

تغییرات کیفیت زه آب زهکش‌های مهم تخلیه شونده به زاینده‌رود و اثر آنها بر این رودخانه در یک دوره یکساله

محمود کلباسی^۱ و سید فرهاد موسوی^۲

چکیده

زاینده‌رود یکی از عوامل حیات منطقه مرکزی ایران است و حفظ کیفیت آب آن حائز اهمیت می‌باشد. شور شدن و آلودگی آب این رودخانه به انواع آلاینده‌های معدنی و آلی، خطرات جدی را برای سلامتی محیط زیست و کشاورزی منطقه به وجود می‌آورد. با وجود نقش شناخته شده زهکش‌های تخلیه شونده به زاینده‌رود در تغییرات کیفی آن، اطلاعاتی در مورد کیفیت و حجم زه آب این زهکش‌ها در دسترس نیست. هدف از انجام تحقیق حاضر بررسی وضعیت کمی و کیفی زه آب‌های تخلیه شونده به زاینده‌رود، از طریق سه زهکش مهم ذوب آهن، رودشت و سگری، و هم چنین ارزیابی آثار آنها بر کیفیت آب رودخانه می‌باشد. بدین منظور، در سال ۱۳۷۷ نمونه‌های ماهیانه آب از سه زهکش فوق برداشته شد و پارامترهای مختلف شیمیایی و دبی هر زهکش در محل تخلیه آن به رودخانه اندازه‌گیری گردید. نتایج نشان داد که pH هر سه زهکش قلیایی است و تأثیر منفی بر آب رودخانه ندارد. میانگین سالیانه EC زهکش‌های ذوب آهن، رودشت و سگری به ترتیب ۵/۵۶، ۲۷/۱۸ و ۴۲/۴۱ دسی‌زیمنس بر متر، و میزان نمک تخلیه شده از آنها به رودخانه به ترتیب ۳۹۲۵۸، ۳۷۶۷۲ و ۲۵۹۷۸۱ تن در سال بود. میانگین سالیانه غلظت ازت در زه آب‌ها به ترتیب ۴/۴۹، ۳/۹۲ و ۴/۱۸ میلی‌گرم در لیتر، و غلظت فسفر در زه آب‌ها به ترتیب ۰/۲۶، ۰/۱۶ و ۰/۱۲ میلی‌گرم در لیتر می‌باشد. مهم‌ترین اثر زهکش‌های مزبور بر کیفیت آب زاینده‌رود افزایش شوری آب این رودخانه، به ویژه در پایین دست است. افزایش شوری آب زاینده‌رود پس از تخلیه زهکش سگری به حدی است که آب رودخانه را برای کلیه مصارف غیر قابل استفاده می‌کند.

واژه‌های کلیدی: محیط زیست، تخلیه نمک، شوری

مقدمه

شور شدن خاک‌ها و آب رودخانه‌ها از مسائل عمده زیست محیطی و اقتصادی بسیاری از مناطق خشک و نیمه خشک جهان محسوب می‌شود. خاک‌های مبتلا به شوری در مناطق خشک بسیار شایع هستند. بخش قابل توجهی از این خاک‌ها در

۱. استاد خاک‌شناسی، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان

۲. استاد آبیاری، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان

بیلان نمک در یک حوزه آبخیز در غرب استرالیا، نشان داد که بار نمک در زهکش‌های سطحی عمدتاً از آب‌های زیرزمینی سرچشمه می‌گیرد (۱۲). از بین بردن پوشش جنگلی و توسعه زمین‌های کشاورزی در یک حوزه آبخیز ۳۴۴ هکتاری در جنوب غربی استرالیا، سبب بالا آمدن سطح آب زیرزمینی و افزایش شدید شوری آب رودخانه منطقه گردید (۱۵). مطالعه شوری و تبخیر در حوزه آبخیز موری در شرق استرالیا، نشان داد که نفوذ آب زیرزمینی شور و زهکشی نمک‌های ذخیره شده در ناحیه غیر اشباع خاک، در شور شدن رودخانه موری مؤثر است (۱۹). حیات منطقه اصفهان به زاینده‌رود وابسته است. لذا حفظ کیفیت آب آن از نظر مصارف شرب، کشاورزی، صنعت و هم‌چنین محیط زیست آبزیان اهمیت دارد. شور و آلوده شدن آب این رودخانه مهم، و منابع آب زیرزمینی اطراف آن با انواع آلاینده‌های معدنی و آلی، خطرات جدی را برای سلامت محیط زیست و کشاورزی منطقه به وجود می‌آورد. زاینده‌رود در زهکشی و کاهش شوری اراضی مجاور آن مؤثر است. در عین حال کیفیت آب آن تحت تأثیر دبی و میزان شوری زهکش‌هایی است که به آن تخلیه می‌شود (۱). منابع اصلی آلوده کننده آب زاینده‌رود از نظر کاتیون‌ها و آنیون‌های اصلی و ازت، زه آب اراضی کشاورزی اطراف رودخانه، و از نظر فلزات سنگین، فسفر و مواد آلی، فاضلاب‌های تصفیه نشده و یا تا حدودی تصفیه شده شهری و صنعتی و رواناب‌های شهری است که به داخل رودخانه تخلیه می‌گردند (۵، ۶ و ۸).

بخش کشاورزی حدود ۹۰٪ آب زاینده‌رود را مصرف می‌کند و در نتیجه دارای آثار قابل ملاحظه‌ای بر اکوسیستم این رودخانه می‌باشد. تخمین زده می‌شود که سالیانه حدود ۴۵۰ میلیون متر مکعب زه آب به طور مستقیم، و یا از طریق زهکش‌ها به زاینده‌رود می‌ریزد (۷). اثر فعالیت‌های کشاورزی بر زاینده‌رود را می‌توان به آثار کمی و کیفی تقسیم نمود. آثار کمی به خاطر برداشت آب از زاینده‌رود و تغییرات زمانی و مکانی دبی آن است. آثار کیفی از طریق تخلیه زه آب‌های کشاورزی گذاشته می‌شود.

اثر آبیاری با آب‌های شور رودخانه‌ها و یا آب‌های زیرزمینی به وجود آمده‌اند. دودال و پورنل (۱۱) تخمین می‌زنند که ۷٪ خاک‌های دنیا به شوری مبتلا هستند. با توجه به وضعیت اقلیمی ایران، تخمین زده می‌شود که یک سوم خاک این کشور را خاک‌های شور و کویری تشکیل می‌دهد، و بقیه آن نیز، به استثنای مناطق ساحلی دریای خزر، در معرض شور و کویری شدن قرار دارد (۴). فعالیت‌های کشاورزی سبب افزایش تدریجی بار نمک در منطقه غیر اشباع خاک خواهد شد (۱۴). نمک‌های تجمع یافته در خاک ممکن است همراه با حرکت آب به سمت زهکش‌ها و یا آب‌های زیرزمینی حرکت کنند. به همین لحاظ است که اغلب منابع آب زیرزمینی که به صورت چاه و حتی قنات در مناطق خشک و نیمه خشک بهره‌برداری می‌شوند، به درجات مختلف شور هستند (۲). اگر آب زهکش‌ها به رودخانه تخلیه شود، و یا آب‌های زیرزمینی در ارتباط با آب رودخانه باشند، کیفیت آب رودخانه تحت تأثیر قرار می‌گیرد. مقدار و غلظت املاح آب یک رودخانه به هیچ وجه ثابت نیست. به هنگام افزایش دبی، غلظت املاح در آن کاهش می‌یابد، و برعکس در فصل‌های خشک و کم آب زیاد می‌شود. عواملی که در شور شدن آب‌های سطحی و زیرزمینی مؤثرند عبارتند از: زمین‌شناسی حوزه آبخیز، اقلیم، هیدروژئولوژی منطقه، مجاورت آبخوان شیرین با آب شور دریا، فعالیت‌های کشاورزی و بهره‌برداری بیش از حد مجاز از آب‌های زیرزمینی (۴ و ۵).

از بین بردن پوشش گیاهی، ریسک تخلیه نمک از خاک‌ها به رودخانه‌ها را افزایش می‌دهد (۱۶). اصولاً مطالعه موازنه نمک در یک حوزه آبخیز و تجزیه و تحلیل بار نمک در زهکش‌ها، منبع و مقدار نمک وارده به رودخانه را مشخص می‌کند. با تجزیه و تحلیل بار نمک، میزان آب ورودی به زهکش‌ها از طریق آب زیرزمینی و یا نفوذ عمقی قابل تخمین است (۱۲). اگر سطح آب زیرزمینی بالا بیاید، مقدار نمک تخلیه شده به رودخانه از طریق زهکش‌های منطقه افزوده شده، و در نتیجه شوری آب رودخانه نیز افزایش خواهد یافت (۱۷). مطالعه

نتایج و بحث

تغییرات زمانی و مکانی دبی زاینده‌رود

دبی رودخانه از جمله مهم‌ترین عوامل مؤثر بر غلظت آلاینده‌ها و املاح محلول در منابع آب سطحی است. در مقاطع و زمان‌هایی که دبی رودخانه زیاد است، تأثیر منابع بزرگ آلاینده نظیر رواناب‌ها و فاضلاب‌های شهری و صنعتی و یا زه‌آب‌های کشاورزی بر غلظت آلاینده‌ها در رودخانه کم است. اما وقتی دبی رودخانه کاهش می‌یابد، منابع کوچک آلاینده نیز سبب افزایش شدید غلظت آلاینده‌ها می‌شوند.

