترین چاه‌های کشاورزی این استان‌ها گزارش گردیده است. استفاده تلفیقی آب‌های شور با سایر منابع آبی موجود در محل که کیفیت مناسب‌تری دارند و اختلاط آن‌ها با یکدیگر، از دیگر عملیاتی است که کشاورزان این مناطق برای منابع آب شور مذکور در پیش گرفته‌اند.



شکل 21- تغییرات میانگین، حداکثر و حداقل هدایت الکتریکی مشاهداتی در چاه‌های کشاورزی استان‌های مختلف (رحیمیان و غلامی، 1401)

7- طبقه‌بندی پیشنهادی برای منابع آب شور در کشاورزی

طبقه‌بندی پیشنهادی برای آب‌های شور و خاک‌های تحت آبیاری با این منابع آب، ویژه شرایط ایران در جدول 7 نشان داده شده است. بر اساس این جدول در هر سطح از شوری آب آبیاری سه گروه از شرایط خاک، مدیریت و زهکشی در نظر گرفته شده است:

گروه الف- خاک‌های سبک بافت، کسر آبشویی بیش از 30 درصد و شرایط زهکشی آزاد طبیعی (در این شرایط متوسط شوری خاک در منطقه ریشه در شرایط ماندگار برابر و یا کمتر از شوری آب آبیاری است)، شرایطی که بارندگی سهم قابل توجهی از نیاز آبی محصول را تامین می‌کند و یا امکان آبیاری با آب با کیفیت بهتر در مراحل حساس وجود دارد.

گروه ب- خاک‌های متوسط بافت، کسر آبشویی بین 15 تا 30 درصد و شرایط زهکشی آزاد طبیعی (در این شرایط متوسط شوری خاک در منطقه ریشه در شرایط ماندگار بین 1 تا 1/5 برابر شوری آب آبیاری است).

گروه ج- خاک‌های سنگین بافت، کسر آبشویی کمتر از 15 درصد و/ یا شرایط زهکشی ناقص (در این شرایط متوسط شوری خاک در منطقه ریشه در شرایط ماندگار بیش از یک و نیم برابر شوری آب آبیاری است).

در این طبقه‌بندی همچنین گیاهان به شش گروه تقسیم‌بندی شده‌اند:

- خیلی حساس: مانند مرکبات/ حساس: مانند لوبیا و ذرت/ نیمه حساس، مانند گوجه‌فرنگی
- نیمه متحمل: مانند گندم/ متحمل: مانند چغندر قند و پنبه/ خیلی متحمل: مانند پسته

جدول 7- طبقه‌بندی پیشنهادی برای آب‌های شور و خاک‌های تحت آبیاری با این منابع آب، ویژه شرایط ایران

نوع محصول						گروه	شوری آب آبیاری (dS/m)
خیلی متحمل	متحمل	نیمه متحمل	نیمه حساس	حساس	خیلی حساس		
1	1	1	1	1	1	الف	کمتر از 2
1	1	1	1	1	2	ب	
1	1	1	1	2	3	ج	
1	1	1	1	1	2	الف	2-4
1	1	1	1	2	3	ب	
1	1	1	2	3	4	ج	
1	1	1	2	2	3	الف	4-6
1	1	2	3	3	4	ب	
1	2	3	4	4	5	ج	
1	2	3	4	4	5	الف	6-8
2	3	4	4	5	5	ب	
2	4	5	5	5	5	ج	
2	3	4	4	5	5	الف	8-10
2	4	4	5	5	5	ب	
2	5	5	5	5	5	ج	
2	4	4	5	5	5	الف	10-12
3	4	5	5	5	5	ب	
3	5	5	5	5	5	ج	
3	4	5	5	5	5	الف	12-14
3	5	5	5	5	5	ب	
4	5	5	5	5	5	ج	
3	5	5	5	5	5	الف	14-16
4	5	5	5	5	5	ب	
4	5	5	5	5	5	ج	
5	5	5	5	5	5	الف	بیش از 16
5	5	5	5	5	5	ب	
5	5	5	5	5	5	ج	

واکنش گیاه به سطوح مختلف شوری در این جدول با 5 سطح مختلف نشان داده شده است:

1- مناسب	1	تولید محصول در این شرایط با محدودیت ویژه‌ای همراه نمی‌باشد.
2- نسبتاً مناسب	2	تولید محصول در این شرایط نیازمند مراقبت از تجمع شوری در منطقه ریشه است
3- نسبتاً نامناسب	3	کنترل شوری خاک در منطقه ریشه باید با اقدامات خاص مانند کاهش تبخیر و یا آبیاری دقیق همراه باشد
4- نامناسب	4	تولید محصول در این شرایط در حالت مرزی قرار دارد. در صورتی که با اتخاذ فعالیت‌های مدیریتی دقیق شوری خاک کنترل شود، ممکن است به سطح 3 یا 2 نیز ارتقا یابد
5- کاملاً نامناسب	5	تولید محصول در این شرایط اقتصادی نیست و یا از لحاظ آب مورد نیاز برای کنترل شوری خاک توصیه نمی‌شود. لازم است از گیاهان متحمل‌تر استفاده شود

8- مصارف و مدیریت بهره‌برداری از آب و خاک شور در کشاورزی

توسعه شورشدن منابع آب زیرزمینی و خاک‌ها در سال‌های اخیر با شدت و ضعف متفاوت در تمام استان‌های کشور گزارش شده است، به نحوی که کشاورزان به ناچار یا به سمت کشت محصولات متحمل‌تر به شوری رفته‌اند و یا در مواردی اراضی تخریب شده در اثر شوری را رها کرده‌اند. این در حالی است که استفاده از منابع آب شور در فلات مرکزی ایران برای تولید محصولات کشاورزی دارای سابقه‌ای دیرینه می‌باشد. نمونه‌ای از این سابقه، تولید محصول ارزشمند پسته در استان‌های یزد و کرمان می‌باشد. همچنین در خاک‌های شور ناشی از سطح بالای آب زیرزمینی نیز انواع محصولات کشاورزی تولید می‌شده است. به عنوان مثال استان خوزستان از لحاظ تولید گندم آبی و استان گلستان از لحاظ تولید پنبه آبی حائز مقام‌های بالایی هستند. هر چند منابع آب آبیاری در این شرایط چندان شور نیستند، ولی اراضی کشاورزی به دلیل زهکشی ناقص دارای شوری بسیار بالایی هستند. به هر روی در استان‌های مختلف کشور تجاربی در بهره‌برداری از منابع آب و خاک شور وجود دارد که پرداختن به آن‌ها می‌تواند راهگشای مدیریت شوری در مناطقی باشد که جدیداً با این مشکل دست‌به‌گریبان شده‌اند.

فناوری‌هایی که برای اصلاح و بهره‌برداری از منابع آب‌و خاک شور در کشور مطرح هستند را می‌توان به سه دسته اصلی تقسیم‌بندی کرد:

1- فناوری‌های بیولوژیکی

2- فناوری‌های شیمیایی

3- فناوری‌های فیزیکی

در این قسمت با جزئیات بیشتر به شرح این فناوری‌ها پرداخته می‌شود.

8-1- فناوری‌های بیولوژیکی

فناوری‌های بیولوژیکی فناوری‌هایی هستند که با اتکا به پتانسیل‌های زیستی محیط‌های شور، امکان بهره‌برداری بهینه و پایدار منابع آب‌و خاک شور را فراهم می‌آورند. این فناوری‌ها طیف گسترده‌ای را شامل می‌شوند؛ ولی در این قسمت به معرفی برخی از مهم‌ترین آن‌ها پرداخته می‌شود.

8-1-1- معرفی ارقام متحمل به شوری

تحمل به شوری یک مشخصه پیچیده، کمی و ژنتیکی است که به‌وسیله چند ژن کنترل می‌شود (Shannon, 1996). تحمل به شوری در واقع توانایی ذاتی گیاه برای تحمل کردن تأثیرات مقدار نمک بالا در منطقه ریشه و یا برگ‌های گیاه است، بدون اینکه تأثیر منفی معنی‌داری بر روی آن بگذارد (Shannon and Grieve, 1998). با اینکه توجه فزاینده‌ای به تحقیقات معرفی ارقام متحمل به شوری در سطح دنیا وجود دارد ولی آن‌گونه که رنجبر و صالحی (1393) گزارش کرده‌اند تعداد ارقام متحمل به شوری در مورد هر گیاه زراعی انگشت‌شمار هستند. مثلاً کشورهای مصر، پاکستان و هند به‌ترتیب یک رقم، دو رقم و یک رقم گندم متحمل به شوری تا کنون معرفی کرده‌اند.

در ایران و به‌ویژه برای غلات، ارقام مختلفی تحت عنوان ارقام متحمل به شوری معرفی شده‌اند. به طور مثال آنالقی و همکاران (1396) در یک آزمایش چندمرحله‌ای، تحمل به شوری و عملکرد دانه گندم ارقام اکبری، سیستان، ارگ، افق، روشن، مروارید،

کوهدشت و فلات را در دو محیط شور و غیر شور بررسی کردند. بر اساس نتایج این مطالعه اختلاف عملکرد در شرایط مزرعه‌ای شور و غیرشور در رقم کوهدشت کمتر از سایر ارقام بود که حاکی از آن است که این رقم کاهش عملکرد کمتری در شرایط شور نسبت به سایر ارقام دارد، به عبارتی این رقم به شوری متحمل‌تر است. این در حالی است که رقم کوهدشت جزو ارقامی نیست که به‌عنوان متحمل به شوری معرفی شده‌اند.

به طور مشابه رنجبر و صالحی (1393) نیز بر اساس نتایج یک آزمایش 10 ساله بر روی 475 لاین گندم دریافتی از موسسات مختلف ملی و بین‌المللی و مقایسه آن‌ها با ارقام تجاری ارگ، نیشابور، چمران، شیروزی، پیشتاز، شیراز، مرودشت، فلات، بهار، یاوروس (گندم دوروم)، دبی راه، قدس، روشن و ماهوتی در شرایط شور استان‌های خوزستان، یزد و گلستان چنین گزارش کردند که ژنوتیپ‌های معرفی شده به‌عنوان ارقام متحمل به شوری بر اثر مداخله عوامل مختلف محیطی و مدیریتی الزاماً عملکرد و تحمل به شوری بالاتری نسبت به سایر ارقام نشان نداده‌اند و چنین نتیجه‌گیری کرده‌اند که در شرایط شور به‌جای تاکید بر معرفی ارقام به‌اصطلاح متحمل به‌شوری باید دنبال ارقام سازگار با شرایط محیطی و مدیریتی منطقه باشیم که دارای پتانسیل عملکرد بالاتری نیز هستند.

تحمل به شوری گیاهان به عوامل مختلفی مانند شرایط اقلیمی، خاک، مدیریت آبیاری، مرحله رشدی گیاه و شرایط حاصلخیزی خاک نیز وابسته است، با این‌وجود تفاوت بین آستانه تحمل به شوری ارقام متحمل به شوری با ارقام غیر متحمل در یک گیاه زراعی یا باغی مشخص چندان زیاد نیست. به طور مثال در آزمایش آنالقی و همکاران (1396) آستانه تحمل به شوری ارقام گندم فلات، کوهدشت و افق به ترتیب 6/06، 5/27 و 4/00 دسی‌زیمنس بر متر به دست آمد. به این ترتیب می‌توان انتظار داشت که استفاده از ارقام متحمل، طبقه آب یا خاک شور قابل‌استفاده برای تولید یک محصول را تغییر دهد. مثلاً در این مورد تمام ارقام مختلف گندم جزو طبقه نیمه متحمل طبقه‌بندی می‌شوند و نمی‌توان انتظار داشت که آبیاری با آب‌های بسیار شور برای تولید محصول از آن اقتصادی باشد. برای سایر گیاهان زراعی و یا باغی نیز تفاوت‌های بین ارقام چندان چشمگیر نیست. به این ترتیب وقتی خبرهایی مثلاً مبنی بر تولید برنج یا سیب‌زمینی با استفاده از آب دریا

به گوش می‌رسد، نباید آن را به ژنتیک گیاهی ربط داد؛ بلکه رمز کار در کنترل شوری منطقه ریشه با استفاده از بارندگی و یا آبیاری تناوبی یا مخلوط است.

موضوع قابل بحث دیگر نسبی بودن تحمل به شوری است. این نسبی بودن هم نسبت به سایر گیاهان، گونه‌ها و ارقام است که در قسمت قبل به طور خلاصه بحث شد و هم از لحاظ عملکرد است. از آنجاکه در جداول مقایسه تحمل نسبی گیاهان به شوری، عملکرد نسبی ملاک تصمیم‌گیری است، این جداول می‌توانند همراه‌کننده باشند. به طور مثال 80 درصد عملکرد نسبی سیب‌زمینی با 60 درصد عملکرد نسبی گندم قابل مقایسه نیستند. به این ترتیب برای تصمیم‌گیری‌های مدیریتی عملکرد نسبی باید به عملکرد مطلق و نهایتاً قیمت محصول تبدیل شود تا بتوان محصول مورد نظر را انتخاب کرد.

با آنکه تفاوت بین تحمل به شوری ارقام مختلف از یک گیاه زراعی خاص چندان چشمگیر نمی‌باشد، ولی تفاوت بین گونه‌های مختلف از یک جنس و یا گیاهان زراعی مختلف می‌تواند برای انتخاب محصول متناسب با شرایط شور راهگشا باشد. به طور مثال جنس پنبه (*Gossypium*) دارای 4 گونه شناخته‌شده زراعی است. هر چند بیش از 95 درصد سطح زیر کشت پنبه مربوط به یک گونه (*hirsutum*) است، ولی در بین گونه‌های موجود تنوع ژنتیکی از لحاظ تحمل به شوری وجود دارد به نحوی که پنبه‌های بومی ایران که از گونه (*herbaceum*) هستند، تحمل به شوری بالاتری دارند. گاهی هیبریدهایی که از تلاقی بین گونه‌ای حاصل می‌شوند نیز همزمان می‌توانند خصوصیت تحمل به شوری و عملکرد بالا را همزمان بروز دهند.

