



دوره ۳۲، شماره ۳، شماره پیاپی ۱۲۴، پاییز ۱۳۹۸، صفحات ۲۰-۲  
شناسه‌ی دیجیتال: 10.22092/wmej.2019.124558.1179

# پژوهش‌های آبخیزداری

## اثر بهره‌برداری بی‌رویه و تغییر کاربری زمین بر شورشدگی آب زیرزمینی با کاربرد مفهوم آسیب‌پذیری در آبخوان قائم‌شهر-جویبار

علیرضا متولی

دانشجوی دکتری گروه آبخیزداری، دانشکده‌ی منابع طبیعی دانشگاه تربیت مدرس

حمید رضا مرادی\*

(نویسنده‌ی مسئول)\* دانشیار گروه آبخیزداری، دانشکده‌ی منابع طبیعی دانشگاه تربیت مدرس

سامان جوادی

استادیار گروه آبیاری و زه‌کشی، پردیس ابوریحان دانشگاه تهران

\*رایانامه‌ی نویسنده‌ی مسئول: hrmoradi@modares.ac.ir

تاریخ دریافت: ۲۵ آذر ۱۳۹۷ تاریخ پذیرش: ۲۸ خرداد ۱۳۹۸

### چکیده

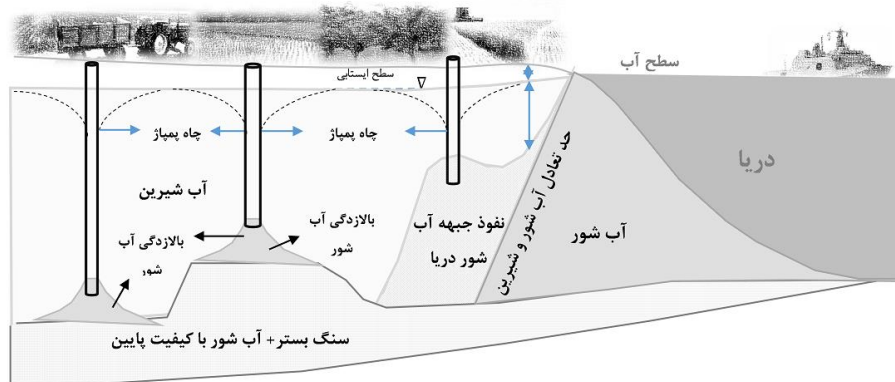
آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی به دلیل حساسیت ذاتی و ورود منابع آلاینده‌ی انسان‌ساز است. در این تحقیق برای بررسی آسیب‌پذیری آبخوان قائم‌شهر-جویبار از اطلاعات ۶۴ چاه نمونه‌برداری کیفی، ۲۰ چاه مشاهده‌یی و بیش از ۲۸۰۰۰ چاه بهره‌برداری به کار برده شد. برای تهیه‌ی نقشه‌های آسیب‌پذیری در سال‌های ۲۰۰۴ تا ۲۰۱۴ عوامل مؤثر در آسیب‌پذیری ذاتی آبخوان شامل هدایت آبی، نوع آبخوان، فاصله از ساحل، ضخامت آبخوان و عوامل مؤثر در آسیب‌پذیری ویژه شامل تراکم چاه، افت آب زیرزمینی، تأثیر نسبی نفوذ آب دریا، وضعیت بالازدگی آب شور و شیب آبی به کار برده شد. نتایج نشان داد که کیفیت منابع آب زیرزمینی از ۲۰۰۴ تا ۲۰۱۴ با توجه به معیارهای شوری هدایت الکتریکی، مجموع نمک‌های باقی مانده و نسبت جذب سدیم رو به کاهش است. عامل کاربری زمین نیز برای تهیه‌ی نقشه‌های آسیب‌پذیری اصلاح‌شده برای این سال‌ها به کار گرفته شد. نتایج نشان داد که زراعت آبی در این دوره هشت درصد کاهش یافته، اما میزان آسیب‌پذیری در پهنه‌های پرخطر افزایش یافته است. از علت‌های کاهش کیفیت منابع آب زیرزمینی می‌توان افزایش نرخ آب‌کشی و کشت دوباره در تابستان را برشمرد. میانگین ضریب همبستگی طبقه‌های آسیب‌پذیر به شوری با معیارهای شوری در سال ۲۰۰۴ از ۰/۶۵ به ۰/۹ و در ۲۰۱۴ از ۰/۷۸ به ۰/۸۷ بهبود یافته است. در مجموع با توجه به پیچیدگی‌های مدل‌سازی کیفی و انتقال نمک‌ها و شوری آب زیرزمینی، نقشه‌های آسیب‌پذیری اصلاح‌شده می‌تواند ابزار مناسبی برای آگاهی از شورشدگی آب زیرزمینی باشد.

واژگان کلیدی: آبخوان‌داری، آلودگی آب زیرزمینی، تعادل بخشی، نفوذ آب شور

مقدمه

از منابع طبیعی مطرح شد (آلبینت و مارگات ۱۹۷۰). آسیب پذیری آب های زیرزمینی شامل مفاهیم حساسیت ذاتی و مشخصه های منابع آلاینده و آلودگی های انسان ساز و دیگر عواملی است که آلاینده را با انتقال از سطح زمین یا زیرزمین به داخل سامانه ی جریان آب زیرزمینی هدایت می کند (گریسن و همکاران ۲۰۱۱؛ جورداک و همکاران ۲۰۱۱؛ جورداک و کی ۲۰۱۲). نفوذ آب شور به داخل آب زیرزمینی در نتیجه ی برداشت آب های زیرزمینی، معمولاً در لایه های آبدار نزدیک به ساحل و از راه نفوذ جبهه ی سفره ی آب زیرزمینی دریا رخ می دهد (شکل ۱). در لایه های آبداری که در آن ها لایه های آب شیرین و شور در امتداد هم اند، در اثر برداشت بی رویه، آب شور می تواند به داخل آب شیرین نفوذ کند. این سازوکار صعود مخروطی خوانده می شود (شکل ۱).

آبخوان های ساحلی منبع اصلی آب شیرین در سراسر جهان است (بودربالا و همکاران ۲۰۱۶). در مناطق ساحلی فعالیت های انسانی به ویژه در بهار و تابستان در ارتباط با فعالیت های کشاورزی، صنعتی و گردشگری افزایش می یابد. برداشت بیش از حد چاه های بهره برداری منابع آب زیرزمینی را تهدید می کند. از سوی دیگر، امکان آلودگی شدن این منابع با انتقال نمک ها از دریا و از سطح زمین هست (متولی و همکاران ۲۰۱۸)؛ بنابراین شورش دگی آبخوان های ساحلی و علاوه بر آن، آلودگی ناشی از فعالیت های کشاورزی اخیراً محدودیت اصلی کاربرد این منابع و در نتیجه از مهم ترین مشکلات آلوده شدن منابع آب در سراسر جهان دانسته می شود (کورا و همکاران ۲۰۱۴). مفهوم آسیب پذیری<sup>۱</sup> برای اولین بار در ارتباط با حفاظت



شکل ۱- سازوکارهای شوری آبخوان شامل نفوذ جبهه ی آب شور دریا و بالازدگی آب شور (متولی و همکاران ۲۰۱۸).

زیرزمینی نیست، زیرا آسیب پذیری منابع آب زیرزمینی ویژگی مطلق نیست، بل که مفهومی نسبی و پیچیده از شاخص آلودگی را در خود دارد (مکس و جانسن ۱۹۹۸). ارزیابی آسیب پذیری آب های زیرزمینی در انواع مقیاس ها با ترکیب ویژگی های زمین شناسی و آب زمین شناسی آبخوان انجام می شود. این نوع ارزیابی، با تمرکز خاص بر ویژگی های شیمیایی از یک یا چند نوع آلاینده یا فعالیت انسانی آسیب پذیری آبخوان را در نظر می گیرد (جورداک ۲۰۰۸).

آسیب پذیری در صورت اتفاق، شاخصی شبیه کمبودها در سامانه است (مک ماهون و همکاران ۲۰۰۶). در اصل، آسیب پذیری شدت شکست های سامانه را بیان می کند و میانگین شکست ها (لوکاس و همکاران ۲۰۰۵) و میانگین بیشینه ی کمبودها در طول دوره ی متوالی شکست در سامانه تعریف می شود (هاشیموتو و همکاران ۱۹۸۲). از زمان معرفی، کاربرد مفهوم آسیب پذیری که عاملی مرتبط با آلودگی آب های زیرزمینی است به گستردگی به کار گرفته شد. هیچ مفهوم پذیرفته شده ی جهانی برای آسیب پذیری منابع آب

- 1- Vulnerability
- 2- Seawater intrusion
- 3- Up-coning

آبی، مقدار تغذیه و ماهیت منطقه‌ی ناشباع را برای تهیه‌ی نقشه‌ی مناسب به کار برد. کاردان مقدم و همکاران (۲۰۱۷) پس از مقایسه‌ی مدل‌های GALDIT و DRASTIC با سنجه‌های کیفیت نشان دادند که مدل شوری در شناسایی آسیب‌پذیری آبخوان‌های ساحلی مناسب‌تر بود و ضریب همبستگی پیرسون بین مجموع جامدهای محلول (TDS) و نقشه‌ی آسیب‌پذیر GALDIT ۰/۵۸ شد، در حالی که این مقدار برای شاخص DRASTIC ۰/۴۸، به دست آمد. نتایج متولی و همکاران (۲۰۱۸) در مدل‌سازی نفوذ آب‌شور دریا و بالازدگی آب‌شور نشان داد که شاخص جامع شوری صحت بیشتری از روش‌های GALDIT و TAWLBIC<sup>۸</sup>، و همبستگی بیشتری با معیارهای شوری دارد. متولی و همکاران (۲۰۱۹) در بررسی میزان شورشدگی آبخوان ساری نکا با مدل‌های داده‌کاوی نشان دادند که صحت الگوریتم ماشین بردار پشتیبان بیش‌تر از روش‌های دیگر است، و نسبت سدیم به کلر، ترکیب کلر، کربنات و بی‌کربنات و مقاومت عرضی آبخوان مهم‌ترین عامل‌های مؤثر در شورشدگی این آبخوان است.