با استفاده از آمار دبی متوسط ماهیانه در ایستگاه‌های نزدیک به محل ریزش زهکش‌ها، جدول ۱ تنظیم گردیده است (اندازه‌گیری‌ها توسط سازمان آب منطقه‌ای اصفهان انجام شده است). زهکش ذوب آهن بین ایستگاه‌های پل کله و لنج واقع شده است. زهکش رودشت بعد از ایستگاه پل چوم و زهکش سگزی در کنار ایستگاه ورزنه قرار دارد. بر اساس این جدول، کمترین دبی در ایستگاه‌های پل کله و ورزنه مربوط به بهمن ماه، و در ایستگاه‌های لنج و پل چوم مربوط به اسفندماه است. بیشترین دبی ایستگاه‌های پل چوم و ورزنه مربوط به اردیبهشت است. روند تغییرات دبی در زاینده‌رود در دو بعد زمانی و مکانی به خوبی نشان می‌دهد که در ماه‌های زمستان، زاینده‌رود در تمامی مسیر دبی کمی دارد و لذا در مقابل تخلیه آلاینده‌ها آسیب‌پذیرتر است. این آسیب‌پذیری در فاصله بین تصفیه‌خانه جنوب اصفهان (قبل از پل چوم) و ورزنه بیشتر است، زیرا منابع آلاینده عمدتاً در این فاصله به رودخانه تخلیه می‌شوند.

زه‌آب‌های کشاورزی

طبق آمار سازمان آب منطقه‌ای اصفهان، مقدار برداشت سالیانه آب از زاینده‌رود برای مصارف کشاورزی حدود ۱/۵ میلیارد متر مکعب است. از این مقدار، حدود ۲۵ تا ۳۰ درصد به صورت زه‌آب، به طور مستقیم و یا از طریق کانال‌های زهکش به رودخانه برمی‌گردد، و یا وارد منابع آب زیرزمینی می‌شود.

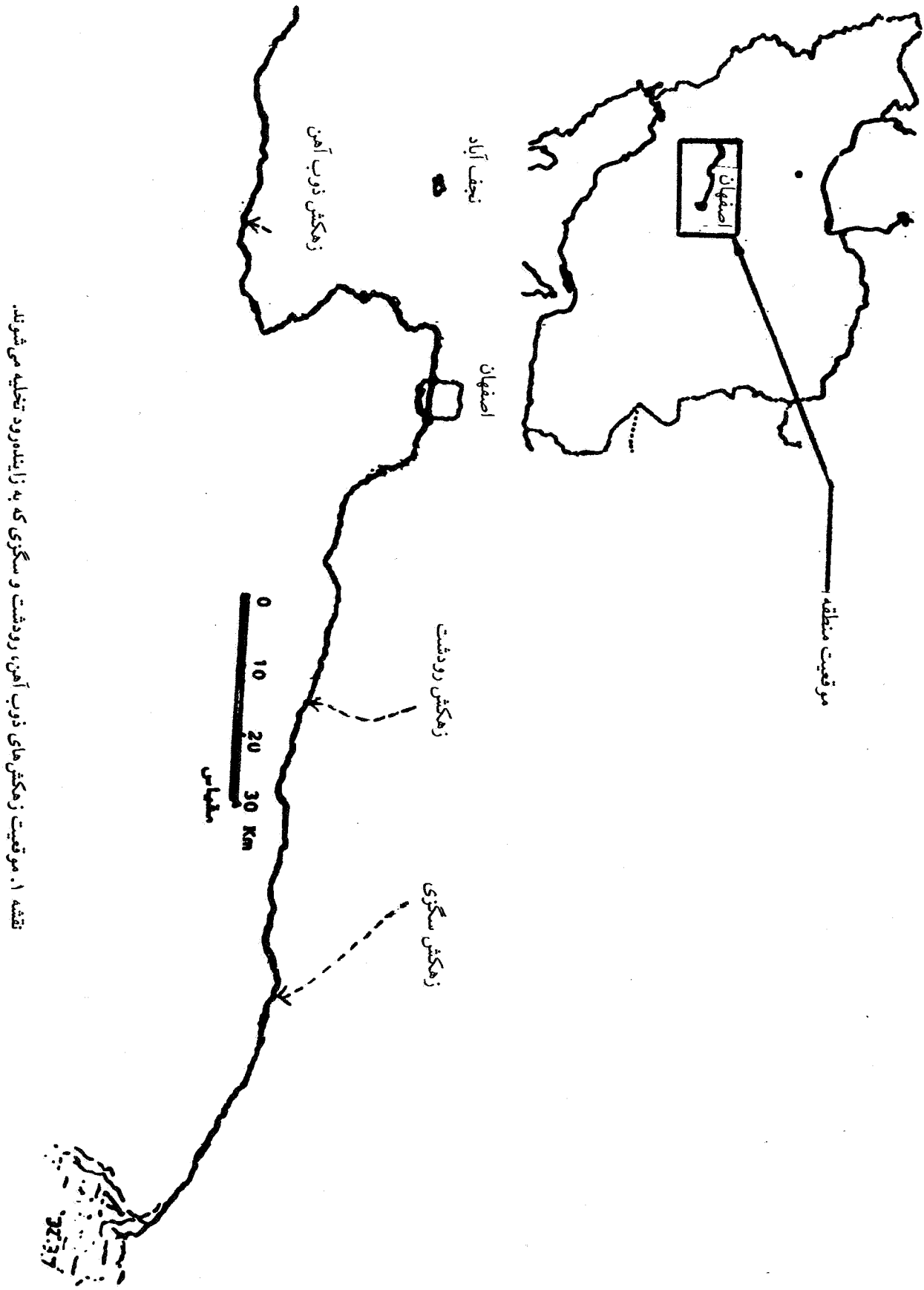
هدف از انجام این تحقیق، بررسی وضعیت کمی و کیفی زه‌آب‌های تخلیه شونده به زاینده‌رود، از طریق سه زهکش مهم ذوب آهن، رودشت و سگزی، و ارزیابی آثار آنها بر کیفیت آب زاینده‌رود است.

مواد و روش‌ها

مطالعه حاضر در طی سال ۱۳۷۷ و با برداشت نمونه‌های ماهیانه زه‌آب، از سه زهکش ذوب آهن، رودشت و سگزی در محل تخلیه آنها به زاینده‌رود انجام گرفت. نمونه‌های زه‌آب در اواسط هر ماه از قسمت میانی زهکش‌ها، در محلی که زه‌آب جریان سریع داشت، در ظروف دو لیتری پلی اتیلن برداشت گردید. برای تعیین اثر زه‌آب بر کیفیت آب زاینده‌رود، قبل و بعد از محل ریزش این زهکش‌ها به زاینده‌رود نیز از آب رودخانه نمونه‌برداری گردید. موقعیت زهکش‌ها در نقشه ۱ مشخص شده است.

نمونه‌های آب و زه‌آب پس از انتقال به آزمایشگاه، برای تعیین هدایت الکتریکی (EC)، pH، غلظت سدیم، کلسیم، منیزیم، پتاسیم، کلر، سولفات، بی‌کربنات، ازت، فسفر و بعضی از فلزات سنگین مورد تجزیه قرار گرفتند. غلظت کلسیم و منیزیم با روش کمپلکسومتری، سدیم و پتاسیم به وسیله فلیم فتومتر، کلر با تیتراسیون به وسیله نیترات نقره، ازت به وسیله تقطیر با بخار، فسفر با روش اسپکتروفتومتری و فلزات سنگین با جذب اتمی اندازه‌گیری شدند (۱۳).

دبی هر زهکش، در مواقع نمونه‌برداری در نزدیکی محل تخلیه آن به رودخانه، با مشخص نمودن شکل سطح مقطع و تعیین سرعت آب، با استفاده از مولینه محاسبه گردید (۳). مقدار نمک تخلیه شده به زاینده‌رود به وسیله هر زهکش، با استفاده از دبی و هدایت الکتریکی اندازه‌گیری شده، برای هر ماه به صورت جداگانه محاسبه گردید و مقدار سالیانه آن با جمع ارقام حاصل به دست آمد. اطلاعات مربوط به دبی زاینده‌رود در سال ۱۳۷۷ از سازمان آب منطقه‌ای اصفهان اخذ شد.



نقشه ۱. موقعیت زهرکش های ذوب آهن، رودشت و سگزی که به زاینده رود متصل می شوند.