۸-۱-۲- اصلاح زیستی^۱

اصلاح زیستی را می‌توان به صورت تجزیه، تغییر، کاهش غلظت و یا خروج مواد آلاینده و یا تخریب‌کننده محیط به وسیله ارگانیسم‌ها (گیاهان یا ریز جانداران) در حدی که برای محیط بی خطر و یا کمتر از سطوح استاندارد تعیین شده باشند، تعریف کرد. برای شوری این مواد آلاینده از نوع نمک، محیط، همان محیط ریشه و ارگانیسم‌ها عمدتاً گیاهان در نظر گرفته می‌شوند. اما باید در نظر داشت که نمک‌ها به صورت کوچک‌ترین واحد ساختاری

¹ Bioremediation

یعنی یون‌های محلول در آب در محیط حضور دارند، از طریق زیستی قابل تغییر نیستند و در اراضی تحت آبیاری هیچ گیاهی وجود ندارد که بتواند مقدار نمکی را که سالانه در اثر آبیاری به خاک وارد می‌شود، از آن خارج کند یا غلظت نمک را کاهش دهد، چرا که مقدار استخراج شده از خاک در مقایسه با مقدار اضافه شده به وسیله آبیاری بسیار ناچیز است. برای توضیح بیشتر، موازنه نمک در محیط خاک در قسمت بعدی تشریح شده است.

در اراضی تحت آبیاری با زهکشی آزاد، نمک به همراه آب آبیاری به خاک وارد می‌شود و عمدتاً از طریق زهکشی از آن خارج می‌شود. برای محاسبه جرم نمک وارد شده به خاک در اثر آبیاری کافی است کل جامدات محلول (TDS بر حسب میلی گرم در لیتر یا کیلوگرم در مترمکعب) آب آبیاری را در حجم آبیاری سالانه (بر حسب مترمکعب در هکتار) ضرب کرد. برای محاسبه کل جامدات محلول کافی است هدایت الکتریکی (EC بر حسب دسی‌زیمنس بر متر) را در ضریب $0/7$ ضرب کرد (Richards, 1954). به این ترتیب اگر آبی دارای هدایت الکتریکی 1 دسی‌زیمنس بر متر باشد، کل جامدات محلول آن $0/7$ کیلوگرم بر مترمکعب خواهد بود. در صورتی که فقط 10000 مترمکعب در هکتار حجم آبیاری سالانه در این شرایط باشد، یعنی سالانه 7000 کیلوگرم نمک به هر هکتار از خاک مزرعه اضافه می‌شود. شایان ذکر است به ازای هر 1 دسی‌زیمنس بر متر افزایش شوری آب در این شرایط 7 تن نمک بیشتر به خاک اضافه می‌شود.

میزان نمکی که توسط گیاهان از خاک خارج می‌شود؛ اما محدود است. در گیاهان زراعی حداکثر 3 درصد وزن خشک اندام‌های هوایی را نمک تشکیل می‌دهد و در مورد گیاهان شورزیست اجباری این عدد به 13 درصد می‌رسد. به این ترتیب اگر کل وزن خشک اندام‌های هوایی یک گیاه زراعی 10 تن در هکتار باشد، حداکثر 300 کیلوگرم در هکتار نمک در اندام‌های هوایی ذخیره می‌شود که می‌توان آن را از مرعه خارج کرد. بدیهی است که اگر فقط شوری آب 4 دسی‌زیمنس بر متر بوده و 10000 متر مکعب در هکتار آبیاری کنیم، 28 تن نمک به خاک اضافه کرده‌ایم. در مورد گیاه شورزیست اجباری سالیکورنیا که بالاترین محتوای نمک را دارد، میزان تولید ماده خشک در حد 2 تن در هکتار است که به این ترتیب حدود 260 کیلوگرم در هکتار نمک را از مزرعه خارج می‌کند، ولی برای تولید همین مقدار ماده خشک باید حدود 20000 متر مکعب در هکتار آبیاری

شود که در شرایط شوری 4 دسی‌زیمنس بر متر به معنی ورود 56 تن در هکتار نمک به خاک است. با این محاسبه مشخص است که ورود نمک با آبیاری به مراتب بیشتر از خروج آن توسط برداشت اندام‌های هوایی است. باید توجه داشت که گزارش‌هایی وجود دارد که کشت گیاهان شورزیست در بلندمدت منجر به کاهش شوری خاک شده است، ولی این گزارش‌ها مربوط به شرایطی است که گیاه آبیاری نمی‌شود و نیاز آبی آن از طریق بارندگی تامین می‌شود.

علیرغم اینکه اصلاح زیستی برای کاهش شوری خاک در شرایط آبیاری موثر نیست ولی برای کاهش خطرات سدیم کاملاً موثر است. خاک‌های سدیمی و شور سدیمی نیاز به یک منبع قابل انحلال از کلسیم برای جایگزینی با سدیم اضافی در مکان‌های تبدلی خاک هستند. مواد شیمیایی اصلاح‌کننده دارای پیشینه‌ای طولانی در استفاده جهت اصلاح این خاک‌ها هستند (Qadir et al., 2001). گچ یکی از مواد شیمیایی رایج است که برای اصلاح این خاک‌ها استفاده شده است. انحلال گچ و جایگزینی سدیم با کلسیم آزاد شده و افزایش قدرت یونی پیرامون ذرات خاک سبب بهبود ویژگی‌های فیزیکی خاک می‌شود (Rengasamy and Olsson, 1991). اسید سولفوریک از دیگر مواد شیمیایی برای اصلاح خاک‌های شور - سدیمی است که سبب حلالیت کلسیت و آزادسازی کلسیم در محلول خاک می‌شود. مطالعات نشان می‌دهند که اسید سولفوریک در کاهش نسبت جذب سدیم (ESP) خاک در مقایسه با گچ اثرگذاری بیشتری دارد (Abdul Qadir et al., 2022). نفوذ آب به خاک نیز با استفاده از اسید سولفوریک در اصلاح این خاک‌ها بهبود پیدا می‌کند. یکی از عوامل مهم که دائماً نادیده گرفته می‌شود گزارش و ثبت تغییرات در خصوصیات فیزیکی خاک بعد از فرایند اصلاح است. استفاده از مواد شیمیایی اصلاح‌کننده هزینه بر است و گاهی برای بعضی کشاورزان قابل دسترس نیست. تحقیقات انجام شده در دهه‌های اخیر نشان می‌دهد که گونه‌های گیاهی متحمل و نیمه‌متحمل به شوری مانند کالار گراس¹ سسبانیای² و یونجه³ می‌توانند سبب کاهش شوری و سدیمی بودن این خاک‌ها گردند (Qadir et al. 1996). این گیاهان با افزایش فشار جزئی دی‌اکسیدکربن در

¹ *Leptochloa fusca* (L.)

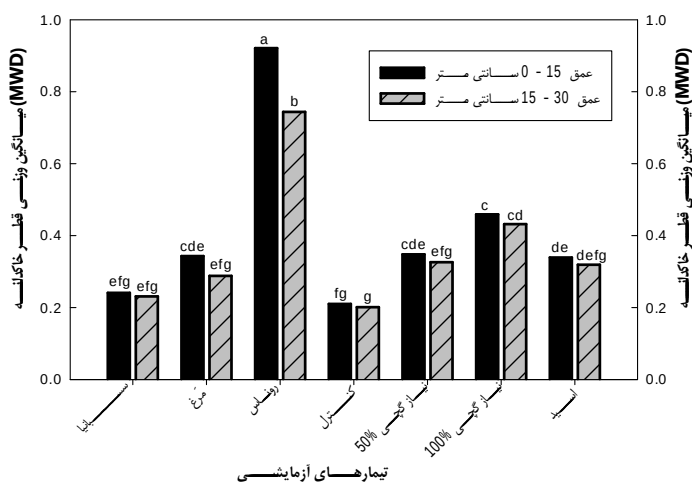
² *Sesbania acuelata*

³ *Medicago sativa*

منطقه ریشه و اسیدی کردن محلول خاک به حل شدن کانی کلسیت کمک می‌کنند (Qadir et al., 2007).

در یک آزمایش گلدانی، مظلوم و همکاران (1392) برای اصلاح یک خاک سدیمی از تیمارهای شیمیایی شامل مصرف گچ و اسید به همراه روش‌های زیستی شامل کشت گیاهان سببانی، مرغ و روناس استفاده کردند. بر اساس نتایج ایشان کشت گیاه روناس در اصلاح خصوصیات فیزیکی و شیمیایی خاک سدیمی تأثیری به‌مراتب بیشتر از تیمارهای شیمیایی داشت. به‌عنوان مثال شکل 22 تأثیر این تیمارها را بر میانگین وزنی قطر خاکدانه‌ها نشان می‌دهد. در انتهای دوره اصلاحی میانگین وزنی قطر خاکدانه‌ها در گلدان‌های حاوی گیاه روناس بیشتر از سایر تیمارهای زیستی و حتی شیمیایی بود.

کشاورزان در استان یزد نیز قبل از کشت پسته و یا هم‌زمان با آن در اراضی شور-سدیمی، اقدام به کشت روناس می‌نمایند. به دلیل سیستم ریشه‌ای گسترده و عمیق این گیاه، خاکدانه‌سازی بهبود می‌یابد و در نتیجه سرعت نفوذ آب در خاک افزایش می‌یابد. این موضوع باعث افزایش کارایی آبشویی املاح نیز می‌شود و در نتیجه املاح به‌تدریج به اعماق پایین‌تری هدایت می‌شوند. ضمن اینکه از ریشه آن نیز برای استخراج رنگ‌دانه استفاده می‌شود.



شکل 22- بررسی تأثیر تیمارهای شیمیایی و اصلاح زیستی بر میانگین وزنی قطر خاکدانه‌ها در یک خاک سدیمی

8-2- فناوری‌های شیمیایی

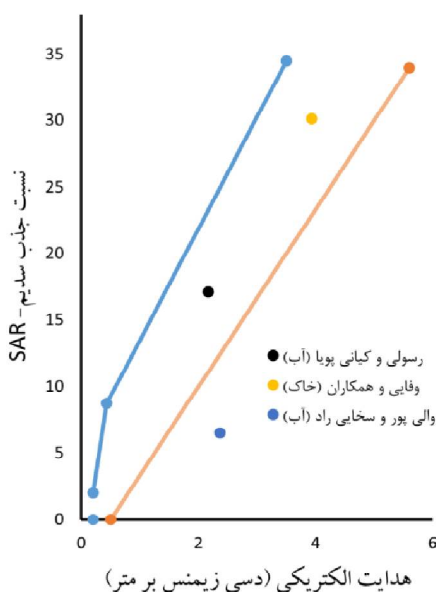
برای اصلاح خاک‌های سدیمی و استفاده از مواد اصلاح‌کننده شیمیایی در دنیا شناخته‌شده است، لیکن این مواد در ایران به‌اشتباه به‌عنوان اصلاحگر شوری خاک معرفی شده‌اند. واقعیت این است که اصلاح شوری خاک یک فرایند شیمیایی نیست و اصلاح شوری خاک نیز چاره‌ای جز جلوگیری از ورود نمک به داخل منطقه ریشه و یا راندن نمک به بیرون از منطقه ریشه ندارد. از طرفی برخی از مواد کودی و یا تحریک‌کننده‌های رشد گیاه حاوی ترکیباتی هستند که رشد و عملکرد گیاه را در شرایط شور بهبود می‌بخشند. این ترکیبات نیز تحت عنوان ضد شوری معرفی و تبلیغ می‌شوند. اما در واقع ضد شوری ترکیبی است که شوری منطقه ریشه گیاه را کاهش دهد. در این قسمت به‌مرور کاربرد مواد اصلاح‌کننده شیمیایی برای اصلاح خاک‌های شور-سدیمی در ایران می‌پردازیم.

8-2-1- گچ معدنی

گچ معدنی، رایج‌ترین ماده شیمیایی است که برای اصلاح خاک‌های سدیمی در ایران استفاده شده است. معادن گچ با درجات خلوص متفاوت در کل فلات مرکزی ایران گسترده هستند که شاید یکی از مهم‌ترین آن‌ها معادن گچ سمنان باشد. در همین حال خاک‌های گچی نیز بخصوص در اراضی که تحت آبیاری نبوده‌اند به وفور پیدا می‌شود. سهولت دسترسی این منابع، هزینه حمل کم، عدم نیاز به فراوری جهت مصرف در کشاورزی و نیز بی‌خطر بودن در هنگام مصرف باعث شده است تولیدکنندگان گچ‌های ساختمانی، بخشی از محصولات خود را به‌صورت خام جهت مصرف در کشاورزی تحت عنوان گچ کشاورزی عرضه کنند. هر چند که بر اساس تحلیلی که روی نمونه‌های خاک‌های تحت آبیاری در استان یزد به عمل آمد (و نیز نمونه‌های فراوان دیگر در سایر مناطق کشور) و بر اساس جداول راهنمای موجود، عمده خاک‌های تحت آبیاری کشور با خطر کاهش سرعت نفوذ آب در خاک مواجه نیستند، ولی کاربرد گچ به‌منظور اصلاح خاک صرف‌نظر از نیاز به اصلاح (حتی در خاک‌های شور) نیز شایع است. به نظر می‌رسد

در این شرایط عمده واکنش مثبت گیاه، مربوط به اثرات تغذیه‌ای کلسیم و اثر رقابتی آن با سدیم باشد تا اثرات اصلاحی!.

در یک آزمایش مزرعه‌ای، رسولی و کیانی‌پویا (1389) تأثیر غلظت‌های مختلف گچ معدنی بر اصلاح یک خاک سدیمی در دشت درودزن - مرودشت استان فارس را بررسی کردند و نتایج تجزیه شیمیایی یون‌های محلول خاک را با شبیه‌سازی مدل WatSuit مقایسه کردند. شکل 23 وضعیت آب آبیاری مورد استفاده در این آزمایش را در دیاگرام سوارز نشان می‌دهد. براین اساس خطر متوسط کاهش سرعت نفوذ آب در خاک وجود دارد. علایم ظاهری خاک نیز تأییدکننده این موضوع بودند. در این آزمایش با مصرف 3 میلی اکی‌والان در لیتر گچ، این نسبت متعادل شد.



شکل 23- طبقه‌بندی خطر سدیم در آزمایش‌های مورد بررسی

وفایی و همکاران (1398) تأثیر گچ معدنی و مواد آلی را بر اصلاح خاک سدیمی مورد بررسی قرار دادند. در این پژوهش اشاره‌ای به ترکیب شیمیایی آب آبیاری نشده

است، ولی خاک مورد استفاده بر اساس دیاگرام سوارز که در شکل 23 نشان داده شده است، خطر متوسط کاهش سرعت نفوذ آب در خاک را نشان می‌دهد است. بر اساس نتایج هر چه مدت زمان تماس خاک با مواد اصلاح‌کننده بیشتر شد، خصوصیات شیمیایی این خاک بیشتر اصلاح گردید. در این آزمایش مصرف 100 درصد نیاز گچی و بدون مصرف مواد آلی بیشترین تأثیر در اصلاح شیمیایی خاک را داشته است.

