



دانشکده علوم زمین

گروه آب‌شناسی و زمین‌شناسی زیست‌محیطی

پایان‌نامه کارشناسی ارشد

ارزیابی آلودگی زیست‌محیطی رودخانه بادآور در شهرستان نورآباد، استان لرستان

نگارنده

ناهید حسنونند

استاد راهنما

دکتر گیتی فرقانی تهرانی

تیر ۱۳۹۸

سپاسگزاری

صدافرشته بوسه بر آن دست زند
کز کار خلق یک کره بسته وا کند

پاس بی کران پروردگاریکتارا که، هستی مان بخشید و به طریق علم و دانش را بنمونان شد و به همنشین رهروان علم و دانش منتظرمان نمود و خوشه چینی از علم و معرفت را روزیمان ساخت. به مصداق من لم یسکر المخلوق من لم یسکر الخالق بر خود واجب می دانم از بزرگوارانی که از الطاف آن بابر خوردار بوده ام تشکر نمایم. در ابتدا بر خود لازم می دانم در نهایت خلوص و فروتنی از استاد فرهیخته ام سرکار خانم دکتر کیتی فرقانی تهرانی که می نمودن این راه را با وسعت نظر و رهنمودهای مفید ممکن ساختند تشکر و قدردانی نمایم و تمامی زحمات بی دریشان را برای همیشه به خاطر خواهیم سپرد. در ادامه از کلیه اساتید ارجمند در طول دوره تحصیل آقای دکتر غلامحسین کرمی، آقای دکتر افشین قشلاقی، آقای دکتر مهدی جعفری، آقای دکتر رحیم باقری و آقای دکتر علی اکبر مؤمنی قدردانی و تشکر می نمایم و از تمام کسانی که به هر نحوی تدوین این تحقیق یاری رسانده اند کمال تشکر را دارم و سلامتی و توفیق روز افزون تمام این عزیزان را از خداوند متعال خواستارم. در نهایت تقدیم به روح پدرم، مادر مهربانم به پاس یک عمر تلاش و ایثار بی وقفه و همچنین خانواده عزیزم به پاس تحمل تمام سختی ها.

و تقدیم به همسرم:

اسطوره زندگی ام،

پناه هستگی ام

و امید بودنم

تعمدنامه

اینجانب ناهید حسنونند دانشجوی دوره کارشناسی ارشد رشته زیست‌محیطی دانشکده علوم زمین دانشگاه صنعتی شاهرود نویسنده پایان‌نامه ارزیابی آلودگی زیست‌محیطی رودخانه بادآور در شهرستان نورآباد، استان لرستان تحت راهنمایی دکتر گیتی فرقانی تهرانی متعهد می‌شوم.

- تحقیقات در این پایان‌نامه توسط اینجانب انجام شده است و از صحت و اصالت برخوردار است .
- در استفاده از نتایج پژوهش‌های محققان دیگر به مرجع مورد استفاده استناد شده است .
- مطالب مندرج در پایان‌نامه تاکنون توسط خود یا فرد دیگری برای دریافت هیچ نوع مدرک یا امتیازی در هیچ جا ارائه نشده است .
- کلیه حقوق معنوی این اثر متعلق به دانشگاه صنعتی شاهرود می‌باشد و مقالات مستخرج با نام « دانشگاه صنعتی شاهرود » و یا « Shahrood University of Technology » به چاپ خواهد رسید .
- حقوق معنوی تمام افرادی که در به دست آمدن نتایج اصلی پایان‌نامه تأثیرگذار بوده اند در مقالات مستخرج از پایان‌نامه رعایت می‌گردد.
- در کلیه مراحل انجام این پایان‌نامه ، در مواردی که از موجود زنده (یا بافتهای آنها) استفاده شده است ضوابط و اصول اخلاقی رعایت شده است .
- در کلیه مراحل انجام این پایان‌نامه، در مواردی که به حوزه اطلاعات شخصی افراد دسترسی یافته یا استفاده شده است اصل رازداری ، ضوابط و اصول اخلاق انسانی رعایت شده است.

تاریخ

امضای دانشجو

مالکیت نتایج و حق نشر

کلیه حقوق معنوی این اثر و محصولات آن (مقالات مستخرج ، کتاب ، برنامه های رایانه ای ، نرم افزار ها و تجهیزات ساخته شده است) متعلق به دانشگاه صنعتی شاهرود می‌باشد . این مطلب باید به نحو مقتضی در تولیدات علمی مربوطه ذکر شود .

استفاده از اطلاعات و نتایج موجود در پایان‌نامه بدون ذکر مرجع مجاز نمی‌باشد.

چکیده

رودخانه بادآور واقع در شهرستان نورآباد در استان لرستان، تأمین کننده آب مورد استفاده برای مصارف دامداری و کشاورزی در طول مسیر خود است. بخشی از مسیر این رودخانه از مناطق مسکونی (شهرستان نورآباد) عبور می‌کند و فاضلاب‌های شهری و خانگی را دریافت می‌نماید. هدف از این مطالعه، ارزیابی کیفیت آب و رسوبات رودخانه بادآور و بررسی عوامل مؤثر بر ویژگی‌های کیفی می‌باشد. به این منظور، ۱۹ نمونه آب برای آنالیز یون‌های اصلی، عناصر بالقوه سمی و آلودگی میکروبی و ۵ نمونه رسوب جهت بررسی غلظت عناصر اصلی و جزئی برداشت شد و به روش‌های استاندارد مورد تجزیه شیمیایی قرار گرفت. نتایج حاصل از بررسی‌های هیدروشیمیایی نشان می‌دهد که تیپ نمونه‌های آب رودخانه بادآور بی‌کربناته سدیک می‌باشد. غلظت یون‌های اصلی در طی مسیر رودخانه تحت تأثیر فرآیند انحلال، فرآیند تبادل یونی و عوامل انسانزاد قرار دارد. از لحاظ نسبت جذب سدیم، شاخص نفوذپذیری و خطر منیزیم و با توجه به نمودار ویلکاکس، تمام نمونه‌های آب برای مصارف کشاورزی مناسب هستند، ولی از لحاظ سختی کل نامناسب می‌باشند. نتایج این پژوهش نشان می‌دهد که آب رودخانه در برخی مناطق دارای آلودگی میکروبی می‌باشد. مقایسه غلظت عناصر بالقوه سمی در نمونه‌های آب با استاندارد فائو برای آبیاری و میانگین غلظت در آب‌های شیرین نشان داد که غلظت تمام عناصر به استثناء سرب در تمام نمونه‌ها پایین‌تر از استاندارد فائو می‌باشد. غلظت عناصر کروم، مس، روی و منگنز در تمام نمونه‌ها و غلظت کادمیم، کبالت، نیکل، سرب و سلنیم در برخی نمونه‌ها بالاتر از میانگین غلظت در آب‌های شیرین است. مقایسه غلظت عناصر بالقوه سمی در نمونه‌های رسوب با استانداردهای جهانی نشان دهنده آلودگی رسوبات به عناصر کادمیم، کروم و نیکل است. براساس شاخص mCd ، کیفیت رسوب در تمام نمونه‌ها در رده با آلودگی بسیار پایین قرار می‌گیرد. بر اساس مقادیر ضریب غنی‌شدگی، عناصر کادمیم و کروم دارای منشأ انسانزاد هستند. روند تغییرات ضریب توزیع (K_d) نشان دهنده تحرک بالای عنصر کادمیم و تحرک پایین عنصر نیکل

می‌باشد. نتایج حاصل از این مطالعه، لزوم مدیریت تخلیه فاضلاب‌های شهری و کشاورزی در رودخانه بادآور را مورد تأکید قرار می‌دهد.

کلمات کلیدی: بادآور، کیفیت آب، آلودگی رسوب، نورآباد

فهرست مطالب

فصل اول: کلیات.....	۱
۱-۱- مقدمه و بیان مسأله.....	۲
۲-۱- ضرورت انجام تحقیق.....	۳
۳-۱- اهداف تحقیق.....	۴
۴-۱- موقعیت جغرافیایی و مشخصات عمومی محدوده مورد مطالعه.....	۵
۵-۱- اقلیم.....	۶
۶-۱- زمین شناسی.....	۷
۱-۶-۱- چینه شناسی.....	۸
۱-۶-۱-۱- دوران دوم (مزوزوئیک):.....	۸
۱-۶-۱-۲- دوران سوم (سنوزوئیک):.....	۸
۷-۱- دبی رودخانه بادآور.....	۱۱
۸-۱- آبراهه های موجود در منطقه مورد مطالعه.....	۱۲
فصل دوم: مروری بر تحقیقات گذشته.....	۱۳
۱-۲- مقدمه.....	۱۴
۲-۲- منابع آلاینده رودخانه ها.....	۱۴
۱-۲-۲- عوامل طبیعی مؤثر بر کیفیت محیط رودخانه های.....	۱۴
۱-۱-۲-۲- عوامل طبیعی مؤثر بر غلظت عناصر بالقوه سمی.....	۱۴
۲-۱-۲-۲- پارامترهای مؤثر بر تحرک و ته نشینی عناصر بالقوه سمی در رسوبات.....	۱۶
۳-۱-۲-۲- عوامل طبیعی مؤثر بر غلظت یون های اصلی.....	۱۹
۲-۲-۲- عوامل انسانزاد مؤثر بر کیفیت محیط رودخانه های.....	۲۰
۱-۲-۲-۲- تخلیه فاضلاب های خانگی و رواناب شهری.....	۲۰
۲-۲-۲-۲- تخلیه پساب های کشاورزی.....	۲۲
۳-۲-۲-۲- تخلیه پساب های صنعتی.....	۲۳
فصل سوم: روش انجام پژوهش.....	۲۵

- ۳-۱- روش انجام تحقیق ۲۶
- ۳-۲- انتخاب ایستگاه‌های نمونه‌برداری ۲۶
- ۳-۳- نمونه‌برداری از آب و پارامترهای اندازه‌گیری شده در محل ۲۸
- ۳-۴- آماده‌سازی نمونه‌های آب ۲۹
- ۳-۵- اندازه‌گیری غلظت یون‌های اصلی ۳۰
- ۳-۶- اندازه‌گیری آلودگی میکروبی ۳۰
- ۳-۷- برآورد صحت نتایج ۳۱
- ۳-۸- نمونه‌برداری و آماده‌سازی نمونه‌های رسوب ۳۱
- ۳-۹- تعیین پارامترهای فیزیکوشیمیایی نمونه‌های رسوب ۳۱
- ۳-۹-۱- اندازه‌گیری pH ۳۱
- ۳-۹-۲- اندازه‌گیری مقدار ماده آلی ۳۲
- ۳-۹-۳- اندازه‌گیری مقدار کربنات ۳۳
- ۳-۹-۴- اندازه‌گیری ظرفیت تبادل کاتیونی ۳۴
- ۳-۱۰- روش‌های آماری تحلیل داده‌ها ۳۵
- ۳-۱۰-۱- ضریب همبستگی ۳۵
- ۳-۱۰-۲- آنالیز خوشه‌ای ۳۵
- ۳-۱۱- نرم‌افزارهای استفاده شده ۳۶
- فصل چهارم: ارزیابی کیفیت آب رودخانه بادآور ۳۷
- ۴-۱- مقدمه ۳۸
- ۴-۲- بررسی پارامترهای کیفی آب ۳۸
- ۴-۲-۱- pH ۳۸
- ۴-۲-۲- هدایت الکتریکی و جامدات حل شده کل ۴۰
- ۴-۳- بررسی تغییرات غلظت یون‌های اصلی آب ۴۱
- ۴-۳-۱- سدیم (Na^+) ۴۳
- ۴-۳-۲- منیزیم (Mg^{2+}) ۴۳
- ۴-۳-۳- کلسیم (Ca^{2+}) ۴۴
- ۴-۳-۴- پتاسیم (K^+) ۴۴
- ۴-۳-۵- کلر (Cl^-) ۴۵

- ۴۶.....۳-۶-۴ سولفات (SO_4^{2-}).....
- ۴۶.....۳-۷-۴ بی‌کربنات (HCO_3^-).....
- ۴۷.....۳-۸-۴ نیترات (NO_3^-).....
- ۴۸.....۳-۹-۴ فسفات (PO_4^{3-}).....
- ۴۸.....۴-۴ بررسی منشأ یون‌ها در رودخانه بادآور و عوامل مؤثر بر غلظت آن‌ها.....
- ۵۲.....۴-۵-۴ تعیین تیپ و رخساره هیدروشیمیایی آب.....
- ۵۳.....۴-۶-۴ رده‌بندی کیفی نمونه‌های آب برای مصارف کشاورزی.....
- ۵۳.....۴-۱-۶-۴ سختی کل.....
- ۵۵.....۴-۲-۶-۴ نسبت جذب سدیم.....
- ۵۶.....۴-۳-۶-۴ خطر منیزیم.....
- ۵۷.....۴-۴-۶-۴ شاخص نفوذپذیری.....
- ۵۷.....۴-۵-۶-۴ نمودار ویلکاکس.....
- ۶۰.....۴-۷-۴ ارزیابی کیفیت نمونه‌های آب برای مصارف صنعتی.....
- ۶۱.....۴-۸-۴ بررسی‌های آماری.....
- ۶۱.....۴-۱-۸-۴ آنالیز خوشه‌ای.....
- ۶۲.....۴-۹-۴ غلظت عناصر بالقوه سمی در نمونه‌های آب رودخانه بادآور.....
- ۶۴.....۴-۱-۹-۴ کادمیم (Cd).....
- ۶۵.....۴-۲-۹-۴ کبالت (Co).....
- ۶۶.....۴-۳-۹-۴ کروم (Cr).....
- ۶۶.....۴-۴-۹-۴ مس (Cu).....
- ۶۷.....۴-۵-۹-۴ آهن (Fe).....
- ۶۸.....۴-۶-۹-۴ منگنز (Mn).....
- ۶۸.....۴-۷-۹-۴ نیکل (Ni).....
- ۷۰.....۴-۸-۹-۴ سرب (Pb).....
- ۷۰.....۴-۹-۹-۴ سلنیم (Se).....
- ۷۱.....۴-۱۰-۹-۴ روی (Zn).....
- ۷۲.....۴-۱۰-۴ عوامل فیزیکی-شیمیایی مؤثر بر تمرکز عناصر بالقوه سمی در آب رودخانه بادآور.....
- ۷۳.....۴-۱۱-۴ ارزیابی کیفیت آب رودخانه بادآور با استفاده از شاخص‌های کیفیت آب.....