جدول ۱. میانگین دما، رطوبت نسبی و (مقدار تبخیر) استهلاک‌های مختلف زاینده‌رود در سال ۱۳۸۸

| ماه | ۱ | ۲ | ۳ | ۴ | ۵ | ۶ | ۷ | ۸ | ۹ | ۱۰ | ۱۱ | ۱۲ | سال |
|---------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| دما | ۸۰/۱ | ۶۳/۱ | ۱۶/۰ | ۵۲/۰ | ۲۴/۰ | ۲۴/۰ | ۲۴/۰ | ۲۴/۰ | ۲۴/۰ | ۲۴/۰ | ۲۴/۰ | ۲۴/۰ | ۲۴/۰ |
| رطوبت | ۴۶/۵ | ۴۶/۱ | ۴۶/۱ | ۴۶/۱ | ۴۶/۱ | ۴۶/۱ | ۴۶/۱ | ۴۶/۱ | ۴۶/۱ | ۴۶/۱ | ۴۶/۱ | ۴۶/۱ | ۴۶/۱ |
| تبخیر | ۸۰/۱ | ۵۵/۱ | ۴۵/۱ | ۳۵/۱ | ۲۵/۱ | ۱۵/۱ | ۱۰/۱ | ۵/۱ | ۵/۱ | ۵/۱ | ۵/۱ | ۵/۱ | ۵/۱ |
| استهلاک | ۴۶/۵ | ۴۶/۱ | ۴۶/۱ | ۴۶/۱ | ۴۶/۱ | ۴۶/۱ | ۴۶/۱ | ۴۶/۱ | ۴۶/۱ | ۴۶/۱ | ۴۶/۱ | ۴۶/۱ | ۴۶/۱ |

جدول ۲. میانگین سالیانه و دامنه تغییرات پارامترها در نمونه‌های آب زاینده‌رود و زمککش‌های مهم تجلیه شریله به آن در سال ۱۳۷۷

| P | (mg/L) | | | | (meq/L) | | | | EC (ds/m) | pH | محل برداشت نمونه |
|---------|----------|-------------------------------|-------------------------------|-----------------|----------------|-----------------|------------------|------------------|-------------|----------|----------------------|
| | N | HCO ₃ ⁻ | SO ₄ ²⁻ | Cl ⁻ | K ⁺ | Na ⁺ | Mg ⁺⁺ | Ca ⁺⁺ | | | |
| ۰/۱۳ | ۳/۶ | ۳/۲ | ۰/۴ | ۲/۴ | ۰/۰۳ | ۱/۶ | ۱/۵ | ۲/۸ | ۰/۵۸ | ۷/۹ | قبل از زمککش ذوب‌آمن |
| ۰-۱/۵ | ۲/۰-۵/۸ | ۲/۸-۴/۵ | ۰/۲-۱/۰ | ۰/۷-۷/۰ | ۰/۰۱-۰/۱۰ | ۰/۶-۵/۱ | ۰/۹-۳/۱ | ۱/۸-۴/۸ | ۰/۳۴-۱/۱ | *۷/۸-۸/۱ | بعد از زمککش ذوب‌آمن |
| ۰/۱۳ | ۳/۸ | ۳/۳ | ۰/۷ | ۲/۹ | ۰/۰۳ | ۲/۱ | ۱/۸ | ۳/۱ | ۰/۶۸ | ۷/۹ | بعد از زمککش ذوب‌آمن |
| ۰-۱/۵ | ۲/۲-۷/۳ | ۲/۹-۴/۸ | ۰/۲۱-۲/۹ | ۰/۸-۱۰/۸ | ۰/۰۱-۰/۱۰ | ۰/۷-۸/۹ | ۱/۲-۳/۵ | ۲/۱-۶/۱ | ۰/۳۹-۱/۸ | ۷/۸-۸/۰ | بعد از زمککش ذوب‌آمن |
| ۰/۲۶ | ۴/۵ | ۴/۰ | ۲۷/۱ | ۲۸/۷ | ۱/۱۴ | ۳۸/۸ | ۷/۳ | ۱۵/۶ | ۵/۵۶ | ۷/۶۸ | زمککش ذوب‌آمن |
| ۰-۰/۸۵ | ۲/۳-۱۲/۷ | ۲/۹-۶/۸ | ۲۲/۵-۳۸/۵ | ۱۹/۵-۳۳/۰ | ۰/۲-۲/۶۶ | ۱۵/۱-۶۶/۰ | ۲/۹-۱۵/۸ | ۷/۰-۲۰/۳ | ۲/۶۹-۸/۳۳ | ۷/۵-۷/۹ | قبل از زمککش رودشفت |
| ۰/۹ | ۳/۸ | ۴/۵ | ۵/۲ | ۹/۴ | ۰/۳۱ | ۹/۲ | ۴/۸ | ۵/۰ | ۱/۸۵ | ۷/۹ | قبل از زمککش رودشفت |
| ۰/۱-۲/۳ | ۱/۷-۶/۲ | ۳/۷-۵/۹ | ۱/۰-۱۰/۵ | ۴/۷-۳۱/۶ | ۱/۸-۲۰/۱ | ۴/۶-۲۰/۵ | ۲/۸-۱۰/۸ | ۳/۴-۷/۲ | ۱/۱۵-۳/۳۶ | ۷/۷-۸/۰ | بعد از زمککش رودشفت |
| ۰/۸۹ | ۳/۹ | ۴/۴ | ۶/۱ | ۱۷/۲ | ۰/۳۳ | ۱۷/۲ | ۶/۲ | ۵/۲ | ۲/۵۷ | ۷/۹ | بعد از زمککش رودشفت |
| ۰-۱/۵ | ۲/۰-۵/۸ | ۲/۸-۴/۵ | ۱/۶-۱۴/۲ | ۰/۷-۷/۰ | ۰/۰۲-۱/۹ | ۰/۶-۵/۱ | ۰/۹-۳/۱ | ۱/۸-۴/۸ | ۰/۳۴-۱/۱ | ۷/۸-۸/۱ | زمککش رودشفت |
| ۰/۱۶ | ۳/۹ | ۵/۲ | ۷۲/۲ | ۷۸۰/۳ | ۳/۱۵ | ۲۶۶ | ۴۶/۹ | ۱۷/۷ | ۲۷/۱۷ | ۷/۹۵ | زمککش رودشفت |
| ۰-۱/۸ | ۲/۷-۵/۶ | ۴/۶-۶/۸ | ۴۵-۹۶ | ۲۰۹-۳۸۸ | ۱/۹-۶/۸ | ۱۳۶-۳۹۳ | ۳۱-۵۸/۴ | ۸/۶-۲۵/۲ | ۱۷/۲-۳۶/۰ | ۷/۸-۸/۱ | قبل از زمککش سگری |
| ۰/۰۸ | ۳/۶ | ۵/۳ | ۲۳/۷ | ۹۳/۱ | ۱/۵۵ | ۸۹/۱ | ۱۹/۶ | ۱۰/۴ | ۱۰/۴ | ۸/۰ | قبل از زمککش سگری |
| ۰-۰/۹ | ۱/۹-۶/۸ | ۴/۶-۶/۸ | ۶/۸-۳۸/۲ | ۳۱-۱۳۸ | ۰/۳۸-۳/۶ | ۲۴/۸-۱۴۴ | ۱۰-۲۷/۷ | ۷/۲-۲۰/۰ | ۴/۰-۱۴/۸ | ۷/۹-۸/۱ | بعد از زمککش سگری |
| ۰/۰۸ | ۳/۸ | ۵/۷ | ۵۳/۲ | ۲۸۹ | ۲/۹۷ | ۲۵۶/۸ | ۵۲/۷ | ۱۶/۳ | ۲۵/۴۸ | ۸/۰ | بعد از زمککش سگری |
| ۰-۰/۹ | ۲/۲-۶/۸ | ۴/۹-۸/۷ | ۲۰/۲-۹۲/۵ | ۱۴۰/۵-۴۹۱ | ۰/۲۱-۶/۷ | ۱۱۰-۴۹۶ | ۲۸/۶-۱۰۰ | ۷/۸-۲۷/۰ | ۱۴/۳۵-۴۰/۱۸ | ۷/۹-۸/۲ | زمککش سگری |
| ۰/۱۲ | ۴/۲ | ۵/۱ | ۱۰۴/۵ | ۵۰۱/۵ | ۴/۵۶ | ۴۷۹/۵ | ۱۰/۱/۲ | ۲۵/۳ | ۴۲/۴۱ | ۸/۱۶ | زمککش سگری |
| ۰-۱/۲ | ۲/۱-۸/۸ | ۴/۱-۶/۵ | ۲۶-۱۷۵ | ۲۶۰-۷۱۰ | ۲/۱-۸/۴ | ۱۸۹-۶۹۰ | ۵۸-۱۴/۶ | ۱۵/۰-۳۶/۴ | ۲۵/۳-۵۶/۹۵ | ۷/۹-۸/۳ | زمککش سگری |

*: دامنه تغییرات پارامترها در طول یک سال

میانگین سالیانه مقدار شوری (EC) زهکش ذوب آهن ۵/۵۶ دسی زیمنس بر متر، در مقایسه با شوری آب رودخانه قبل از تخلیه زهکش، حدود ۹/۶ برابر است (جدول ۲). با این وجود، به دلیل دبی زیاد رودخانه در این محل، در مقایسه با دبی زهکش (جدول ۱ و ۳)، و در نتیجه رقیق شدن شدید املاح آب زهکش، اثر شوری آب زهکش بر شوری آب رودخانه ناچیز است. در واقع تفاوت زیادی بین شوری آب رودخانه قبل و بعد از تخلیه زهکش مشاهده نمی شود (شکل ۱ و جدول ۲). به همین دلیل، غلظت کاتیون‌ها، آنیون‌ها و عناصر سنگین نیز در آب رودخانه، قبل و بعد از تخلیه زهکش ذوب آهن، تغییر زیادی نداشته است (جدول ۲ و ۴).