در آزمایش دیگری که توسط والی‌پور و سخایی‌راد (1390) صورت گرفت، استفاده از گچ معدنی بر آبشویی املاح از یک خاک به‌شدت شور (هدایت الکتریکی عصاره اشباع بین حدود 99 تا 70 دسی‌زیمنس بر متر در اعماق مختلف خاک) و به‌شدت سدیمی (نسبت جذب سدیم خاک بین حدود 67 تا 113 در اعماق مختلف خاک) مورد بررسی قرار گرفت. آب آبیاری مورد استفاده در این آزمایش بر اساس دیاگرام سوارز در گروه بدون خطر طبقه‌بندی می‌شود که در شکل 22 نشان داده‌شده است. در نهایت پس از اتمام دوره اصلاحی، تجزیه شیمیایی نمونه‌های خاک نشان داد که کاربرد گچ تأثیری بر آبشویی املاح نداشته است.

این سه نمونه بررسی منابع نشان می‌دهد که آب آبیاری نقش مهمی در تصمیم‌گیری در خصوص نیاز به مواد اصلاح‌کننده دارد. در پژوهش رسولی و کیانی‌پویا (1389) هم آب و هم خاک، سدیمی و غیر شور بودند و مصرف گچ معدنی باعث اصلاح قابل‌توجه خصوصیات خاک و عملکرد گندم شد. در آزمایش وفایی و همکاران (1398) از یک خاک کاملاً سدیمی در ابتدای آزمایش استفاده شده است و کاربرد گچ در بلندمدت مشخص شده است. درحالی‌که در پژوهش والی‌پور و سخایی‌راد (1390) گچ نتوانسته است تأثیری بر اصلاح یک خاک بسیار شور و بسیار سدیمی بگذارد چرا که آب آبیاری مورد استفاده مشکلی از لحاظ سدیم نداشته و به‌تنهایی و بدون استفاده از مواد اصلاح‌گر می‌تواند باعث آبشویی املاح گردد. جمع‌بندی نهایی این‌که برای تشخیص نیاز به مصرف مواد اصلاح‌کننده خاک باید آب آبیاری مورد استفاده در محدوده خطر متوسط یا شدید قرار گرفته باشد.

۸-۲-۲- اسید

در خاک‌های آهکی یا آب‌های حاوی بی‌کربنات زیاد، کاربرد اسید جهت کاهش اثرات منفی بی‌کربنات‌ها در جذب عناصر غذایی رایج است. این نوع مواد اصلاح‌گر بخصوص در محصولات گلخانه‌ای کاربرد گسترده‌ای دارند. در تحقیقی که مطلبی‌فرد و همکاران (1387) در زمینه تأثیر کاربرد اسید سولفوریک در کاهش pH آبی با محتوای بی‌کربنات 4 میلی‌اکیوالان بر لیتر بر وضعیت تغذیه‌ای گل میخک انجام دادند نتایج تحقیق نشان داد که آبیاری با آب دارای $pH=6$ در سطح 5 درصد باعث افزایش معنی‌دار قطر کاسه گل و شاخص کلروفیل برگ‌ها گردید. در تیمار اسیدی کردن آب آبیاری طول ساقه گل‌دهنده، قطر ساقه گل‌دهنده و عمر بعد از برداشت در سطح یک درصد در مقایسه با تیمار اول افزایش معنی‌داری را نشان داد که این افزایش‌ها به ترتیب 8.5، 13 و 34 درصد نسبت به شاهد بود. خمش‌پذیری ساقه و غلظت روی (Zn) و بور (B) در سطح 5 درصد بطور معنی‌دار کاهش (برای خمش‌پذیری 20 درصد نسبت به تیمار اول) و غلظت فسفر برگ در سطح یک درصد در تیمار اسیدی کردن آبیاری افزایش معنی‌دار را نشان داد. حتی با وجود تغذیه مطلوب، آب با بی‌کربنات بالا باعث کاهش کیفیت گل‌های بریده می‌شود لذا باید نسبت به کاهش بی‌کربنات و pH آب آبیاری اقدام لازم صورت پذیرد.

شریفی اصل و همکاران (1391) تأثیر اسیدی کردن آب آبیاری در سطوح مختلف را بر روی خصوصیات رشدی دو رقم شمعدانی بررسی کردند. نتایج نشان دادند که اسیدی کردن آب آبیاری، تعداد گل در هر گل آذین، تعداد گل باز شده هر گل آذین، میزان کلروفیل برگ و محتوای منیزیم برگ را به طور معنی‌داری در سطح یک درصد افزایش داد اما اثر آن بر روی طول دمگل معنی‌دار نشد. اثر متقابل اسیدی کردن آب آبیاری و نوع رقم بر روی طول ساقه، اندازه برگ، وزن تر شاخساره هوایی گیاه، وزن خشک شاخساره هوایی گیاه، تعداد گل آذین در گیاه و محتوای آهن در سطح یک درصد و برای صفات دیگر از جمله قطر گل آذین و تعداد شاخه‌های جانبی در سطح پنج درصد معنی‌دار شد. با مقایسه میانگین‌ها و بررسی نتایج به دست آمده در این آزمایش، مشخص گردید خنثی سازی قلیائیت و کاهش اسیدیته آب آبیاری تا سطح 5.5 می‌تواند باعث افزایش جذب عناصر غذایی و بهبود صفات کمی و کیفی در هر دو رقم شمعدانی شود.

نتایج مشابهی توسط نورقلی‌پور و همکاران (1390) برای ذرت گزارش شده است. بر اساس نتایج، اثر اسیدی کردن آب آبیاری بر وزن خشک اندام هوایی در سطح 5 درصد معنی‌دار بود و عملکرد در این تیمار بیشتر از آب معمولی بود. اثر اسیدی کردن آب آبیاری بر جذب آهن نیز در سطح 5 درصد معنی‌دار بود.

آنچه مسلم است کاربرد اسیدهای معدنی در جهت اصلاح منابع آب‌و خاک قلیایی و بی‌کربناته توجیه‌پذیر است. گذشته از اسیدهای معدنی، اسیدهای آلی نیز برای بهبود رشد و عملکرد گیاهان در شرایط شور مورد استفاده قرار گرفته‌اند. در این مورد بیشتر اثرات جنبی کاربرد اسید مانند افزایش قابلیت دسترسی و یا تحرک عناصر غذایی در خاک منجر به واکنش مثبت در گیاه شده است و الزاماً مرتبط با اصلاح خاک شور- سدیمی نمی‌باشد. به طور مثال میراب‌زاده اردکانی و همکاران (1400) که اثرات مثبت کاربرد اسیدهای فولویک و سیتریک را برای پسته در شرایط شور گزارش کردند؛ روستا و عنایتی (1397) که اثر مثبت کاربرد اسید هیومیک بر رشد گندم در شرایط شور را گزارش کردند؛ اسماعیلی و همکاران اثر مثبت کاربرد اسید هیومیک در بهبود رشد و عملکرد دو رقم پنبه در شرایط شور را گزارش کردند.

۸-۲-۳- گوگرد و کودهای اسیدزا

کاربرد اسیدهای معدنی برای اصلاح خاک یا آب با مشکلات تکنیکی متعددی روبرو است. به همین جهت استفاده از کودهای اسیدزا و گوگرد با اقبال بیشتری مواجه شده است. در طبیعت گوگرد به حالت‌های اکسیداسیون متفاوتی از -2 تا $+6$ پیدا می‌شود که سولفید (HS^-) احیایی‌ترین حالت و سولفات (SO_4^{2-}) اکسیده‌ترین حالت گوگرد است. گوگرد عنصری (S^0) محصول مستقیم اکسیداسیون سولفید هیدروژن و پایدارترین حالت گوگرد است. فرم قابل جذب گوگرد برای گیاه نیز فرم سولفات است. در نتیجه گوگرد عنصری چه برای خاصیت اسیدزایی و چه برای استفاده به‌عنوان یک عنصر غذایی مورد نیاز گیاه باید اکسید شود تا به فرم سولفات درآید. از حدود 150 سال قبل نشان داده شده است که فرآیند تبدیل گوگرد عنصری به سولفات یک فرآیند میکروبیولوژیکی است.

اولین گزارش کاربرد گوگرد عنصری در کشاورزی در سال 1877 در کارولینای جنوبی ایالات متحده آمریکا ثبت شده است. چارلز اف پانکنین¹ پیشنهاد داد که مخلوطی حاوی 95 درصد پودر استخوان یا سنگ فسفات معدنی آسیاب شده با 5 درصد پودر گوگرد عنصری مخلوط شود و به خاک اضافه شود تا در اثر اکسیداسیون گوگرد عنصری و تولید اسید سولفوریک، فسفر محلول شود. در همان سال او این اختراعش را ثبت کرد. او این دانش را داشت که اکسیداسیون گوگرد عنصری به سولفات، اسید سولفوریک آزاد می‌کند، در عین حال او نمی‌دانست که این فرآیند میکروبیولوژیکی است (Lucheta and Lambais 2012). با پیشرفت میکروبیولوژی، کشفیات متعددی در رابطه با متابولیسم میکروبی گوگرد اتفاق افتاد. مثلاً وینوگرادسکی² (1887) گزارش کرد که باکتری Beggiatoa می‌تواند از H_2S به‌عنوان منبع انرژی برای تثبیت دی‌اکسید کربن استفاده کند. بعدها بیجرینک³ (1904) دو باکتری *Thiobacillus denitrificans* و *Thiobacillus thioparus* را جداسازی کرد. لیپمن و همکاران (1916) ظرفیت اکسیداسیون نمونه‌های خاک سترون شده و سترون نشده را اندازه‌گیری کردند و نتیجه‌گیری کردند که اکسیداسیون گوگرد عنصری یک فرآیند میکروبیولوژیکی است (Lipman, McLEAN, and Lint 1916). بعد از مطالعات لیپمن گونه‌های مختلف جنس تیوباسیلوس که دارای قابلیت اکسیداسیون گوگرد بودند شناسایی شدند.

باکتری‌های اکسیدکننده گوگرد تأثیر اکولوژیکی مهمی بر چرخه عناصر غذایی در طبیعت دارند. این باکتری‌ها توزیع گسترده‌ای در انواع خاک‌های کشاورزی و جنگلی دارند. هرچند که عمدتاً میکروارگانیسم‌های کموتروف به‌عنوان مسئول اکسیداسیون فرم‌های احیا شده گوگرد شناخته می‌شوند، مشخص است که تعداد زیادی از میکروارگانیسم‌های هتروتروف نیز می‌توانند گونه‌های احیاشده گوگرد را اکسید کنند (El-Tarabily et al. 2006). مطالعات متعددی جمعیت‌هایی هم از اتوتروف‌ها و هم هتروتروف‌های اکسیدکننده گوگرد را در خاک‌های کشاورزی و جنگلی شناسایی کرده‌اند.

¹ Charles F. Panknin

² Winogradsky

³ Beijerinck

هتروتروف‌های اکسیدکننده گوگرد در گروه‌های متنوعی از میکروارگانیسم‌ها شامل قارچ‌ها، باکتری‌ها و اکتینومیست‌ها قرار دارند. به این ترتیب توجه فزاینده‌ای وجود دارد که خاک‌ها، بذور و یا کودها را با این میکروارگانیسم‌های اکسیدکننده گوگرد تلقیح کنند تا قابلیت استفاده عناصر غذایی در خاک‌های قلیایی و آهکی افزایش یابد. الترابیلی و همکاران (2006) تأثیر تلقیح 4 گونه باکتری را در یک خاک آهکی در امارات متحده عربی بر رشد و جذب عناصر غذایی ذرت در شرایط گلخانه‌ای بررسی کردند. آن‌ها این 4 گونه باکتری را از بین 427 گونه باکتری متنوع جدا کرده بودند. بهترین رشد ذرت از تیمار تلقیح با باکتری *Paracoccus versutus* به همراه کاربرد گوگرد عنصری به دست آمد که به طور چشمگیری pH خاک را کاهش داد، سولفات خاک و جذب عناصر نیتروژن، گوگرد، آهن، منگنز و روی را در ریشه و اندام‌های هوایی ذرت افزایش داد (El-Tarabily et al., 2006).

علاوه بر تأثیرات گوگرد بر افزایش قابلیت دسترسی عناصر غذایی مورد نیاز گیاه، خاصیت اسیدزایی آن برای اصلاح خاک‌های سدیمی نیز مورد توجه قرار گرفته است. فرض بر این است که در خاک‌های آهکی، اسیدسولفوریک حاصل از اکسیداسیون گوگرد، می‌تواند بخشی از آهک موجود در خاک را حل کرده و در نتیجه کلسیم به فرم محلول‌تری درآید. کلسیم حاصل از این فرایند می‌تواند جایگزین سدیم شده و نهایتاً باعث همآوری و بهبود خاکدانه‌سازی شود. قانعی مطلق و همکاران (1389) به همین منظور از گچ، اسید و گوگرد برای اصلاح یک خاک شور- سدیمی استفاده کردند. هر چند خاک مورد استفاده در این تحقیق بر اساس دیاگرام سوارز در دسته همراه با خطر کاهش سرعت نفوذ طبقه‌بندی نمی‌شود؛ ولی کاربرد گچ و اسید غلظت کلسیم محلول را افزایش و سدیم محلول را کاهش داد. این تغییرات در مورد مصرف گوگرد عنصری از لحاظ آماری معنی‌دار نبودند. هر چند در این مورد آب آبیاری مورد استفاده نیز سدیمی نبوده و آبشویی با آب شاهد نیز منجر به سدیمی شدن خاک نشده است. از لحاظ شوری نیز تفاوت معنی‌داری بین تیمارها وجود نداشته و هر چند تیمار حاوی گچ کمترین مقدار شوری را در مقایسه میانگین‌ها نشان داده است؛ ولی تفاوتی بین تیمار اسید و گوگرد با تیمار شاهد وجود نداشته است.

اکسیداسیون گوگرد می‌تواند به وسیله سوختن گوگرد عنصری ایجاد شود. به این منظور دستگاه گوگرد سوز ویژه‌ای توسط پارک علم و فناوری مؤسسه تحقیقات خاک و آب، طراحی و ساخته شده است. در خصوص عملکرد این دستگاه، یک مورد گزارش علمی وجود دارد که بر مبنای آن کارکرد دستگاه منجر به کاهش بی‌کربنات و pH آب آبیاری در منطقه قزوین شده است (شهابی فر و همکاران، 1398).