استان مازندران با ۲۲۰ هزار هکتار زمین کشاورزی و حدود ۱۲۰ هزار هکتار وسعت باغ‌های مرکبات، با تولید ۰۰۰،۹۵۰ تن برنج و ۷۰۰،۱۰۰۰۰ هزار تن مرکبات، ۴۲٪ از برنج و ۵۰٪ از مرکبات موردنیاز کشور را تأمین می‌کند (وزارت جهاد کشاورزی ۲۰۱۶). بیش از ۲۰٪ (در حدود ۶۰۰۰۰ هکتار) از زمین‌های زارعی و باغی استان در جلگه‌ی قائم‌شهر-جویبار است، بنابراین بررسی آلودگی نسبت به شوری، ضرورت بررسی و ارزیابی آسیب‌پذیری منابع آب زیرزمینی را همچون روشی مهم برای مدیریت منابع آب، اولویت‌بندی آسیب‌پذیری مناطق به شوری، و به کار بردن سیاست‌های تعادل‌بخشی منابع آب زیرزمینی استان مازندران و جلگه‌ی قائم‌شهر-جویبار بیش از پیش نمایان می‌شود. در بیش‌تر پژوهش‌های پیشین نقشه‌ی مکانی آسیب‌پذیری به شوری در زمانی ثابت تهیه شده است، در حالی که با توجه به ماهیت آسیب‌پذیری، برخی عوامل مؤثر در آسیب‌پذیری (میزان آب‌کشی، شیب آبی، نسبت یونی تأثیر شوری، افت کردن آب زیرزمینی و تغییرات کاربری زمین) نسبت به شوری پویا است. این امر

در سال‌های اخیر بسیاری از روش‌های شاخص‌محور از قبیل DRASTIC<sup>۴</sup> (آلر و همکاران ۱۹۸۷)؛ AVI<sup>۵</sup> (ون استمپورت و همکاران، ۱۹۹۳)، GALDIT<sup>۶</sup> (چاچادی و لوبو فریرا ۲۰۰۱؛ سوفیا و سید ۲۰۱۳) برای ارزیابی آسیب‌پذیری آبخوان به آلودگی‌های کشاورزی و پیش‌روی جبهه‌ی آب‌شور دریا به آبخوان‌های ساحلی به کار برده شده است. نتایج کلاسن و آلن (۲۰۱۷) در ارزیابی خطر نفوذ آب‌شور در آبخوان ساحلی شمال شرق و نکوور کانادا نشان داد که خطرهای ناشی از آب‌کشی چاه‌های بهره‌برداری بیش‌ترین تأثیر را بر آسیب‌پذیری نفوذ جبهه‌ی آب‌شور دارد. کازاکیس و همکاران (۲۰۱۸) در طبقه‌بندی و فازی‌سازی چندمنظوره‌ی روش GALDIT برای ارزیابی آسیب‌پذیری نفوذ جبهه‌ی آب‌شور دریا در آبخوان ساحلی شمال غرب یونان نشان دادند که مناطق آسیب‌پذیر در مدل GALDIT-F در طبقه‌های آسیب‌پذیر است، و می‌توان نقشه‌ی راه مدیریت آبخوان را بر اساس طبقه‌های آسیب‌پذیری تهیه کرد. ارزیابی اثرهای آبیاری کشاورزی بر شوری آب‌های زیرزمینی نشان داد که اجرای دقیق برنامه‌های پایش شوری و تغذیه‌ی آبخوان با چاه‌های تزریقی، بهبود بهره‌وری آب آبیاری، استفاده‌ی مشترک از آب‌های زیرزمینی و آب‌های سطحی برای آبیاری، زه‌کشی آب‌شور به خارج از دشت، و اجرای دقیق قانون‌های استفاده از آب‌های زیرزمینی می‌تواند برای مبارزه با شور شدن آبخوان و آب آبیاری کمک کند (پولیدو و همکاران ۲۰۱۸). شبیه‌سازی مدل DRASTIC با کاربرد شبکه‌ی عصبی مصنوعی نشان‌دهنده‌ی همبستگی زیاد خروجی شبکه‌ی عصبی مصنوعی و شاخص DRASTIC اصلاح شده است (ریاحی و همکاران ۲۰۱۴). کاردان مقدم و جوادی (۲۰۱۷) در ارزیابی آسیب‌پذیری آبخوان ساحلی آستانه کوچصفهان حوزه‌ی سفیدرود و ساحلی دریای خزر با کاربرد شاخص GALDIT نشان دادند که سنجه‌ی فاصله از دریا معیار حساس و بااهمیتی است و ۳۰٪ آبخوان در معرض جبهه‌های شور نفوذ آب دریا است. جوادی و همکاران (۲۰۱۷) آسیب‌پذیری آبخوان را با کاربرد تحلیل خوشه‌ی طبقه‌بندی کردند. روشی که آنان پیشنهاد کردند تنها چهار عامل از هفت عامل DRASTIC شامل عمق آب‌های زیرزمینی، هدایت

4- Depth of aquifer, net recharge, aquifer media, soil media, topography, impact of vadose zone, hydraulic conductivity (DRASTIC)

5- Aquifer vulnerability index (AVI)

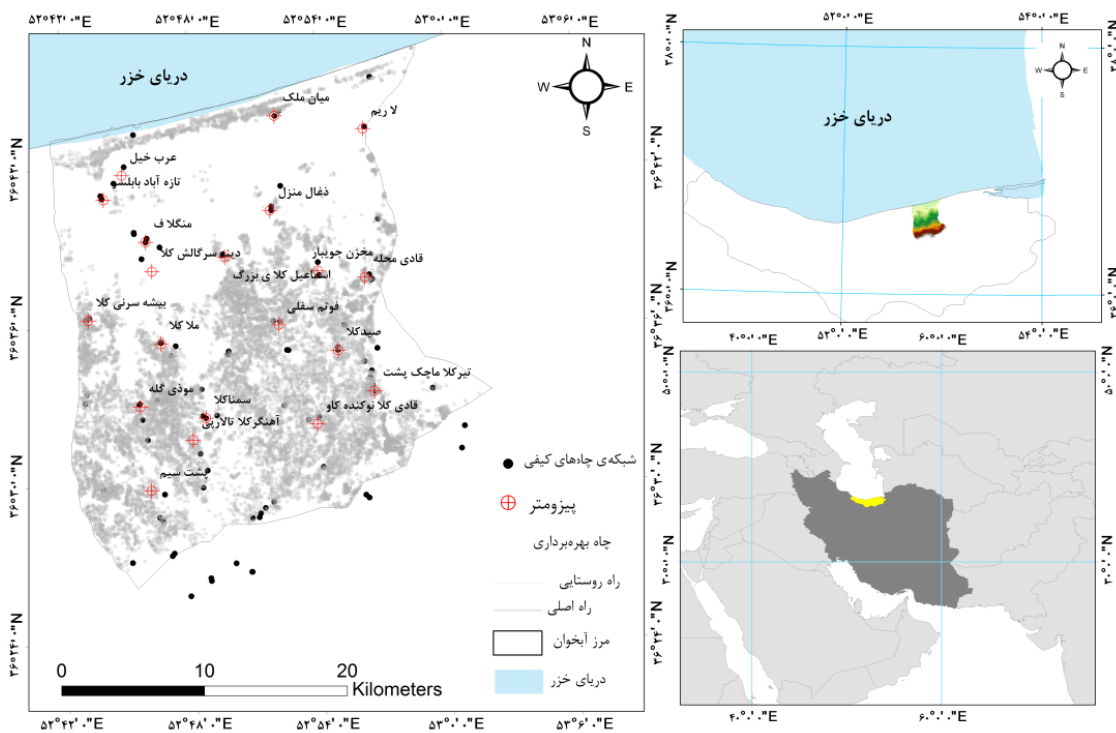
6- Groundwater occurrence, aquifer hydraulic conductivity, depth of groundwater level, distance from the shore, impact of existing status of seawater intrusion, aquifer thickness (GALDIT)

7 - Total dissolved solid (TDS)

**مواد و روش‌ها**  
**منطقه‌ی پژوهش**

محدوده‌ی بررسی در استان مازندران در طول جغرافیایی  $36^{\circ}42'N$  تا  $36^{\circ}57'N$  شرقی و در عرض جغرافیایی  $52^{\circ}34'E$  تا  $52^{\circ}44'E$  شمالی است که از جنوب به قائمشهر (بخش مرکزی)، از شمال به سواحل دریای خزر، از شرق و شمال شرق (سیاهرود) به جویبار و لاریم و از غرب به کیاکلا و در شمال غربی به بهنمیر محدود است. در این محدوده ۲۸۶۸۱ چاه مجاز است (شرکت آب منطقه‌ی استان مازندران، ۲۰۰۷) (شکل ۲).

باعث می‌شود تا برای تحلیل و شناخت بهتر سازوکارهای شوری، بررسی تغییرات آسیب‌پذیری به شوری در دوره‌ی زمانی انجام، و اثرهای مقیاس زمانی-مکانی تغییرات کاربری زمین، عوامل آب‌زمین‌شناسی و اثر تغییرات بهره‌برداری (آسیب‌پذیری ویژه) بر شورشدهی آبخوان بررسی شود. بنابراین هدف از این تحقیق بررسی و مدل‌سازی زمانی-مکانی آسیب‌پذیری نسبت به شوری همراه با در نظر گرفتن تغییرات بهره‌برداری و کاربری زمین در دوره‌ی زمانی ده‌ساله در آبخوان قائمشهر-جویبار است.



شکل ۲- آبخوان قائمشهر -جویبار (چپ)، و موقعیت جغرافیایی آن در ایران (راست: پایین) و استان مازندران (راست: بالا).

بر ضخامت آبخوان به‌دست آمد و با نرم‌افزار سامانه‌ی مدل‌ساز آب زیرزمینی (GMS) و اینترفاز مادفلو<sup>۱۰</sup> واسنجی شد (هاربوگ ۲۰۰۵). اندازه‌های انتقال‌پذیری و ضخامت آبخوان نیز علاوه بر نوع آبخوان از پژوهش‌های زمین‌فیزیک به‌نگام‌سازی تراز جلگه‌ی قائمشهر-جویبار گرفته شد (شرکت آب منطقه‌ی استان مازندران

**روش کار**  
**آسیب‌پذیری ذاتی**

عوامل مؤثر بر آسیب‌پذیری ذاتی آبخوان شامل هدایت آبی، نوع آبخوان، فاصله از ساحل، و ضخامت آبخوان تعیین شد (استیگر ۲۰۰۶) (شکل‌های ۳-۶). هدایت آبی اولیه با تقسیم انتقال‌پذیری

9- Type of aquifer, aquifer hydraulic conductivity, well density, groundwater level decline, bedrock topography, impact of existing status of salt water up-coning , cross-resistance (TAWLBIC)

10- Groundwater modeling system (GMS)

نیز از تراز ایست‌آبی آبخوان برای سال‌های ۲۰۰۴-۲۰۱۴ گرفته شد تا تغییرات شیب آبی نیز برای بررسی شورشدگی آبخوان و انتقال نمک‌ها در نظر گرفته شود (فرگوسن و گلرسن ۲۰۱۲؛ کوهوت ۱۹۶۰).

### تهیه نقشه‌های مکانی مرتبط با آسیب‌پذیری

برای تهیه نقشه‌ی مکانی لایه‌هایی که اندازه‌گیری در آن نقطه‌ی انجام شده است، پس از بررسی روش‌های درون‌یابی (شامل تابع پایه‌ی شعاعی<sup>۱۱</sup>، عکس فاصله، تخمینگر عام، کریجینگ)، روش تابع پایه‌ی شعاعی به دلیل آن که جذر میانگین مربع‌های خطای آن کم‌تر و ضریب همبستگی آن بیش‌تر از روش‌های دیگر است، به کار گرفته شد. از مجموع این عوامل، آسیب‌پذیری آبخوان به شوری در سال‌های ۲۰۰۴ و ۲۰۱۴ با رابطه‌ی ۱ به دست آمد.

$$\text{Vulnerability} = \frac{\sum_{i=1}^{10} (W_i \cdot R_i)}{\sum_{i=1}^{10} W_i} \quad \text{رابطه‌ی ۱}$$

$W_i$  وزن عامل‌های مؤثر در آسیب‌پذیری ذاتی و ویژه به شوری آب زیرزمینی است.  $R_i$  نرخ هر عامل است که از ۱ تا ۹ به ترتیب از آسیب‌پذیری کم به زیاد طبقه‌بندی شده است.  $\sum_{i=1}^{10} W_i$  نیز مجموع وزن‌های آسیب‌پذیری ذاتی و ویژه‌ی آبخوان است.