۷۶	۱۲-۴- بررسی آلودگی میکروبی رودخانه بادآور.....
۷۹	فصل پنجم: ارزیابی کیفی رسوبات سطحی رودخانه بادآور.....
۸۰	۱-۵- مقدمه.....
۸۰	۲-۵- بررسی ویژگی‌های فیزیکی-شیمیایی نمونه‌های رسوب.....
۸۲	۳-۵- بررسی تغییرات غلظت عناصر بالقوه سمی در رسوبات.....
۸۴	۱-۳-۵- سرب (Pb).....
۸۶	۲-۳-۵- کادمیم (Cd).....
۸۷	۳-۳-۵- کروم (Cr).....
۸۷	۴-۳-۵- نیکل (Ni).....
۸۹	۵-۳-۵- منگنز (Mn).....
۸۹	۶-۳-۵- روی (Zn).....
۹۰	۷-۳-۵- مس (Cu).....
۹۱	۸-۳-۵- کبالت (Co).....
۹۱	۹-۳-۵- آرسنیک (As).....
۹۳	۴-۵- شاخص‌های ژئوشیمیایی.....
۹۳	۱-۴-۵- ضریب زمین‌انباشت.....
۹۴	۲-۴-۵- ضریب غنی‌شدگی.....
۹۶	۳-۴-۵- ضریب آلودگی و درجه آلودگی.....
۹۹	۵-۵- ضریب توزیع.....
۱۰۱	فصل ششم: نتیجه‌گیری و پیشنهادها.....
۱۰۲	۱-۶- مقدمه.....
۱۰۲	۲-۶- نتایج حاصل از مطالعه ویژگی‌های کیفی آب رودخانه بادآور.....
۱۰۴	۳-۶- نتایج حاصل از مطالعه ویژگی‌های کیفی رسوبات رودخانه بادآور.....
۱۰۶	۴-۶- پیشنهادهایی برای مطالعات آینده.....
۱۰۷	منابع فارسی.....
۱۰۹	منابع انگلیسی.....

فهرست جدول‌ها

- جدول ۳-۱ موقعیت جغرافیایی ایستگاه‌های نمونه‌برداری رودخانه بادآور..... ۲۷
- جدول ۴-۱ پارامترهای فیزیکوشیمیایی و غلظت یون‌های اصلی نمونه‌های آب رودخانه بادآور..... ۳۹
- جدول ۴-۲ ضرایب همبستگی اسپیرمن بین پارامترهای کیفی و یون‌های اصلی نمونه‌های آب رودخانه بادآور..... ۵۰
- جدول ۴-۳ رده‌بندی کیفیت آب رودخانه بادآور جهت مصرف کشاورزی..... ۵۴
- جدول ۴-۴ مناسب بودن آب برای آبیاری براساس طبقه‌بندی ویلکاکس..... ۵۸
- جدول ۴-۵ نتایج ارزیابی کیفی نمونه‌های آب برای مصارف صنعتی..... ۶۱
- جدول ۴-۶ غلظت عناصر بالقوه سمی در نمونه‌های آب رودخانه بادآور..... ۶۳
- جدول ۴-۷ وزن دهی به پارامترهای آب و استانداردهای سازمان بهداشت جهانی برای هر پارامتر..... ۷۴
- جدول ۴-۸ مقادیر WQI و رتبه‌بندی سازمان بهداشت جهانی..... ۷۵
- جدول ۴-۹ مقادیر شاخص کیفی محاسبه شده برای نمونه‌های آب رودخانه بادآور و شاخه‌های فرعی..... ۷۶
- جدول ۴-۱۰ نتایج آزمایش‌های میکروبی آب رودخانه بادآور..... ۷۷
- جدول ۵-۱ مقادیر بعضی از پارامترهای فیزیکی-شیمیایی رسوبات رودخانه بادآور..... ۸۱
- جدول ۵-۲ رده‌بندی CEC رسوب..... ۸۲
- جدول ۵-۳ غلظت عناصر (mg/kg) درنمونه‌های رسوب مورد مطالعه و مقادیر این عناصر در رسوبات جهانی میانگین..... ۸۳
- جدول ۵-۴ رده‌بندی سطح آلودگی رسوبات براساس شاخص زمین‌انباشت مولر..... ۹۳
- جدول ۵-۵ نتایج مقادیر شاخص زمین‌انباشت مولر مربوط به عناصر مورد نظر در رسوبات رودخانه بادآور..... ۹۴
- جدول ۵-۶ مقادیر ضریب غنی‌شدگی عناصر مورد مطالعه در نمونه‌های رسوب رودخانه بادآور..... ۹۵
- جدول ۵-۷ رده‌بندی سطح آلودگی رسوبات بر مبنای شاخص Cd و mCd..... ۹۷
- جدول ۵-۸ نتایج مقادیر Cf، Cd و mCd مربوط به عناصر مورد نظر در رسوبات رودخانه بادآور..... ۹۸

فهرست شکل‌ها

- شکل ۱-۱- تخلیه فاضلاب‌های خانگی و رواناب‌های کشاورزی به رودخانه بادآور..... ۴
- شکل ۲-۱- راه‌های دسترسی به محدوده مورد مطالعه ۵
- شکل ۳-۱- موقعیت جغرافیایی حوضه آبرگیر بادآور و محدوده مورد مطالعه ۶
- شکل ۴-۱- منحنی آمپروترمیک ایستگاه نورآباد طی دوره آماری ۹۶-۱۳۸۲ ۷
- شکل ۵-۱- نقشه زمین‌شناسی محدوده مورد مطالعه..... ۱۱
- شکل ۱-۳- موقعیت ایستگاه‌های نمونه‌برداری در مسیر رودخانه بادآور ۲۸
- شکل ۲-۳- نمونه‌برداری از الف) آب ب) رسوب بستر رودخانه بادآور ۲۹
- شکل ۱-۴- تغییرات pH در نمونه‌های آب ۴۰
- شکل ۲-۴- روند تغییرات pH و EC در نمونه‌های مورد مطالعه ۴۱
- شکل ۳-۴- تغییرات غلظت یون‌های اصلی در نمونه‌های مورد مطالعه ۴۲
- شکل ۵-۴- نمودارهای ترکیبی یون‌های اصلی (مقادیر غلظت بر حسب meq/L) ۵۱
- شکل ۴-۴- میانگین شاخص اشباع کانی‌های هالیت، انیدریت، ژپس، آراگونیت، دولومیت و کلسیت ۵۱
- شکل ۶-۴- نمودار پایپر (piper) نمونه‌های آب رودخانه بادآور..... ۵۲
- شکل ۸-۴- نمودار ویلکاکس برای رده‌بندی کیفیت آب رودخانه بادآور..... ۵۹
- شکل ۹-۴- نمودار شاخه درختی بین ایستگاه‌های مختلف..... ۶۲
- شکل ۱۰-۴- تغییرات غلظت عنصر کادمیم در نمونه‌های آب رودخانه بادآور..... ۶۴
- شکل ۱۱-۴- تغییرات غلظت عنصر کبالت در نمونه‌های آب رودخانه بادآور..... ۶۵
- شکل ۱۲-۴- تغییرات غلظت عنصر کروم در نمونه‌های آب رودخانه بادآور..... ۶۶
- شکل ۱۳-۴- تغییرات غلظت عنصر مس در نمونه‌های آب رودخانه بادآور..... ۶۷
- شکل ۱۴-۴- تغییرات غلظت عنصر آهن در نمونه‌های آب رودخانه بادآور..... ۶۸
- شکل ۱۵-۴- تغییرات غلظت عنصر منگنز در نمونه‌های آب رودخانه بادآور..... ۶۹
- شکل ۱۶-۴- تغییرات غلظت عنصر نیکل در نمونه‌های آب رودخانه بادآور..... ۶۹
- شکل ۱۷-۴- تغییرات غلظت عنصر سرب در نمونه‌های آب رودخانه بادآور..... ۷۰
- شکل ۱۸-۴- تغییرات غلظت عنصر سلنیم در نمونه‌های آب رودخانه بادآور..... ۷۱
- شکل ۱۹-۴- تغییرات غلظت عنصر روی در نمونه‌های آب رودخانه بادآور..... ۷۲
- شکل ۲۰-۴- نمودار پراکندگی بین عناصر و خصوصیات فیزیکی شیمیایی در نمونه‌های آب..... ۷۳

- شکل ۵-۱ تغییرات غلظت عناصر مورد مطالعه در نمونه‌های رسوب رودخانه بادآور در مقایسه با رسوبات جهانی میانگین ۸۵
- شکل ۵-۲ روند تغییرات مکانی غلظت سرب در نمونه‌های رسوب رودخانه بادآور ۸۶
- شکل ۵-۳ روند تغییرات مکانی غلظت کادمیم در نمونه‌های رسوب رودخانه بادآور ۸۷
- شکل ۵-۴ روند تغییرات مکانی غلظت کروم در نمونه‌های رسوب رودخانه بادآور ۸۸
- شکل ۵-۵ روند تغییرات مکانی غلظت نیکل در نمونه‌های رسوب رودخانه بادآور ۸۸
- شکل ۵-۶ روند تغییرات مکانی غلظت منگنز در نمونه‌های رسوب رودخانه بادآور ۸۹
- شکل ۵-۷ روند تغییرات مکانی غلظت روی در نمونه‌های رسوب رودخانه بادآور ۹۰
- شکل ۵-۸ روند تغییرات مکانی غلظت مس در نمونه‌های رسوب رودخانه بادآور ۹۱
- شکل ۵-۹ روند تغییرات مکانی غلظت کبالت در نمونه‌های رسوب رودخانه بادآور ۹۲
- شکل ۵-۱۰ روند تغییرات مکانی غلظت آرسنیک در نمونه‌های رسوب رودخانه بادآور ۹۲
- شکل ۵-۱۱ ضریب غنی‌شدگی عناصر در ایستگاه‌های نمونه‌برداری ۹۶
- شکل ۵-۱۲ ضریب توزیع عناصر بالقوه سمی در رودخانه بادآور ۱۰۰

فصل اول

کلیات

۱-۱- مقدمه و بیان مسأله

آب‌های سطحی سه چهارم مساحت کل کره زمین را به خود اختصاص داده‌اند. در طی تاریخ، شهرنشینی در مکان‌هایی توسعه یافته است که آب فراوان بوده است، به ویژه رودخانه‌های پرآب همواره محل تمرکز جمعیت‌های انسانی بوده‌اند زیرا رودخانه‌ها منابع آب در دسترس آسان و مستقیمی را برای مقاصد مختلف فراهم می‌آورند (Chidya et al. 2011). در طی سال‌های اخیر برداشت بیش از اندازه از منابع آب سطحی، همراه با وقوع خشکسالی‌ها در ایران و بسیاری از کشورهای جهان باعث کم آبی و خشک شدن رودخانه‌ها شده است، بنابراین حفظ این منابع آب از وظایف مهم است. از پیش‌شرط‌های تحقق توسعه پایدار در هر منطقه، استفاده بهینه از منابع آب موجود است که این مهم، بدون شناخت وضعیت کمی و کیفی منابع آب امکان‌پذیر نیست.