در مورد کودهای اسیدزا یک تلقی اشتباه در بین برخی از کشاورزان و کارشناسان کشاورزی صورت گرفته است که هر کودی که حاوی فرم سولفات باشد اسیدزا است. این در حالی است که بر اساس توضیحات بندهای قبلی اسیدزایی در صورتی رخ می‌دهد که گوگرد از فرم‌های احیا شده به فرم‌های اکسید شده تبدیل شود. به طور مثال در کود سولفات پتاسیم، گوگرد به فرم سولفات وجود دارد و تبدیل بیوشیمیایی روی آن اتفاق نمی‌افتد؛ بنابراین نمی‌توان انتظار داشت که کاربرد سولفات پتاسیم منجر به کاهش pH خاک شود. در مورد سولفات آمونیوم موضوع مقداری متفاوت است، چرا که تبدیل آمونیوم موجود در آن به نیترات (نیتریفیکاسیون) که خود فرایندی میکروبی است منجر به رهاسازی پروتون و اسیدی کردن محیط می‌شود.

3-8- فناوری‌های هیدرولیکی

۸-۳-۱- آبشویی

در مناطق گسترده‌ای از فلات مرکزی ایران، علت شور شدن اراضی تحت آبیاری، شوری آب آبیاری است. با توجه به اینکه مشکل زهکشی در بخش زیادی از این اراضی وجود ندارد، برای جلوگیری از تجمع املاح در منطقه ریشه بایستی با اعمال آبشویی مناسب، املاح را به خارج از منطقه ریشه فرستاد، در حدی که منجر به کاهش عملکرد گیاه نشود. آب مازاد نیز از طریق زهکشی طبیعی و به صورت نفوذ عمقی از منطقه ریشه خارج شده و املاح اضافی را با خود حمل می‌کند. سطحی از شوری خاک که منجر به کاهش عملکرد محصول نشود، وابسته به نوع محصول است و خود وابسته به دو عامل است: شوری آب آبیاری و کسر آبشویی.

نسبت حجم (عمق) آب زهکشی شده از انتهای منطقه ریشه به کل حجم (عمق) آب آبیاری را کسر آبشویی (جزء آبشویی یا برخه آبشویی) می‌نامند. این نسبت را با فرضیاتی می‌توان از روی نسبت شوری آب آبیاری به شوری زهاب نیز به دست آورد. این فرضیات شامل عدم جذب املاح به‌وسیله گیاه، عدم وجود فرایندهای انحلال و ترسیب و نیز برقراری شرایط تعادلی ماندگار می‌باشد. صرف‌نظر از اینکه این پیش‌شرطها برقرار باشند یا نباشند، در شرایطی که زهکشی طبیعی اتفاق می‌افتد دسترسی به زهاب امکان‌پذیر نیست و به‌این‌ترتیب امکان اندازه‌گیری مستقیم حجم و یا شوری زهاب وجود ندارد. باتوجه‌به این مسئله برای کنترل شوری منطقه ریشه از طریق آبشویی لازم است سه اقدام انجام شود:

- برآورد کسر آبشویی موجود
- محاسبه نیاز آبشویی مطلوب
- مقایسه کسر آبشویی با نیاز آبشویی.

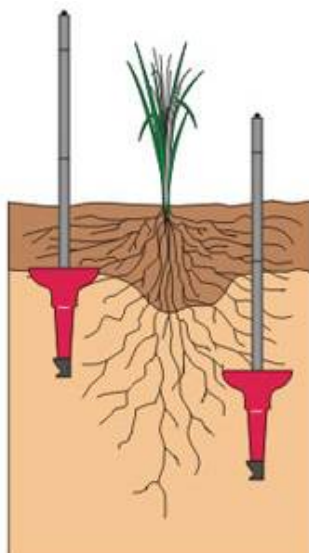
نیاز آبشویی حداقل مقداری از کسر آبشویی است که شوری خاک را در دامنه تحمل گیاه کنترل می‌کند (Richards 1954). اگر کسر آبشویی موجود کمتر از نیاز آبشویی باشد، شوری در خاک تجمع می‌یابد و در بلند مدت منجر به کاهش عملکرد می‌شود. اگر کسر آبشویی بیشتر از نیاز آبشویی باشد، تلفات نفوذ عمقی اتفاق می‌افتد. بنابراین مطلوب‌ترین حالت حفظ کسر آبشویی در محدوده نیاز آبشویی است.

8-3-1-1- برآورد کسر آبشویی موجود

برای پیش‌بینی شوری خاک در برخی موارد می‌توان بااطلاع از شوری آب آبیاری و زهکش خارج شده و از طریق محاسبات بیلان آب و نمک میزان شوری اعماق مختلف خاک درون منطقه ریشه را پیش‌بینی نمود. البته مشکلی که در اینجا پیش می‌آید نیاز به آگاهی از شوری زهاب است که در مواردی که سیستم زهکش مصنوعی وجود نداشته و یا در انتهای منطقه ریشه مورد نظر مستقر نشده باشد، بایستی مقدار آن را از طریق دیگری به دست آورد. صرف‌نظر از روش‌های محاسباتی مختلفی که به این منظور پیشنهاد

شده‌اند، با استفاده از یک دسته از وسایل می‌توان آب آزاد در حال نفوذ در پروفیل خاک را جمع‌آوری نمود.

سیستم تعیین گر جبهه رطوبتی که به همین منظور طراحی شده است قادر است از محلول خاکی که به‌صورت آزاد در مراحل اولیه پس از آبیاری در حال زهکش شدن می‌باشد نمونه‌برداری نماید. در صورتی که این وسیله در اعماق مختلف خاک نصب شود می‌توان از رسیدن آب به اعماق مختلف مطلع شد و در واقع به‌نوعی عمق نفوذ جبهه رطوبتی را تخمین زد. عمق نفوذ جبهه رطوبتی بین دو تعیین گری قرار خواهد داشت که در مخزن تعیین گر بالاتر نمونه جمع‌آوری شده و در مخزن دستگاه پایین‌تر نمونه جمع‌آوری نشود (شکل 24). به این ترتیب و با استفاده از این وسیله بسیار ساده اولاً می‌توان عمق نفوذ آب در اثر اعمال مدیریت‌های مختلف آبیاری را تعیین نموده و از طرف دیگر از طریق اندازه‌گیری شوری محلول خاک به کفایت یا عدم کفایت آبیویی در کنترل شوری منطقه ریشه پی برد.



شکل 24 - نمایش شماتیک کارکرد تعیین‌گر جبهه رطوبتی (Stirzaker and

(Hutchinson, 2005)

هاشمی‌نژاد (1389) با استفاده از این وسیله در باغات پسته شمال اردکان میزان کسر آبشویی را برآورد نموده و سپس از آن در مدل‌های حالت ماندگار برای برآورد شوری خاک استفاده کردند. نتایج تحقیق نشان داد که با این ابزار می‌توان کسر آبشویی و شوری خاک را برآورد نمود. در مورد باغات پسته تعیین عمق دقیق توسعه ریشه فعال در جذب آب مشکل است. در نتیجه در مدل‌های ماندگار تعیین شوری خاک که بر مبنای الگوی جذب آب به وسیله ریشه هستند، تعیین شوری خاک با استفاده از تعیینگر جبهه رطوبتی نیازمند تعیین عمق فعال ریشه است. رحیمیان و همکاران (1393) با استفاده تلفیقی از تعیینگر جبهه رطوبتی و القاگر الکترومغناطیس برای تعیین شوری خاک و با استفاده از سعی و خطا توانستند عمق توسعه ریشه فعال پسته را تخمین بزنند که با داده‌های تبخیر و تعرق واقعی پسته از این عمق تطابق داشت.

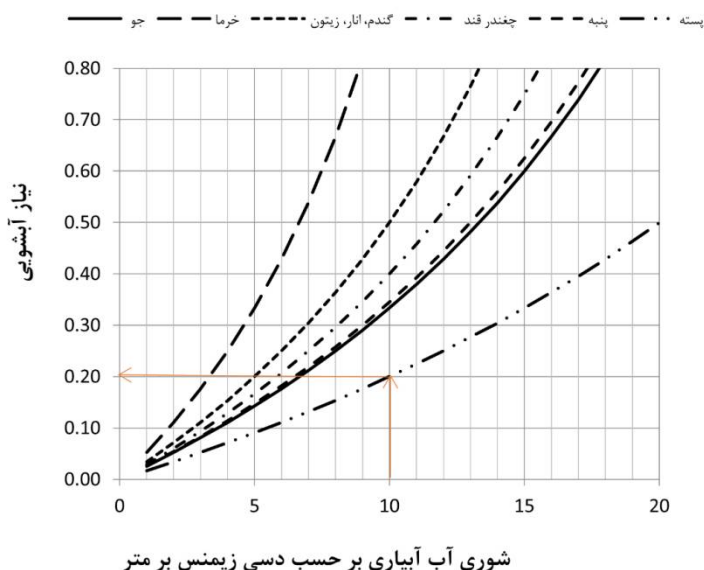
8-3-1-2- محاسبه نیاز آبشویی مطلوب

برای برآورد نیاز آبشویی روابط و مدل‌های مختلفی قابل‌استفاده هستند. یکی از رایج‌ترین این روابط در زیر آمده است:

$$LR = \frac{EC_{iw}}{5EC_t - EC_{iw}} \quad (8)$$

که در آن LR نیاز آبشویی، EC_{iw} هدایت الکتریکی آب آبیاری و EC_t حد آستانه تحمل به شوری محصول مورد نظر است. باتوجه‌به اینکه آستانه تحمل به شوری محصولات مختلف متفاوت است، در نتیجه در یک شوری مشخص از آب آبیاری، مقادیر کسر آبشویی برای محصولات مختلف، متفاوت خواهد بود. شکل 23 فرم ساده شده رابطه (8) را برای چند محصول زراعی و باغی مهم که در شرایط شور رایج هستند را نشان می‌دهد (هاشمی‌نژاد و بشارت، 1396). در استفاده از این رابطه و شکل 25 باید توجه داشت که در صورتی که نیاز آبشویی برای یک محصول مشخص بیش از 50 درصد تعیین شد، اعمال این مقدار از آبشویی منجر به تلفات آب زیادی خواهد شد، در نتیجه در این شرایط باید از محصولات متحمل‌تر نسبت به شوری استفاده کرد. خوشبختانه در بین

گیاهان زراعی و باغی و فراتر از آن در بین گیاهان شورزیست، طیف گسترده‌ای از تحمل به شوری مشاهده می‌شود که با توجه به هدف تولید (علوفه، دانه، میوه، چوب، روغن، شکر و ...) می‌توان گیاه مناسب را در طیف گسترده‌ای از شوری و با توجه به شرایط اقلیمی و خاک انتخاب کرد.



شکل 25- برآورد نیاز آبشویی چند محصول متداول در شرایط شور با استفاده از شوری آب آبیاری (هاشمی‌نژاد و بشارت، 1396)

۸-۳-۲- زهکشی

شرایط فیزیکی مناسب در منطقه ریشه برای رشد گیاه ضروری است. سامانه‌های زهکشی می‌توانند بیلان آب و املاح در منطقه ریشه را کنترل نمایند. این سامانه‌ها می‌توانند املاحی را که در منطقه ریشه تجمع نموده دفع کرده و از افزایش شوری خاک جلوگیری نمایند (Soltani et al., 2018). هرچند که سامانه‌های سنتی زهکشی شرایط مساعدی را برای کشت در اراضی شور و ماندابی فراهم می‌کنند، ولی چالش‌هایی مانند

هزینه بالای سرانه اجرا و نگهداری از این سامانه‌ها و مشکلات زیست‌محیطی در محل خروجی، آن‌ها را همراهی می‌کند (Parsinejad and Akram, 2018; Akram et al., 2008).

معیارهای زهکشی کشاورزی معیارهایی هستند که بالاترین سطح ایستابی، روی و یا داخل خاک، را تعیین می‌کنند به نحوی که تولیدات کشاورزی در اثر مشکلات ماندابی کاهش نیابد (Oosterbaan 1994). اگر سطح ایستابی واقعی، بالاتر از مقدار تعیین شده به وسیله این معیارها باشد، ممکن است لازم باشد سیستم زهکشی کشاورزی مستقر شود، یا اینکه سیستم موجود ارتقا یابد تا مشکل ماندابی حذف شود. از طرف دیگر، اگر سیستم زهکشی سطح ایستابی را به مقداری پایین‌تر از مقدار تعیین شده به وسیله معیار کاهش داده باشد، با زهکشی بیش طراحی شده مواجه هستیم. علاوه بر استفاده از معیارهای زهکشی کشاورزی، می‌توانیم از معیارهای فنی زهکشی (برای کاهش هزینه‌های اجرا و کارکرد سیستم و همزمان حفظ معیارهای کشاورزی)، معیارهای زیست‌محیطی زهکشی (برای به حداقل رساندن تخریب‌های زیست‌محیطی) و نیز معیارهای اقتصادی زهکشی (برای به حداکثر رساندن سود خالص) نیز استفاده کنیم.

ارزیابی صحیح معیارهای زهکشی کشاورزی نیازمند موارد زیر است:

- اطلاع از انواع مختلف سیستم‌های زهکشی
- شاخص مناسبی برای حالت ماندابی بودن
- شرح کاملی از اهداف کشاورزی
- اطلاعاتی راجع به رابطه بین شاخص و اهداف

1-2-3-3- انواع سیستم‌های زهکشی کشاورزی

بر اساس تعریف سیستم‌های زهکشی کشاورزی، سیستم‌هایی هستند که حرکت آب از اراضی را تسهیل می‌کنند، به نحوی که کشاورزی می‌تواند از منافع کاهش سطح ایستابی ناشی از آن منتفع گردد. این سیستم‌ها می‌توانند به نحوی ایجاد شوند که حرکت آب روی سطح خاک و یا زیر سطح آن را تسهیل نمایند، به این ترتیب می‌توان بین سیستم‌های زهکشی سطحی و سیستم‌های زهکشی زیرسطحی تفکیک قایل شد. هر دو نوع نیازمند

یک سیستم داخلی یا سیستم زهکشی مزرعه هستند که سطح آب را در داخل مزرعه کاهش می‌دهد و یک سیستم خارجی یا زهکش اصلی که آب را به سمت خروجی منتقل می‌کند. سیستم زهکشی سطحی زمانی به کار می‌رود که ماندابی روی سطح خاک اتفاق می‌افتد، حال آنکه سیستم زهکشی زیرسطحی در مواقعی به کار می‌رود که ماندابی در داخل خاک رخ داده باشد. هرچند که گاهی سیستم‌های زهکشی زیرسطحی برای کاهش ماندابی سطحی اجرا می‌شوند و بالعکس، این کار توصیه نمی‌شود، اما در شرایط خاصی، ترکیب سیستم‌های زهکشی سطحی/زیرسطحی کاملاً منطقی است.