### نتایج و بحث

پس از تهیه‌کردن عامل‌های مؤثر در آسیب‌پذیری به شوری در آبخوان، نقشه‌های آسیب‌پذیری و آسیب‌پذیری اصلاح‌شده در سال‌های ۲۰۰۴ و ۲۰۱۴ (شکل ۱۳ و ۱۴) با توجه به داده‌های جدول ۱ به دست آمد.

۲۰۰۷). فاصله از ساحل نیز با سامانه‌ی اطلاعات جغرافیایی در ۵ طبقه برای این آبخوان تهیه شد (جدول ۱). عوامل مؤثر بر آسیب‌پذیری ویژه (استیگر ۲۰۰۶) تراکم چاه، افت آب زیرزمینی، تأثیر نسبی نفوذ آب دریا، وضعیت بالازدگی آب‌شور و شیب آبی برای سال‌های ۲۰۰۴ و ۲۰۱۴ به تفکیک تهیه شد (شکل‌های ۷ تا ۱۱).

### آسیب‌پذیری ویژه

عوامل مؤثر در آسیب‌پذیری ویژه تراکم چاه‌های بهره‌برداری، افت آب زیرزمینی، تأثیر نسبی نفوذ آب دریا، وضعیت بالازدگی آب‌شور و شیب آبی است. تراکم چاه‌های بهره‌برداری با نرم‌افزار GIS با شعاع ۱ کیلومتری و با در نظر گرفتن نرخ تخلیه‌ی هر چاه به دست آمد (کلاسن و الن ۲۰۱۷). افت آب زیرزمینی نیز برای سال‌های ۲۰۰۴ و ۲۰۱۴ بر اساس نمودار آبی (هیدروگراف) واحد آبخوان (چاه‌های مشاهده‌ی) با کم‌کردن بیش‌ترین تراز ایست‌آبی از کم‌ترین میزان آن به دست آمد تا نوسان‌های آب زیرزمینی در این دوره مشخص شود. هر چه افت آب زیرزمینی بیش‌تر باشد نشان‌دهنده‌ی بهره‌برداری بیش‌تر در این مناطق است (متولی و همکاران ۲۰۱۸). برای تأثیر نسبی نفوذ آب دریا، وضعیت بالازدگی آب‌شور نیز از شبکه‌ی نمونه‌برداری کیفی چاه‌ها و از آزمایش‌های فیزیکی شیمیایی آبخوان شامل اندازه‌گیری کلر، سدیم و بی‌کربنات در سال‌های ۲۰۰۴ و ۲۰۱۴ گرفته شد. نسبت سدیم به کلر (بی‌بعد) و بی‌کربنات به کلر (بی‌بعد) به ترتیب برای تأثیر نسبی نفوذ آب دریا، وضعیت بالازدگی آب‌شور به کار گرفته شد. هر چه این دو نسبت کم‌تر باشد نشان‌دهنده‌ی افزایش سازوکار شوری در آبخوان است (سینگاریا و همکاران ۲۰۱۵). عامل شیب آبی

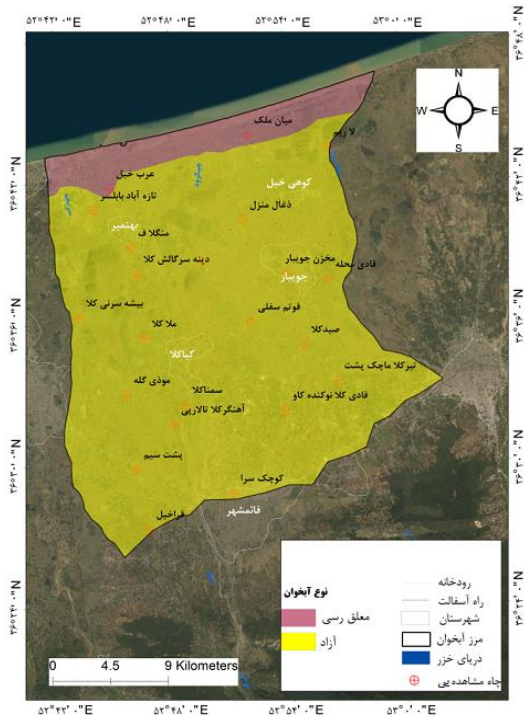
11- Modflow

12- Radial basis function (RBF)

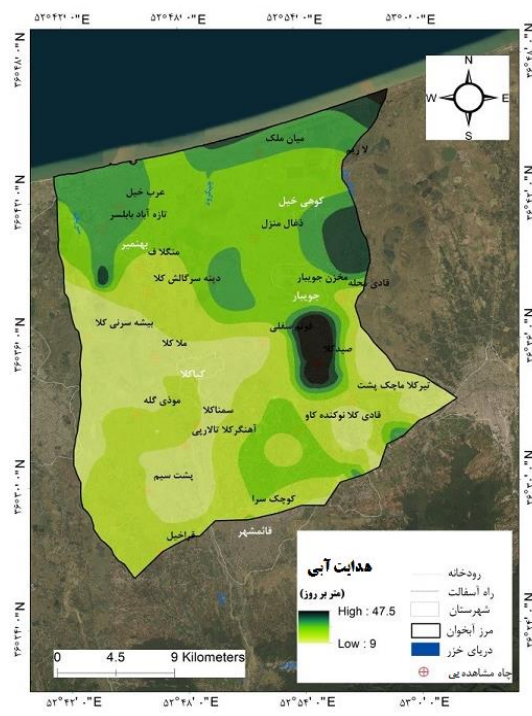


جدول ۱- نرخ و وزن عامل‌های مؤثر بر آسیب‌پذیری به شوری در آبخوان قائمشهر-جوبیار.

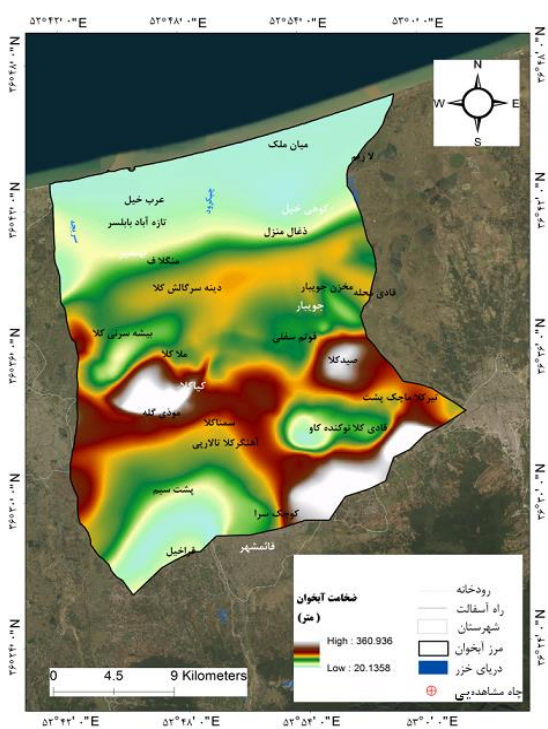
شماره	عامل	وزن اولیه	طبقه‌ها	نرخ	شماره	عامل	وزن اولیه	طبقه‌ها	نرخ
۱	نوع آبخوان	۱	آزاد	۹	۶	ضخامت آبخوان (متر)	۲	۵۰-۱۰۰	۹
۲	هدایت آبی (متر بر روز)	۳	معلق رسی ۱۲/۵-۰	۷	۷	فاصله از ساحل (متر)	۳	۱۰۰-۵۰	۷
۳	تراکم چاه به همراه نرخ تخلیه‌ی سالانه (مترمکعب بر سال)	۴	۱۷/۵-۱۲/۵	۳	۸	وضعیت بالازدگی آب‌شور (Na/Cl) (بی‌بعد)	۱	۲۰۰-۱۵۰	۳
۳	(شعاع = ۱۰۰۰ متر)	۴	۲۲/۵-۱۷/۵	۵	۵	شیب آبی (درصد)	۲	۲۰۰-۱۵۰	۳
۳		۴	۲۷/۵-۲۲/۵	۷	۹	کاربری زمین	۳	۲۵۰۰-۰	۹
۳		۴	۴۷/۵-۲۷/۵	۱	۱۰	بایر یا آیش	۳	۵۰۰۰-۲۵۰۰	۷
۳		۴	۱۰۰۰۰-۰	۳	۱	تالاب	۳	۷۵۰۰-۵۰۰۰	۵
۳		۴	۳۰۰۰۰-۱۰۰۰۰	۵	۷		۳	۱۰۰۰۰-۷۵۰۰	۳
۳		۴	۵۰۰۰۰-۳۰۰۰۰	۷	۹		۳	۱۰۰۰۰-۰	۱
۳		۴	۹۰۰۰۰-۵۰۰۰۰	۷	۹		۳	۰/۵-۰/۲۷	۹
۳		۴	۱۵۰۴۰۰۰-۹۰۰۰۰۰	۹	۹		۳	۰/۷۵-۰/۱۵	۷
۳		۴	۳/۵-۳/۱	۱	۱		۳	۱-۰/۷۵	۵
۳		۴	۴/۵-۳/۵	۳	۳		۳	۱/۲۵-۱	۳
۳		۴	۵/۵-۴/۵	۵	۵		۳	۱/۴۹-۱/۲۵	۱
۳		۴	۶/۵-۵/۵	۷	۷		۳	۰/۰۵-۰	۹
۳		۴	۷/۱-۶/۵	۹	۹		۳	۰/۱۵-۰/۰۵	۷
۳		۴	۵/۰-۰/۲۱	۹	۹		۳	۰/۲۵-۰/۱۵	۵
۳		۴	۱-۰/۵	۷	۷		۳	۰/۵۵-۰/۲۵	۳
۳		۴	۱/۵-۱	۵	۵		۳	۰/۹۸-۰/۵۵	۱
۳		۴	۲/۵-۱/۵	۳	۳		۳	زراعت آبی	۹
۳		۴	۳/۶-۲/۵	۱	۱		۳	باغ	۷
۳		۴					۳	مسکونی	۵
۳		۴					۳	بایر یا آیش	۳
۳		۴					۳	تالاب	۱



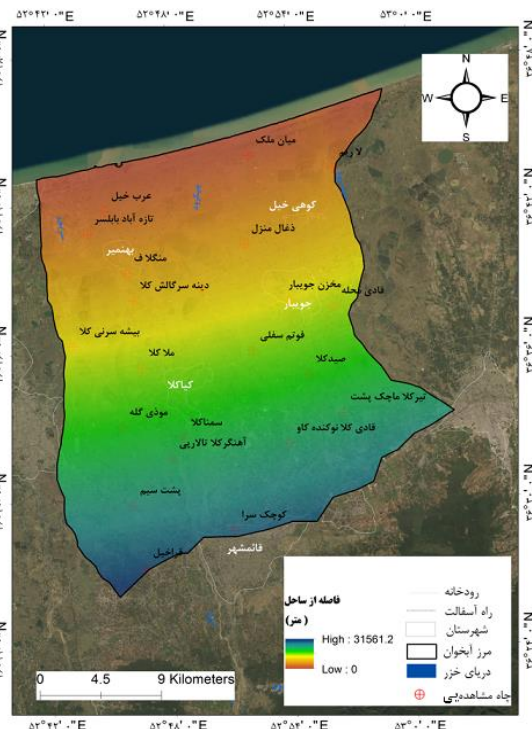
شکل ۴- نوع آبخوان قائمشهر -جوبیار.