تغییرات ماهیانه هدایت الکتریکی زه آب زهکش رودشت و رودخانه زاینده رود، قبل و بعد از محل تخلیه زهکش، در شکل ۲ نشان داده شده است. هم چنین، میانگین سالیانه pH، EC، N و P، و غلظت کاتیون‌ها، آنیون‌ها و عناصر سنگین مهم زه آب این زهکش و رودخانه در جدول ۲ و ۴ بیان شده است. در این زهکش هم شوری زه آب به مراتب زیادتر از شوری آب رودخانه است، به طوری که میانگین سالیانه شوری زهکش (۲۷/۱۸ دسی زیمنس بر متر) حدود ۱۴/۶ برابر شوری آب رودخانه می باشد (جدول ۲). با این وجود، به دلیل دبی کم این زهکش، در مقایسه با دبی زاینده رود (جدول ۱ و ۳)، اثر زهکش بر افزایش شوری و غلظت کاتیون‌ها، آنیون‌ها و عناصر سنگین آب زاینده رود نسبتاً کم است. البته اثر این زهکش در مقایسه با زهکش ذوب آهن بیشتر بوده و باعث افزایش میانگین EC زاینده رود از ۱/۸۵ به ۲/۵۷ دسی زیمنس بر متر گردیده است. هم چنین، غلظت سدیم و کلر تا حدود دو برابر افزایش یافته است (جدول ۲). علت اثر بیشتر زهکش رودشت بر زاینده رود، در مقایسه با زهکش ذوب آهن، کاهش شدید دبی رودخانه در فاصله بین محل تخلیه دو زهکش فوق می باشد (جدول ۱). تفاوت محسوسی نیز در غلظت عناصر سنگین (به استثنای عنصر مس) آب زاینده رود، قبل و بعد از تخلیه زهکش رودشت مشاهده نمی شود (جدول ۴). نمودار ۲ نشان می دهد که افزایش

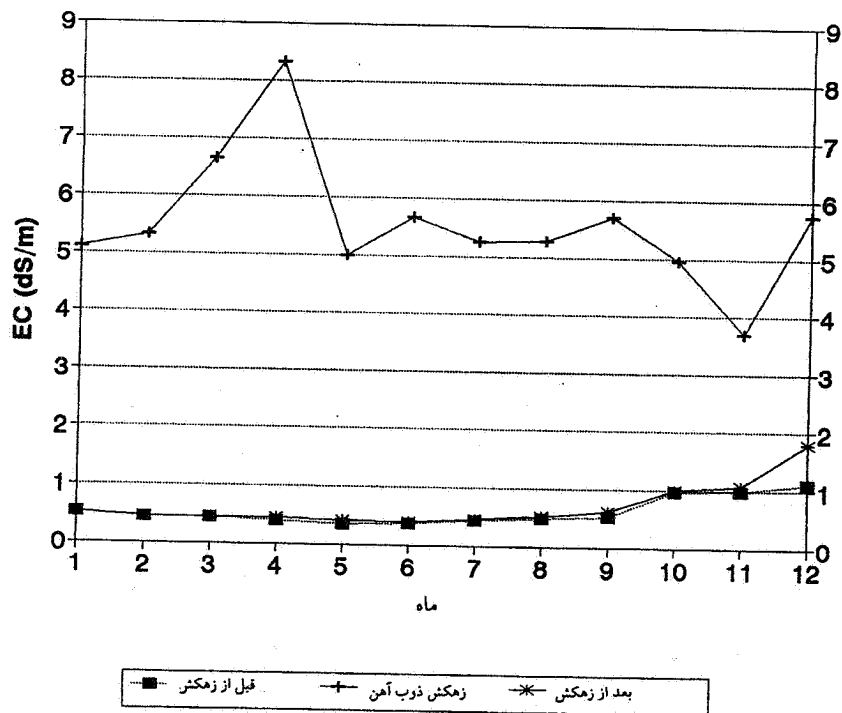
زه آب های کشاورزی حاوی املاح محلول، بقایای سموم دفع آفات و علفکش ها، بقایای کودهای شیمیایی و مقداری فلزات سنگین می باشند. برای ارزیابی تأثیر زه آب ها بر کیفیت آب زاینده رود، اطلاع از کمیت و کیفیت زه آب های تخلیه شده به رودخانه ضروری است.

جدول ۲ میانگین سالیانه و طیف تغییرات پارامترهای مختلف شیمیایی زه آب زهکش های سه گانه و نمونه های آب زاینده رود را در سال ۱۳۷۷ نشان می دهد. تغییرات ماهیانه pH زه آب ها نشان داد که pH هر سه زهکش قلیایی است، و دارای تغییرات مختصری در ماه های مختلف می باشد. قلیایی بودن pH، به دلیل وجود یون بی کربنات و عدم تغییر زیاد آن در رودخانه در ماه های مختلف، به خاطر بالا بودن غلظت املاح محلول است. pH آب رودخانه، قبل و بعد از ورود زهکش ها تفاوت چندانی ندارد. میانگین سالیانه pH زهکش های ذوب آهن، رودشت و سگزی به ترتیب ۷/۶۸، ۷/۹۵ و ۸/۱۶ است، و به علت نزدیکی به pH آب رودخانه اثری بر pH آب زاینده رود ندارد.

هدایت الکتریکی (شوری) بالای بسیاری از اراضی کشاورزی شمال و شرق اصفهان باعث شده که زه آب این اراضی نیز به درجات مختلف شور باشد. توسعه کشاورزی و بالا آمدن سطح آب زیرزمینی در شورتر شدن اراضی، و در نتیجه افزایش شوری زهکش ها مؤثر است (۱۲، ۱۷ و ۱۸). شکل ۱ تغییرات ماهیانه EC زه آب زهکش ذوب آهن و آب زاینده رود (قبل و بعد از محل تخلیه زهکش) را نشان می دهد. بیشترین شوری در این زهکش مربوط به تیر ماه و کمترین آن مربوط به بهمن ماه است. تغییرات زمانی شوری آب زهکش ها مربوط به تغییرات برخه آب شویی و کیفیت آب آبیاری است. با افزایش مقدار تبخیر و تعرق، عموماً برخه آب شویی کاهش یافته و شوری زه آب ها افزایش می یابد. به استثنای زهکش رودشت، که بیشترین شوری آن مربوط به ماه دی است، روند مذکور در دو زهکش دیگر (ذوب آهن و سگزی) به خوبی مشاهده می شود (جدول ۳).

جدول ۳. دبی و هدایت الکتریکی زهکش‌های ذوب آهن، رودشت و سگری در ماه‌های مختلف سال

| زهکش سگری | | زهکش رودشت | | زهکش ذوب آهن | | ماه |
|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|-----------------|
| EC (dS/m) | دبی (l/s) | EC (dS/m) | دبی (l/s) | EC (dS/m) | دبی (l/s) | |
| ۲۵/۳۰ | ۶۲۴ | ۲۹/۸۰ | ۱۰۰ | ۵/۱۰ | ۳۳۹ | فروردین |
| ۲۸/۷۰ | ۳۹۸ | ۲۳/۳۷ | ۳۱ | ۵/۳۳ | ۳۸۰ | اردیبهشت |
| ۳۶/۰۸ | ۲۷۳ | ۲۳/۳۷ | ۹۹ | ۶/۶۴ | ۳۰۰ | خرداد |
| ۵۶/۹۶ | ۳۱۴ | ۲۹/۷۵ | ۴۶ | ۸/۳۳ | ۲۶۸ | تیر |
| ۵۲/۰۷ | ۳۴۲ | ۳۰/۳۴ | ۵۳ | ۵/۰۰ | ۲۵۳ | مرداد |
| ۵۶/۲۰ | ۱۸۸ | ۲۴/۸۰ | ۷۹ | ۵/۶۸ | ۲۳۱ | شهریور |
| ۵۰/۸۰ | ۲۸۴ | ۲۱/۷۰ | ۵۹/۵ | ۵/۲۵ | ۴۴۱ | مهر |
| ۴۱/۶۰ | ۱۷۸ | ۳۲/۰۰ | ۹۴ | ۵/۲۸ | ۴۵۱ | آبان |
| ۴۷/۵۶ | ۳۰۲ | ۳۲/۸۰ | ۷۳ | ۵/۷۰ | ۳۶۳ | آذر |
| ۴۶/۴۰ | ۲۰۷ | ۳۶/۰۰ | ۷۳ | ۴/۹۶ | ۴۴۱ | دی |
| ۲۷/۹۰ | ۲۹۱ | ۱۷/۲۰ | ۴۳ | ۳/۶۹ | ۳۶۵ | بهمن |
| ۳۹/۳۶ | ۴۳۶ | ۲۵/۰۱ | ۵۵ | ۵/۷۴ | ۴۴۳ | اسفند |
| ۴۲/۴۱ | ۳۱۹/۷۵ | ۲۷/۱۸ | ۶۷/۰۸ | ۵/۵۶ | ۳۵۶/۲۵ | میانگین سالیانه |