سیستم‌های زهکشی کشاورزی، الزاماً منجر به پیک دبی تخلیه نمی‌شوند، هر چند که در سیستم‌های زهکشی سطحی و یا بعد از بارندگی‌ها به‌منظور کاهش خطر ماندابی، ممکن است این حالت رخ دهد. سیستم زهکشی کشاورزی باید به نحوی طراحی شود که دبی تخلیه تاحدامکان ماندگار و بدون تغییر باشد و نه این‌که تغییرات ناگهانی داشته باشد. مگر در موارد استثنایی مانند اراضی تحت کشت برنج که در زمان‌های خاصی مانند فصل برداشت، اجازه تخلیه داده می‌شود و اگر این تخلیه به‌صورت مدام ادامه داشته باشد، موجب تلفات مقادیر زیادی از آب می‌شود. این سیستم زهکشی کنترل شده¹ نامیده می‌شود. در سایر موارد سیستم زهکشی باید تاحدامکان به‌صورت منظم کار کند که به آن سیستم زهکشی معمولی (تنظیم شده)² گفته می‌شود. (در منابع گاهی به آن relief drainage گفته می‌شود).

تعریف فوق از سیستم زهکشی کشاورزی، سیستم‌های زهکشی شهرها، میادین ورزشی و سایر مقاصد غیرکشاورزی را مستثنی می‌کند. همچنین این تعریف سیستم‌های زهکشی طبیعی هم از این تعریف مستثنی هستند. سیستم‌های زهکشی کشاورزی به صورت مصنوعی ایجاد می‌شوند و تنها زمانی اجرا می‌شوند که زهکشی طبیعی ناکارآمد و یا ناکافی باشد. همچنین سیل‌بندها در این تعریف نمی‌گنجد. برخی مواقع، سیل‌بندها به تنهایی برای جلوگیری از ایجاد شرایط ماندابی کافی هستند.

¹ Checked drainage system

² Regular drainage system

8-3-2-2- تحلیل سیستم‌های زهکشی کشاورزی

هدف سیستم‌های زهکشی کشاورزی، حفظ و اصلاح اراضی برای کشاورزی، افزایش عملکرد محصول، فراهم کردن امکان کشت محصولات ارزشمندتر، فراهم کردن امکان کشت بیش از یک گیاه در سال، و یا کاهش هزینه‌های تولید محصول در اراضی که بدون زهکشی مانداب هستند می‌باشد. این چنین اهدافی از طریق دو تأثیر مستقیم و تعداد زیادی از تأثیرات غیرمستقیم فراهم می‌آید.

اثرات مستقیم اجرای سیستم زهکشی در اراضی ماندابی عبارت‌اند از:

- کاهش مقدار متوسط آب ذخیره شده در خاک که باعث ایجاد شرایط خاک خشک‌تر و کاهش ماندابی بودن خاک.
- تخلیه آب از داخل سیستم آب‌و خاک
- کاهش تجمع شوری در خاک در اثر عملیات آبشویی

اثرات مستقیم عمدتاً به‌وسیله شرایط هیدرولوژیکی، خصوصیات هیدرولیکی خاک و خصوصیات فیزیکی سیستم زهکشی تعیین می‌شود. اثرات مستقیم ماشه یک سری تأثیرات غیرمستقیم را می‌کشد. این تأثیرات به‌وسیله اقلیم، خاک، گیاه، فعالیت‌های کشاورزی و شرایط اجتماعی، اقتصادی و زیست‌محیطی تعیین می‌شود. به همین دلیل ارزیابی اثرات غیرمستقیم (شامل درجه تأمین اهداف) بسیار سخت‌تر است، ولی اهمیت آن کمتر از ارزیابی اثرات مستقیم نیست. اثرات غیرمستقیمی که می‌تواند فیزیکی، شیمیایی، بیولوژیکی و یا هیدرولوژیکی باشند، می‌توانند هم مثبت و هم منفی باشند. برخی مثال‌ها در این زمینه عبارت‌اند از:

- اثرات مثبت به دلیل شرایط خاک خشک‌تر؛ افزایش تهویه خاک؛ تثبیت ساختمان خاک؛ افزایش قابلیت فراهمی نیتروژن در خاک؛ تولید محصول بیشتر و متنوع‌تر؛ قابلیت بهتر برای کار با ادوات کشاورزی؛ تسریع در تاریخ کاشت؛ کاهش پیک جریان تخلیه به دلیل افزایش موقتی ذخیره آب در خاک

- اثرات منفی به دلیل شرایط خاک خشک‌تر؛ تجزیه مواد آلی؛ فرونشست خاک؛ اسیدی شدن خاک‌های اسیدی سولفات‌ه بال‌قوه؛ افزایش ریسک خشکی؛ خسارت‌های زیست‌بوم
 - اثرات غیرمستقیم شرایط خاک خشک‌تر بر علف‌های هرز، آفات و بیماری‌های گیاهی؛ این اثرات هم می‌تواند مثبت و هم منفی باشد؛ اثر خالص بستگی به شرایط زیست‌بوم دارد
 - اثرات مثبت به دلیل تخلیه؛ حذف املاح و یا سایر مواد مضر از خاک؛ عرضه زهاب برای کاربردهای مختلف
 - اثرات منفی به دلیل تخلیه؛ تخریب زیست‌محیطی پایاب به‌وسیله زهاب شود و یا آلوده؛ حضور نهرها، کانال‌ها و سازه‌ها مانع قابلیت دسترسی به سایر عناصر زیرساختی شبکه آبیاری-زهکشی می‌شود.
- بسیاری از اثرات غیرمستقیم رابطه دوطرفه‌ای با اثرات مستقیم دارند. به‌عنوان مثال در نتیجه زهکشی وقایع زیر ممکن است رخ دهند:
- کشاورزی متراکم‌تر تبخیر عرق را افزایش می‌دهد و در نتیجه ممکن است میزان تخلیه زهاب را کاهش دهد، مگر اینکه افزایش کشاورزی متراکم منجر به افزایش شدت آبیاری شود
 - افزایش پایداری ساختمان خاک ممکن است سرعت نفوذ آب در خاک و دبی تخلیه زیرسطحی زهکش را افزایش دهد و رواناب سطحی را کاهش دهد. هر دو تأثیر فوق ممکن است همدیگر را خنثی کنند به‌نحوی که دبی تخلیه زهکش تغییر چشمگیری پیدا نکند.
- ملاحظات فوق نشان می‌دهد که برای توسعه معیارهای ارزیابی زهکشی کشاورزی، نیازمند چارچوب مفهومی مشخص و یک رهیافت سیستمی هستیم. در مراحل اولیه بهسازی خاک به‌وسیله زهکشی، قوانین سرانگشتی ممکن است مفید واقع شوند، ولی بعد از آن یک برنامه پایش نظام‌مند لازم است تا این معیارها را ارزیابی کرده و بهبود بخشد تا در آینده سیستم‌های ناکارآمد زهکشی شناسایی شوند و یا اثرات نامطلوب زهکشی، اصلاح شود.

3-2-3-8- آبیاری، شوری خاک و زهکشی زیرسطحی

در مناطق خشک و نیمه‌خشک سیستم‌های زهکشی زیرسطحی عمدتاً در اراضی فاریاب متأثر از ماندابی ایجاد می‌شوند تا مشکل شوری خاک را کاهش دهند و یا آن را رفع نمایند. بیلان نمک در این اراضی عمدتاً وابسته به بیلان آب است که در آن عامل عمده، حجم آب آبیاری است. زمانی که آبیاری به میزان کافی اعمال شود، اثر زهکشی بر بیلان نمک وابسته به میزان تخلیه نمک به همراه زهاب است. در نتیجه زهکشی برای کنترل شوری در درجه نخست وابسته به تأثیرات تخلیه است تا تأثیرات کاهش سطح ایستابی. در نتیجه معیار کنترل شوری را باید در مقدار آب مورد نیاز برای فراهم کردن آبشویی مناسب جستجو کرد و نه در کاهش سطح ایستابی.

در یک سیستم آبیاری با طراحی و کارکرد مناسب، لازم است سطح ایستابی در عمقی بیشتر حفظ شود تا شوری خاک را کنترل کرد. در عوض اگر سیستم آبیاری طراحی و کارکرد مناسبی نداشته باشد، حتی سطح ایستابی بسیار عمیق هم شوری خاک را اصلاح نخواهد کرد. به‌عنوان مثال (Abdel-Dayem and Ritzema, 1990) و (Oosterbaan and Abu Senna, 1989) نشان دادند که برای دلتای نیل در مصر، متوسط فصلی عمق سطح ایستابی در دامنه 1 تا 1.2 متری کاملاً برای کنترل شوری خاک کافی است، در حالیکه عمق ایستابی عمیق‌تر ممکن است تأثیر منفی بر کارایی آبیاری داشته باشد. همچنین (Rao et al. 1990) نشان دادند که در طی فصول بحرانی زهکشی (یعنی فصول بارندگی‌های موسمی) متوسط زمانی عمق ایستابی نباید خیلی عمیق‌تر از 0.8 متر باشد تا خاک‌های شور اصلاح شوند.

اغلب عمق نگهداری سطح ایستابی که برای کنترل شوری مورد نیاز است را به جریان موینگی روبه‌بالا ارتباط می‌دهند. به این دلیل که در شرایط عدم آبیاری و بارندگی، در خاک‌هایی با سطح ایستابی کم عمق، نشت روبه‌بالا و ماندگاری از آب وجود دارد. وقتی این اراضی آبیاری و زهکشی می‌شوند، این شرایط جریان موینگی دیگر وجود ندارد. در عوض جریان خالص رو به پایینی در داخل خاک وجود دارد. به همین دلیل (Van Hoorn 1979) متذکر شده است: "بحث اجرای سیستم‌های زهکشی عمیق برای کاهش جریان موینگی، عمدتاً در مواردی مطرح می‌شود که برای آن کاربرد ندارد." در مناطق نیمه

خشک با دوره‌های خشک و تر شدید، میتوان زهکشی را تنها به فصول مرطوب محدود کرد. دفع کردن نمکها در طول این دوره برای حفظ بیلان نمک مطلوب در خاک کافی است، هر چند که در طی فصول خشک ممکن است مقداری شورشیدن مجدد رخ دهد. بعلاوه آبیاری با زهاب شور با شوری 10 دسی‌زیمنس بر متر در فصول خشک تا زمانی که آبخوبی کافی در فصول بارندگی برای جلوگیری از تجمع املاح سالانه وجود داشته باشد، تأثیر منفی بر عملکرد نخواهد داشت (Sharma et al., 1990).

استفاده از زهاب برای آبیاری در فصول خشک و دفع املاح اضافی در فصول بارندگی دو مزیت دارد:

- در فصول خشک، زمانی که دفع زهاب‌های شور به رودخانه‌های دارای دبی کمتر، از لحاظ زیست‌محیطی نامطلوب است، و زمانی که آب آبیاری محدود است، زهاب می‌تواند به‌عنوان آب آبیاری استفاده شود و از مسائل زیست‌محیطی جلوگیری شود؛

- در فصول بارندگی، زمانی که دفع زهاب‌های شور به داخل رودخانه‌های با دبی بیشتر از لحاظ زیست‌محیطی قابل‌قبول است و زمانی که آبیاری تنها به‌صورت مکمل بارندگی استفاده می‌شود، می‌توان زهاب را برای کنترل شوری دفع کرد.

(Rao, Sharma, and Oosterbaan 1992) یک آزمایش موفق را توصیف کردند که در آن زهکش در طول فصول خشک کاملاً متوقف می‌شد به نحوی که گیاهان می‌توانستند از صعود مویینگی سود ببرند و منابع آب آبیاری محدود حفظ می‌شد.

8-3-2-4- استفاده مجدد از زهاب‌های شور

آب‌های شور-سدیمی ($40 < SAR < 13$; $30 < EC [dS/m] < 4$) می‌توانند برای آبیاری محصولات متحمل به شوری مناسب استفاده شوند، مشروط به این‌که شوری منطقه ریشه کنترل شود و نفوذپذیری بهینه خاک نسبت به آب‌وهوا حفظ شود. استفاده مجدد از زهاب‌ها برای آبیاری محصولات متحمل‌تر به شوری، املاح محلول را غلیظ‌تر کرده و حجم آن را کاهش می‌دهد و در نتیجه سطح تأثیرات آن روی لایه‌های زیرزمینی و آب‌های زیرزمینی، چه در حوضچه‌های تبخیر و چه در اثر تخلیه به اقیانوس‌ها کاهش

می‌یابد. در این استراتژی این انتظار به طور ضمنی نهفته است که آبی که زیر منطقه ریشه نفوذ می‌کند به وسیله سیستم زهکشی گرفته می‌شود و به محصول متحمل‌تر بعدی تحویل داده می‌شود. بسته به شرایط هیدرولوژی و شیب زمین، بخشی از زهاب ممکن است به مناطق پایین دست نفوذ کند و در نتیجه منجر به جمع شدن حجم زهاب بیشتری نسبت به حجمی که در اثر آبیاری در همان منطقه ایجاد می‌شود، گردد. حالت عکس هم ممکن است در حالتی که لایه رس در عمق تا 10 متری زیر زهکش وجود نداشته باشد، رخ دهد.

یک تذکر دیگر در استراتژی استفاده مجدد از زهاب، زمان مورد نیاز برای حصول شرایط شبه ماندگار در ترکیب شیمیایی زهاب است. به دلیل مسیر طولانی جریان آب از خاک به سمت زهکش، ممکن است پنج دهه و یا حتی بیشتر از کارکرد مداوم سیستم زمان لازم باشد تا تغییرات زمانی تغییرات ترکیب شیمیایی آب به حداقل برسد.

لازمه‌ی استفاده از زهاب‌های شور - سدیمی برای آبیاری این است که این منبع آبیاری در زمانی که گیاه به آن نیاز دارد در دسترس باشد. در ساحل غربی سن‌واکوین ولی¹، زهاب اغلب در زمانی به بیشترین مقدار در دسترس است که گیاه کمترین نیاز را به آن دارد، یعنی طی ماه‌های سرد زمستان که نیاز تبخیری جو کم است. در جایی که منبع پیوسته‌ای از زهاب موجود نیست، به تجهیزات ذخیره‌سازی نیاز است، چه در خاک از طریق زهکشی کنترل شده (Ayars 2002) و چه در مخازن (Oster and Grattan 2002). سایر پیش‌نیازها عبارتند از گیاه مناسب متحمل به شوری و بُر (Maas and Grattan 1999) و آبشویی کافی در حالی که از تخریب شرایط فیزیکی خاک ممانعت می‌شود، به خصوص پس از بارندگی های زمستانه. بارندگی پس از استفاده از آب‌های شور - سدیمی می‌تواند شوری خاک سطحی را به حدی کاهش دهد که منجر به سله سطحی، کاهش سرعت نفوذ، کاهش تهویه و کشتایی نامناسب خاک شود. استفاده از مواد اصلاح کننده مانند گچ می‌تواند تأثیرات منفی بر خصوصیات فیزیکی خاک را کاهش دهد.