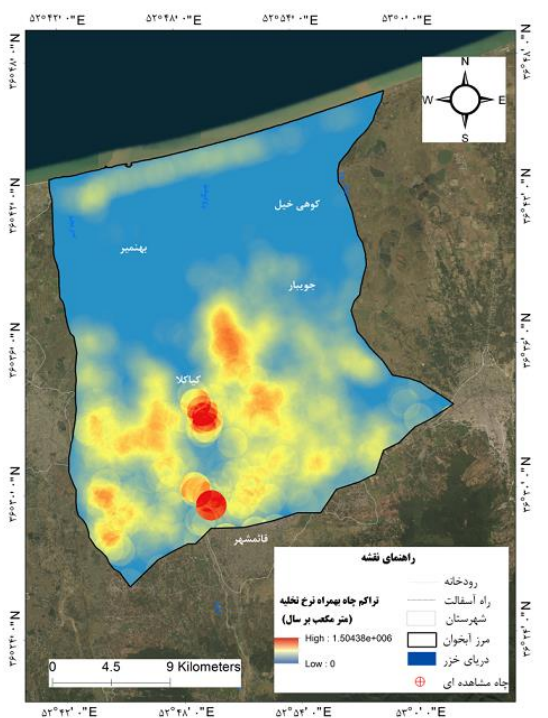
شکل ۳- هدایت آبی آبخوان قائمشهر -جوبیار.



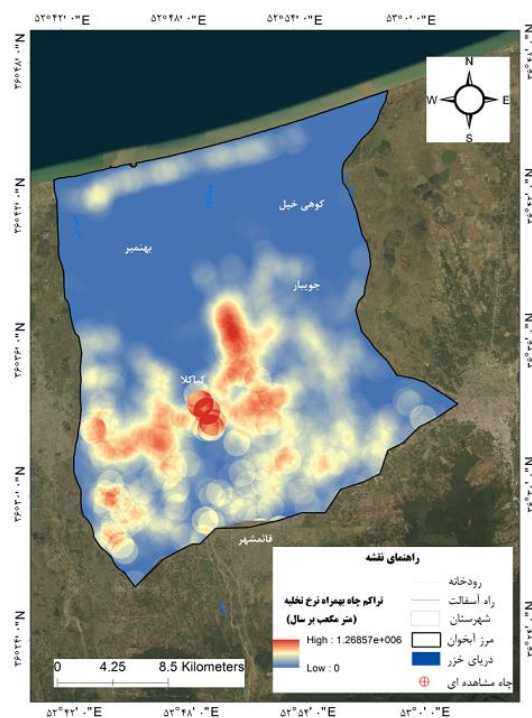
شکل ۶- ضخامت آبخوان قائمشهر - جوینار.



شکل ۵- فاصله از ساحل در آبخوان قائمشهر - جوینار.

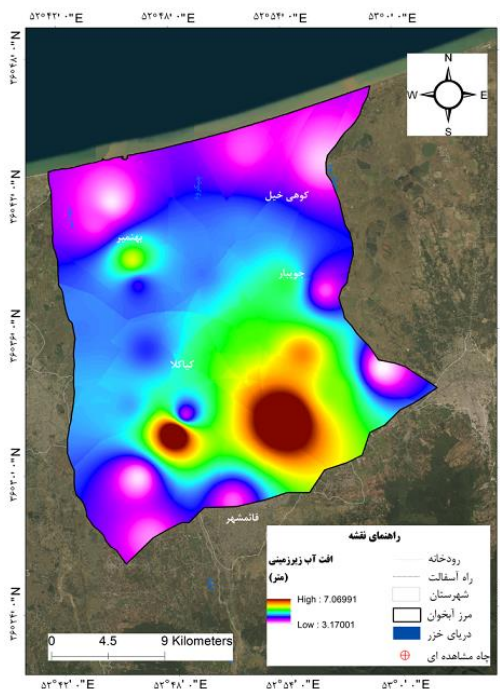


شکل ۷- تراکم چاه در آبخوان قائمشهر - جوینار در سال ۲۰۱۴.

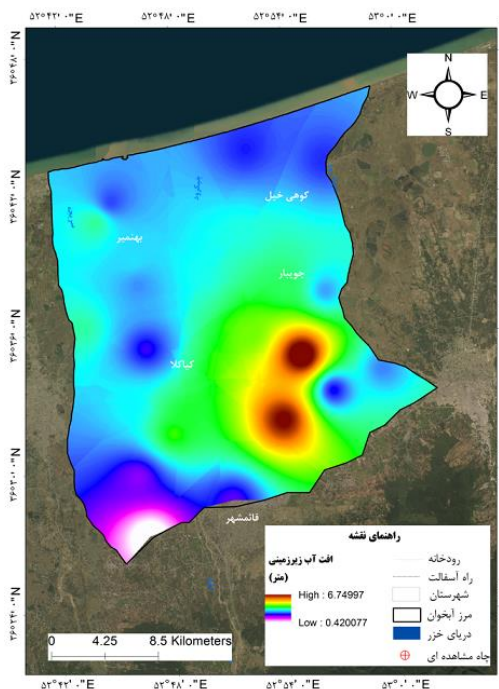


شکل ۷-۱- تراکم چاه در آبخوان قائمشهر - جوینار در سال ۲۰۰۴.

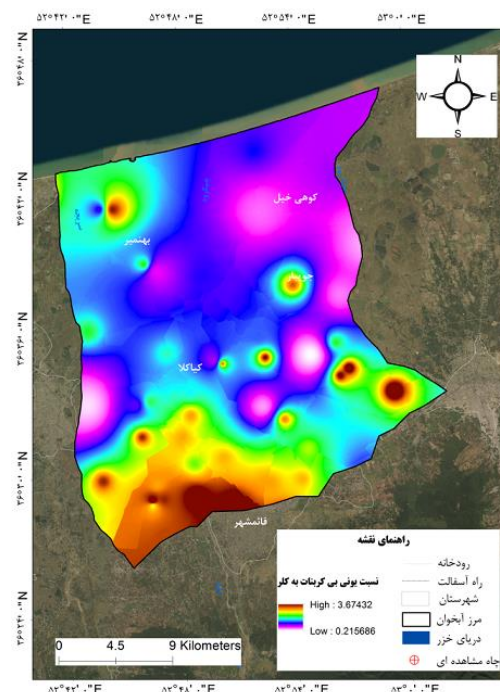




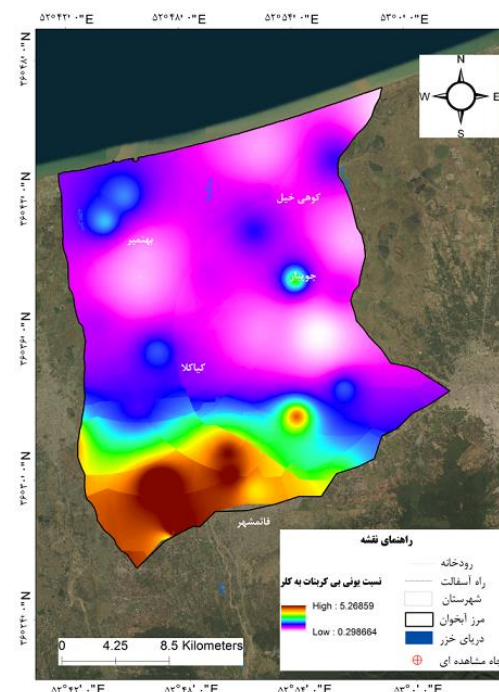
شکل ۸-۲- افت آب در آبخوان قائمشهر-جویبار در سال ۲۰۱۴.



شکل ۸-۱- افت آب در آبخوان قائمشهر-جویبار در سال ۲۰۰۴.

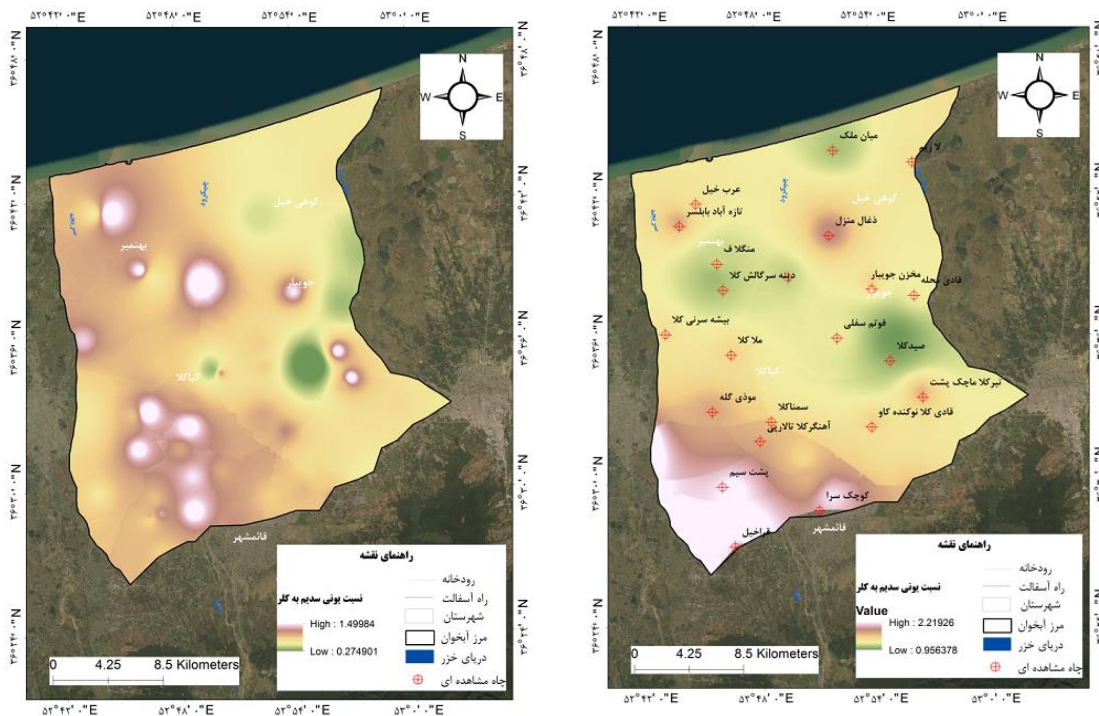


شکل ۹-۲- نسبت بی کربنات به کلر در آبخوان قائمشهر-جویبار در سال ۲۰۱۴.