کیفیت رودخانه‌ها توسط عوامل متعددی در معرض تهدید قرار دارد. گسترش فعالیت‌های انسانی مانند توسعه صنعت، شهرنشینی و کشاورزی و عوامل طبیعی همچون زمین‌شناسی و تغییرات آب و هوایی از عوامل تأثیرگذار بر کیفیت آب رودخانه‌ها می‌باشند (Suthar et al. 2009, Zhang et al. 2010). در سال‌های اخیر به دلیل رشد سریع جمعیت و توسعه تکنولوژی، حجم زیادی آلاینده میکروبی و شیمیایی خطرناک وارد رودخانه‌ها شده است. آب‌هایی که با مدفوع انسان یا حیوان آلوده می‌شوند ممکن است حاوی باکتری‌هایی (کلیفرم‌ها) باشند که موجب بیماری‌های روده‌ای گردند، علاوه بر این اکوسیستم‌های آبی به علت فراوانی، سمناکی و قابلیت انباشت عناصر بالقوه سمی (PTEs)^۱ نگرانی‌های زیادی را متحمل شده‌اند. این عناصر ممکن است به زنجیره غذایی انسان وارد شوند و در نهایت به بروز خطرات سلامتی منجر شوند.

^۱ Potential toxic elements

در سیستم‌های آبدین غلظت عناصر بالقوه سمّی در رسوبات بسیار زیادتر از ستون آب است، که ناشی از تمایل این عناصر به انباشت در کانی‌های رسی، ماده آلی و سایر ترکیبات موجود در رسوبات بستر است (Varol and Sen 2012; Bhuyana et al. 2017). از سوی دیگر رسوبات بخش بسیار مهمی از سیستم اکولوژیکی هستند زیرا آن‌ها نه تنها به عنوان حامل و نگه‌دارنده (مخزن) آلاینده‌ها عمل می‌کنند، بلکه به عنوان منبع ثانویه آلودگی پیکره‌های آبی محسوب می‌شوند، به این صورت که با تغییر شرایط محیط (pH، EH، دبی رودخانه، آشفستگی‌های فصلی و سایر موارد) فلزات موجود در فازهای مختلف رسوب، مجدداً وارد ستون آبی می‌شوند. بنابراین آنالیز نمونه‌های رسوب رودخانه‌ها، یک روش مناسب برای بررسی و پایش کیفیت آن‌هاست (Malvandi, 2017). به طور کلی برنامه مدیریت آب متناسب باید مبنی بر ارزیابی غلظت و توزیع فلزات در هر دو بخش آب و رسوب یک محیط آبی باشد. هدف این پژوهش، بررسی کیفیت آب و رسوب رودخانه بادآور، واقع در استان لرستان می‌باشد. رودخانه بادآور از درون بافت متراکم شهرستان نورآباد عبور می‌نماید و در این محدوده فاضلاب‌های تصفیه نشده شهری را دریافت می‌کند. همچنین در اطراف این رودخانه فعالیت‌های کشاورزی به صورت گسترده در حال انجام می‌باشد. بنابراین احتمال آلودگی آب و رسوبات بستر وجود دارد.

۲-۱- ضرورت انجام تحقیق

رودخانه بادآور تأمین کننده آب مورد استفاده برای مصارف دامداری و کشاورزی در طول مسیر خود است. در حال حاضر این رودخانه نقطه انتهایی تخلیه فاضلاب شهری می‌باشد، همچنین پساب‌های کشاورزی را دریافت می‌کند. شکل ۱-۱ تخلیه فاضلاب‌ها و رواناب‌های شهری و کشاورزی به رودخانه را نشان می‌دهد.



شکل ۱-۱ تخلیه فاضلاب‌های خانگی و رواناب‌های کشاورزی به رودخانه بادآور

با توجه به این مشاهدات، احتمال آلوده شدن آب رودخانه به آلاینده‌های عنصری و میکروبی وجود دارد. با توجه به اهمیت رودخانه بادآور در تأمین نیازهای آبی بررسی ویژگی‌های کیفی این منبع آب سطحی و بررسی سهم نسبی عوامل تأثیرگذار بر کیفیت آب رودخانه، به منظور مدیریت مؤثر و مناسب آب ضروری است.

۱-۳- اهداف تحقیق

اهداف کلی این تحقیق عبارتند از:

- (الف) بررسی ویژگی‌های هیدروشیمیایی و مطالعه تغییرات مکانی ویژگی‌های کیفی آب
- (ب) ارزیابی تأثیر ورود شاخه‌های فرعی بر کیفیت رودخانه بادآور
- (ج) ارزیابی آلودگی آب و رسوب بستر رودخانه به عناصر بالقوه سمی در اثر ورود منابع آلودگی انسانی بویژه تخلیه فاضلاب شهر نورآباد
- (د) ارزیابی آلودگی بیولوژیکی آب رودخانه
- (و) بررسی کیفیت آب جهت مصارف کشاورزی
- (ه) تعیین منشأ احتمالی یون‌های اصلی و عناصر بالقوه سمی در آب و رسوب

۱-۴- موقعیت جغرافیایی و مشخصات عمومی محدوده مورد مطالعه

حوضه آبخیز رودخانه بادآور یکی از زیر حوضه‌های مهم رودخانه کرخه (سیمره) می‌باشد. محدوده حوضه آبخیز رودخانه بادآور با مساحت ۱۸۰۰ کیلومتر مربع بین طول‌های $33^{\circ} 56' 10''$ تا $34^{\circ} 19' 5''$ شمالی واقع شده است. شکل ۱-۲ راه‌های دسترسی به محدوده مورد مطالعه را نشان می‌دهد.

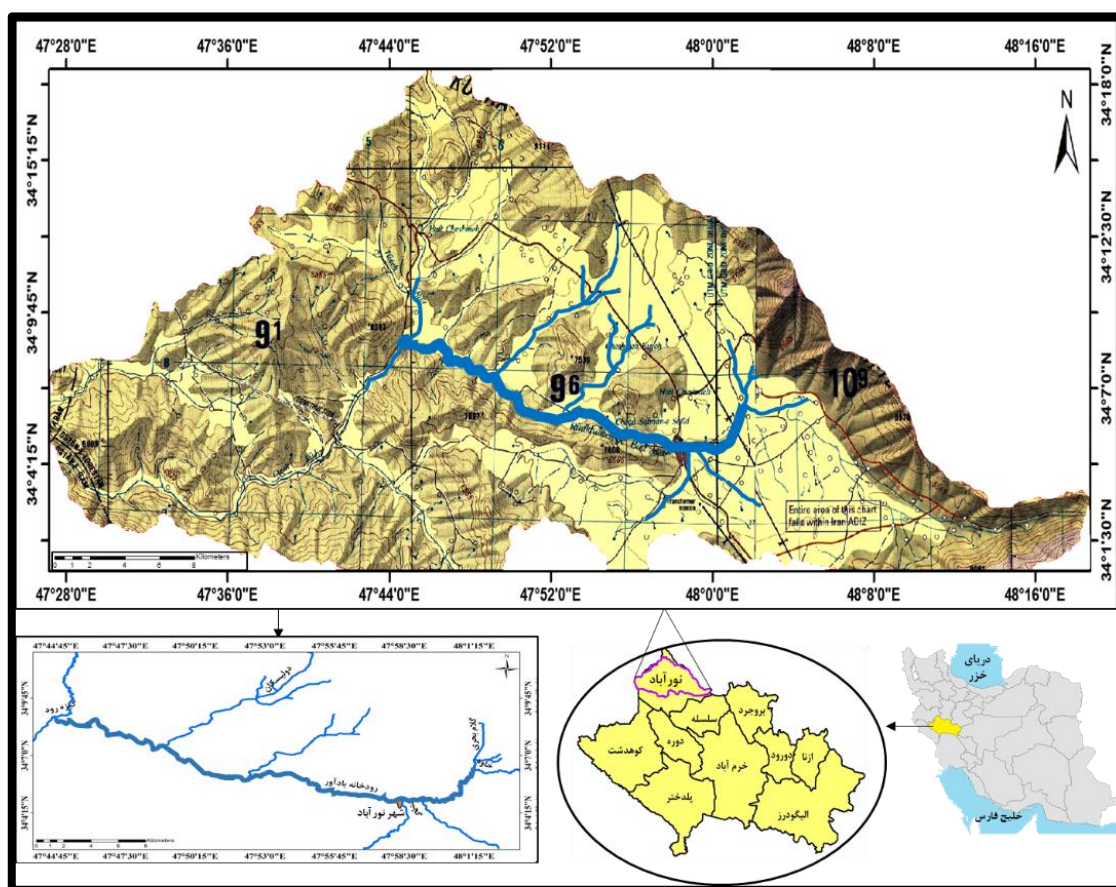


شکل ۱-۲- راه‌های دسترسی به محدوده مورد مطالعه

سرشاخه رودخانه بادآور خاوه نامیده می‌شود و از دامنه‌های جنوبی کوه گرین واقع در ۲۶ کیلومتری شرق نورآباد سرچشمه می‌گیرد. رودخانه بادآور نورآباد به طول حدود ۷۵ کیلومتر، آب‌های این منطقه را پس از عبور از منطقه پرجمعیت نورآباد جمع‌آوری کرده و پس از پیوستن به گیزه‌رود در غرب نورآباد سرانجام به رودخانه سیمره می‌ریزد. روند رودخانه شرقی غربی می‌باشد. موقعیت مکانی حوضه آبخیز بادآور و محدوده مورد مطالعه در شکل ۱-۳ نشان داده شده است.

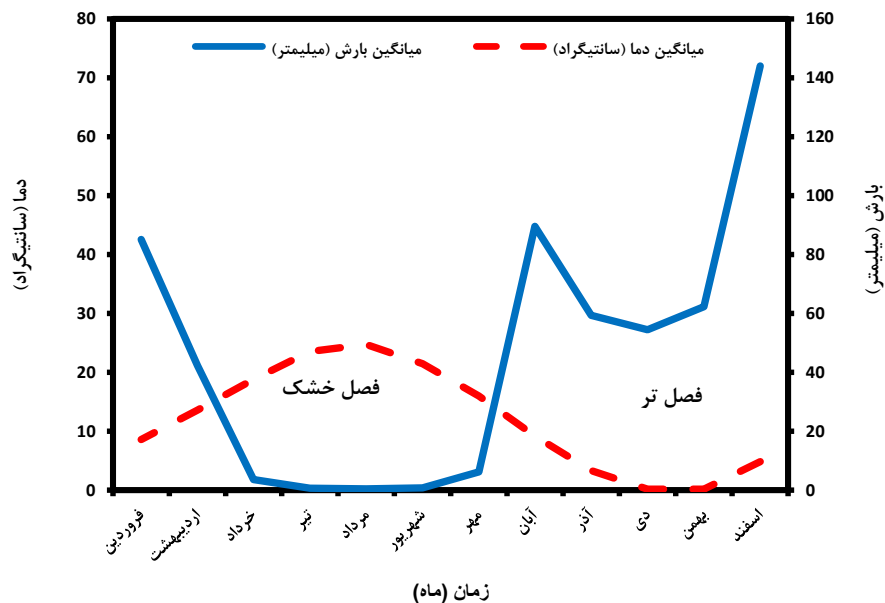
۱-۵- اقلیم

اکثر بارندگی‌های منطقه مورد مطالعه (حوضه آبرگیر رودخانه بادآور) ناشی از ورود جبهه‌های مرطوب مدیترانه‌ای است که از سمت غرب و شمال غرب وارد ایران شده و در برخورد با ارتفاعات زاگرس صعود می‌نماید و موجب بارندگی می‌شود. به طور کلی مقدار بارش از شمال و جنوب به سمت مرکز حوضه آبرگیر، کاهش می‌یابد. متوسط بارش ماهانه (بر حسب mm) طی دوره آماری ۱۵ ساله (۱۳۸۲-۱۳۹۶) در اسفندماه بیشترین مقدار (۱۴۳/۹ mm) و در مردادماه کمترین مقدار (۰/۴ mm) است. مردادماه دارای بیشترین متوسط دما (۲۴/۸ °C) و دی و بهمن‌ماه دارای کمترین میزان متوسط دما (۰/۲) درجه سانتی‌گراد می‌باشند.



شکل ۱-۳- موقعیت جغرافیایی حوضه آبرگیر بادآور و محدوده مورد مطالعه

در شکل ۴-۱ تغییرات مقادیر متوسط دما و بارش در دوره آماری ۱۵ ساله (۱۳۸۲-۱۳۹۶) نشان داده شده است. براساس شکل ۴-۱، طی اردیبهشت تا مهر ماه مقدار دما نسبت به بارش بالاتر است که نشان‌دهنده فصل خشک در این بازه زمانی می‌باشد.