¹ San Joaquin Valley

استفاده از زهاب‌های شور برای آبیاری گراس‌های دائمی متحمل به شوری (Oster et al., 1999) روی اراضی که به استفاده از این زهاب‌ها اختصاص داده شده‌اند، مشکلات فیزیکی خاک را موضعی خواهد کرد و بنظر میرسد که با آن مقابله هم می‌کند.

اساساً استفاده مجدد ترتیبی از زهاب‌ها می‌تواند در یک سری از مزارع مجهز به لوله‌های زهکش زیرزمینی تا زمانی ادامه یابد که شوری زهاب به سطح 20 تا 30 دسی‌زیمنس بر متر می‌رسد، سطحی از شوری که مورد تحمل هالوفیت‌هایی مانند *Distichlis spicata* (علف شور)، برموداگراس، سالیکورنیا بیگلوی، گونه‌های مختلف آتریپلکس و گز می‌باشد. در کالیفرنیا زهکشی متوالی با کاربرد زهاب شور برای آبیاری درختان (اوکالیپتوس کامادولنسیس) شروع شده و آخرین گیاه در چرخه هالوفیت سالیکورنیا بوده است (Cervinka 1994). در یک آزمایش مزرعه‌ای که در کالیفرنیا بین سال‌های 1994 و 1998 انجام شد، آبیاری با شوری‌های 8 تا 10 دسی‌زیمنس بر متر و نسبت جذب سدیم 25 تا 30، با متوسط هدایت الکتریکی عصاره اشباع خاک منطقه ریشه بین 20 تا 22 دسی‌زیمنس بر متر، رشد و مصرف آب درختان اوکالیپتوس به‌طور چشمگیری کاهش یافت (Oster et al., 1999). هم‌زمان با این آزمایش مزرعه‌ای، خصوصیات تحمل به شوری درختان بالغ اوکالیپتوس امادولنسیس تعیین شد که بر اساس آزمایش‌های انجام شده در بستر شنی در آزمایشگاه شوری خاک آمریکا (Shannon et al., 1998) این گیاه نیمه حساس با آستانه تحمل به شوری 6 دسی‌زیمنس بر متر گزارش شد. در این مطالعه در شوری آب خاک 15 دسی‌زیمنس بر متر، تبخیرتغرق گیاه در مقایسه با شاهد غیرشور، 53 درصد کاهش یافت. این محققین همچنین برهمکنش معنی‌داری بین بور و شوری پیدا کردند (Grattan et al., 1996). زیست توده درخت در شوری‌های پایین تحت تأثیر بور قرار گرفت ولی در شوری‌های بالاتر از 22 دسی‌زیمنس بر متر تحت تأثیر بور نبود.

بین سال‌های 1994 تا 1997 تولید پسته (واريته کرمان) که روی انواع مختلف پایه‌ها پیوند زده شده بود و با زهاب شور 0.5 تا 8 دسی‌زیمنس بر متر آبیاری شده بود مورد ارزیابی قرار گرفت (Ferguson et al., 2002). تفاوت معنی‌داری از لحاظ عملکرد پسته بین سطوح مختلف شوری و واریته‌های مختلف وجود نداشت. یکسال آبیاری با آب 12

دسی‌زیمنس بر متر در 1997 منجر به کاهش شدید عملکرد (46%) در هیبرید UCB1 شد، در حالی که کاهش رشد برای سایر پایه‌ها کاهش عملکرد بین 5 تا 11 درصد بود.

دفع زهاب‌های کشاورزی حاوی املاح، عناصر کمیاب و یا سایر آلاینده‌ها می‌تواند هم بر اکوسیستم‌های خشکی و هم آبی تاثیرگذار باشد (Díaz et al., 2013). به‌عنوان نمونه در اواسط دهه 1980 غلیظ شدن زهاب‌های کشاورزی از غرب سن‌واکویین‌ولی منجر به تجمع زیستی سلنیوم، سمیت در ماهی‌ها و پرندگان مهاجر شد (Saiki and Lowe, 1986; Ohlendorf et al., 1987). در نتیجه لازم است روشی کارآمد و با هزینه کم برای بازچرخانی زهاب‌های کشاورزی و سایر پساب‌های شور ایجاد شود تا حجم این منابع کاهش داده شده و در نتیجه تجمع املاح، عناصر کمیاب و مواد غذایی در بدنه‌های آبی دریافت‌کننده آنها کاهش یافته و نهایتاً از پایداری فعالیت‌های آبیاری اطمینان حاصل شود (Oster and Grattan, 2002; Qadir and Oster, 2004).

مفهوم بازچرخانی زهاب، مدیریت پکیارچه زهاب در مزرعه¹ (IFDM) نیز نامیده می‌شود که شامل استفاده متوالی از زهاب‌ها برای آبیاری است که از محصولات تجاری حساس به شوری مانند کاهو، بروکلی، گوجه‌فرنگی و یونجه شروع می‌شود، در مراحل حدواسط برای آبیاری علوفه‌های متحمل به شوری استفاده می‌شود و در مرحله نهایی و قبل از حوضچه‌های تبخیری برای آبیاری هالوفیت‌هایی مانند سالیکورنیا و آتریپلکس استفاده می‌شود (Jacobsen and Basinal, 2004). هرچند اطلاعات زیادی راجع به تولید و مصرف آب علوفه‌های آبیاری شده با زهاب‌های شور وجود دارد (Grattan et al., 2004; Suyama et al., 2007; Díaz and Grattan, 2009; Benes et al., 2012) ولی اطلاعات کمی در خصوص کشت هالوفیت‌ها وجود دارد.

هالوفیت‌ها به‌عنوان گیاهانی تعریف می‌شوند که می‌توانند چرخه زندگی خود را در غلظت حداقل 200 میلی‌مولار کلرور سدیم تکمیل نمایند، مشابه شرایطی که در محیط‌های رشد طبیعی‌شان ممکن است با آن مواجه شوند (Flowers et al., 1986). در نتیجه این گیاهان می‌توانند غلظت‌هایی از نمک را تحمل کنند که برای بخش عمده گیاهان غیرهالوفیت کشنده است (FLOWERS and COLMER, 2008). در حالی که اغلب

¹ Integrated On-Farm Drainage Management

گیاهان فاقد بنیان ژنتیکی برای تحمل به شوری‌های بسیار بالا هستند، هالوفیت‌ها به دلیل توسعه مکانیسم‌های ویژه بیولوژیکی که ورود نمک به داخل گیاه یا به داخل سیتوپلاسم را به حداقل می‌رساند می‌توانند در خاک‌های شور رشد کنند (Munns, 2005; Song et al., 2009). هالوفیت‌ها به عنوان محصولات بالقوه برای مناطق شور در نظر گرفته می‌شوند که فرآورده‌های متعددی از این گیاهان قابل استحصال است از جمله علوفه برای حیوانات (Masters et al., 2007; El Shaer, 2010)، فرآورده‌های غذایی برای مصرف انسان (Weber et al., 2007; Nanduri et al., 2019; Ventura et al., 2011)، مواد صنعتی (Reddy et al., 2008)، انرژی تجدیدپذیر سبز (Abideen et al., 2011) و همچنین کاربرد برای استفاده مجدد از زهاب جهت تجدید پوشش گیاهی و اصلاح زیستی مناطق شور (Glenn et al., 2009; Manousaki and Kalogerakis, 2011).

با این وجود تولید محصول از هالوفیت‌ها با استفاده از آب‌های فراشور (شوری آب دریا یا نزدیک به آن) هنوز در مراحل اکتشافی است (Rozema and Flowers, 2008). هرچند برخی محققین گزارش کرده‌اند که هالوفیت‌ها ذاتاً دارای سرعت رشد، مصرف آب و یا ارزش غذایی متوسطی هستند که ارزش آنها را به عنوان یک محصول جدید محدود می‌نماید (O'Connell et al., 2006). برخی از محققین هم پیشنهاد داده‌اند که اهلی‌سازی این گیاهان شوری‌دوست باید به عنوان یک راهکار اساسی دنبال شود (Rozema and Flowers, 2008).

۸-۳-۳- کاهش تلفات تبخیر

آبیاری با آب شور به معنی ورود نمک به خاک نیز هست. از طرفی، تبخیر به عنوان جزء غیرمفید تلفات آبیاری منجر می‌شود تا نیاز به آبیاری افزایش یابد. در نتیجه اگر تلفات تبخیر کاهش یابد، ورود نمک بیشتر به خاک به واسطه آبیاری نیز کاهش می‌یابد. برای کاهش تلفات تبخیر از روش‌های مختلفی می‌توان استفاده کرد که در این قسمت به دودسته مهم از این روش‌ها می‌توان اشاره کرد:

8-3-3-1- کاهش صعود مویینگی

صعود مویینگی فرایندی است که در وضعیت غیراشباع رخ می‌دهد. در این پدیده آب از اعماق پایین‌تر خاک به لایه‌های فوقانی حرکت کرده و تبخیر آب در مجاورت هوا منجر به تلفات تبخیر می‌شود. هر چه منافذ خاک ریزتر باشند، میزان صعود مویینگی افزایش می‌یابد. به‌طور کلی هدایت هیدرولیکی خاک در وضعیت غیراشباع به دو عامل بستگی دارد: درصد رطوبت خاک و قطر منافذ خاک. با کاهش رطوبت خاک، هدایت هیدرولیکی خاک به طور نمایی کاهش یافته و در وضعیت‌های نزدیک به هوا خشک، میزان آن به صفر نزدیک می‌شود.

در خاک‌های با بافت سنگین، قطر منافذ خاک ریز می‌باشد و در نتیجه تلفات تبخیر به‌واسطه ادامه فرایند صعود مویینگی تا مدت‌ها ادامه دارد که منجر می‌شود تا آب از اعماق پایین‌تر به سطح خاک منتقل شده و در نتیجه با فرایند تبخیر املاح را در سطح خاک به‌جای بگذارد. در این حالت غیر از تلفات آب، کارایی آبشویی نیز به‌شدت کاهش می‌یابد. استفاده از ذرات درشت‌دانه در سطح خاک دارای سه مزیت زیر است:

الف- ذرات درشت‌دانه دارای قطر منافذ بزرگ‌تری نیز هستند و در نتیجه، صعود مویینگی از لایه خاک اصلی با برخورد به لایه درشت‌دانه به علت قطر منافذ درشت‌تر در همان محل متوقف می‌شود و تلفات تبخیر ادامه نمی‌یابد.

ب- لایه درشت‌دانه بر روی خاک اصلی به‌سرعت خشک می‌شود و به دلیل کاهش بسیار سریع هدایت هیدرولیکی غیراشباع، تلفات تبخیر به‌سرعت کاهش می‌یابد و به صفر نزدیک می‌شود.

ج- اثر هر دو عامل فوق باعث می‌شود، آب بیشتری در منطقه ریشه برای استفاده گیاه باقی‌مانده و نیاز به آبیاری کاهش می‌یابد، ضمن اینکه به دلیل کاهش تجمع نمک در سطح خاک کارایی آبشویی نیز افزایش می‌یابد.

باتوجه به موارد فوق استفاده از خاکپوش‌ها برای کاهش صعود مویینگی، به‌عنوان یک راهکار مدیریتی در شرایط شور مطرح شده و در دست استفاده می‌باشد.

8-3-3-2- کاهش سطح خیس شده

برای افزایش کارایی آبشویی، افزایش عمق آبیاری در مقایسه با حجم آبیاری از اهمیت بیشتری برخوردار است. عمق بیشتر آبیاری موجب می‌شود، جبهه نمک به اعماق بیشتری از خاک هدایت شده و از منطقه ریشه دور شود. کاهش سطح خیس شده علاوه بر اینکه جلوی تلفات تبخیر و صعود موینگی را می‌گیرد، به دلیل متمرکز کردن حجم آبیاری در محدوده‌ای کوچک‌تر، حجم آبیاری را کاهش می‌دهد.

انواع روش‌های آبیاری موضعی مانند آبیاری قطره‌ای و بابلر دارای مزیت افزایش عمق آبیاری و آبشویی می‌باشند. با این حال در روش‌های آبیاری سطحی نیز این امکان وجود دارد که سطح خیس شده کاهش یافته و در عوض عمق آبیاری افزایش یابد. به طور مثال در آبیاری جویچه‌ای، آبیاری یک‌درمیان جویچه‌ها، هر دو مزیت فوق را دارا می‌باشد.

در آبیاری سطحی نواری برای درختان میوه نیز، کاهش عرض نوار آبیاری به اندازه سایه‌انداز درخت، منجر به افزایش عمق آبیاری شده و کارایی آبشویی را افزایش می‌دهد. در حال حاضر پروژه‌هایی تحقیقاتی نیز بر روی روش آبیاری تحت فشار تیپ نیز در دست اجرا است تا با کاهش سطح خیس شده، عمق آبیاری در شرایط شور افزایش یابد. نتایج اولیه این پروژه‌ها بر روی محصول گندم حاکی از کاهش مصرف نوار تیپ، کاهش شوری خاک در محدوده آبیاری و حتی افزایش عملکرد در واحد سطح می‌باشد.

در مورد گیاهان زراعی ردیفی در آبیاری سطحی کاهش سطح خیس شده از طریق آبیاری یک ردیف در میان امکان‌پذیر است که ضمن افزایش کارایی آبیاری، عمق نفوذ جبهه خیسیدگی نیز افزایش یافته و در نتیجه آبشویی املاح به اعماق خاک تسهیل می‌شود. در مورد آبیاری تیپ گیاهان غیر ردیفی مانند غلات نیز بررسی‌هایی در دست انجام است تا از طریق ایجاد ناحیه نکاشت در سطح مزرعه، عمق نفوذ آب در خاک افزایش یابد (رحیمیان و همکاران، 1395).

9- نتیجه‌گیری کلی و پیشنهادها

با تحلیل منابع آب‌و خاک کشاورزی مورد استفاده در ایران و بررسی منابع علمی می‌توان نتیجه‌گیری کرد که مشکل شوری منابع آب‌و خاک، مهم‌ترین معضل پیش‌روی

خاک‌های متأثر از نمک در کشور است و مشکل سدیمی بودن به‌جز در موارد استثنایی در سایر موارد رخ نداده است.