شکل ۱. تغییرات ماهیانه هدایت الکتریکی زه آب زهکش ذوب آهن و رودخانه زاینده رود در محل تخلیه زهکش در سال ۱۳۷۷

جدول ۴. متوسط سالیانه غلظت فلزات سنگین در نمونه های آب زاینده رود و زهکش های مهم تخلیه شونده به آن در سال ۱۳۷۷

| Pb | Cr | Ni | Cd | Co | Mn | Cu | Zn | Fe | محل برداشت نمونه |
|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|-----------|---------------------|
| (mg/L) | | | | | | | | | |
| <DL | ۰/۰۱ | ۰/۰۱۵ | ۰/۰۰۳ | <DL | ۰/۰۰۴ | ۰ | ۰/۰۱۷ | ۰/۰۵۸ | قبل از زهکش ذوب آهن |
| (۰/۰۰۰۸) | (۰/۰۰۱۹) | (۰/۰۰۱۷) | (۰/۰۰۰۵) | (۰/۰۰۰۵) | (۰/۰۰۰۷) | (۰) | (۰/۰۰۵۸) | #(۰/۰۰۶۲) | |
| <DL | ۰/۰۲ | ۰/۰۱۳ | ۰/۰۰۳ | ۰/۰۰۶ | ۰/۰۰۷ | ۰ | ۰/۰۱۷ | ۰/۰۰۵ | بعد از زهکش ذوب آهن |
| (۰/۰۰۱۸) | (۰/۰۰۳۸) | (۰/۰۰۱۵) | (۰/۰۰۰۵) | (۰/۰۰۰۷) | (۰/۰۰۰۸) | (۰) | (۰/۰۰۵۸) | (۰/۰۰۵۳) | |
| ۰/۰۰۷۸ | ۰/۰۰۲۴ | ۰/۰۰۳۳ | ۰/۰۰۱۲ | ۰/۰۰۲۱ | ۰/۰۰۲۶ | ۰/۰۰۱۳ | ۰/۰۰۰۸ | ۰/۱۲۷ | زهکش ذوب آهن |
| (۰/۰۰۳۹) | (۰/۰۰۱۷) | (۰/۰۰۲۹) | (۰/۰۰۰۹) | (۰/۰۰۱۶) | (۰/۰۰۲۹) | (۰/۰۰۱) | (۰/۰۰۱۲) | (۰/۰۰۱۷۳) | |
| ۰/۰۰۳۵ | ۰/۰۰۱۱ | ۰/۰۰۱۷ | ۰/۰۰۱۰ | ۰/۰۰۱۰ | ۰/۰۰۰۹ | ۰/۰۰۰۲ | ۰/۰۰۰۲ | ۰/۰۰۴۷ | قبل از زهکش رودشت |
| (۰/۰۰۴۴) | (۰/۰۰۱۹) | (۰/۰۰۱۸) | (۰/۰۰۱۰) | (۰/۰۰۰۷) | (۰/۰۰۰۷) | (۰/۰۰۰۴) | (۰/۰۰۰۶) | (۰/۰۰۴۶) | |
| ۰/۰۰۳۷ | ۰/۰۰۱۳ | ۰/۰۰۲۱ | ۰/۰۰۱۱ | ۰/۰۰۱۵ | ۰/۰۰۱۱ | ۰/۰۰۰۸ | ۰/۰۰۰۳ | ۰/۰۰۴۲ | بعد از زهکش رودشت |
| (۰/۰۰۵۱) | (۰/۰۰۱۸) | (۰/۰۰۲۰) | (۰/۰۰۱۱) | (۰/۰۰۰۸) | (۰/۰۰۰۷) | (۰/۰۰۱۴) | (۰/۰۰۰۷) | (۰/۰۰۳۷) | |
| ۰/۲۱۵ | ۰/۰۰۴۱ | ۰/۱۲۰ | ۰/۰۰۳۸ | ۰/۱۱۳ | ۰/۰۰۳۶ | ۰/۰۰۳۰ | ۰/۰۰۲۸ | ۰/۱۹۸ | زهکش رودشت |
| (۰/۰۰۷۸) | (۰/۰۰۳۲) | (۰/۰۰۷۲) | (۰/۰۰۱۴) | (۰/۰۰۶۴) | (۰/۰۰۰۹) | (۰/۰۰۲۲) | (۰/۰۰۴۰) | (۰/۰۰۱۷۷) | |
| ۰/۰۰۷۶ | ۰/۰۰۲۰ | ۰/۰۰۱۹ | ۰/۰۰۱۱ | ۰/۰۰۱۸ | ۰/۰۰۰۸ | ۰/۰۰۰۸ | ۰/۰۰۰۲ | ۰/۰۰۷۴ | قبل از زهکش سگری |
| (۰/۰۰۸۷) | (۰/۰۰۱۷) | (۰/۰۰۲۱) | (۰/۰۰۱۱) | (۰/۰۰۱۳) | (۰/۰۰۰۹) | (۰/۰۰۱۱) | (۰/۰۰۰۴) | (۰/۰۰۶۸) | |
| ۰/۱۸۳ | ۰/۰۰۳۳ | ۰/۱۱۷ | ۰/۰۰۴۸ | ۰/۱۱۵ | ۰/۰۰۳۱ | ۰/۰۰۳۴ | ۰/۰۰۱۳ | ۰/۲۶۱ | بعد از زهکش سگری |
| (۰/۲۰۱) | (۰/۰۰۲۱) | (۰/۰۰۹۳) | (۰/۰۰۳۳) | (۰/۱۰۳) | (۰/۰۰۱۷) | (۰/۰۰۳۰) | (۰/۰۰۱۵) | (۰/۳۹۹) | |
| ۰/۳۷۳ | ۰/۰۰۶۱ | ۰/۲۵۸ | ۰/۰۰۷۹ | ۰/۲۵۲ | ۰/۰۰۶۳ | ۰/۰۰۶۴ | ۰/۰۰۲۷ | ۰/۵۲۰ | زهکش سگری |
| (۰/۳۰۳) | (۰/۰۰۳۴) | (۰/۱۵۷) | (۰/۰۰۴۳) | (۰/۱۷۸) | (۰/۰۰۲۲) | (۰/۰۰۳۷) | (۰/۰۰۱۵) | (۰/۷۲۷) | |

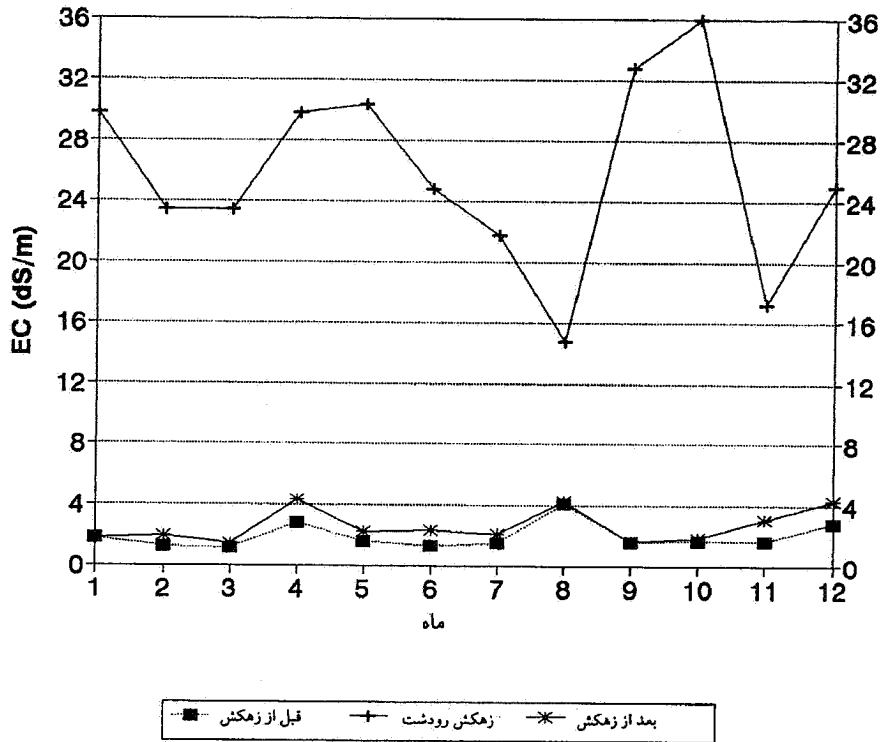
#: اعداد داخل پرانتز انحراف معیار ماهیانه پارامترها می باشد و <DL> به معنی کمتر از حد تشخیص دستگاه است.

این زهکش و رودخانه، در جداول ۲ و ۴ بیان شده است. بیشترین شوری این زهکش مربوط به ماه های تابستان و کمترین آن مربوط به ماه های زمستان و بهار می باشد. افزایش شوری زه آب این زهکش در ماه های تابستان، احتمالاً به دلیل کاهش برخه آب شویی (افزایش تبخیر و تعرق) و استفاده گسترده از آب های شور در آبیاری اراضی این منطقه است.