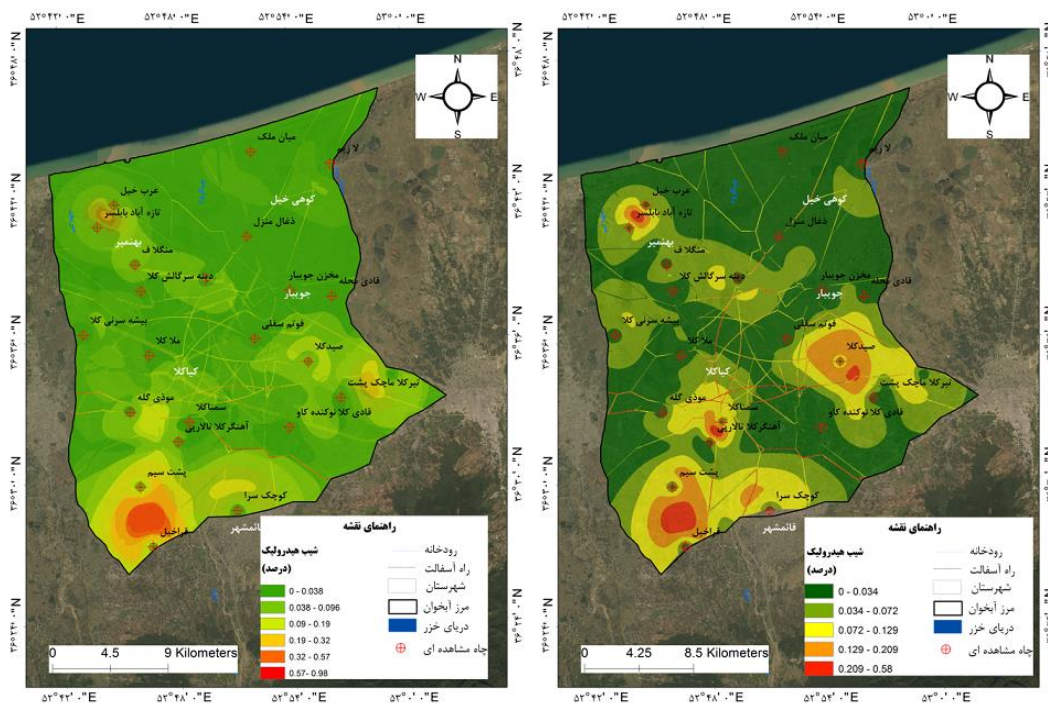
شکل ۹-۱- نسبت بی کربنات به کلر در آبخوان قائمشهر-جویبار در سال ۲۰۰۴.





شکل ۱۰-۲-نسبت سدیم به کلر در آبخوان قائمشهر-جویبار در سال ۲۰۱۴.

شکل ۱۱-۱-نسبت سدیم به کلر در آبخوان قائمشهر-جویبار در سال ۲۰۰۴.



شکل ۱۱-۲-شیب آبی در آبخوان قائمشهر-جویبار در سال ۲۰۱۴.

شکل ۱۲-۱-شیب آبی در آبخوان قائمشهر-جویبار در سال ۲۰۰۴.

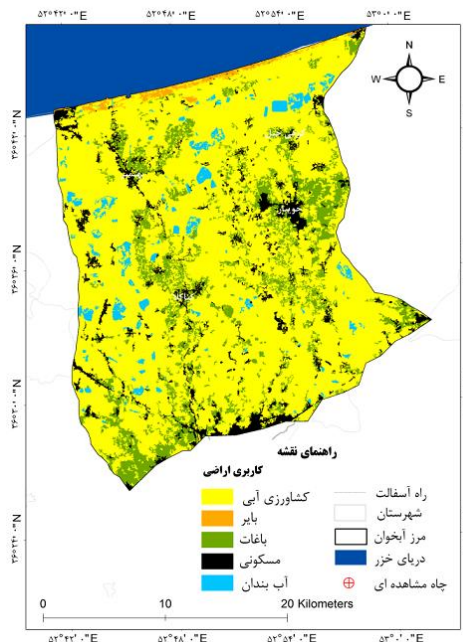
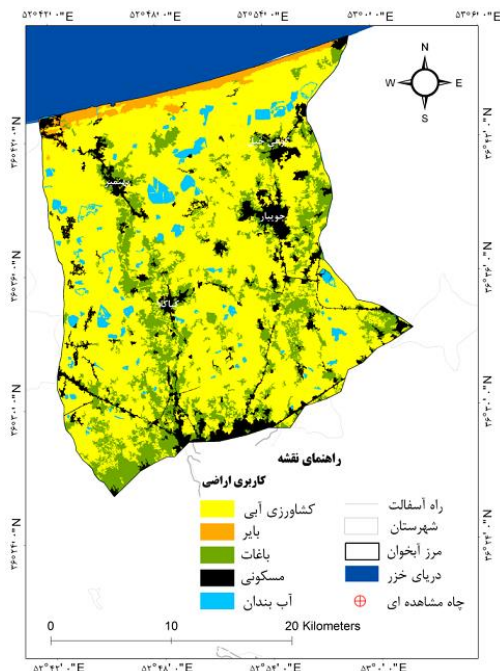
بیانگر توافق مناسب بین واقعیت زمینی و مدل سازی است و محدوده‌ی آن بین ۱- تا ۱+ است. هر چه صحت کلی و ضریب کاپا به ۱ نزدیک تر باشد نشان دهنده‌ی صحت بیش تر طبقه بندی کاربری زمین است (فلیس و کوهن، ۱۹۷۳). این ضریب نشان دهنده‌ی آن است که طبقه بندی کاربری های مختلف چقدر با واقعیت زمینی مطابقت دارد، و دلیل کاربرد ضریب کاپا، لحاظ کردن پیکسل های نادرست برای ارزیابی صحت است. در شکل ۱۲، نقشه های کاربری زمین در این دوره نمایش داده شد. در جدول ۳ مساحت کاربری ها و درصد مربوط به این دو سال آورده شد. کاربری کشاورزی آبی در این دوره ۸/۱٪ کاهش، و مساحت باقی کاربری ها شامل بایر، باغ، مسکونی، و تالاب و آبندان به ترتیب ۱/۶، ۳/۶، ۲/۳ و ۰/۷٪ افزایش یافته است.

### تهیه‌ی نقشه‌ی کاربری زمین

لایه‌ی کاربری زمین برای ایجاد نقشه‌ی تغییر یافته‌ی شاخص آسیب پذیری آبخوان نسبت به فعالیت های کشاورزی و خطر نفوذ جبهه‌ی آب شور دریا در سال های ۲۰۰۴ و ۲۰۱۴ برای آبخوان قائم شهر- جویبار تهیه شد. برای تهیه‌ی طبقه های کاربری زمین از زمین های ساحلی و بایر، منطقه های مسکونی، زراعت آبی، زمین های باغی و تالاب و آبندان در این آبخوان در سال های ۲۰۰۴ و ۲۰۱۴ روش طبقه بندی نظارت شده و الگوریتم ماشین بردار پشتیبان به کار گرفته شد (مرادی و همکاران، ۲۰۱۳). از نمونه های تعلیمی برای صحت سنجی نقشه های کاربری زمین در این دوره بهره گرفته شد. در جدول ۲ معیارهای ضریب کاپا و صحت کلی برای صحت سنجی در دوره‌ی ۲۰۰۴-۲۰۱۴ نمایش داده می شود. ضریب کاپا

جدول ۲- صحت سنجی نقشه های کاربری زمین در دوره‌ی ۲۰۰۴-۲۰۱۴.

ماهواره	تاریخ تصویر	ضریب کاپا	صحت کلی
Landsat-TM	۲۰۰۴	۰/۶۶	۷۱/۲
Landsat-TM	۲۰۱۴	۰/۶۹	۷۴/۸



شکل ۱۲-۱ کاربری زمین در آبخوان قائمشهر-جویبار در سال ۲۰۰۴.

شکل ۱۲-۲ کاربری زمین در آبخوان قائمشهر-جویبار در سال ۲۰۱۴.

جدول ۳- مساحت کاربری‌ها و درصد مربوط به آن در آبخوان قائمشهر -جویبار در سال ۲۰۰۴ و ۲۰۱۴.

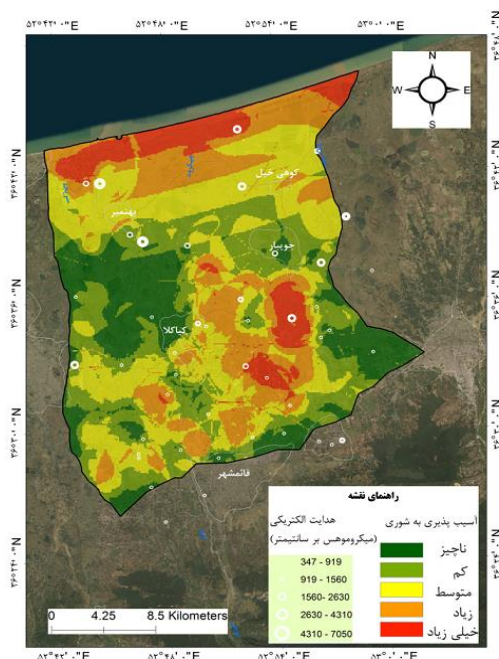
۲۰۱۴		۲۰۰۴		طبقه‌های کاربری
درصد	کیلومتر مربع	درصد	کیلومتر مربع	
۶۷/۹	۴۸۰/۲	۷۶	۵۳۷/۵	زراعت آبی
۲/۶	۱۸/۷	۱	۷	بایر و آیش
۱۷/۲	۱۲۱/۵	۱۳/۶	۹۶/۴	باغ
۸/۶	۶۰/۵	۶/۳	۴۴/۴	مسکونی
۳/۷	۲۵/۹	۳	۲۱/۵	تالاب و آبندان
۱۰۰	۷۰۶/۸	۱۰۰	۷۰۶/۸	مجموع

طبقه‌های آسیب‌پذیری به شوری را در سال‌های ۲۰۰۴ تا ۲۰۱۴ و نقشه‌های تغییر یافته را در سال‌های ۲۰۰۴ و ۲۰۱۴ نمایش می‌دهد. با توجه به جدول ۴، آسیب‌پذیری به شوری از سال ۲۰۰۴ تا ۲۰۱۴ در حدود ۷٪ و در نقشه‌های تغییر یافته در این دوره در حدود ۱۳/۱٪ افزایش یافته است.

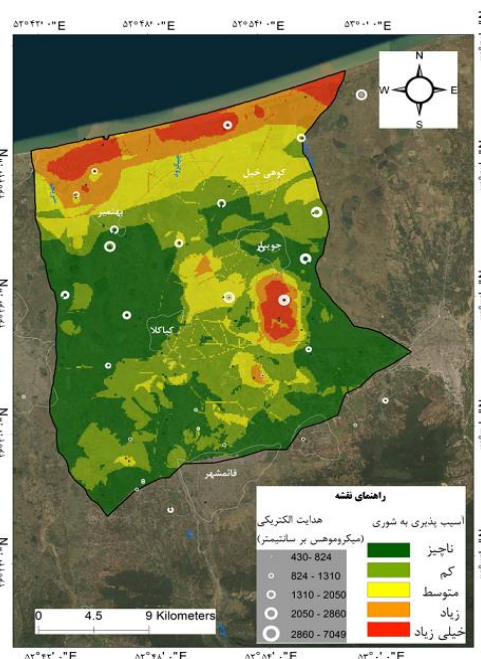
**نقشه‌های آسیب‌پذیری و آسیب‌پذیری تغییر یافته**  
 پس از این‌که عوامل مؤثر بر آسیب‌پذیری به شوری در آبخوان و نقشه‌ی کاربری زمین در دوره تهیه شد، نقشه‌های آسیب‌پذیری در سال‌های ۲۰۰۴ تا ۲۰۱۴ (شکل ۱۳) و نقشه‌های آسیب‌پذیری تغییر یافته در سال‌های ۲۰۰۴ و ۲۰۱۴ (شکل ۱۴) براساس جدول ۱ تهیه شد. جدول ۴

جدول ۴- طبقه‌های آسیب‌پذیری به شوری و درصد فراوانی در سال‌های ۲۰۰۴ تا ۲۰۱۴.