برای ارزیابی خطر کاهش سرعت نفوذ آب در خاک می‌توان از معیارهای CROSS و نیز معیار غلظت کلسیم 5 برابر شوری یا 5 برابر غلظت سدیم نیز استفاده کرد. در مورد خاک‌های سنگین‌بافت‌تر و نیز در مورد محصولاتی که به پوسیدگی طوقه حساس هستند، حتی در مواردی که نتایج ارزیابی لب مرزی محسوب می‌شوند بایستی استفاده از مواد اصلاح‌کننده را در دستور کار قرار داد.

با توسعه کاربرد منابع زهاب، فاضلاب، شورابه آب‌شیرین‌کن‌ها و یا منابع آب دریا برای آبیاری محصولات متحمل به شوری، مشکلات جدیدی همانند افزایش نسبت منیزیم به کلسیم، افزایش pH و یا افزایش بی‌کربنات در محلول خاک قابل‌پیش‌بینی است که بایستی برای این موارد تمهیدات ویژه‌ای اندیشیده شود.

بر اساس شرایط منابع آب‌و‌خاک کشور، بررسی منابع و راهنماهای موجود یک جدول راهنما برای استفاده از منابع آب‌و‌خاک شور در کشاورزی پیشنهاد شده است که در این جدول راهنما، علاوه بر شوری آب آبیاری، تحمل به شوری محصول، میزان آبشویی و بافت خاک نیز منظور شده است.

در بین فناوری‌های مورد بررسی در حال حاضر به‌جز روش‌های هیدرولیکی (آبشویی و زهکشی) روش دیگری برای کاهش شوری خاک وجود ندارد. روش‌های مطرح شده برای اصلاح شیمیایی و اصلاح زیستی خاک برای خاک‌های سدیمی و یا خاک‌های قلیایی قابل کاربرد هستند که در کاربرد آن‌ها باید بر اساس خصوصیات فیزیکوشیمیایی خاک مقادیر و نحوه کاربرد را تعیین کرد.

با شناخت دقیق‌تر از پیوستار آب، خاک، گیاه و اتمسفر می‌توان روش‌های مدیریتی مناسبی را برای تولید پایدار محصولات کشاورزی در شرایط شور و نیز جلوگیری از تجمع شوری در منطقه ریشه پیدا کرد که در این نشریه به برخی از این روش‌ها که با ساختار کشاورزی ایران متناسب است اشاره شده است.

منابع

- اسماعیلی، س.، تدین، م.ر.، تدین، ع. و رفیعی الحسینی، م. 1395. واکنش برخی از خصوصیات کمی و کیفی ارقام مختلف پنبه (*Gossypium hirsutum* L.) به محلول‌پاشی اسید هیومیک در شرایط خاک شور 3 (1): 1-14.
- آناقلی، ا.، گالشی، س.، سلطانی، ا. و نوری‌نیا، ع. 1396. مقایسه واکنش به شوری در ارقام گندم متحمل با ارقام معرفی شده برای شرایط غیر شور. نشریه تولید گیاهان زراعی. 203-226: (1) 10.
- دهقانی، ف.، راهنمایی، ر.، ملکوتی، م.ج. و سعادت، س. 1391. بررسی وضعیت نسبت کلسیم به منیزیم در برخی از آب‌های آبیاری کشور، مجله پژوهش آب در کشاورزی، جلد 26، ش. 1، صص. 113-125.
- دهقانی، ف. 1392. بررسی اثر نسبت کلسیم به منیزیم آب آبیاری بر ویژگی‌های شیمیایی خاک و رشد پسته در شرایط شور، رساله دکترای خاکشناسی، دانشگاه تربیت مدرس، ص. 132.
- رحیمیان، م.ج. و غلامی، ح. 1401. تحلیلی بر وضعیت شوری منابع آب در حال استفاده بخش کشاورزی، آب و توسعه پایدار، 9(3)، 116-107. doi: 10.22067/jwsd.v9i3. 2204.1135
- رحیمیان، م.ج.، عزیزیان نسب، ع.، نیکخواه، م. و دهقان ح. 1395. ملاحظات استفاده از سیستم تیپ برای آبیاری گندم در شرایط شور. نشریه فنی شماره 204. مرکز ملی تحقیقات شوری.
- رسولی، ف. و کیانی پویا، ع. 1388. استفاده از مدل Watsuit برای پیش بینی ترکیب شیمیایی محلول خاک اصلاح شده با گچ. پژوهش‌های خاک. 193-202: (2) 24.
- رنجبر، غ. و صالحی، م. 1393. ارقام گندم: "متحمل به شوری" یا "مناسب شوری هر منطقه". اولین کنگره بین‌المللی و سیزدهمین کنگره ملی زراعت و اصلاح نباتات ایران و سومین همایش علوم و تکنولوژی بذر.

روستا، م. و عنایتی، ک. 1397. اثرات کاربرد اسید هیومیک بر بعضی ویژگی‌های شیمیایی خاک، عملکرد و اجزای عملکرد گندم در یک خاک شور-سدیمی. مجله مدیریت خاک و تولید پایدار. 8(4), 95-109. doi: 10.22069/ejsms.2019.14096.1778

شریفی اصل، ع.، شجاعیان، ع.، صیدی، م. و گیتی، ع. 1391. بررسی اثرات سطوح مختلف اسیدیته آب آبیاری بر کمیت و کیفیت دو رقم شمعدانی. نشریه علوم باغبانی (علوم و صنایع کشاورزی). 223-229: (2) 26.

شهبازی فر، ج.، پسندیده، م. و خسروی نژاد، ا. 1398. تحلیل اثربخشی دستگاه گوگرد سوز به منظور اصلاح آب‌های شور (مطالعه موردی استان قزوین). دومین همایش بین المللی شورورزی، یزد.

عابدی، م.ج.، نیری، س.، ابراهیمی بی‌رنگ، ن.، ماهرانی، م.، مهرداد، ن.، خالدی، ه. و چراغی، ع. م. 1381. استفاده از آب‌شور در کشاورزی پایدار. کمیته ملی آبیاری و زهکشی.

قانع‌ی مطلق، غ.، پاشایی اول، ع.، خرمالی، ف. و مساعدی، ا. 1389. بررسی تأثیر چند ماده اصلاح‌کننده بر روی خصوصیات شیمیایی خاک شور-سدیمی. پژوهش‌های آب‌خیزداری (پژوهش و سازندگی) 24-31: 86.

مطلبی‌فرد، ر.، ملکوتی، م. و کافی، م. 1387. تأثیر pH آب آبیاری بر خصوصیات کمی و کیفی گل میخک رقم ایوون. پژوهش‌های خاک. 103-111, 22(1).

مظلوم، ن.، خراسانی، ر.، فتوت، ا. و هاشمی‌نژاد، ی. 1392. کشت گیاه روناس به عنوان روشی موثر و کارا در اصلاح یک خاک شور - سدیمی. پژوهش‌های آب ایران. 167-159: (12) 7.

مؤمنی، ع. 1389. پراکنش جغرافیایی و سطوح شوری منابع خاک ایران. پژوهش‌های خاک (علوم خاک و آب)، 24(3) (ویژه شوری)، 203-215. SID. <https://sid.ir/paper/159089/fa>

میراب‌زاده اردکانی، م.، جعفری، ا.، جوانشاه، ا. و شیرمردی، م. 1400. بهبود عملکرد پسته در خاک شور با کاربرد اسیدهای آلی. علوم و فناوری پسته 69-84, 6(11).

نورقلی‌پور، ف، پسندیده، م. و نورقلی‌پور، م. 1390. اثر اسیدی کردن آب آبیاری و منابع کودی آهن بر وزن خشک بوته، جذب آهن و کارایی فتوشیمیایی برگ ذرت. پژوهش در علوم کشاورزی. 151: (13) 2.

والی‌پور، م. و سخایی‌راد، ح. 1390. ارزیابی استفاده از اصلاح‌کننده گچ، در اصلاح خاک‌های شور و قلیا در اراضی جنوب خوزستان. علوم و مهندسی آب. 95-104: (1) 1.

وفایی، م.، گلچین، ا. و شفیعی، س. 1398. تأثیر گچ، کربن آلی و مدت زمان خوابانیدن بر برخی ویژگی‌های یک خاک سدیمی. پژوهش‌های خاک. 101-113: (1) 33.

هاشمی‌نژاد، ی. و بشارت، ن. 1396. ضد شوری یا ضد سدیم؟ (دستورالعمل محاسبه نیاز آبشویی و نیاز گچی). نشریه ترویجی مرکز ملی تحقیقات شوری. دفتر شبکه دانش و رسانه‌های ترویجی.

هاشمی‌نژاد، ی. 1389. مدیریت آبیاری در شرایط شور با استفاده از تعیین‌گر جبهه رطوبتی. پژوهش‌های خاک. 265-272: (3) 24.

هاشمی‌نژاد، ی. 1398. استقرار شبکه پایش باغات پسته شمال اردکان بر مبنای کیفیت آب و داده‌های سنجش از دور. گزارش نهایی پروژه تحقیقاتی. مرکز ملی تحقیقات شوری. شماره فروست: 57530. 46 ص.

Al-Busaidi, A.S. and Cookson, P. 2003. Salinity-pH relationships in calcareous soils. Journal of Agricultural and Marine Sciences [JAMS], 8(1), 41-46.

Abdel-Dayem, S. and Ritzema, HP. 1990. Verification of drainage design criteria in the Nile Delta, Egypt, Irrigation and Drainage Systems, 4: 117-31.

Abdul Qadir, A., Murtaza, G., Zia-ur-Rehman, M. and Ahmad Waraich, E. 2022. 'Application of Gypsum or Sulfuric Acid Improves Physiological Traits and Nutritional Status of Rice in Calcareous Saline-Sodic Soils', Journal of Soil Science and Plant Nutrition: 1-13.

Abideen, Z., Ansari, R. and Ajmal Khan, M. 2011. 'Halophytes: Potential source of ligno-cellulosic biomass for ethanol production', Biomass and Bioenergy, 35: 1818-22.

Akram, S., Ali Kashkouli, H. and Pazira, E. 2008. 'Sensitive variables controlling salinity and water table in a bio-drainage system', Irrigation and drainage systems, 22: 271-85.

- Arienzo, M., Christen, E.W., Jayawardane, N.S. and Wendy Quayle, C. 2012. 'The relative effects of sodium and potassium on soil hydraulic conductivity and implications for winery wastewater management', *Geoderma*, 173: 303-10.
- Asadi, E., Isazadeh, M., Samadianfard, S., Firuz Ramli, M., Mosavi, A., Nabipour, N., Shamshirband, Sh., Hajnal, E. and Chau, K.W. 2019. 'Groundwater quality assessment for sustainable drinking and irrigation', *Sustainability*, 12: 177.
- Ayars, J.E. 2002. 'Field Crop Production in Areas with Saline Soil and Shallow Saline Ground Water', *Journal of Crop Production*, 2.
- Ayers, R.S. and Westcot, D.W. 1985. *Water quality for agriculture* (Food and Agriculture Organization of the United Nations Rome).
- Barrett-Lennard, E.G., Anderson, G.C., Holmes, K.W. and Sinnott, A. 2016. High soil sodicity and alkalinity cause transient salinity in south-western Australia. *Soil Research*, 54(4), 407-417.
- Bear, F.E., Prince, A.L., Toth, S.J. and Purvis, E.R. 1951. Magnesium in plants and soil. *Bull. 760. New Jersey Agric. Exp. Stn., New Brunswick*.
- Benes, S.E., Adhikari, D.D., Grattan, S.R. and Snyder, R.L. 2012. 'Evapotranspiration potential of forages irrigated with saline-sodic drainage water', *Agricultural water management*, 105: 1-7.
- Bennett, J. McL., Marchuk, A., Marchuk, S. and Raine, S.R. 2019. 'Towards predicting the soil-specific threshold electrolyte concentration of soil as a reduction in saturated hydraulic conductivity: The role of clay net negative charge', *Geoderma*, 337: 122-31.
- Brautigan, D.J., Rengasamy, P. and Chittleborough, D.J. 2012. 'Aluminium speciation and phytotoxicity in alkaline soils', *Plant and Soil*, 360: 187-96.
- Bresler, E., McNeal, B.L. and Carter, D.L. 2012. *Saline and sodic soils: principles-dynamics-modeling* (Springer Science & Business Media).
- Cervinka, V. 1994. 'Agroforestry farming system for the management of selenium and salt on irrigated farmland.' in Jr & S. Benson W. Frankenberger (ed.), *Selenium in the Environment* (Marcel Dekker, Inc: New York).
- Dang, A., Bennett, J. McL., Marchuk, A., Marchuk, S., Biggs, A.J.W. and Raine, S.R. 2018. 'Validating laboratory assessment of threshold electrolyte concentration for fields irrigated with marginal quality saline-sodic water', *Agricultural Water Management*, 205: 21-29.

- Díaz, FJ., Benes, SE. and Grattan, SR. 2013. 'Field performance of halophytic species under irrigation with saline drainage water in the San Joaquin Valley of California', *Agricultural water management*, 118: 59-69.
- Díaz, Francisco, J. and Grattan, SR. 2009. 'Performance of tall wheatgrass (*Thinopyrum ponticum*, cv. 'Jose') irrigated with saline-high boron drainage water: Implications on ruminant mineral nutrition', *Agriculture, ecosystems and environment*, 131: 128-36.
- Dontsova, K.M. and Norton, L.D. 2002. Clay dispersion, infiltration, and erosion as influenced by exchangeable Ca and Mg. *Soil Science*, 167(3), 184-193.
- El-Tarabily, KA., Soaud, AA., Saleh, M E. and Matsumoto, S. 2006. 'Isolation and characterisation of sulfur-oxidising bacteria, including strains of *Rhizobium*, from calcareous sandy soils and their effects on nutrient uptake and growth of maize (*Zea mays* L.) ', *Australian Journal of Agricultural Research*, 57: 101-11..
- El Shaer, H M. 2010. 'Halophytes and salt-tolerant plants as potential forage for ruminants in the Near East region', *Small Ruminant Research*, 91: 3-12.
- Ferguson, L., Poss, JA., Grattan, SR., Grieve, CM., Wang, D., Wilson, C., Donovan, TJ. and Chao, C-T. 2002. 'Pistachio rootstocks influence scion growth and ion relations under salinity and boron stress', *Journal of the American Society for Horticultural Science*, 127: 194-99.
- Fipps, G. 2003. Irrigation water quality standards and salinity management strategies.
- Flowers, TJ. and Colmer, TD. 2008. 'Salinity tolerance in halophytes. ', *new Phytologist*, 179: 945-63.
- Flowers, TJ., Hajibagheri, MA. and Clipson, NJW. 1986. 'Halophytes', *The quarterly review of biology*, 61: 313-37.
- Glenn, E P., Mckeen, C., Gerhart, V., Nagler, PL., Jordan, F. and Artiola, J. 2009. 'Deficit irrigation of a landscape halophyte for reuse of saline waste water in a desert city', *Landscape and Urban Planning*, 89: 57-64.
- Grattan, SR, Grieve, CM., Poss, JA., Robinson, PH., Suarez, DL. and Benes, SE. 2004. 'Evaluation of salt-tolerant forages for sequential water reuse systems: III. Potential implications for ruminant mineral nutrition', *Agricultural water management*, 70: 137-50.
- Grattan, SR., Shannon, MC., Grieve, CM., Poss, JA., Suarez, D. and Leland, F. 1996. "Interactive effects of salinity and boron on the performance and water use of eucalyptus." In II International Symposium on Irrigation of Horticultural Crops 449, 607-14.