شکل ۴-۱- منحنی آمبروترمیک ایستگاه نورآباد طی دوره آماری ۹۶-۱۳۸۲

۶-۱- زمین‌شناسی

در شکل ۵-۱، نقشه زمین‌شناسی منطقه مورد مطالعه ارائه شده است. قسمت عمده و اصلی منطقه مورد مطالعه در زون سنندج - سیرجان واقع شده است. این زون در اصل جزئی از ایران مرکزی است، ولی با اختصاصات ویژه‌ای به صورت نوار طویل دگرگون شده‌ای در امتداد و به موازات رورانگی زاگرس، از ارومیه و سنندج در شمال غربی تا سیرجان و اسفندقه در جنوب شرقی امتداد دارد. از این نوار با نام‌های مختلف مانند زون ارومیه- اسفندقه و زاگرس داخلی نیز یاد شده است. ادامه این زون در توروس ترکیه و سوریه هم دیده می‌شود. این بخش از نظر رسوب‌گذاری و اختصاصات ساختمانی،

مانند ایران مرکزی است ولی جهت و امتداد کلی آن از امتداد کلی زاگرس پیروی می‌نماید. همچنین، سنگ‌های آتشفشانی ترسیر در آن گسترش چندانی ندارد. این زون جزء ناآرامترین و به عبارتی فعال‌ترین زون ساختمانی ایران به شمار می‌رود و تا سنوزوئیک، فازهای دگرگونی و ماگماتیسم مهمی را پشت سر گذاشته است (مهندسین مشاور ژرفاب پایش، ۱۳۸۲).

۱-۶-۱- چینه‌شناسی

در این بخش واحدهای چینه‌ای مختلف که در محدوده مورد مطالعه برونزد دارند از نظر لیتولوژیکی و خصوصیات سنگ‌شناسی به تفکیک توضیح داده شده است:

۱-۱-۶-۱- دوران دوم (مزوزوئیک):

k_2^{lb} : این واحد از سنگ آهک خاکستری روشن تا تیره، ریز تا درشت دانه، نازک تا ضخیم لایه کرتاسه تشکیل شده است و گسترش زیادی در منطقه دارد، به طوری که رودخانه بادآور بعد از خارج شدن از محدوده شهری در قسمت زیادی از مسیر خود این واحد سنگی را پشت سر می‌گذارد. این واحد در اطراف رودخانه و قبل از محدوده شهری نیز به صورت پراکنده مشاهده می‌شود.

J_3^{kf} ، db، gb₂، hz، pd): این واحدها شامل سنگ‌های افیولیتی (سنگ‌های آذرین گابرو، دیاباز، سرپانتینیت‌ها و دولریت همراه با لنزهای آهکی) است و در نقاط مختلف منطقه مورد مطالعه به صورت جزئی و با فاصله زیاد از رودخانه بادآور، پراکنده شده است.

۱-۱-۶-۲- دوران سوم (سنوزوئیک):

E_1^v : این واحد شامل گدازه‌های بازالتی و آندزیتی تیره رنگ با ضخامت تقریبی ۲۰۰ متر است و سن آن متعلق به پالئوسن می‌باشد. این واحد در اطراف رودخانه بادآور، از قسمت‌های مرکزی محدوده مورد مطالعه به سمت خروجی رودخانه گسترش دارد.

M¹: این واحد در قسمت‌های میانی محدوده مشاهده می‌شود و شامل سنگ‌های کربناتی با آثار میکروفسیل‌های فراوان به سن میوسن است. وجود درزهای فراوان عمود بر هم در آن‌ها این واحد سنگ آهکی را به صورت بلوک‌های نسبتاً بزرگی درآورده است. به دلیل فرسایش و خاصیت انحلال‌پذیری، حفره‌های بسیاری در این سنگ آهک‌ها دیده می‌شود که دلیل بر کارستی شدن آن‌ها می‌باشد.

PL^C: این واحد شامل کنگلومرا و نهشته‌های آواری می‌باشد و جز در قسمت‌های شرقی، در سراسر منطقه به صورت پراکنده گسترش دارد. سن این واحد متعلق به پالئوسن می‌باشد.

رسوبات عهد حاضر (Q^S, Q^C, Q^{t2}, Q^{f1}, Q^{t1}, Q², Q¹, Q^{PL}, Q^{PLC}):

به طور کلی این رسوبات در منطقه مورد مطالعه شامل رسوبات جدید بستر رودخانه‌ها و آبراهه‌های بزرگ، جلگه‌های حاشیه رودخانه‌ها و دشت‌های سیلابی و آبرفت‌های قدیمی و مخروط افکنه‌های پای دامنه کوه‌ها و بالاخره آبرفت‌های جوان (دشت) می‌باشند. رسوبات جدید بستر رودخانه عموماً از جنس ماسه‌ای، گراولی و به اصطلاح درشت دانه هستند و به دلیل پشت سر گذاشتن عمل حمل طولانی، غالباً گرد شده می‌باشند. در واقع بستر رودخانه به دلیل جریان‌های دائمی آب‌ها، دائماً در حال تشکیل و حمل رسوبات دانه درشت می‌باشد.

Q^{PLC}: بخش گسترده‌ای از نهشته‌های جوان در این منطقه شامل تناوبی از نهشته‌های کنگلومرای سخت شده با میان‌لایه‌های مارن رسی به رنگ هوازده کرم و صورتی و در بعضی نقاط کاملاً رسی به رنگ صورتی یا قرمز کم‌رنگ است. ذرات و قلوه‌های سازنده بخش کنگلومرای که در این محدوده رخنمون دارند، بیشتر از سنگ آهک‌های کرتاسه و سنگ‌های آذرین تشکیل شده‌اند.

رسوبات قاره‌ای جوان (Q^{PL}): این رسوبات شامل یک سری رسوبات افقی قاره‌ای است که عمدتاً از آرژیل‌های کم و بیش ماسه‌ای همراه با سنگریزه^۲ و رس مارنی تشکیل شده است. این رسوبات بسیار

جوان بوده و احتمالاً متعلق به پلیوکواترنز است و بصورت پراکنده در جنوب منطقه در اطراف رودخانه گچینه مشاهده می‌شوند.

Q^1 : این رسوبات به صورت پنجه‌های آبرفتی دامنه‌ای، نواحی بلند را به وجود آورده‌اند. این نواحی معمولاً دارای سطح توپوگرافی تا اندازه‌ای صاف و هموار بوده و ذرات سازنده آن‌ها به صورت ناهمگن می‌باشد. این ذرات بیشتر شامل قلوه سنگ، شن و ریگ می‌باشد و گسترش چندانی در منطقه ندارد.

Q^2 : پنجه‌های آبرفتی جوان‌تری هستند که عناصر سازنده آن‌ها در اندازه‌های متفاوت و بیشتر در حد شن و ریگ و بیشتر به صورت پوششی نه چندان ضخیم بر روی آبرفت‌های قدیم بر جای گذاشته شده‌اند. این واحد در شمال شرق منطقه مورد مطالعه رخنمون دارد.

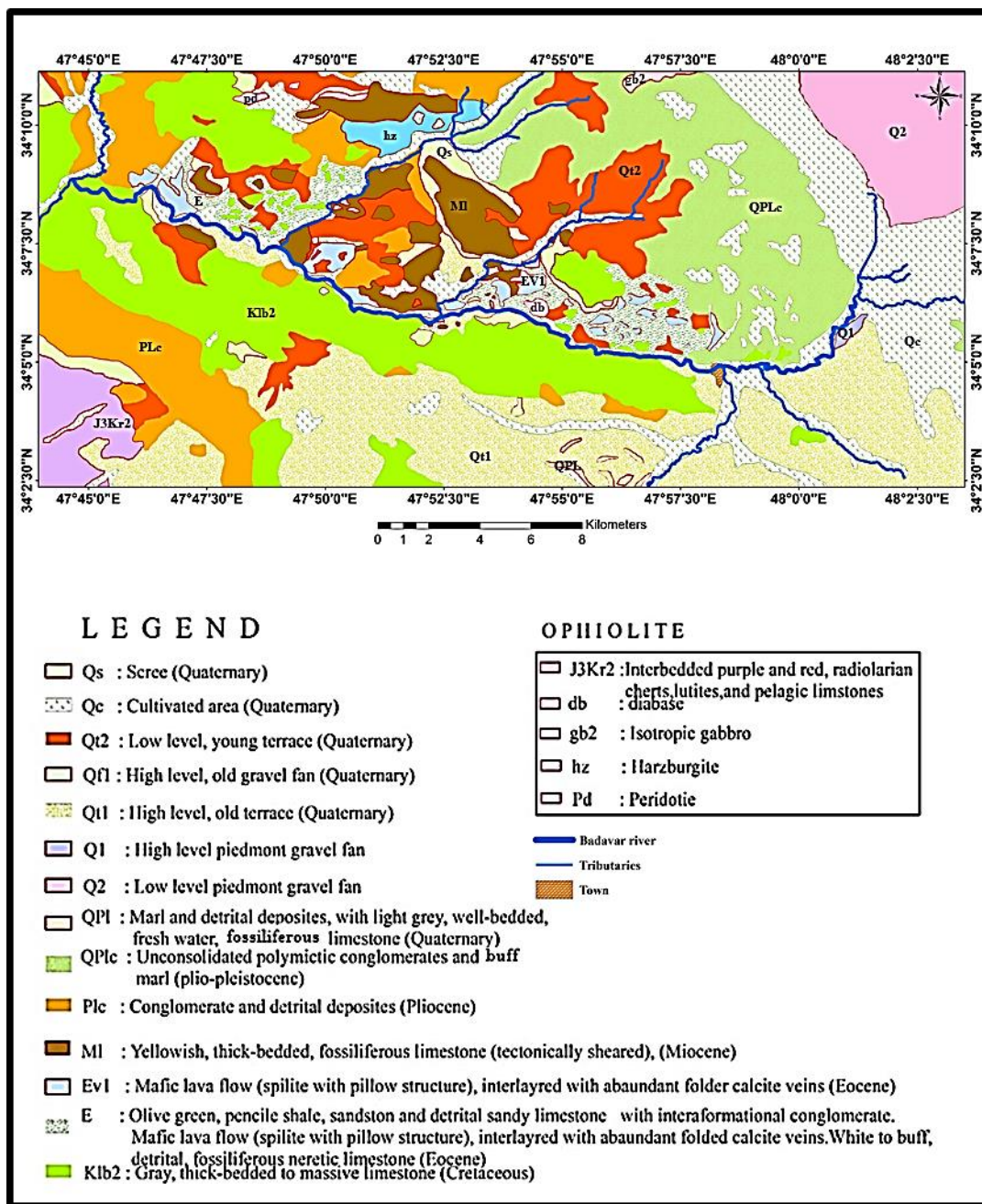
(Qt1) نهشته‌های آبرفتی (کواترنز): این رسوبات بیشتر در پهنه دشت و نقاط پست و کم ارتفاع در جنوب محدوده مورد مطالعه گسترش دارند و شامل تراس‌های قدیمی آبرفتی هستند که عمدتاً از رس و مارن با افق‌های گراول تشکیل شده است.

Q^{f1} : این واحد کواترنری رسوب‌های مخروط‌افکنه‌ای را در بر می‌گیرد که گسترش چندانی در منطقه ندارد.

آبرفت‌های جدید (Q^{t2}): گسترش این رسوبات در منطقه زیاد و به صورت پراکنده بوده و از ضخامت نسبی زیادی برخوردار می‌باشند و شامل آبرفت‌های سیلابی، مخروط افکنه‌ها، واریزه‌های دامنه ارتفاعات و مواد پراکنده فرورفتگی‌های کارستی هستند.

Q^C : جوان‌ترین سازند موجود در دشت آبرفتی می‌باشد که در سرتاسر منطقه مورد مطالعه مشاهده می‌شود.

Q^S (Scree): طبقاتی که در نقشه زمین‌شناسی با علامت (Scree) مشخص گردیده مربوط به رسوبات واریزه‌ها و لغزش‌های سازندها است. این واحد واریزه‌های دوران چهارم را شامل می‌شود.