درصد فراوانی	۲۰۱۴	تغییر یافته	درصد فراوانی	۲۰۰۴	درصد فراوانی	۲۰۱۴	تغییر یافته	درصد فراوانی	آسیب‌پذیری به شوری
۱۵/۱۷	۱۰۶/۹۵	۲۸/۹۵	۲۰۴/۱۲	۱۷/۰۹	۱۲۰/۵۴	۳۹/۱۹	۲۷۶/۳	۲۷۶/۳	ناچیز
۲۲/۲۴	۱۵۶/۷۹	۲۷/۱	۱۹۱/۰۷	۲۳/۳۳	۱۶۴/۵۳	۲۸/۵۱	۲۰۱/۰۲	۲۰۱/۰۲	کم
۲۸/۰۲	۱۹۷/۶۳	۲۲/۵۵	۱۵۹/۰۳	۳۰/۰۵	۲۱۱/۹	۱۷/۳۵	۱۲۲/۳	۱۲۲/۳	متوسط
۲۵/۵۴	۱۸۰/۱	۱۱/۷۷	۸۳/۰۲	۲۰/۶	۱۴۵/۲۴	۹/۳۲	۶۵/۷۳	۶۵/۷۳	زیاد
۹/۰۲	۶۳/۶۳	۹/۶۲	۶۷/۸۶	۸/۹۲	۶۲/۸۹	۵/۶۳	۳۹/۶۶	۳۹/۶۶	خیلی زیاد



شکل ۱۳- ۲- آسیب‌پذیری به شوری در آبخوان قائمشهر -جویبار در سال ۲۰۱۴.



شکل ۱۳- ۱- آسیب‌پذیری به شوری در آبخوان قائمشهر -جویبار در سال ۲۰۰۴.

جدول ۵- نتایج آماری پهنه‌های نقشه‌ی آسیب‌پذیری در سال‌های مختلف در آبخوان قائمشهر - جویبار بر اساس معیارهای شوری.

نسبت جذب سدیم (ppm)			مجموع نمک‌های باقی‌مانده (میلی‌گرم بر لیتر)			هدایت الکتریکی (میکروزیمنس بر سانتی‌متر)			۲۰۰۴
میانگین	بیشینه	کمینه	میانگین	بیشینه	کمینه	میانگین	بیشینه	کمینه	شبکه‌ی چاه‌های کیفی/مدل‌سازی
۳/۴	۱۴/۳	۱	۱۳۶۲/۴	۲۷۳۸/۸	۶۴۴/۲	۱۷۴۱/۶	۵۶۴۷/۷	۷۹۰	آسیب‌پذیری ناچیز
۴/۱	۱۳/۹	۰/۹	۱۳۷۸/۱	۲۷۸۴	۶۵۵	۱۹۱۵/۷	۶۶۳۲/۶	۷۹۲/۱	آسیب‌پذیری کم
۶/۲	۱۴	۱	۱۵۷۵/۸	۲۹۵۱/۷	۶۸۷/۹	۲۷۲۶/۸	۵۸۸۷	۹۷۰/۱	آسیب‌پذیری متوسط
۶/۸	۱۴/۵	۱/۳	۱۳۴۸/۷	۴۷۲۰/۳	۶۳۷	۳۱۲۰/۷	۶۶۸۹/۵	۱۱۲۳/۱	آسیب‌پذیری زیاد
۵/۵	۱۴/۴	۲	۱۳۹۲/۸	۴۷۲۳/۶	۶۴۴/۳	۲۸۹۵/۵	۷۰۴۹	۱۲۹۷/۹	آسیب‌پذیری خیلی زیاد

نسبت جذب سدیم (ppm)			مجموع نمک‌های باقی‌مانده (میلی‌گرم بر لیتر)			هدایت الکتریکی (میکروزیمنس بر سانتی‌متر)			۲۰۱۴
میانگین	بیشینه	کمینه	میانگین	بیشینه	کمینه	میانگین	بیشینه	کمینه	شبکه‌ی چاه‌های کیفی/مدل‌سازی
۳/۵	۹/۶	۰/۹	۱۱۶۳/۶	۲۸۲۰/۹	۵۵۴/۶	۱۷۵۶/۸	۶۱۶۲/۶	۸۵۲/۲	آسیب‌پذیری ناچیز
۴	۱۲/۵	۰/۹	۱۲۹۳/۵	۳۴۲۲/۶	۵۲۱/۲	۱۹۴۶/۲	۵۱۱۶/۶	۸۰۱/۸	آسیب‌پذیری کم
۵/۲	۱۴/۳	۰/۹	۱۵۴۷/۲	۴۱۲۸/۸	۵۱۳	۲۳۲۱/۳	۴۲۲۰/۳	۷۹۰	آسیب‌پذیری متوسط
۴/۷	۱۴/۵	۱	۱۵۰۳/۱	۵۰۱۶/۹	۵۱۶	۲۲۵۵/۵	۷۰۴۴/۵	۷۹۴/۰	آسیب‌پذیری زیاد
۵/۱	۱۴	۱/۱	۱۷۸۷/۸	۵۰۱۶/۸	۶۶۶	۳۶۷۷/۵	۷۰۵۰	۱۰۲۳/۱	آسیب‌پذیری خیلی زیاد

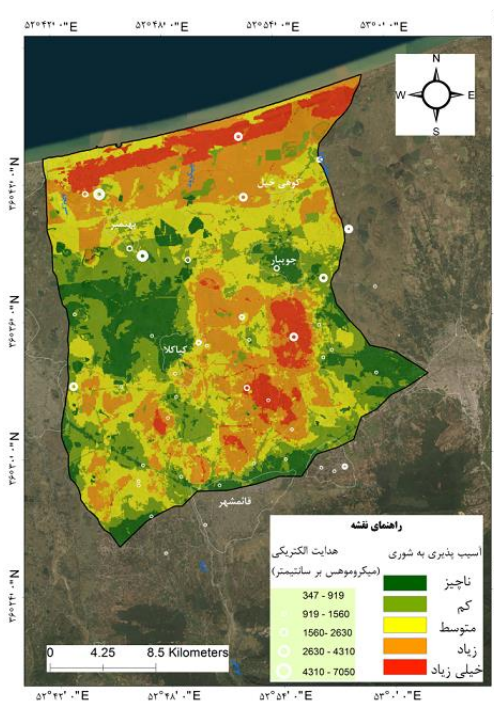
  

نسبت جذب سدیم (ppm)			مجموع نمک‌های باقی‌مانده (میلی‌گرم بر لیتر)			هدایت الکتریکی (میکروزیمنس بر سانتی‌متر)			۲۰۰۴ تغییر یافته
میانگین	بیشینه	کمینه	میانگین	بیشینه	کمینه	میانگین	بیشینه	کمینه	شبکه‌ی چاه‌های کیفی/مدل‌سازی
۳/۳	۱۴/۳	۰/۹	۱۳۲۳/۵	۲۷۸۴	۶۴۴/۲	۱۶۸۴/۳	۶۵۲۳/۵	۷۹۰	آسیب‌پذیری ناچیز
۳/۹	۱۴/۳	۰/۹	۱۳۸۰/۵	۳۲۱۷/۲	۶۵۵	۱۸۸۰/۳	۶۶۵۳	۷۹۱/۹	آسیب‌پذیری کم
۵/۲	۱۴/۲	۰/۹	۱۵۲۷/۹	۲۷۳۰	۶۵۵	۲۳۱۱/۸	۶۶۸۹/۵	۸۰۶/۸	آسیب‌پذیری متوسط
۶/۴	۱۴/۴	۱/۳	۱۴۶۲/۴	۴۷۲۳/۶	۶۶۳/۲	۲۹۳۴/۷	۷۰۴۴/۵	۱۰۳۹/۸	آسیب‌پذیری زیاد
۶/۱	۱۴/۵	۱/۹	۱۳۵۵	۴۷۲۳/۳	۶۳۷	۳۰۲۸/۲	۷۰۴۹	۱۱۲۷	آسیب‌پذیری خیلی زیاد

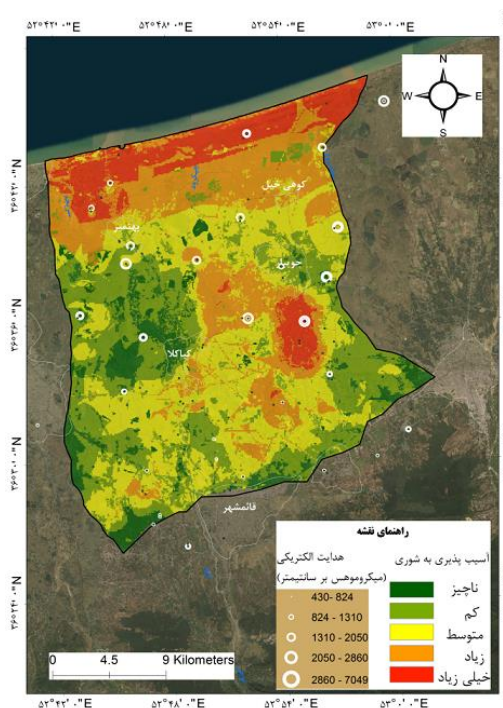


نسبت جذب سدیم (ppm)		مجموع نمک‌های باقی‌مانده (میلی‌گرم بر لیتر)			هدایت الکتریکی (میکروزیمنس بر سانتی‌متر)			۲۰۱۴ تغییر یافته	
میانگین	بیشینه	کمینه	میانگین	بیشینه	کمینه	میانگین	بیشینه	کمینه	شبکه چاه‌های کیفی/مدل‌سازی
۳/۶	۱۰/۸	۰/۹	۱۱۹۰/۵	۳۱۸۳/۶	۵۲۲/۴	۱۷۹۶	۴۷۶۱/۶	۸۰۳/۱	آسیب‌پذیری ناچیز
۴/۲	۱۴/۱	۰/۹	۱۳۳۷/۴	۴۳۸۹/۲	۵۲۱/۲	۲۰۱۲/۱	۶۵۵۲/۲	۸۰۱/۸	آسیب‌پذیری کم
۴/۹	۱۴/۵	۰/۹	۱۴۵۹/۷	۴۶۴۹/۲	۵۱۳	۲۱۹۱/۹	۶۹۳۸/۵	۷۹۰	آسیب‌پذیری متوسط
۴/۸	۱۴/۵	۱	۱۵۴۰/۱	۵۰۱۶/۶	۵۱۴/۷	۲۳۱۰/۶	۷۰۴۸/۴	۷۹۲/۶	آسیب‌پذیری زیاد
۵	۱۴/۲	۱/۱	۱۷۰۷/۷	۵۰۱۶/۹	۶۴۰/۱	۲۵۵۸	۷۰۵۰	۹۸۱/۱	آسیب‌پذیری خیلی زیاد

نتایج آماری پهنه‌های نقشه‌ی آسیب‌پذیری در سال‌های مختلف بر اساس معیارهای شوری در جدول ۵ نمایش داده شد.



شکل ۱۴-۲- نقشه‌ی تغییر یافته‌ی آسیب‌پذیری به شوری در آبخوان قائمشهر - جویبار در سال ۲۰۱۴.



شکل ۱۴-۱- نقشه‌ی تغییر یافته‌ی آسیب‌پذیری به شوری در آبخوان قائمشهر - جویبار در سال ۲۰۰۴.