- Gupta, RK. and Abrol, IP. 1990. 'Salt-affected soils: their reclamation and management for crop production', *Advances in soil science*: 223-88.
- Jacobsen, T. and Basinal, L. 2004. 'Managing agricultural irrigation drainage water: a landowner's manual.' in, *A guide for developing integrated on-farm drainage management systems*. Grant H.
- Jayawardane, NS., Christen, EW., Arienzo, M. and Quayle, WC. 2011. 'Evaluation of the effects of cation combinations on soil hydraulic conductivity', *Soil Research*, 49: 56-64.
- Khorsandi, F., Hossein Siadati, SM. and Rastegary, J. 2020. 'Haloengineering as a vital component of sustainable development in salt-affected ecosystems', *Environmental Development*, 35: 100545.
- Liang, X., Rengasamy, P., Smernik, R. and Mosley, LM. 2021. 'Does the high potassium content in recycled winery wastewater used for irrigation pose risks to soil structural stability?', *Agricultural Water Management*, 243: 106422.
- Lipman, J G., Mclean, H C. and Lint, H C. 1916. 'Sulfur oxidation in soils and its effect on the availability of mineral phosphates', *Soil science*, 2: 499-538.
- Lucheta, A.R. and Lambais, M.R. 2012. 'Sulfur in agriculture.' in, *Revista Brasileira de Ciência do Solo*.
- Maas, E.V. and Grattan, SR. 1999. 'Crop yields as affected by salinity.' in, *Agricultural drainage* (Wiley Online Library).
- Manousaki, E. and Kalogerakis, N. 2011. 'Halophytes present new opportunities in phytoremediation of heavy metals and saline soils', *Industrial and Engineering Chemistry Research*, 50: 656-60.
- Marchuk, A. and Rengasamy, P. 2011. 'Clay behaviour in suspension is related to the ionicity of clay-cation bonds', *Applied Clay Science*, 53: 754-59.
- Marino, G. 2020. 'Pistachio Irrigation: Determining Water Needs and Managing Drought', *University of California, Agriculture and Natural Resources*: Davis: Davis, CA, USA.
- Masters, D.G., Benes, S. E. and Norman, H. C. 2007. 'Biosaline agriculture for forage and livestock production', *Agriculture, ecosystems and environment*, 119: 234-48.

- McLean, E.O., Hartwig, R.C., Eckert, D.J. and Triplett, G.B. 1983. Basic Cation Saturation Ratios as a Basis for Fertilizing and Liming Agronomic Crops. II. Field Studies 1. *Agronomy Journal*, 75(4), 635-639.
- Minhas, PS 1996. 'Saline water management for irrigation in India', *Agricultural Water Management*, 30: 1-24.
- Mohanavelu, A., Raghavendra Naganna, S. and Al-Ansari, N. 2021. 'Irrigation induced salinity and sodicity hazards on soil and groundwater: An overview of its causes, impacts and mitigation strategies', *Agriculture*, 11: 983.
- Munns, R. 2005. 'Genes and salt tolerance: bringing them together', *new Phytologist*, 167: 645-63.
- Nanduri, Rao, K., Hirich, A., Salehi, M., Saadat, S. and Erick Jacobsen, S. 2019. 'Quinoa: A new crop for harsh environments.' in, *Sabkha Ecosystems* (Springer).
- O'Connell, M., Young, J. and Kingwell, R. 2006. 'The economic value of saltland pastures in a mixed farming system in Western Australia', *Agricultural Systems*, 89: 371-89.
- Ohlendorf, H.M., J Hoffman, D., Saiki, M.K and Aldrich, Th.W. 1986. 'Embryonic mortality and abnormalities of aquatic birds: apparent impacts of selenium from irrigation drainwater', *Science of the Total Environment*, 52: 49-63.
- Oosterbaan, RJ. 1994. 'Agricultural drainage criteria.' in, *Drainage Principles and Applications*. ILRI Publ.
- Oosterbaan, RJ. and Senna, M.A. 1989. 'Using Saltmod to predict drainage and salinity in the Nile Delta.' in, *ILRI Annual Report*.
- Oster, J., Sposito, G. and Smith, C. 2016. 'Accounting for potassium and magnesium in irrigation water quality assessment', *California Agriculture*, 70: 71-76.
- Oster, JD. and Grattan, SR. 2002. 'Drainage water reuse', *Irrigation and Drainage*, 16: 297-310.
- Oster, JD., Kaffka, SR., Shannon, MC. and Grattan, SR. 1999. "Saline-sodic drainage water: A resource for forage production." In *Proceedings of the 17th International Congress on Irrigation and Drainage*, 11-19.
- Oster, JD., Macedo, TF., Davis, D. and Fulton, A. 1999. "Developing sustainable reuse and disposal of saline drainwater on Eucalyptus. Department of Environmental Sciences, UCCE, Univ. of California, Riverside, CA, and Tulare Lake Drainage District, Corcoran CA." In.: *Draft Report*.

- Parsinejad, M. and Akram, M. 2018. 'A Fresh Look at Drainage for Agriculture', *Irrigation and Drainage*, 67: 8-16.
- Peterson, F.F., Rhoades, J., Arca, M. and Coleman, N.T. 1965. Selective adsorption of magnesium ions by vermiculite. *Soil Science Society of America Journal*, 29(3), 327-328.
- Qadir, M. and De Pauw, E. 2007. Emerging challenges addressing the characterization and mapping of salt-induced land degradation. In first expert consultation meeting of the global network on salinization prevention and productive use of salt-affected habitats (SPUSH) (pp. 26-29).
- Qadir, M., Qureshi, R.H., Ahmad, N. and Ilyas, M. 1996. 'Salt-tolerant forage cultivation on a saline-sodic field for biomass production and soil reclamation', *Land Degradation and Development*, 7: 11-18.
- Qadir, M., Schubert, S., Ghafoor, A. and Murtaza, G. 2001. 'Amelioration strategies for sodic soils: a review', *Land Degradation and Development*, 12: 357-86.
- Qadir, M., Sposito, G., Smith, C.J. and Oster, J.D. 2021. 'Reassessing irrigation water quality guidelines for sodicity hazard', *Agricultural Water Management*, 255: 107054.
- Qadir, M. and Oster, J.D. 2004. 'Crop and irrigation management strategies for saline-sodic soils and waters aimed at environmentally sustainable agriculture', *Science of the Total Environment*, 323: 1-19.
- Qadir, M., Oster, J.D., Schubert, S., Noble, A.D. and Sahrawat, K.L. 2007. 'Phytoremediation of sodic and saline-sodic soils', *Advances in agronomy*, 96: 197-247.
- Qadir, M., Schubert, S., Oster, J.D., Sposito, G., Minhas, P.S., Cheraghi, S.A.M., Murtaza, G., Mirzabaev, A. and Saqib, M. 2018. 'High-magnesium waters and soils: Emerging environmental and food security constraints', *Science of the Total Environment*, 642: 1108-17.
- Quirk, J.P. and Schofield, R.K. 1955. 'The effect of electrolyte concentration on soil permeability', *Journal of Soil scienc*, 6: 163-78.
- Rahman, W.A. and Rowell, D.L. 1979. The influence of magnesium in saline and sodic soils: a specific effect or a problem of cation exchange?. *Journal of soil Science*, 30(3), 535-546.
- Rahimi, B., Afzali, M. Farhadi, F. and Alamolhoda, A. 2021. 'Reverse osmosis desalination for irrigation in a pistachio orchard', *Desalination*, 516: 115236.

- Rao, K., Kumbhare, PS., Kamra, SK. and Oosterbaan, RJ. 1990. "Reclamation of waterlogged saline alluvial soils in India by sub-surface drainage." In Proceedings of Symposium on Land Drainage for Salinity Control in Arid and Semi-arid Regions, Cairo., 17-25. Drainage Research Institute, WRC (Ministry of Public Works and Water Resources).
- Rao, K., Sharma, DP. and Oosterbaan, RJ. 1992. "Subirrigation by groundwater management with controlled subsurface drainage in semi-arid areas." In International Conference on Supplementary Irrigation and Drought Management, Bari, Italy.
- Reddy, M.P, Shah, M.T. and Patolia, J.S. 2008. 'Salvadora persica, a potential species for industrial oil production in semiarid saline and alkali soils', Industrial Crops and Products, 28: 273-78.
- Rengasamy, P. and Olsson, KA. 1991. 'Sodicity and soil structure', Soil Research, 29: 935-52.
- Rengasamy, P. 2002. 'Clay dispersion.' in N. McKenzie, K. Coughlan and H. Cresswell (eds.) , Soil physical measurement and interpretation for land evaluation (CSIRO Publishing).
- Rengasamy, P. 2016. 'Soil salinization.' in, Oxford Research Encyclopedia of Environmental Science.
- Rengasamy, P. and Marchuk, A. 2011. 'Cation ratio of soil structural stability (CROSS)', Soil Research, 49: 280-85.
- Rengasamy, P. and Sumner, M. 1998. 'Processes involved in sodic behavior.' in M. Sumner and R. Naidu (eds.) , Sodic Soil: Distribution, Management and Environmental Consequences (Oxford University Press).
- Richards, L.A. 1954. Diagnosis and improvement of saline and alkali soils (LWW).
- Rozema, J. and Flowers, T. 2008. 'Crops for a salinized world', Science: 1478-80.
- Saiki, M.K. and Peter Lowe, T. 1987. 'Selenium in aquatic organisms from subsurface agricultural drainage water, San Joaquin Valley, California', Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 16: 657-70.
- Salehi, M. 2020. 'Hypersaline Water for Alternative Crop Irrigation in Iran.' in, Emerging Research in Alternative Crops (Springer).
- Setter, TL., Waters, I., Sharma, SK., Singh, KN., Kulshreshtha, N., Yaduvanshi, NPS., Ram, PC., Singh, BN., Rane, J. and McDonald, G. 2009. 'Review of wheat improvement for waterlogging tolerance in Australia and

- India: the importance of anaerobiosis and element toxicities associated with different soils', *Annals of Botany*, 103: 221-35.
- Shainberg, I. and Letey, J. 1984. Response of soils to sodic and saline conditions. *Hilgardia*, 52(2), 1-57.
- Shannon, MC. and Grieve, CM. 1998. 'Tolerance of vegetable crops to salinity', *Scientia horticulturae*, 78: 5-38.
- Shannon, MC., Grieve, CM., Wilson, C., Poss, J., Suarez, DL., Lesch, S. and Rhoades, JD. 1998. "Growth and water relations of plant species suitable for saline drainage water reuse systems." In.: Final Report to California Dept. of Water Resources, Project DWR.
- Shannon, M.C. 1996. 'New insights in plant breeding efforts for improved salt tolerance', *HortTechnology*, 6: 96b-99.
- Sharma, DP., Singh, KN., Rao, KVGK. and Kumbhare, PS. 1990. "Reuse of saline drainage water for irrigation in a sandy loam soil." In *Proceedings Symposium on Land Drainage for Salinity control in Arid and Semi-arid regions*, Cairo., 304-12. Drainage Research Institute, WRC (Ministry of Public Works and Water Resources).
- Smith, CJ., Oster, JD. and Sposito, G. 2015. 'Potassium and magnesium in irrigation water quality assessment', *Agricultural Water Management*, 157: 59-64.
- Soltani, M., Rahimikhoob, A., Sotoodehnia, A., Mendicino, G., Akram, M. and Senatore, A. 2018. 'Numerical evaluation of the effects of increasing ratio of cropped to uncropped width on dry drainage efficiency in salty soils', *Irrigation and Drainage*, 67: 91-100.
- Song, J., Chen, M., Feng, G., Jia, Y., Wang, B. and Zhang, F. 2009. 'Effect of salinity on growth, ion accumulation and the roles of ions in osmotic adjustment of two populations of *Suaeda salsa*', *Plant and Soil*, 314: 133-41.
- Sposito, G. 2008. *The chemistry of soils* (Oxford university press).
- Stirzaker, RJ. and Hutchinson, PA. 2005. 'Irrigation controlled by a wetting front detector: field evaluation under sprinkler irrigation', *Soil Research*, 43: 935-43.
- Suyama, H., Benes, SE., Robinson, PH., Getachew, G., Grattan, SR. and Grieve, CM. 2007. 'Biomass yield and nutritional quality of forage species under long-term irrigation with saline-sodic drainage water: Field evaluation', *Animal feed science and technology*, 135: 329-45.

- Tavakkoli, E., Rengasamy, P., Smith, E. and McDonald, G.K. 2015. 'The effect of cation-anion interactions on soil pH and solubility of organic carbon', *European Journal of Soil Science*, 66: 1054-62.
- Van Hoorn, J.W. 1979. "Effect of capillary flow on salinization and the concept of critical depth for determining drain depth." In *Proceedings of the International Drainage Workshop*, 16-20 May 1978, Wageningen, The Netherlands/edited by Jans Wesseling. Wageningen, International Institute for Land Reclamation and Improvement, 1979.
- Ventura, Y., Wuddineh, W.A., Myrzabayeva, M., Alikulov, Z., Khozin-Goldberg, I., Shpigel, M., Samocha, T.M. and Sagi, M. 2011. 'Effect of seawater concentration on the productivity and nutritional value of annual *Salicornia* and perennial *Sarcocornia* halophytes as leafy vegetable crops', *Scientia Horticulturae*, 128: 189-96.
- Weber, D.J., Ansari, R., Gul, B. and Ajmal Khan, M. 2007. 'Potential of halophytes as source of edible oil', *Journal of Arid Environments*, 68: 315-21.
- Wilcox, L. 1955. *Classification and use of irrigation waters* (No. 969). US Department of Agriculture.
- Zhu, Y., Ali, A., Dang, A., Wandel, A.P. and McLean Bennett, J. 2019. 'Re-examining the flocculating power of sodium, potassium, magnesium and calcium for a broad range of soils', *Geoderma*, 352: 422-28.