شکل ۱-۵- نقشه زمین شناسی محدوده مورد مطالعه

۷-۱- دبی رودخانه بادآور

حجم آبی که در واحد زمان از مقطع عرضی رودخانه عبور می کند دبی (آبدهی) خوانده می شود، که معمولاً بر حسب متر مکعب بر ثانیه بیان می گردد. مقدار دبی برابر با حاصل ضرب سرعت جریان در سطح مقطع رودخانه است. دبی یک رودخانه عامل مهمی در بررسی های هیدرولوژیکی و ارزیابی

شدت آلودگی است. بیشترین متوسط ماهانه دبی رودخانه بادآور طی دوره آماری (۱۳۹۶-۱۳۴۸) در فروردین ماه ($8/5 \text{ m}^3/\text{s}$) و کمترین مقدار آن در شهریورماه ($0/8 \text{ m}^3/\text{s}$) برآورد شده است (مهندسین مشاور سنگاب زاگرس ۱۳۹۵).

۱-۸- آبراهه‌های موجود در منطقه مورد مطالعه

شاخه‌های فرعی متصل به رودخانه بادآور شامل شاخه‌های گچینه، گلام بحری، خاوه و دولیسکان می‌باشد. شاخه گچینه در قسمت انتهایی مسیر خود قبل از اتصال به رودخانه بادآور با عبور از داخل شهر نورآباد فاضلاب‌های شهری را دریافت می‌کند. شاخه‌های خاوه، گلام بحری و دولیسکان پس از عبور از مناطق خاوه، گلام بحری و پیردوستی به رودخانه بادآور می‌پیوندند. این آبراهه‌ها نقطه انتهایی فاضلاب‌های خانگی و رواناب‌های کشاورزی مناطق مذکور می‌باشند.

فصل دوم

مروری بر تحقیقات گذشته

۲-۱- مقدمه

در سال‌های اخیر محدودیت منابع آب شیرین در جهان و اهمیت حفاظت کیفی از اینگونه منابع موجب جلب توجه بسیاری از جوامع علمی به مسأله آلودگی اکوسیستم‌های رودخانه شده است. برخی از عوامل از جمله زمین‌شناسی منطقه و فعالیت‌های صنعتی، کشاورزی و شهرنشینی می‌تواند در شدت آلودگی آب رودخانه‌ها اثر بگذارد (Emmanuel et al. 2018; El-Anwar et al. 2018). بنابراین به منظور محافظت از منابع آب شیرین، شناخت عوامل آلاینده و منبع آنها ضروری می‌باشد. در این راستا مطالعه پژوهش‌های دیگر محققان و استفاده از روش‌های آنها می‌تواند بسیار مؤثر واقع شود. تحقیق در مورد انواع آلاینده‌ها و نقش آنها در محیط‌زیست و به ویژه منابع آب همواره مورد توجه پژوهشگران بوده است. تحقیقات متعدد و بسیاری در زمینه بررسی کیفیت آب و ارزیابی آلودگی آب و رسوب رودخانه‌ها در ایران و جهان صورت پذیرفته است که در ادامه به نتایج برخی از آنها اشاره می‌شود.

۲-۲- منابع آلاینده رودخانه‌ها

به طور کلی منابع آلاینده رودخانه‌ها به دو گروه طبیعی و انسان‌زاد تقسیم می‌شوند که به دو صورت منابع نقطه‌ای^۳ و منابع غیرنقطه‌ای^۴ می‌باشند. در ادامه به مطالعات انجام شده در مورد تأثیر این منابع بر کیفیت آب و رسوبات بستر رودخانه‌ها اشاره می‌شود.

۲-۲-۱- عوامل طبیعی مؤثر بر کیفیت محیط رودخانه‌ای

۲-۲-۱-۱- عوامل طبیعی مؤثر بر غلظت عناصر بالقوه سمی

پژوهش‌های زیادی در مورد تأثیر عوامل طبیعی بر کیفیت آب و رسوب رودخانه‌ها انجام شده است. بر

3 Point source pollution

4 Non-point source pollution

اساس مطالعات انجام شده مهم‌ترین عامل طبیعی تأثیرگذار بر ویژگی‌های کیفی رودخانه‌ها، زمین‌شناسی حوضه آبرگیر می‌باشد.

در تحقیقی که بوسیله لورتا و همکاران (Loretta et al. 2009) انجام شد، منشأ عناصر بالقوه سمّی در حوضه آبرگیر برانت در ونکوور به وسیله استخراج ترتیبی رسوبات تعیین شد. در این بررسی ۷۰-۹۰٪ آهن و ۲۰-۸۰٪ منگنز در بخش باقیمانده حضور داشتند که نشان می‌دهد فرسایش مواد معدنی طبیعی منبع مهمّی برای این عناصر است.

سلاطی و مر (Salati and Moore, 2010) با آنالیز مؤلفه اصلی نمونه‌های رسوب نشان دادند که غلظت بالای نیکل و کروم در رسوبات رودخانه خشک در محدوده شیراز از منبع طبیعی حاصل شده است که مربوط به ترکیب سازند رازک می‌باشد. همچنین آن‌ها نشان دادند که مقادیر منگنز در برخی مکان‌های نمونه‌برداری بیش از استاندارد سازمان بهداشت جهانی می‌باشد که می‌تواند ناشی از حضور کانی پیرولوسیت در نمونه‌ها باشد.

نتایج تحقیقات نگوین و همکاران (Nguyen et al. 2016) بر روی ارزیابی آلودگی فلزات سنگین در آب و رسوبات رودخانه سرخ ویتنام نشان داد که کروم و وانادیم همبستگی معناداری با ذرات ریز دارند، در نتیجه تمرکز این فلزات به طور عمده توسط اندازه ذرات به عنوان یک نتیجه از فرآیندهای هوازدگی طبیعی کنترل می‌شود.

مالوندی (Malvandi, 2017) منشأ کروم، نیکل و روی در رودخانه لونه در شمال شرق دریای بوهایی در چین و منشأ آرسنیک، نیکل و مس در رودخانه بورتالا واقع در شمال غرب چین را به فرآیندهای طبیعی یا مواد پوسته‌ای نسبت داده است.

کردیان و همکاران (۱۳۹۳) کیفیت آب رودخانه تیره، در حدفاصل شهرهای بروجرد-دورود (استان لرستان) را مورد بررسی قرار دادند. آن‌ها با استفاده از تحلیل آماری چند متغیره (همبستگی، تحلیل

خوشه‌ای، تحلیل مؤلفه اصلی) نشان دادند که فلزات مس، نیکل، روی، کروم و کادمیم دارای منشأ زمین‌زاد هستند.

حیات‌الغیب و همکاران (۱۳۹۲) به بررسی شیمی آب و ژئوشیمی رسوبات بستر رودخانه کاکارضا در استان لرستان پرداختند. آن‌ها براساس نتایج حاصل از تحلیل آماری چند متغیره چنین استنباط کردند که فلزات آهن، نیکل، روی و کروم دارای منشأ زمین‌زاد هستند.

قاسم‌زاده و همکاران (۱۳۹۰) پس از بررسی غلظت فلزات سنگین در آب و رسوبات رودخانه کشکان (استان لرستان) به این نتیجه رسیدند که نیکل، آهن، کبالت، آلومینیوم و کروم در رسوبات متأثر از سازندهای کشکان و امیران و استرانسیم و سلنیم در رسوبات متأثر از سازند گچساران بیشترین غلظت و غنی‌شدگی را دارا بوده و دارای منشأ زمین‌زاد می‌باشند.

۲-۱-۲-۲- پارامترهای مؤثر بر تحرک و ته‌نشینی عناصر بالقوه سمی در رسوبات

رسوبات رودخانه به طور گسترده‌ای به عنوان شاخص‌های محیطی برای حفظ اطلاعات زیست‌محیطی و ارزیابی آلودگی آن‌ها مورد استفاده قرار می‌گیرند. رسوبات بستر در رودخانه‌ها به عنوان مخزن و منبع فلزات عمل می‌کنند. بنابراین رسوبات آلوده به فلزات ممکن است با تغییر شرایط محیطی مثل pH، پتانسیل اکسایش-کاهش و قدرت یونی، عناصر را به ستون آب اضافه کنند، بنابراین نگهداشت عناصر سمی توسط رسوبات به عوامل متعدد مانند ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی محیط و خصوصیات زمین‌شیمیایی عنصر مورد نظر بستگی دارد (Hoque et al. 2011).

داس (Das, 2005) آلودگی زیست‌محیطی آب و رسوبات دریاچه کومان را بررسی نموده و نشان داده است که غلظت فلزات در رسوبات معلق این دریاچه در مقایسه با غلظت آن‌ها در رسوبات بستر بالاتر است، این امر نشان دهنده تأثیر اندازه ریز دانه‌های رسوب در جذب آلاینده‌ها و ظرفیت جذب بیشتر آن‌ها است.

لورتا و همکاران (Loretta et al. 2009) پس از تحقیقات خود با هدف بررسی تحرک و زیست دسترس‌پذیری فلزات در رسوبات حوضه آبرگیر رودخانه برانت در کانادا، اظهار داشتند که رسوبات شنی دارای غلظت‌های پایین‌تر فلزات جزئی می‌باشند و بالاترین مقادیر فلزات جزئی مرتبط با رسوب در نواحی با شیب پایین قبل از رسیدن به دریاچه بوده و نمونه‌های برداشت شده از داخل دریاچه، بالاترین مقادیر انباشت مواد آلی را دارا هستند.

ژانگ و همکاران (Zhang et al. 2010) پس از بررسی کیفیت آب رودخانه ژانگ‌جیان در چین نشان دادند که عناصر کروم، نیکل، منگنز، آهن، مس، استرانسیم و روی در رسوبات معلق نسبت به تمرکز آن‌ها در رسوبات بستر تفاوت معناداری دارد که به علت جذب آن‌ها روی ذرات ریز و به علت حضور هیدروکسیدها و مواد آلی می‌باشد.

نظیر و همکاران (Nazeer et al. 2014) توزیع فلزات سنگین را در رودخانه سوآن پاکستان بررسی کردند. نتایج پژوهش آنان نشان داد که در دوره‌های پس از بارندگی، pH آب پایین و غلظت عناصر بالا می‌باشد. آن‌ها دلیل آن را ورود پسماندهای آلی (فضولات حیوانی) به داخل رودخانه بوسیله رواناب حاصل از بارندگی دانستند.

شفیعی و همکاران (Shafie et al. 2014) در مطالعه بر روی توزیع فلزات سنگین در رسوبات رودخانه لانگات واقع در ساحل غربی شبه‌جزیره مالازیا نشان دادند که رسوبات می‌تواند فلزات موجود در پیکره آبی را ذخیره کرده و با تغییر شرایط فیزیکوشیمیایی آن‌ها را آزاد کند. بنابراین درک برهم‌کنش بین رسوب و آلاینده‌ها مهم است. میزان جذب عناصر بالقوه سمی در رسوب با افزایش ظرفیت تبادل کاتیونی افزایش می‌یابد. کاهش pH باعث افزایش فعالیت H^+ ، Fe^{3+} و Al^{3+} می‌شود از این رو این کاتیون‌ها با عناصر جزئی برای سایت‌های جذب منفی موجود در سطح رسوبات رقابت می‌کنند.

نگوین و همکاران (Nguyen et al. 2016) پس از بررسی رودخانه سرخ واقع در ویتنام مشاهده کردند که کروم و وانادیم با آلومینیم، آهن، منگنز و کربن آلی کل و همچنین اندازه ذرات همبستگی بالایی دارند. آن‌ها بیان داشتند که این دو فلز به طور عمده از منابع طبیعی حاصل شده‌اند و در بخش

رسوبات ریز غنی شده‌اند. در مقابل غلظت عناصر نیکل، سرب، کادمیم، مس و روی همبستگی کمی با اندازه ذرات نشان می‌دهند. اندازه ذرات، حضور کانی‌های رسی، اکسیدهای آهن و کربن آلی کل از عوامل مهم برای کنترل غلظت عناصر بالقوه سمی می‌باشند. به طور معمول در رسوبات خوب دانه بندی شده که حاوی کانی‌های رسی، اکسیدهای آهن و مقادیر کربن آلی کل بالا هستند، غلظت بالاتر عناصر بالقوه سمی بالاتر است.