در جدول ۶ همبستگی پهنه‌های آسیب‌پذیری و آسیب‌پذیری اصلاح‌شده به شوری با میانگین کیفیت منابع آب زیرزمینی مرتبط با شوری نمایش داده شد. برای هر دو دوره ۲۰۰۴ و ۲۰۱۴، نقشه‌های اصلاح‌شده همبستگی بیش‌تری با معیارهای شوری (EC, TDS, SAR) نشان داد. به این ترتیب که ضریب همبستگی بین طبقه‌های

آسیب‌پذیر به شوری با اندازه‌های هدایت الکتریکی، مجموع نمک‌های باقی‌مانده و نسبت جذب سدیم در سال ۲۰۰۴ به ترتیب ۰/۸۱، ۰/۵۷ و ۰/۵۸ شد، در حالی که این میزان برای نقشه‌های آسیب‌پذیری تغییر یافته برای این سه معیار شوری به ۰/۹۲، ۰/۸۹ و ۰/۸۹ رسید. در سال ۲۰۰۴ و ۲۰۱۴ تغییر یافته برای اندازه‌های ضریب همبستگی

نشان‌دهنده‌ی بهبودیافتن پیش‌بینی نقشه‌های آسیب‌پذیری با کمک عامل کاربری زمین است.

طبقه‌های آسیب‌پذیری به شوری با هدایت الکتریکی، مجموع نمک‌های باقی‌مانده و نسبت جذب سدیم به ترتیب از ۰/۹۱ به ۰/۹۸، ۰/۷۴ به ۰/۸۵ و ۰/۷۱ به ۰/۸۷ رسید، که

جدول ۶- همبستگی پهنه‌های آسیب‌پذیری و آسیب‌پذیری اصلاح‌شده به شوری با کیفیت منابع آب زیرزمینی مرتبط با شوری در آبخوان

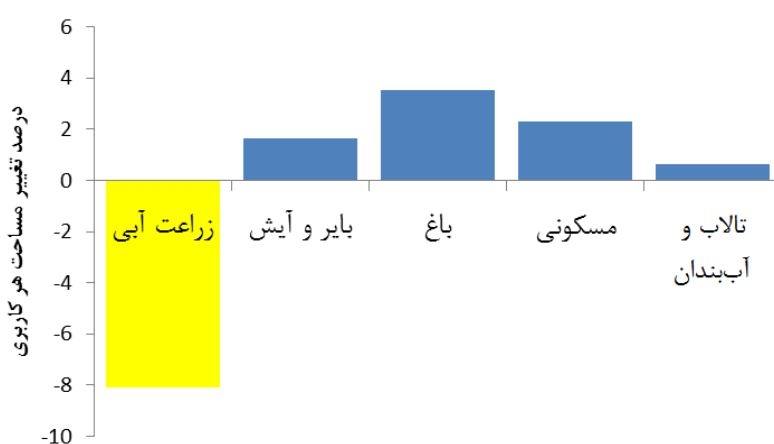
قائم‌شهر-جویبار\*

معیار شوری	آسیب‌پذیری سال ۲۰۰۴		آسیب‌پذیری سال ۲۰۱۴	
	همبستگی (R <sup>2</sup> )		همبستگی (R <sup>2</sup> )	
EC	۰/۸۱	۰/۹۲	۰/۹۱	۰/۹۸
TDS	۰/۵۷	۰/۸۹	۰/۷۴	۰/۸۵
SAR	۰/۵۸	۰/۸۹	۰/۷۱	۰/۸۷

\*معنی‌داری در تراز ۹۵٪

کاهش کیفیت منابع آب زیرزمینی آبخوان قائم‌شهر-جویبار شده است را از علت‌های کاهش درصد مساحت زمین‌های زراعی برشمرد. در حقیقت شورشدگی زمین‌های کشاورزی را می‌توان دلیل اصلی این عامل‌ها در کاهش یافتن زمین‌های زراعی دانست. افزایش زمین‌های بایر و آیش در سال ۲۰۱۴ (از ۷ کیلومترمربع به ۱۸/۷ کیلومترمربع) را می‌توان به نفوذ جبهه‌ی آب‌شور در شمال این آبخوان مربوط دانست. حدود ۶/۲٪ از زمین‌های کشاورزی کل کشور تا سال ۲۰۱۳ کاهش یافته است (مرکز آمار ایران ۲۰۱۳). حفر بی‌رویه‌ی چاه‌ها از سال ۱۹۸۶ به بعد بی‌درنظرگرفتن توان آبخوان و بی‌توجهی به حریم هر چاه از عامل‌های اصلی شورشدن آبخوان در شمال و شرق این منطقه است.

از سال ۲۰۰۴ تا ۲۰۱۴ در حدود ۰/۸٪ (۵۷/۳ کیلومترمربع) از زراعت آبی کم شده و به چهار رده‌ی دیگر افزوده شده است (شکل ۱۵). دلیل این کاهش درصد کاربری زراعت از سال ۲۰۰۴ تا ۲۰۱۴ توسعه‌ی شهری و افزایش جمعیت در کاربری مسکونی، تبدیل زمین‌های زراعی به باغی، زمین‌های بایر و آیش، و تالاب و آب‌بندان است. خاصیت کشت زمین‌های زراعی استان به علت تغییر کاربری از دست رفته است (امور اراضی استان مازندران، ۲۰۱۴). می‌توان کاهش حاصل‌خیزی زمین‌های کشاورزی (و خصوصاً کاهش حاصل‌خیزی کشت برنج)، کم‌شدن صرفه‌ی اقتصادی، افزایش آبی‌پروری، باغداری، تفکیک زمین‌های زراعی بزرگ به قطعه‌های کوچک‌تر برای فروش آن به علت صرفه‌ی اقتصادی بیش‌تر در کوتاه‌مدت، و بهره‌برداری چندمرحله‌ی (کشت دوم) که باعث



شکل ۱۵- تغییرات رده‌های کاربری زمین در آبخوان قائم‌شهر-جویبار سال‌های ۲۰۰۴ تا ۲۰۱۴ (معناداری در تراز ۹۵٪).

تراکم چاه به همراه تخلیه‌ی بیش‌تر بود، افت آب زیرزمینی و شیب آبی بیشتر شده است. این یافته‌ها با نتایج کلاسن و الن (۲۰۱۷) و متولی و همکاران (۲۰۱۸) مطابقت دارد.

#### نتیجه‌گیری

آب‌های زیرزمینی منبع اصلی آب شیرین برای بیش از ۱/۲ میلیارد نفر جمعیت در مناطق ساحلی است (کازاکیس، ۲۰۱۸). با این حال، تهدید نفوذ جبهه‌ی آب‌شور دریا در آبخوان‌های ساحلی به‌طور عمده به‌دلیل به‌کارگرفتن بیش‌از حد آب‌های زیرزمینی رو به افزایش است. خطر انتقال نمک‌ها از دریا و مناطق دور از ساحل به این منابع نیز همواره وجود دارد. بنابراین، شورشدگی آبخوان‌های ساحلی و آلودگی ناشی از فعالیت‌های کشاورزی، اخیراً محدودیت اصلی کاربرد این منابع، و در نتیجه از مهم‌ترین مشکلات شوری آب زیرزمینی در سراسر جهان دانسته می‌شود. در این تحقیق اطلاعات کیفی ۶۴ چاه نمونه‌برداری کیفی در آبخوان قائم‌شهر-جویبار برای تهیه‌ی نقشه‌های آسیب‌پذیری در سال‌های ۲۰۰۴ و ۲۰۱۴ به‌کارگرفته‌شد. ارزیابی آسیب‌پذیری نشان داد که کیفیت منابع آب زیرزمینی در این دوره با توجه به معیارهای شوری از (سنججه‌های EC، SAR و TDS) رو به کاهش است. نقشه‌های آسیب‌پذیری نیز نشان داد که حدود هفت درصد به آسیب‌پذیری به شوری آبخوان قائم‌شهر-جویبار افزوده شده است، و با اضافه شدن عامل کاربری زمین این افزایش به ۱۳/۱٪ می‌رسد. در مجموع، پیشنهاد می‌شود که با توجه به پیچیدگی‌های مربوط به مدل‌سازی کیفی انتقال نمک‌ها و شوری آب زیرزمینی، پرهزینه‌بودن پایش کمی و کیفی منابع آب زیرزمینی، اهمیت موضوع حفاظت از محصولات (برنج) و منابع راه‌بردی (آبخوان)، و جلوگیری از نابودی این سرمایه‌ی ملی، در سیاست‌های تعادل‌بخشی، تغذیه‌ی، و سازگاری با شوری به نقشه‌های آسیب‌پذیری به‌مانند ابزار و نقشه‌ی راهی برای آگاهی از مناطقی که در خطر شوری است نگریسته شود.

#### سیاس‌گذاری

این تحقیق برگرفته از طرح پژوهشی پایان‌نامه‌ی دکترا است که با شماره‌ی ۹۶۰۱۲۷۶۶ در صندوق حمایت از پژوهشگران و فن‌آوران کشور ثبت شده است. نویسندگان این مقاله بر خود لازم می‌دانند از حمایت‌های مادی این صندوق تقدیر و تشکر نمایند.

با توجه به نتایج نقشه‌های آسیب‌پذیری، میزان شوری با مناطقی با هدایت آبی زیاد هم‌خوانی دارد. دلیل آن را می‌توان میزان بیش‌تر انتقال داده شدن نمک‌های محلول در نتیجه‌ی افزایش بهره‌برداری از آبخوان و در نهایت نفوذ آب‌شور دانست، که با نتایج تحقیق چاچادی و لوبوفیرا (۲۰۰۱) و سوفیا و سید (۲۰۱۳) مطابقت دارد. در محدوده‌هایی که ضخامت آبخوان کم‌تر از جاهای دیگر بود، آسیب‌پذیری به شوری افزایش یافت، و این به‌دلیل ظرفیت کم‌تر آبخوان در ذخیره‌ی آب شیرین و بی‌توجهی به توان آبخوان، و حساسیت بیش‌تر آبخوان در این ناحیه‌ها است. منطقه‌های نزدیک به ساحل حساسیت بیش‌تری به نفوذ جبهه‌ی آب‌شور، و در نتیجه آب‌کشی بیش‌از حد و جای‌گزینی آب‌شور با آب شیرین آبخوان دارد.