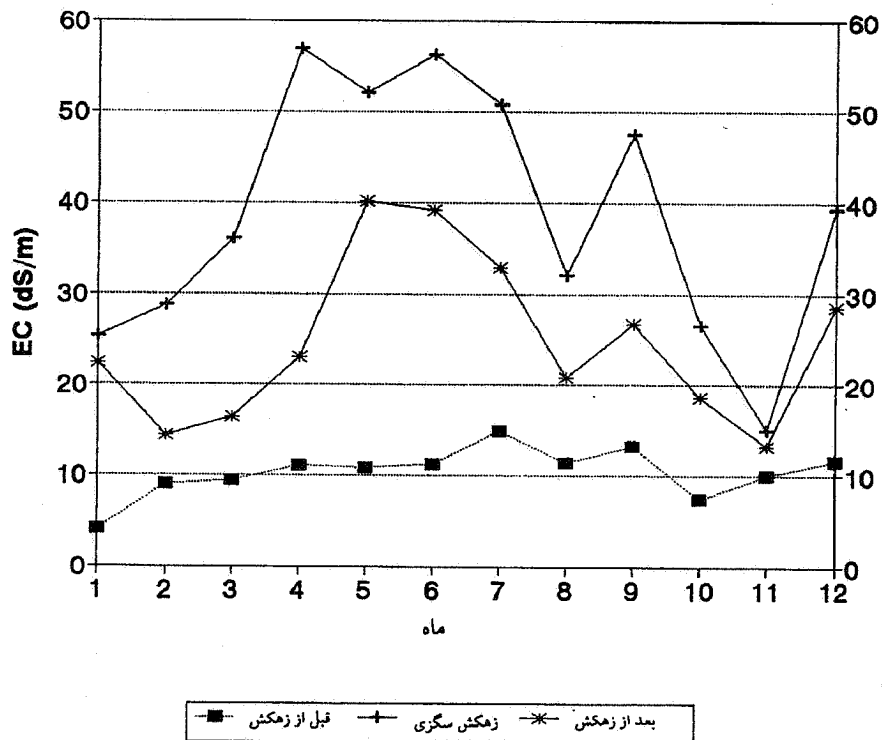
مقایسه شکل ۳ با شکل های ۱ و ۲ به خوبی نشان می دهد که شوری آب زهکش سگری، و نیز اثر آن بر شوری آب رودخانه، به مراتب بیشتر از زهکش های ذوب آهن و رودشت

شوری آب رودخانه در اثر تخلیه زهکش، در ماه های تابستان (به دلیل افزایش شوری زه آب) و در ماه های زمستان (به دلیل کاهش شدید دبی رودخانه) بیشتر از ماه های بهار و پاییز است. مقایسه شکل های ۱ و ۲ نشان می دهد که شوری آب زاینده رود در فاصله بین دو زهکش حدود سه برابر افزایش یافته است.

شکل ۳ تغییرات ماهیانه هدایت الکتریکی زه آب زهکش سگری و رودخانه زاینده رود را، قبل و بعد از محل تخلیه زهکش نشان می دهد. هم چنین، میانگین سالیانه pH، EC، N و P و غلظت کاتیون ها، آنیون ها و عناصر سنگین مهم در زه آب



شکل ۲. تغییرات ماهیانه هدایت الکتریکی زه آب زهکش رودشت و رودخانه زاینده رود در محل تخلیه زهکش در سال ۱۳۷۷



شکل ۳. تغییرات ماهیانه هدایت الکتریکی زه آب زهکش سگزی و رودخانه زاینده رود در محل تخلیه زهکش در سال ۱۳۷۷

است. دلیل این تفاوت، در درجه اول شوری بسیار بیشتر زه آب این زهکش (میانگین سالانه ۴۲/۴۱ دسی زیمنس بر متر)، و در درجه دوم دبی کمتر زاینده رود در محل تخلیه این زهکش، در مقایسه با زهکش های دیگر (جدول ۱) است. میانگین شوری زهکش سگزی ۷/۶ برابر زهکش ذوب آهن، و ۱/۵ برابر زهکش رودشت است (جدول ۲). به دلیل کاهش شدید دبی زاینده رود در محل تخلیه زهکش سگزی (جدول ۱)، و زیاد بودن نسبی دبی زهکش در مقایسه با دبی رودخانه، اثر زهکش سگزی بر شوری و غلظت املاح زاینده رود بسیار شدید بوده و باعث افزایش میانگین EC و غلظت بعضی از کاتیون ها و آنیون ها، تا بیش از ۲/۵ برابر شده است (جدول ۲). هم چنین، غلظت بعضی از عناصر سنگین تا حدود ۶/۵ برابر زیاد شده (جدول ۴)، که نشان دهنده غلظت نسبتاً زیاد این عناصر در زه آب زهکش سگزی و دبی کم رودخانه در محل می باشد. میزان شوری آب زاینده رود پس از ورود زهکش سگزی و در اکثر ماه های سال، به ویژه ماه های تابستان (شکل ۳)، به حدی است که آب را برای کلیه مصارف، و از آن جمله آبیاری، غیر قابل استفاده کرده است.

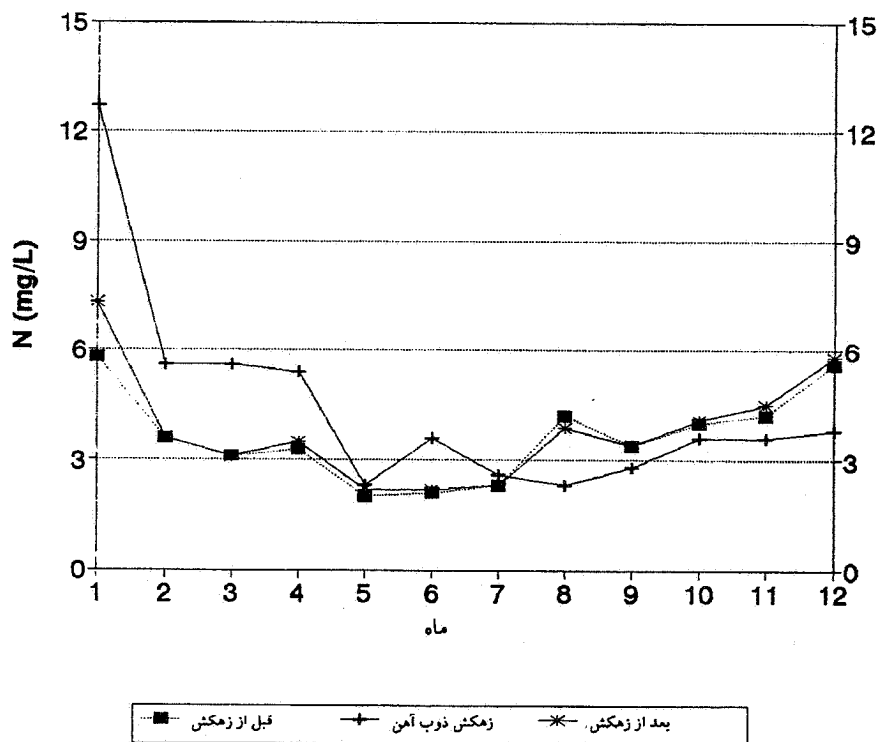
چون روند تغییرات ماهیانه غلظت اغلب کاتیون ها و آنیون ها به ویژه سدیم، منیزیم، کلرید و سولفات در زه آب ها و آب زاینده رود از روند تغییرات هدایت الکتریکی پیروی می کند، از ارائه نمودارهای مربوطه خودداری شده است. ولی روند تغییرات ماهیانه ازت معدنی، به دلیل اهمیت زیست محیطی آن مورد بحث قرار می گیرد. ازت، به ویژه فرم نیترا ته آن، از مهم ترین آلاینده های منابع آب می باشد (۸). منبع ازت در زه آب های کشاورزی عمدتاً کودهای شیمیایی ازته است.