در تحقیقی که بوسیله لیانگ و همکاران (Liang et al. 2017) به منظور بررسی تحرک فلزات سنگین در رسوبات دریاچه دینگشان در شانگهای چین انجام شد، گزارش شده است که گونه‌سازی شیمیایی عناصر به pH رسوب، اندازه‌ی ذرات، حضور اکسیدهای آهن و منگنز و کربن آلی بستگی دارد. این پژوهشگران در تحقیقات خود نشان دادند که پتانسیل رداکس بالا می‌تواند سولفیدهای فلزات را اکسید کند و این امر باعث آزاد شدن فلزات می‌شود. از سوی دیگر مقادیر پتانسیل رداکس پایین، پایداری سولفیدهای فلزی را افزایش می‌دهد. اندازه ذرات یک ویژگی ضروری رسوب است که رفتار فیزیکی شیمیایی، ظرفیت جذب و توزیع فلزات را تحت تأثیر قرار می‌دهد. به طور کلی ذرات کوچک تر به دلیل دارا بودن مساحت سطحی بالاتر، فلزات بیشتری را به خود جذب می‌کنند. کربنات آلی کل به عنوان یک عامل حیاتی اثرگذار بر حفظ و انتقال فلزات سنگین مطرح شده است. اسید سولفید فرآر (AVS)⁵ می‌تواند به طور مؤثر با فلزات سنگین واکنش نشان دهد تا آن‌ها از نظر بیولوژیکی در دسترس نباشند. در این تحقیق نتایج آنالیز خوشه‌ای نشان داد که روی، مس و کادمیم با آهن و منگنز همبستگی دارند، در حالی که نیکل، سرب و کروم ارتباط نزدیکی با کربن آلی کل و اسید سولفید فرآر داشتند. همچنین نتایج آنالیز دسته‌بندی چند بعدی غیرمتریک (NMDS)⁶ نشان داد که میزان تمرکز مس و روی تحت تأثیر غلظت آهن و منگنز و مواد آلی قرار دارد. آن‌ها مشاهده کردند که آلومینیوم، کروم، کبالت، نیکل، مس و روی دارای رابطه خطی مثبت با اندازه‌ی ذرات هستند.

5 acid-volatile sulfide

6 Non-metric multidimensional Scaling

براساس تحقیقات فرقانی و همکاران (۱۳۹۳) در رودخانه گرگانرود در محدوده شهر گنبد، بین ظرفیت تبادل کاتیونی رسوبات و غلظت Cu و Ni, Cr, As رابطه مثبت مشاهده شد. این امر نشان دهنده نقش سطوح دارای بار منفی در افزایش جذب این عناصر از محیط آب است.

۲-۱-۳- عوامل طبیعی مؤثر بر غلظت یون‌های اصلی

عوامل طبیعی و لیتولوژیکی نقش مهمی در افزایش غلظت یون‌های اصلی آب دارند. برهم کنش بین آب و سنگ عامل مهمی است که کیفیت منابع آب را کنترل کرده و باعث کاهش کیفیت و حتی آلودگی آب می‌شود. از این رو، مطالعات هیدروشیمی (بررسی غلظت یون‌های اصلی) منابع آب یکی از روش‌های ارزیابی کیفیت و شناخت عوامل مؤثر بر کیفیت آب می‌باشد.

چیدیا و همکاران (Chidya et al. 2011) کیفیت آب رودخانه لیکانگالا را مورد ارزیابی قرار داده و نشان دادند که مقادیر بالای قلیائیت در برخی سایت‌ها ناشی از جنس خاک و انحلال مواد معدنی است. مقادیر کلر بالاتر از مقادیر استاندارد WHO و استاندارد سازمان ملالوی (MBS) بود که احتمالاً به علت حضور چشمه‌های آبگرم زیرزمینی نشأت گرفته از نفوذی‌های آتشفشانی، فلدسپارها و نفلین سینیت، می‌باشد. آن‌ها مقادیر بالای نیترات را در برخی ایستگاه‌ها بدست آوردند، به گفته آن‌ها آبخوبی فضولات انسانی و حیوانی و ورود فاضلاب‌های صنعتی کارخانه‌ها دلیل افزایش غلظت نیترات هستند. در این تحقیق در بعضی از سایت‌ها غلظت یون‌های HCO_3^- ، Cl^- و Na^+ همبستگی قوی با هدایت الکتریکی آب نشان دادند.

براساس تحقیقات شاملو (۱۳۹۳) در بررسی ویژگی‌های کیفی و هیدروشیمیایی آب رودخانه چهل چای استان گلستان، تمام نمونه‌های آب براساس نمودار شولر در رده سخت تا بسیار سخت قرار گرفتند که این امر نشان‌دهنده انحلال سنگ‌های کربناته به عنوان مهم‌ترین عامل کنترل کننده اصلی ترکیب شیمیایی رودخانه می‌باشد.

۲-۲-۲- عوامل انسانزاد مؤثر بر کیفیت محیط رودخانه‌ای

رشد جمعیت باعث افزایش مصرف بیشتر آب، غذا و انرژی شده و نتیجه آن توسعه صنایع و فعالیت‌های کشاورزی می‌باشد. این فرآیند در نهایت منجر به افزایش غلظت آلاینده‌های مختلف (عناصر بالقوه سمی و آلاینده‌های میکروبی) در منابع آب می‌شود. آلودگی‌های انسانزاد در قرن اخیر به عنوان یکی از مهم‌ترین منابع آلودگی شناخته شده‌اند که عمدتاً از راه‌های زیر نشأت می‌گیرند:

۱) آلودگی ناشی از تخلیه فاضلاب‌های خانگی و رواناب‌های شهری

۲) آلودگی ناشی از ورود پساب‌های صنعتی

۳) آلودگی ناشی از ورود پساب‌های کشاورزی

۲-۲-۲-۱- تخلیه فاضلاب‌های خانگی و رواناب شهری

رودخانه‌ها از دیرباز به دلیل تأمین نیاز آبی انسان مورد توجه بوده‌اند، از این رو حاشیه رودخانه‌ها همیشه به عنوان کانون تجمع جمعیت مورد توجه قرار گرفته است. سکونت جمعیت‌های انسانی در حاشیه رودخانه‌ها با تخلیه فاضلاب‌های خانگی و پساب‌های شهری همراه است که این امر به افزایش آلودگی رودخانه‌ها می‌انجامد. بدین ترتیب رودخانه‌ها در مناطق شهری نقش مهمی در جذب و انتقال فاضلاب شهری و رواناب حاصل از بارندگی دارند.

لورتا و همکاران (Loretta et al. 2009) غلظت بالای سرب، روی، منگنز و مس در رودخانه استیل در کانادا در فصل تر را به تخلیه رواناب خیابان‌ها مربوط دانستند. به گفته آن‌ها خوردگی وسایل نقلیه و سپس شستشو به وسیله جریان‌های شهری می‌تواند منبع آلودگی روی و آهن از سطح جاده‌ها باشد.

سزار و همکاران (Suthar et al. 2009) نتیجه گرفتند که آلودگی فلزات (کادمیم، مس، کروم، آهن، منگنز، روی و سرب) در رودخانه هیندون هند به علت اختلاط آب رودخانه‌های کامی و کربشنی که فاضلاب و رواناب‌های شهری را حمل می‌کنند، افزایش می‌یابد.

سلاطی و مر (Salati and Moore 2010)، غلظت بالای مس در نمونه‌های آب رودخانه خشک شیراز را به تخلیه فاضلاب‌های خانگی و صنعتی تخلیه شده به این رودخانه مربوط دانستند. آن‌ها همچنین بالاترین غلظت

کروم و سرب را در سایتی نزدیک به ایستگاه اتوبوس و گاز مشاهده کردند.

نصرآبادی و همکاران (Nasrabadi et al. 2010) بعد از بررسی‌های خود بر روی رسوبات رودخانه هراز مشاهده کردند که غلظت سرب در سایت‌های پایین‌دست در بخش قابل حل در اسید بیشتر است، آن‌ها دلیل این افزایش را ورود فاضلاب‌های شهری در پایین‌دست رودخانه دانستند، همچنین درصد بالای مس در رسوبات را ناشی از جریان فاضلاب شهر آمل و برخی روستاهای دیگر دانستند.

در مطالعه‌ای که توسط مالوندی (Malvandi 2017) بر روی رسوبات رودخانه زرین‌گل در استان گلستان در شمال ایران انجام گرفت، میانگین مقادیر ضریب غنی‌شدگی برای کبالت، آرسنیک و سلنیم در رسوبات بیشتر از ۱/۵ بود، که نشان دهنده اثرات انسانی (تخلیه فاضلاب‌های خانگی و شهری) بر آلودگی رودخانه می‌باشد.

سزیزبا (Siziba 2017) اثر فاضلاب شهری بر کیفیت آب رودخانه یومزینگوان در زیمبابوه را بررسی کرد. به گفته ایشان فاضلاب شهری شامل مقدار قابل توجهی از مواد مغذی است که از مواد شوینده منشأ می‌گیرند. در این فاضلاب‌ها به علت تجزیه مواد آلی، مقدار اکسیژن حل شده پایین است. تخلیه این فاضلاب‌ها به آب رودخانه به کاهش کیفیت آب منجر می‌شود.

پژوهش‌های رستمی (۱۳۹۱) بر روی کیفیت آب رودخانه سیاهرود نشان داد که میزان نیترات در آب معمولاً یکی از شاخص‌های تعیین‌کننده درجه تأثیرگذاری فعالیت‌های شهری بر کیفیت آب‌های سطحی است. در این رودخانه، غلظت نیترات در نمونه‌های برداشت شده از نقاط شهری (قائم‌شهر) بیشتر از مناطق دیگر است که علت آن تخلیه فاضلاب‌های شهری (بیمارستانی) به داخل این رودخانه است.

۲-۲-۲-۲- تخلیه پساب‌های کشاورزی

منابع اصلی آلودگی در پساب کشاورزی، آفت‌کش‌ها (به علت ماندگاری بالا) و کودهای شیمیایی حاوی عناصر بالقوه سمّی می‌باشند. آفت‌کش‌ها به دو گروه اصلی کلردار و فسفردار طبقه‌بندی می‌شوند که از میان آن‌ها انواع فسفردار مسمومیت‌های شدیدتری در بدن انسان و آبزیان ایجاد می‌نمایند. تحقیقات انجام شده به وسیله‌ی سلاطی و مر (Salati and Moore 2010) بر روی غلظت عناصر بالقوه سمّی در آب و رسوبات رودخانه خشک شیراز نشان داد که در ایستگاهی در نزدیکی زمین‌های کشاورزی مقدار ضریب غنی‌شدگی برای کادمیم و سرب بالاتر از ۲ می‌باشد، آن‌ها تخلیه پساب‌های کشاورزی را دلیل مقدار مشاهده شده ضریب غنی‌شدگی دانستند.

تاناکا و همکاران (Tanaka et al. 2013) در تحقیق خود، مقادیر بالای نیتروژن و فسفر در آب رودخانه داهه در چین را به کودهای حیوانی استفاده شده به وسیله کشاورزان منطقه نسبت دادند.

اسلام و همکاران (Islam et al. 2015) علت غلظت بالای کادمیم در رسوبات رودخانه کوروتوا در بنگلادش را فعالیت‌های کشاورزی و استفاده از کودها و آفت‌کش‌ها ذکر کردند.

بویان و همکاران (Bhuyan et al. 2017) منبع سرب و کبالت در رسوبات رودخانه مگنا بنگلادش را با آنالیز مؤلفه‌های اصلی، فعالیت‌های کشاورزی در نظر گرفتند.

به گفته عبدالستار و همکاران (Abdel-Satar et al. 2017) تخلیه رواناب‌های کشاورزی حاوی مقادیر زیاد نمک‌های مضر و عناصر بالقوه سمّی، کیفیت آب رود نیل را کاهش داده است.

گوپتا و همکاران (Gupta et al. 2017) پس از بررسی تأثیر پارامترهای فیزیکی‌شیمیایی و بیولوژیکی بر کیفیت آب رودخانه نارمادا در هند، فعالیت‌های کشاورزی را به عنوان عامل افزایش غلظت قابل توجه نترات در آب‌های سطحی گزارش نموده‌اند. افزایش مقدار نیتروژن-نترات در آب‌های سطحی باعث مشکلات مختلفی از جمله بیماری متهموگلوبینا در نوزادان می‌شود.

۲-۲-۳- تخلیه پساب‌های صنعتی

رشد صنایع تأثیرات ناخوشایندی بر اکوسیستم‌های آبی دارد. پساب‌های صنعتی گاهی مواقع به طور مستقیم و بدون هیچ‌گونه پاکسازی و فقط با یک جداسازی ساده فیزیکی وارد رودخانه می‌شوند و باعث آلودگی رودخانه‌ها می‌شوند.

به عقیده سزار و همکاران (Suthar et al. 2009) منبع اصلی کادمیم و کروم در آب رودخانه هیندون هند را می‌توان به تخلیه فاضلاب صنعتی از کارخانه نوشیدنی در قاضی‌آباد و فاضلاب صنایع نساجی و صنعت سیمان و صنعت تولید فلز و رنگ‌سازی نسبت داد.

نصرآبادی و همکاران (Nasrabadi et al. 2010) بعد از بررسی خود بر روی رسوبات رودخانه هرآز مشاهده کردند که غلظت سرب در سایت‌های بالادست بالا می‌باشد، آن‌ها دلیل این افزایش غلظت را فعالیت‌های معدنی و صنعتی در بالادست رودخانه بیان کردند.