نتایج نشان داد که در طول این ده سال نسبت یونی برای تأثیرگذاری نفوذ جبهه‌ی آب‌شور ( $CL/HCO_3$ ) و بالازدگی آب‌شور ( $NA/CL$ ) کم (افزایش کلر) و به نوع یونی کلرید تبدیل می‌شود. سینگاریا و همکاران (۲۰۱۵) نیز در تحقیقی مشابه به این نتیجه رسیدند که تغییر نوع یونی به کلرید نشان‌دهنده‌ی کم‌شدن کیفیت آبخوان در اثر سازوکارهای شوری است، همان‌طور که افت کردن آب زیرزمینی در سال ۲۰۰۴ بین ۰/۴ تا ۶/۷ متر بود و در ۲۰۱۴ به ۳-۷ متر رسید، و شیب آبی که در ۲۰۰۴ بین ۰/۵۸ تا ۰ بود و در ۲۰۱۴ به ۰/۹۸ تا ۰ افزایش یافت. این افزایش، دلیل اصلی کم‌شدن کیفیت آبخوان، بهره‌برداری بی‌رویه، کاهش زمین‌های زراعی بر اثر تغییر کاربری زمین (که خود ناشی از کاهش حاصل‌خیزی این زمین‌ها است)، و افزایش شدت بهره‌برداری (کشت دوم) در زمین‌های زراعی موجود است. الوچه و همکاران (۲۰۱۷) با اضافه کردن عامل کاربری زمین به نقشه‌های آسیب‌پذیری به نیترات، به این نتیجه رسیدند که نقشه‌های اصلاحی به کمک کاربری زمین صحت بیش‌تری از نقشه‌های آسیب‌پذیری اولیه دارد. بررسی‌ها نشان داد که در سال ۱۹۸۶ بیشینه‌ی تخلیه‌ی سالانه‌ی چاه‌ها به شعاع ۱۰۰۰ متری ۶۴۲۰۰۰ مترمکعب و در سال بعد، در حالی که در ۲۰۰۴ به ۱۲۰۰۰۰۰ مترمکعب و در سال ۲۰۱۴ به ۱۵۰۰۰۰۰ مترمکعب در سال رسید. این افزایش در تخلیه‌ی سالانه‌ی چاه‌ها هم‌زمان با کاهش معنی‌دار درصد زمین‌های زراعی می‌تواند به کشت دوم در تابستان (که تغذیه‌ی آبخوان از بارش و رودخانه کم‌ترین است) و افزایش تعداد چاه‌های مجاز و غیرمجاز مربوط باشد. در مناطقی که

- Albinet M, Margat J. (1970). Cartographie de la vulnérabilité à la pollution des nappes d'eau souterraine. Bull. BRGM, 2ème série. 3(4): 13-22.
- Aller L, Bennet T, Lehr JH, Petty RJ, Hacket G. 1987. DRASTIC: a standardized system for evaluating groundwater pollution using hydrological settings. Prepared by the National water Well Association for the US EPA Office of Research and Development. 38-57. <https://nepis.epa.gov>.
- Allouche N, Maanan M, Gontara M, Rollo N, Jmal I, Bouri S. 2017. Environmental modelling & software a global risk approach to assessing groundwater vulnerability. Environ. Model. Softw. 88: 168-182. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2016.11.023>
- Bouderbala A, Remini B, Saaed Hamoudi A, Pulido-Bosch A. 2016. Assessment of groundwater vulnerability and quality in coastal aquifers : A case study ( Tipaza , North Algeria ). Arab. J. Geosci. 9(3): 1-12. <https://doi.org/10.1007/s12517-015-2151-6>.
- Chachadi AG, Lobo Ferreira JP.(2001). Seawater intrusion vulnerability mapping of aquifers using the GALDIT method. Coastin. 4:7-9.
- Ferguson G, Gleeson T. 2012. Vulnerability of coastal aquifers to groundwater use and climate change. Nat. Clim. Chang. 2(5): 342-345.
- Fleiss JL, Cohen J. 1973. The equivalence of weighted kappa and the intraclass correlation coefficient as measures of reliability. Educ. Psychol. Meas. 33(3): 613-619.
- Green TR, Taniguchi M, Kooi H, Gurdak JJ, Allen DM, Hiscock KM, Treidel H, Aureli A. 2011. Beneath the surface of global change: Impacts of climate change on groundwater. J. Hydrol. 405(3-4): 532-560.
- Gurdak JJ. 2008. Ground-water vulnerability: Nonpoint-source contamination, climate variability, and the high plains aquifer. VDM Publishing.
- Gurdak JJ, McMahon PB, Bruce BW. 2011. Vulnerability of groundwater quality to human activity and climate change and variability, High Plains aquifer, USA. Clim. Chang. Eff. Groundw. Resour. A Glob. Synth. Find. Recomm. 145 p.
- Gurdak JJ, Qi SL. 2012. Vulnerability of recently recharged groundwater in principle aquifers of the United States to nitrate contamination. Environ. Sci. Technol. 46(11): 6004-6012.
- Harbaugh AW. 2005. MODFLOW-2005, the US Geological Survey modular ground-water model: the ground-water flow process. US Department of the Interior, US Geological Survey Reston, VA, USA.
- Hashimoto T, Stedinger JR, Loucks DP. 1982. Reliability, resiliency, and vulnerability criteria for water resource system performance evaluation. Water Resour. Res. 18(1): 14-20.
- Statistical Center of Iran . 2013. General agricultural land census. (In persian).
- Javadi S, Hashemy, SM, Mohammadi K, Howard KWF, Neshat A. 2017. Classification of aquifer vulnerability using K-means cluster analysis. J. Hydrol. 549: 27-37. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.03.060>.
- Kardan Moghadam H, Javadi S. 2017. Coastal vulnerability assessment using GALDIT method and calibration using AHP method. Journal of Soil and Water Protection Research. 23 (2): 177-163. (In Persian).
- Kardan Moghaddam H, Jafari F, Javadi S. (2017). Vulnerability evaluation of a coastal aquifer via GALDIT model and comparison with DRASTIC index using quality



- parameters. *Hydrological Sciences Journal*. 62(1): 137–146.
- Kazakis, N., Spiliotis, M., Voudouris, K., Pliakas, F.-K., Papadopoulos, B., 2018. A fuzzy multicriteria categorization of the GALDIT method to assess seawater intrusion vulnerability of coastal aquifers. *Sci. Total Environ.* 621: 524–534. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.235>.
- Klassen J, Allen DM. (2017). Assessing the risk of saltwater intrusion in coastal aquifers. *Journal of hydrology*. 551: 730–745.
- Kohout FA. 1960. Cyclic flow of salt water in the Biscayne aquifer of southeastern Florida. *J. Geophys. Res.* 65: 2133–2141.
- Kura NU, Ramli MF, Ibrahim S, Sulaiman WNA, Aris AZ, Tanko AI, Zaudi MA. 2014. Assessment of groundwater vulnerability to anthropogenic pollution and seawater intrusion in a small tropical island using index-based methods. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 22, 1512–1533. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3444-0>.
- Land Affairs Organization of Mazandaran (LAOM). 2014. Studies of the land suitability of the Ghaemshahr-Juybar aquifer among between siahrood and Talar rivers. pp: 1–64.
- Loucks DP, Van Beek E, Stedinger JR, Dijkman JPM, Villars MT. 2005. *Water resources systems planning and management: An introduction to methods, models and applications*. Paris: Unesco.
- Maxe L, Johansson PO. 1998. Assessing groundwater vulnerability using travel time and specific surface area as indicators. *Hydrogeol. J.* 6, 441–449. <https://doi.org/10.1007/s100400050166>.
- Mazandaran Regional Water Authority (MRWA). 2007. Report of the water resources of the Ghaemshahr-Joybar Plain, evaluation of groundwater resources. pp: 1–76. (In Persian).
- McMahon TA, Adeloje AJ, Zhou SL. 2006. Understanding performance measures of reservoirs. *J. Hydrol.* 324(1–4): 359–382.
- Ministry of Agricultural Jihad. 2016. Deputy Director of Planning and Economics, Center for Information and Communication Technology. <http://amar.maj.ir>. (In Persian).
- Moradi HR, Taghavi N, Bahrami Far N. 2011. Effect of different landuse on the quality of surface water resources (Case study: Jask County, Hormozgan Province). *Environmental Erosion Researches*. 1 (4): 31–21. (In Persian).
- Motevalli A, Moradi HR, Javadi S. 2018. A comprehensive evaluation of groundwater vulnerability to saltwater up-coning and sea water intrusion in a coastal aquifer (Case study: Ghaemshahr-Juybar aquifer). *J. Hydrol.* 557: 753–773. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.12.047>.
- Motevalli A, Pourghasemi HR, Hashemi H, Gholami V. 2019. Assessing the vulnerability of groundwater to salinization using GIS-based data-mining techniques in a coastal aquifer. *Spatial Modeling in GIS and R for Earth and Environmental Sciences*. Pp: 547–571.
- Pulido-Bosch A, Rigol-Sanchez JP, Vallejos A, Andreu JM, Ceron JC, Molina-Sanchez L, Sola F. 2018. Impacts of agricultural irrigation on groundwater salinity. *Environ. Earth Sci.* 77(197): 1–14.
- Riahi F, Nahahar A, Khaki Khaki M, Vakavarfad H. 2014. Correction and optimization of DRASTIC model using salinity factor for assessing the vulnerability of Sarkhon Plain aquifer. *Iranian Journal of Water Research*. 7 (12): 185–192. (In Persian). Singaraja C,

- Chidambaram S, Anandhan P, Prasanna MV, Thivya C, Thilagavathi R. 2015. A study on the status of saltwater intrusion in the coastal hard rock aquifer of South India. *Environ. Dev. Sustain.* 17 (3): 443–475. <https://doi.org/10.1007/s10668-014-9554-5>.
- Sophiya MS, Syed TH. 2013. Assessment of vulnerability to seawater intrusion and potential remediation measures for coastal aquifers: a case study from eastern India. *Environ. Earth Sci.* 70(3):1197–1209.
- Stigter TY, Ribeiro L, Dill AMMC. 2006. Evaluation of an intrinsic and a specific vulnerability assessment method in comparison with groundwater salinisation and nitrate contamination levels in two agricultural regions in the south of Portugal. *Hydrogeol. J.* 14(1–2): 79–99. <https://doi.org/10.1007/s10040-004-0396-3>.
- Van-Stempvoort D, Ewert L, Wassenaar L. 1993. Aquifer Vulnerability Index (AVI): A GIS compatible method for groundwater vulnerability mapping. *Can. Water Resour. J.* 18(1):25–37.



## ***Watershed Management Research***

VOL. 32, No. 3, Ser. No: 124, Autumn 2019, pp. 2-20  
DOI: 10.22092/wmej.2019.124558.1179

### **The Effects of Overexploitation and Land Use Change on Groundwater Resources Salinization Using Vulnerability Concept in the Ghaemshahr-Juybar Aquifer**

**Alireza Motevalli**

Department of Watershed Management and Engineering, Faculty of Natural Resources, Tarbiat Modares University, Iran

**Hamid Reza Moradi\***

(Corresponding Author)\* Department of Watershed Management and Engineering, Faculty of Natural Resources, Tarbiat Modares University, Iran

**Saman Javadi**

Department of Irrigation and Drainage, Aburaihan Campus, University of Tehran, Iran

\*Corresponding Email: hrmoradi@modares.ac.ir

Received: 19 December 2018

Accepted: 18 June 2019

#### **Abstract**

Groundwater vulnerability is due to the inherent vulnerability and characteristics of the occurrence of contaminating sources and human-induced pollution. Sixty four quality measuring wells, 20 observation wells and more than 28000 operating wells were sampled in order to provide vulnerability maps for 2004 and 2014. The essential factors of the inherent vulnerability included hydraulic conductivity, aquifer type, distance from the coast, and aquifer thickness. Additional factors of specific vulnerability including well density, decline of groundwater level, relative impact of seawater intrusion, condition of saltwater up-coning and hydraulic gradient were also used. The results indicated that the quality of groundwater resources had declined from 2004 to 2014 according to salinity criteria such as electrical indicated by an increase in conductivity (EC), sodium absorption ratio (SAR) and total dissolved solids (TDS). The land use factor was also used to prepare modified vulnerability maps for the year through 2004-2014. The results indicated that while the irrigated area had decreased by 8 percent during this period, the level in high-vulnerability areas had increased, which may be surmised that an increase discharge rate and double-cropping had caused degradation of the groundwater. The results showed that the mean correlation coefficient of vulnerability to salinity classes with salinity criteria such as EC, TDS and SAR had improved in 2004 from 0.65 to 0.9, and in 2014 from 0.78 to 0.87. Duo to the complexity of qualitative modeling, solute transport and groundwater salinity, the modified vulnerability maps is a good tool to predict the impending groundwater salinization.

■ **Keywords: Aquifer management, groundwater balancing, groundwater pollution, seawater intrusion** ■