شکل ۴ تغییرات ماهیانه ازت معدنی را در زهکش ذوب آهن و آب زاینده رود، قبل و بعد از محل تخلیه زهکش نشان می دهد. هم چنین، میانگین سالیانه و طیف تغییرات غلظت ازت در این زهکش، و زاینده رود در محل تخلیه زهکش، در جدول ۲ ارائه گشته است. غلظت ازت معدنی در زهکش ذوب آهن، در ماه های اول سال نسبتاً زیاد بوده، سپس به تدریج تا ماه پنجم

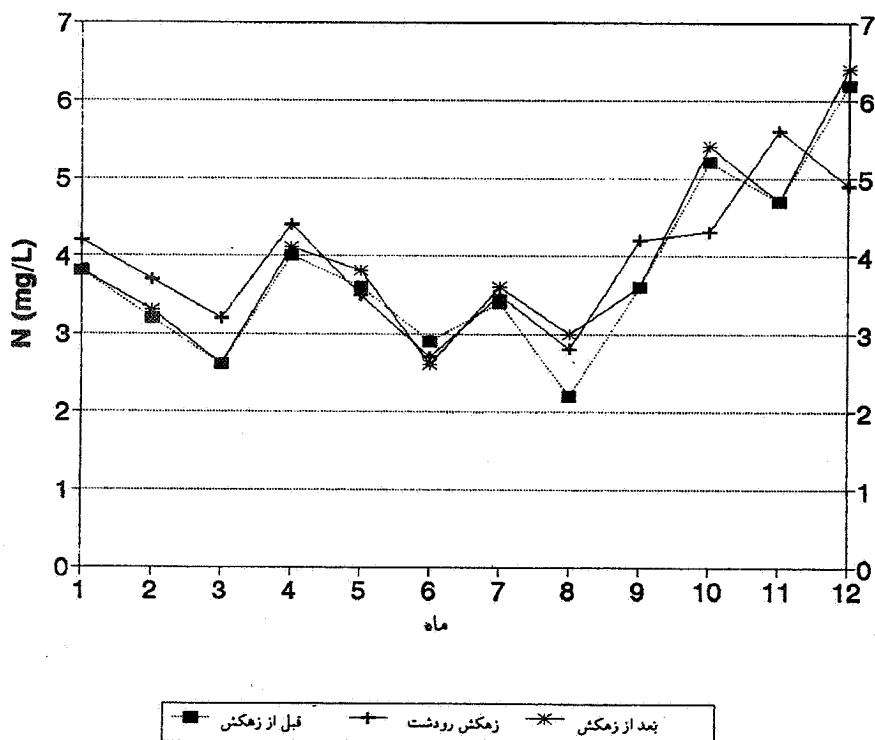
کاهش می یابد، و بعد از آن با تغییرات جزئی کم و بیش ثابت می ماند. روند کاهشی غلظت ازت در ماه های اول سال در آب رودخانه نیز مشاهده می شود، ولی از ماه هفتم به بعد غلظت ازت در آب زاینده رود افزایش یافته است. نکته قابل توجه در این نمودار، بالاتر بودن غلظت ازت در زهکش، نسبت به آب زاینده رود در ۷ ماه اول سال، و کمتر بودن آن در ۵ ماه آخر سال است. دلیل این تغییرات در زه آب، احتمالاً مربوط به زمان و میزان مصرف کودهای ازته در اراضی اطراف زاینده رود است. چون کودهای ازته عمدتاً در بهار و اوایل تابستان مصرف می شوند و ازت در خاک بسیار متحرک است، بخشی از ازت اضافه شده در این دو فصل از خاک شسته شده، وارد زهکش می گردد. افزایش نسبی غلظت ازت در زاینده رود در ماه های آخر سال، ممکن است به دلیل کاهش دبی رودخانه باشد (جدول ۱). با وجود بالا بودن نسبی غلظت ازت در ماه های اول سال در زهکش ذوب آهن، چون دبی رودخانه در محل ریزش زهکش زیاد است اثر زهکش بر غلظت ازت معدنی رودخانه بسیار کم است، به طوری که میانگین غلظت سالیانه ازت معدنی از ۳/۶ میلی گرم در لیتر قبل از تخلیه زهکش، به ۳/۸ میلی گرم در لیتر بعد از تخلیه زهکش می رسد (جدول ۲).

روند تغییرات غلظت ازت معدنی در زهکش رودشت و آب زاینده رود در طول سال ۱۳۷۷ در شکل ۵ نشان داده شده است. هم چنین، میانگین سالیانه و طیف تغییرات غلظت ازت معدنی برای این زهکش در جدول ۲ ارائه گشته است. غلظت ازت معدنی در زهکش رودشت تفاوت زیادی با زاینده رود نداشته و در مجموع در هشت ماه اول سال با نوساناتی نسبتاً ثابت بوده، سپس افزایش نسبی را در چهار ماه آخر سال نشان می دهد. نوسانات غلظت ازت معدنی در این زهکش و زاینده رود در ارتباط با تغییرات دبی زهکش و زاینده رود می باشد. کاهش شدید دبی زاینده رود در اواخر پاییز و در طول زمستان اثر شدیدی بر غلظت آلاینده ها و از جمله ازت، از منابع مختلف، و به ویژه فاضلاب های شهری دارد.

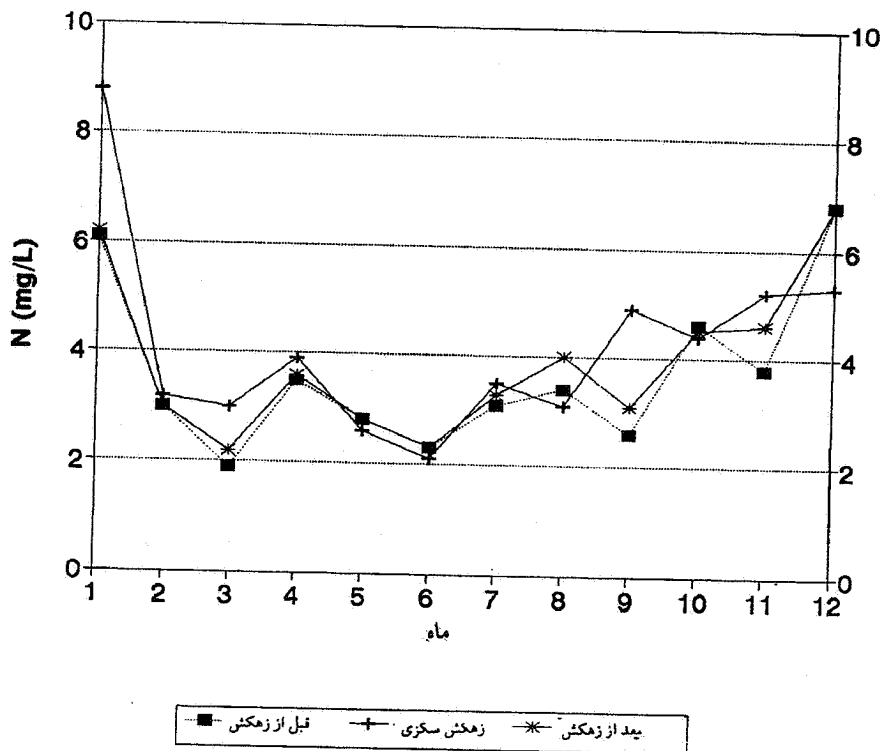
شکل ۶ تغییرات ماهیانه غلظت ازت معدنی را در زهکش



شکل ۴. تغییرات ماهیانه غلظت ازت معدنی در زه آب زهکش ذوب آهن و آب زاینده رود در سال ۱۳۷۷



شکل ۵. تغییرات ماهیانه غلظت ازت معدنی در زه آب زهکش رودشت و آب زاینده رود در سال ۱۳۷۷



شکل ۶. تغییرات ماهیانه غلظت ازت معدنی در زه آب زهکش سگری و آب زاینده رود در سال ۱۳۷۷

زهکش رودشت ۳/۹۲، و در زهکش سگری ۴/۱۸ میلی گرم در لیتر است، که با توجه به حجم تخلیه زه آبها (جدول ۳)، به ترتیب حدود ۵۰/۲۷، ۸/۳۰ و ۴۲/۱۹ تن ازت از این سه زهکش در طول سال ۱۳۷۷ وارد زاینده رود شده است.

میانگین فسفر سالیانه سه زهکش فوق به ترتیب ۰/۲۶، ۰/۱۶ و ۰/۱۲ میلی گرم در لیتر است، و کل فسفر خارج شده از زه آبها در طول سال ۱۳۷۷ برابر ۲/۹۱، ۰/۳۴ و ۱/۲۱ تن بوده است. بر خلاف ازت که در خاک متحرک است و با آب آبیاری شسته شده و به زهکشها می رسد، فسفر در خاک به سرعت تثبیت شده و حرکت آن عموماً همراه با ذرات خاک است. غلظت زیاد فسفر در زهکش ذوب آهن احتمالاً به دلیل قدرت تثبیت کمتر خاکهای این منطقه نسبت به خاکهای شرق اصفهان، و نیز مصرف زیاد کودهای فسفره است.

جدول ۴ متوسط غلظت سالیانه فلزات سنگین در زه آب زهکشهای مورد مطالعه و آب زاینده رود را در سال ۱۳۷۷

سگری و آب زاینده رود در محل تخلیه این زهکش نشان می دهد. در این زهکش نیز روند تغییرات کم و بیش مشابه زهکش رودشت است، با این تفاوت که غلظت ازت در ماه فروردین نسبتاً زیاد بوده و سپس به سرعت کاهش یافته و با نوساناتی به تدریج افزایش یافته است. تفاوت غلظت ازت در زهکش و رودخانه اغلب کم است، و اثر زهکش بر زاینده رود از نظر غلظت ازت معدنی محدود می باشد.