وارول و سن (Varol and Sen 2012) با مطالعه بر روی آلودگی عناصر بالقوه سمی در آب‌های سطحی و رسوبات رودخانه تیگریس ترکیه و اندازه‌گیری غلظت عناصر بالقوه سمی و محاسبه شاخص زمین‌انباشت و ضریب غنی‌شدگی، غلظت بالای کادمیم، کبالت، مس، نیکل، سرب و روی در سایت‌های پایین‌دست کارخانه استخراج مس را به تخلیه فاضلاب این کارخانه به رودخانه نسبت دادند.

نگوین و همکاران (Nguyen et al. 2016) آلودگی فلزات سنگین رودخانه سرخ را بررسی کردند. آن‌ها بیان داشتند مقادیر ضریب غنی‌شدگی بالای مس، نیکل، سرب، روی و کادمیم نشان‌دهنده آلودگی این فلزات در سایت‌های بالادست (که در نزدیکی صنایع تولید مواد شیمیایی و کود و تأسیسات معدنی کاری مواد معدنی مس، سرب و روی قرار دارند)، می‌باشد.

بوین و همکاران (Bhuyan et al. 2017) منبع سرب و کبالت در رسوبات رودخانه مگنا در بنگلادش را فعالیت‌های صنعتی در نظر گرفتند.

ژانگ و همکاران (Zhang et al. 2010) آلودگی فلزات جیوه، آرسنیک، مس و سرب در آب رودخانه ژیانگ جیانگ را به منابع آلودگی انسانزاد به ویژه فعالیت‌های صنعتی (منابع نقطه‌ای) نسبت دادند.

فصل سوم

روش انجام پژوهش

۳-۱- روش انجام تحقیق

روش انجام تحقیق شامل موارد زیر می‌باشد:

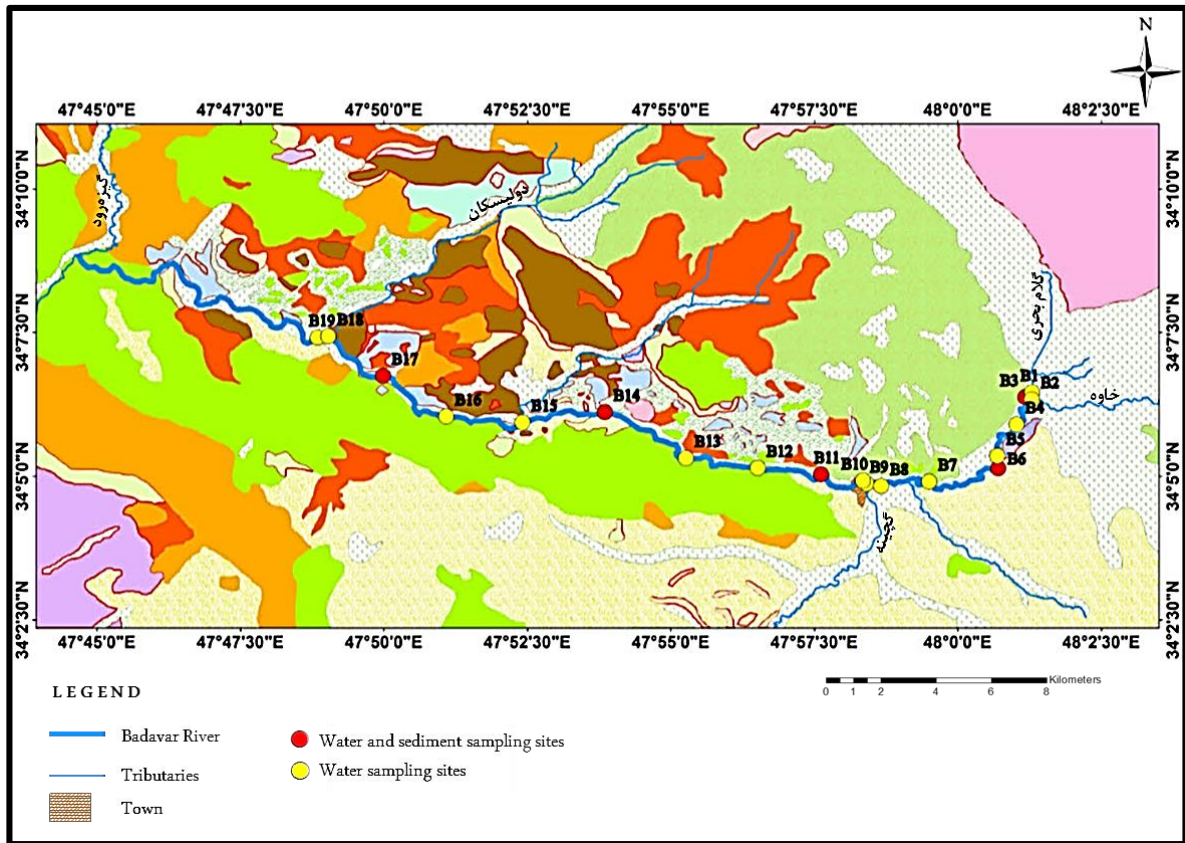
- ۱) مطالعات کتابخانه‌ای و مروری بر مطالعات انجام شده مرتبط با موضوع در ایران و جهان
- ۲) بررسی نقشه‌های زمین‌شناسی و توپوگرافی منطقه
- ۳) بازدید از محل، مطالعات صحرایی و نمونه‌برداری از آب و رسوب
- ۴) اندازه‌گیری برخی پارامترهای کیفی در نمونه‌های آب (EC, pH, TDS و دما) در صحرا
- ۵) تعیین غلظت یون‌های اصلی و عناصر بالقوه سمّی در نمونه‌های آب
- ۶) اندازه‌گیری مقدار کل باکتری‌های کلیفرم در نمونه‌های آب
- ۷) تعیین پارامترهای فیزیکوشیمیایی (pH, کربنات، ماده آلی و CEC) و اندازه‌گیری غلظت عناصر بالقوه سمّی در رسوبات
- ۸) محاسبه شاخص‌های ژئوشیمیایی مربوط به آب و رسوب
- ۹) تحلیل داده‌ها و نتیجه‌گیری

۳-۲- انتخاب ایستگاه‌های نمونه‌برداری

با توجه به مطالعات پایه (مورفولوژی رودخانه، هیدرولوژی و زمین‌شناسی منطقه، کاربری اراضی، توزیع منابع آلودگی، شاخه‌های فرعی رودخانه و همچنین سهولت دسترسی به ایستگاه)، تعداد ۱۹ ایستگاه برای نمونه‌برداری انتخاب شد. از این میان ۱۹ نمونه برای آنالیز یون‌های اصلی آب، ۱۲ نمونه جهت آنالیز عناصر بالقوه سمّی در آب (B3، B5، B7، B8، B10، B11، B12، B13، B14، B15، B16 و B19) و ۵ نمونه (B3، B6، B11، B14 و B17) جهت بررسی آلودگی میکروبی آب و رسوبات انتخاب شد. محل و نام ایستگاه‌ها و دلایل انتخاب آن‌ها در جدول ۳-۱ و شکل ۳-۱ نمایش داده شده است.

جدول ۱-۳ موقعیت جغرافیایی ایستگاه‌های نمونه‌برداری رودخانه بادآور

ایستگاه	طول جغرافیایی	عرض جغرافیایی	توصیف
B ₁	۴۸° ۱' ۱۷.۷۱" E	۳۴° ۶' ۷۴.۲۷" N	شاخه فرعی گلام بحری
B ₂	۴۸° ۱' ۱۷.۴۵" E	۳۴° ۶' ۲۰.۳۶" N	شاخه فرعی خاوه
B ₃	۴۸° ۱' ۱۰.۷۸" E	۳۴° ۶' ۲۲.۷۸" N	ابتدای رودخانه بادآور
B ₄	۴۸° ۱' ۱.۵۲" E	۳۴° ۵' ۵۴.۳۵" N	بادآور- حد واسط ایستگاه‌های B ₃ و B ₅
B ₅	۴۸° ۰' ۴۱.۴۴" E	۳۴° ۵' ۲۱.۳۹" N	بادآور- بعد از ورود فاضلاب مرکز پرورش ماهی
B ₆	۴۸° ۰' ۴۲.۴۴" E	۳۴° ۵' ۸.۵۶" N	بادآور- بعد از آب‌بند
B ₇	۴۷° ۵۹' ۳۰.۱۶" E	۳۴° ۴' ۵۴.۷۱" N	بادآور- حد واسط ایستگاه‌های B ₆ و B ₈
B ₈	۴۷° ۵۸' ۳۹.۹۵" E	۳۴° ۴' ۴۹.۹۷" N	بادآور- قبل از شهر نورآباد
B ₉	۴۷° ۵۸' ۲۴.۷۸" E	۳۴° ۴' ۵۲.۶۴" N	شاخه فرعی گچینه
B ₁₀	۴۷° ۵۸' ۲۱.۱۴" E	۳۴° ۴' ۵۵.۴۸" N	بادآور- بعد از اتصال شاخه فرعی گچینه
B ₁₁	۴۷° ۵۷' ۳۷.۲۴" E	۳۴° ۵' ۲.۳۰" N	بادآور- بعد از شهر نورآباد
B ₁₂	۴۷° ۵۶' ۳۱.۰۵" E	۳۴° ۵' ۸.۷۹" N	بادآور- روبروی محل تخلیه زباله‌های شهر نورآباد
B ₁₃	۴۷° ۵۵' ۱۵.۹۶" E	۳۴° ۵' ۱۸.۹۴" N	بادآور- حد واسط ایستگاه‌های B ₁₂ و B ₁₄
B ₁₄	۴۷° ۵۳' ۵۱.۰۱" E	۳۴° ۶' ۷.۰۹" N	بادآور- حد واسط ایستگاه‌های B ₁₃ و B ₁₅
B ₁₅	۴۷° ۵۲' ۲۴.۹۷" E	۳۴° ۵' ۵۶.۵۵" N	بادآور- حد واسط ایستگاه‌های B ₁₄ و B ₁₆
B ₁₆	۴۷° ۵۱' ۵.۳۱" E	۳۴° ۶' ۲.۶۸" N	بادآور- حد واسط ایستگاه‌های B ₁₅ و B ₁₇
B ₁₇	۴۷° ۴۹' ۵۹.۱۶" E	۳۴° ۶' ۴۵.۱۲" N	بادآور- بعد از روستای خاتون‌بان
B ₁₈	۴۷° ۴۹' ۲.۰۴" E	۳۴° ۷' ۲۶.۳۸" N	شاخه فرعی دولیسکان
B ₁₉	۴۷° ۴۸' ۵۰.۹۳" E	۳۴° ۷' ۲۵.۱۸" N	بادآور- بعد از اتصال شاخه فرعی دولیسکان



شکل ۳-۱- موقعیت ایستگاه‌های نمونه‌برداری در مسیر رودخانه بادآور

۳-۳- نمونه‌برداری از آب و پارامترهای اندازه‌گیری شده در محل

برای نمونه‌برداری از آب از بطری‌های پلی‌اتیلنی یک لیتری استفاده شد. هر بطری نمونه‌برداری به وسیله آب رودخانه در محل نمونه‌برداری چندین بار شسته و در زیر سطح آب پر شد (در هر ایستگاه دو نمونه برداشت شد). با توجه به احتمال خروج گاز CO_2 با گذشت زمان و ایجاد خطا در محاسبات انحلال‌پذیری کانی‌ها که از شاخص‌های مهم برای ارزیابی احتمال رخداد فرآیندهای ژئوشیمیایی هستند، پارامترهای هدایت الکتریکی (EC) و pH نمونه‌ها در محل نمونه‌برداری با استفاده از دستگاه pH متر مدل HI9812-5 اندازه‌گیری شدند. جهت آنالیز میکروبی نیز از بطری‌های نیم لیتری استریل شده استفاده شد، نمونه‌ها بلافاصله به آزمایشگاه شرکت آب و فاضلاب لرستان فرستاده شدند. شکل ۳-۲ نمونه‌برداری از رودخانه بادآور را نشان می‌دهد.