با مقایسه شکل های ۴ تا ۶ و نیز توجه به جدول ۲، می توان نتیجه گیری کرد که اگر چه غلظت ازت معدنی در سه زهکش مذکور و هم چنین زاینده رود در محل تخلیه زهکشها دارای تغییرات ماهیانه نسبتاً زیادی است، ولی میانگین سالیانه غلظت ازت معدنی در هر سه زهکش بسیار نزدیک به هم بوده، و در مجموع نشان دهنده تغییرات کم این عنصر در طول رودخانه، نسبت به بعضی از عناصر دیگر نظیر سدیم و کلر است. میانگین سالیانه غلظت ازت در زه آب زهکش ذوب آهن حدود ۴/۴۹، در

زمین‌های اطراف زاینده‌رود نیز مقداری نمک به صورت غیر مستقیم به رودخانه وارد می‌شود، و در نتیجه کل بار نمک رودخانه بیشتر از اعداد و ارقامی است که در این جا ذکر گردیده است.

نتیجه‌گیری

تغییرات کیفیت زه‌آب‌های سه زهکش اصلی ذوب آهن، رودشت و سگزی که به زاینده‌رود تخلیه می‌شوند، همراه با آب زاینده‌رود در این تحقیق مورد بررسی قرار گرفته است. دبی و شوری زهکش سگزی بیشتر از دو زهکش دیگر است، ولی خوشبختانه این زهکش در انتهای مسیر رودخانه قرار دارد. سهم نمک تخلیه شده توسط هر کدام از این سه زهکش، به ترتیب ۱۱/۶۶، ۱۱/۱۹ و ۷۷/۱۵ درصد است. در سال ۱۳۷۷، به ترتیب حدود ۵۰/۲۷، ۸/۳۰ و ۴۲/۱۹ تن ازت از این سه زهکش وارد زاینده‌رود شده است. کل فسفر خارج شده از زه‌آب‌ها در طول این سال برابر ۲/۹۱، ۰/۳۴ و ۱/۲۱ تن بوده است. در میان فلزات سنگین اندازه‌گیری شده در زه‌آب زهکش‌ها، غلظت آهن بیشتر از سایر فلزات است، و غلظت کلیه فلزات سنگین در زهکش سگزی بیشتر از سایر زهکش‌ها است. با توجه به این اندازه‌گیری‌ها، می‌توان اظهار داشت که کیفیت زه‌آب این سه زهکش بر تغییر کیفیت آب زاینده‌رود مؤثر است. چون سال ۱۳۷۷ سال پربابی برای رودخانه زاینده‌رود نبود، بنابراین آثار شوری و آلاینده‌گی زهکش‌های سه گانه مورد مطالعه بارزتر بوده است. در صورت افزایش دبی رودخانه و کاهش غلظت آلاینده‌ها در زهکش‌ها این آثار کمتر خواهد بود.

سپاسگزاری

این مقاله حاصل یک طرح تحقیقاتی است، که بدین وسیله از معاونت محترم پژوهشی دانشگاه صنعتی اصفهان برای تأمین بودجه آن قدردانی می‌شود. هم‌چنین، از آقای مهندس صدرارحامی، به خاطر همکاری صمیمانه در اجرای طرح سپاسگزاری می‌گردد.

نشان می‌دهد. بر اساس این جدول، غلظت آهن بیشتر از سایر فلزات است، و غلظت فلزات سنگین در زهکش سگزی بیشتر از سایر زهکش‌ها است.

تخلیه نمک

اصولاً شوری و دبی زهکش با یکدیگر رابطه دارند (۹ و ۱۲). دبی و EC هر یک از زهکش‌های فوق در جدول ۳ نشان داده شده است. بر اساس این جدول، زهکش سگزی هم دبی بیشتری دارد و هم شوری آن افزون از دو زهکش دیگر است. مقدار نمک تخلیه شده توسط زهکش‌ها (بار نمک سالیانه) به زاینده‌رود، با استفاده از فرمول زیر محاسبه شده است:

$$F_s = 640 \times 10^{-6} Q_d \cdot EC_d \quad [1]$$

که:

F_s = نمک تخلیه شده، تن در ماه

Q_d = حجم زه‌آب تخلیه شده، متر مکعب در ماه

EC_d = متوسط ماهیانه شوری زه‌آب، دسی زیمنس بر متر

بر اساس جدول ۳، در سال ۱۳۷۷ مقدار ۳۹۲۵۸، ۳۷۶۷۲ و ۲۵۹۷۸۱ تن نمک، به ترتیب از زهکش‌های ذوب آهن، رودشت و سگزی به زاینده‌رود تخلیه شده است. سهم بار نمک هر کدام از این سه زهکش به ترتیب ۱۱/۶۶، ۱۱/۱۹ و ۷۷/۱۵ درصد است.

اگرچه ترجیح داده می‌شود که انتقال نمک بر اساس مقدار دبی و شوری ماهیانه برای سال‌های مختلف محاسبه شود، اما به نظر می‌رسد دقت به دست آمده تفاوت چندانی با آمار فصلی و یا سالیانه نداشته باشد (۱۹). در جدول ۳ دیده می‌شود که ۷۷/۱۵٪ نمک تخلیه شده به زاینده‌رود از زهکش سگزی آمده است. چنین اثر نامطلوبی، متأسفانه همراه با کاهش دبی رودخانه در محل تخلیه زهکش سگزی به رودخانه، باعث افزایش شدید شوری آب رودخانه شده است (شکل ۱). طبعاً از این مکان به بعد، آب زاینده‌رود بر اساس استانداردهای موجود (۱۰)، برای کلیه مصارف، و از جمله کشاورزی نامناسب است. نکته‌ای که در این جا باید به آن اشاره نمود این است که از مزارع و

منابع مورد استفاده

۱. اخوان قالیباف، م.، ا. جلالیان، ب. مصطفی زاده و س. ف. موسوی. ۱۳۷۳. شور شدن ثانویه خاک در منطقه رودشت اصفهان. علوم کشاورزی ایران ۲۵ (۱): ۳۳-۴۸.
۲. شریعت، م. و ع. رنجبر. ۱۳۶۷. بررسی کیفی آب های مناطق کویری استان سمنان. مرکز تحقیقات مناطق کویری و بیابانی ایران، شماره ۲۷، ۲۰۰ صفحه.
۳. علیزاده، ا. ۱۳۷۴. اصول هیدرولوژی کاربردی. انتشارات دانشگاه امام رضا.
۴. قبادیان، ع. ۱۳۶۳. پدولوژی مناطق خشک و نیمه خشک. انتشارات عمیدی، ۴۹۹ صفحه.
۵. کردوانی، پ. ۱۳۷۱. منابع و مسائل آب در ایران. جلد دوم: آب های شور، مسائل و راه های استفاده از آنها. نشر قومس، ۲۸۶ صفحه.
۶. کلباسی، م. ۱۳۷۱. تغییرات فصلی شوری در مسیر زاینده رود. آب و فاضلاب ۸: ۳-۹.
۷. کلباسی، م. ۱۳۷۶. مدیریت زیست محیطی منابع آبی. گزارش پروژه. دانشکده کشاورزی دانشگاه صنعتی اصفهان، ۱۲۰ صفحه.
۸. موسوی، س. ف. ۱۳۷۶. بررسی آلودگی و منابع آلوده کننده آب. گزارش پروژه. دانشکده کشاورزی دانشگاه صنعتی اصفهان، ۱۵۴ صفحه.
9. Ayras, J. E. and D. W. Meek. 1994. Drainage load-flow relationships in arid irrigated areas. *Trans. ASAE* 37(2): 431-437.
10. Ayers, R. S. and D. W. Westcot. 1985. Water Quality for Agriculture. *FAO Irrigation and Drainage Paper* No. 29, 174 p.
11. Dudal, R. and M. E. Purnell. 1986. Land resources: Salt affected soils. *Reclam. Reveg. Res.* 5: 1-9.
12. Eching, S. O., J. W. Hopmans, W. W. Wallender, J. L. MacIntyre and D. Peters. 1994. Estimation of local and regional components of drain-flow from an irrigated field. *Irrig. Sci.* 15(4): 153-157.
13. Greenberg, A. E., L. S. Clesceri and E. Eaton. 1992. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 18th ed., American Public Health Association.
14. Magaritz, M. and A. Nadler. 1993. Agrotechnically induced salinization in the unsaturated zone of loessial soils. *Ground Water* 31(3): 363-369.
15. Ruprecht, J. K. and N. J. Schofield. 1991. Effects of partial deforestation on hydrology and salinity in high salt storage landscapes. I: Extensive block clearing. *J. Hydrology* 129(1/4): 19-38.
16. Ruprecht, J. K. and N. J. Schofield. 1991. Effects of partial deforestation on hydrology and salinity in high salt storage landscapes. II: Strip, soils and parkland clearing. *J. Hydrology* 129(1/4): 39-55.
17. Salama, R. B., P. Farrington, G. A. Bartle and G. D. Watson. 1993. Salinity trends in the wheatbelt of Western Australia: Results of the water and salt balance studies from Cublling Catchment. *J. Hydrology* 145(1/2): 41-63.
18. Schofield, N. J. and J. K. Ruprecht. 1989. Regional analysis of stream salinization in southwest Western Australia. *J. Hydrology* 112(1/2): 19-39.
19. Simpson, H. J. and A. L. Herczeg. 1991. Salinity and evaporation in the river Murray basin, Australia. *J. Hydrology* 124(1/2): 1-27.