شکل ۳-۲- نمونه برداری از الف) آب ب) رسوب بستر رودخانه بادآور

۳-۴- آماده سازی نمونه های آب

نمونه ها پس از برداشت بلافاصله توسط کاغذ فیلتر ۰/۴۵ میکرون، جهت آنالیز غلظت یون های اصلی و عناصر بالقوه سمی فیلتر شدند. ۱۲ نمونه مورد استفاده برای آنالیز غلظت عناصر بالقوه سمی، توسط چند قطره اسیدنیتریک ۶۵٪ اسیدی شدند تا pH آب به کمتر از ۲ کاهش یابد و به این وسیله عمل تثبیت نمونه های آب انجام شود. این امر به منظور جلوگیری از تغییر خواص شیمیایی نمونه ها توسط فرآیندهای ته نشینی و لخته سازی کلوئیدها انجام می شود. پس از اضافه کردن اسید، نمونه ها برای تجزیه شیمیایی به آزمایشگاه مرکزی دانشگاه صنعتی اصفهان فرستاده شدند. در آزمایشگاه نمونه ها پس از مراحل آماده سازی توسط دستگاه ICP-OES مدل Optima 7300 dv با حد تشخیص ۱ ppb، جهت اندازه گیری غلظت عناصر بالقوه سمی (Se و Mn، Fe، Cd، Co، Cr، Ni، Cu، Zn، Pb) تجزیه شدند. دقت نتایج با پارامتری به نام RSD (انحراف استاندارد نسبی) مشخص می شود، به این صورت که پس از ۵ بار اندازه گیری برای هر عنصر و محاسبه میانگین غلظت، مقدار RSD از طریق رابطه زیر محاسبه می شود:

$$RSD = \frac{S. D.}{\bar{x}} \times 100 \quad (1-3)$$

مقدار RSD کمتر از ۱۰٪، دقت بالاتر را نشان می‌دهد. صحت نتایج نیز با استانداردهای Merck و تهیه محلول‌های استاندارد مورد ارزیابی قرار گرفت.

۳-۵- اندازه‌گیری غلظت یون‌های اصلی

غلظت یون‌های اصلی (SO_4^{2-} ، Cl^- ، K^+ ، Na^+ ، Ca^{2+} ، Mg^{2+})، نیترات و فسفات در ۱۹ نمونه با استفاده از دستگاه کروماتوگرافی یونی (IC) و غلظت بی‌کربنات با استفاده از روش تیتراسیون در آزمایشگاه آب و محیط زیست دانشگاه صنعتی شاهرود اندازه‌گیری شد.

۳-۶- اندازه‌گیری آلودگی میکروبی

جهت اندازه‌گیری آلودگی میکروبی، ابتدا ۲۵۰ سی‌سی محیط کشت لاکتوز را آماده کرده و سپس جهت استریل کردن، در دستگاه اتوکلاو در دمای ۱۲۱ درجه سانتیگراد قرار داده شد. سپس لوله‌های آزمایشگاه (۵ لوله برای هر نمونه) را در جالوله‌ای گذاشته و در داخل هر لوله یک عدد لوله دورهام (برای جمع‌آوری حباب گاز ایجاد شده در لوله آزمایش و تأیید وجود کلی‌فرم‌های احتمالی) به صورت وارونه گذاشته و سپس ۱۰ سی‌سی از نمونه و ۱۰ سی‌سی از محیط کشت به آن اضافه و به صورت دورانی آن را تکان داده و به مدت ۴۸ ساعت در دستگاه انکوباکتر گذاشته شد. تولید گاز در لوله‌ها پس از ۴۸ ساعت بیانگر پاسخ مثبت به آزمایش می‌باشد. در نهایت تراکم باکتریایی در نمونه‌ها به کمک فرمول‌های مشخص براساس تعداد لوله‌های مثبت قابل تعیین است. برای محاسبه MPN از فرمول توماس (Thomas, 1942) استفاده می‌شود (APHA, 1998):

$$\text{MPN}/100 \text{ mL} = 100 \times P / (N \times T)^{1/2} \quad (2-3)$$

در این رابطه، P تعداد لوله‌های مثبت، N حجم کل نمونه‌های منفی و T حجم کل نمونه‌ها است.

۳-۷- برآورد صحت نتایج

برای برآورد صحت داده‌های کیفی آب، باید درصد خطا محاسبه شود. از آنجایی که آب محلولی خنثی است، بنابراین باید مجموع غلظت آنیون‌ها با مجموع کاتیون‌ها (بر حسب میلی‌اکی‌والان بر لیتر) در هر لیتر تقریباً برابر باشد. درصد خطای هر نمونه آب توسط رابطه زیر محاسبه می‌شود (Shafie et al. 2014):

$$\text{درصد خطا} = \frac{|\text{مجموع آنیون‌ها} - \text{مجموع کاتیون‌ها}|}{\text{مجموع آنیون‌ها} + \text{مجموع کاتیون‌ها}} \times 100 \quad (3-3)$$

در نمونه‌های مورد مطالعه درصد خطا بین ۵٪ تا ۱۰٪ متغیر است که نشان دهنده صحت نتایج هیدروشیمیایی می‌باشد.

۳-۸- نمونه‌برداری و آماده‌سازی نمونه‌های رسوب

۵ نمونه رسوب برداشت شده سطحی (عمق ۰ تا ۱۰ سانتی‌متری) در دمای اتاق خشک شدند و سپس در آزمایشگاه آب و محیط‌زیست دانشگاه صنعتی شاهرود، از الک ۲۰۰ مش (۷۵ μm) عبور داده شدند. از هر نمونه الک شده، ۵ گرم جدا شد و برای اندازه‌گیری غلظت عناصر بالقوه سمی توسط دستگاه ICP-OES مدل Varian-735 با حد آشکارسازی ۰/۱ ppm برای Cd، ۱ ppm برای Co، Cr، Cu، pb، Zn و Ni و ۵ ppm برای Mn به آزمایشگاه شرکت زرازا تهران فرستاده شد.

۳-۹- تعیین پارامترهای فیزیکوشیمیایی نمونه‌های رسوب

۳-۹-۱- اندازه‌گیری pH

pH نمونه‌های رسوب با استفاده از روش استاندارد سازمان حفاظت محیط زیست آمریکا (USEPA Test Method 9045D, 1998) و توسط دستگاه pH متر با دقت ۰/۰۱ اندازه‌گیری شد. ابتدا ۲۰ گرم رسوب توسط ترازوی دقیق وزن گردید و به بشر ۵۰ سی‌سی منتقل شد و ۲۰ سی‌سی آب مقطر به آن

اضافه گردید. مخلوط به مدت ۳۰ دقیقه بر روی همزن قرار داده شد. سپس مخلوط حاصل به مدت یک ساعت به حالت سکون قرار گرفت و در نهایت pH آن اندازه‌گیری شد. نوسانات دما باعث خطای اندازه‌گیری می‌شود. هنگام اندازه‌گیری pH، دمای نمونه باید در 25 ± 1 °C کنترل شود، اگر دمای نمونه بیشتر از ۲ °C تغییر کند اندازه‌گیری pH باید تکرار شود.

۳-۹-۲- اندازه‌گیری مقدار ماده آلی

برای اندازه‌گیری ماده آلی از روش والکلی بلاک (Nelson and Sommeles, 1996) استفاده شد. در این روش ابتدا ۱ گرم رسوب عبور داده شده از الک ۰/۱۵ میلی‌متر به داخل ارلن ۲۵۰ سی‌سی ریخته شد. در مرحله بعد ابتدا ۱۰ میلی‌لیتر دی‌کرومات‌پتاسیم ۱ نرمال و بعد از تکان دادن بلافاصله ۲۰ میلی‌لیتر اسید سولفوریک غلیظ به محلول اضافه شد. محلول حاصل به آرامی به مدت ۱ دقیقه تکان داده شد و برای مدت ۳۰ دقیقه در شرایط ساکن قرار گرفت. سپس ۲۰۰ میلی‌لیتر آب مقطر به محلول اضافه شد و پس از آن، ۱۰ میلی‌لیتر ارتوفسفریک‌اسید به نمونه اضافه شده و به آرامی تکان داده شد. بعد از سرد شدن ۱۵ قطره دی‌فنیل‌آمین به هر نمونه اضافه شد. سپس محلول با فرّوآمونیم سولفات ۰/۵ مولار تیتتر شد. در مرحله انتهایی تیتراسیون رنگ محلول سبز کدر می‌شود که با اضافه کردن چند قطره فرّوآمونیم سولفات در مجاورت اندیکاتور به رنگ قرمز درمی‌آید. تمام مراحل فوق برای نمونه تهی (فاقد نمونه) نیز تکرار می‌شود. درصد کربن آلی با رابطه زیر محاسبه می‌شود (Nelson, 1982):

$$\%OC = M \times 0.39 \times [(V_1 - V_2) / S] \quad (3-4)$$

در این رابطه، S وزن رسوب خشک شده در هوای آزاد، V_1 حجم فرّوآمونیم سولفات مصرفی برای نمونه تهی (بر حسب میلی‌لیتر)، V_2 حجم فرّوآمونیم سولفات مصرفی برای نمونه (بر حسب میلی‌لیتر) و M نرمالیت فرّوآمونیم سولفات می‌باشد. با استفاده از معادله ۳-۵ مقدار ماده آلی محاسبه می‌شود.

$$(5-3) \quad 1/72 \times \text{درصد کربن آلی} = \text{درصد ماده آلی}$$

قرار دادن ضریب ۱/۷۲ در این فرمول به این علت است که ۵۸ درصد مواد آلی از کربن آلی تشکیل شده است. در این روش ۷۷٪ کربن آلی اکسید می‌گردد لذا این موضوع در فرمول محاسبه، برای جبران کمبود اکسیداسیون مد نظر قرار می‌گیرد (Motsara and Roy, 2008).

۳-۹-۳- اندازه‌گیری مقدار کربنات

کربنات غیرآلی چه به شکل کربنات کلسیم (کلسیت) و چه به شکل کربنات منیزیم (دولومیت) یا ترکیبی از هر دو، توسط فرآیند هوازگی سنگ مادر به خاک وارد می‌شود. درصد کربنات نمونه‌ها توسط محلول‌های اسیدی و با روش تیتراسیون تعیین می‌شود. در این روش ۱ گرم از رسوب خشک (اندازه ذرات آن در حدود ۰/۱۵ میلی‌متر) در یک ارلن ۲۵۰ سی‌سی ریخته می‌شود و ۱۰ میلی‌لیتر هیدروکلریک اسید ۱ نرمال به آن اضافه می‌شود. نمونه کمی تکان داده شده و به مدت ۱ ساعت در درون آن با دمای ۶۰° قرار داده می‌شود. بعد از بیرون آوردن نمونه و سرد شدن آن در مدت زمان ۱ ساعت، ۱۰۰ میلی‌لیتر آب مقطر و سپس ۲ تا ۳ قطره فنل فتالین به نمونه اضافه می‌شود. در مرحله بعد محلول با هیدروکسید سدیم ۱ نرمال تیتراسیون می‌شود تا رنگ صورتی ظاهر شود. در آخر با استفاده از حجم هیدروکسید سدیم مصرف شده درصد کربنات با استفاده از فرمول زیر محاسبه می‌شود:

$$(6-3) \quad \% \text{CaCO}_3 = [(10 \times N_{\text{HCL}}) - (R \times N_{\text{NaOH}})] \times 0.05 \times \frac{100}{Wt}$$

در این رابطه، N_{HCL} ، نرمالیت هیدروکلریک اسید، N_{NaOH} نرمالیت هیدروکسید سدیم، R ، حجم هیدروکسید سدیم مصرف شده (بر حسب میلی‌لیتر) و Wt وزن رسوب خشک مصرف شده (بر حسب گرم) است.

۳-۹-۴- اندازه‌گیری ظرفیت تبادل کاتیونی

ظرفیت تبادل کاتیونی (CEC)^۸ از راه محاسبه جذب و رهاسازی یون‌های آمونیم در یک محلول آمونیم استات یک مولار در pH=۷ تعیین می‌شود. CEC به عنوان تابعی از pH، اندازه ذرات و سایر یون‌های در حال تبادل تغییر می‌کند. CEC هنگامی ایجاد می‌شود که سطح یک کانی دارای بار خالص منفی باشد. کانی‌های رسی معمولاً دارای سطح بار منفی هستند مگر در pH بسیار پایین (کمتر از ۲ تا ۳).

ظرفیت تبادل کاتیونی نمونه‌ها براساس روش استاندارد سازمان حفاظت محیط زیست ایالات متحده (USEPA, 1998) تعیین گردید. در این روش ابتدا ۵ گرم از نمونه رسوب خشک شده وزن شد و داخل لوله سانتریفیوژ پلی‌اتیلنی ریخته شد. سپس ۱۶ میلی‌لیتر از محلول استات سدیم ۱ نرمال با pH ۸/۲ (تنظیم pH با استیک اسید) به نمونه رسوب اضافه گردید و به مدت ۵ دقیقه روی شیکر قرار داده شد. سپس نمونه‌ها با دور ۲۵۰۰ دور در دقیقه سانتریفیوژ شدند (یا به مدت یک ساعت به حالت ساکن گذاشته می‌شوند). سپس محلول روی نمونه‌ها دور ریخته شد. این مرحله سه مرتبه انجام شد و پس از هر مرحله، نمونه با استفاده از الکل اتانول (یا پروپانول) شسته شد. در مرحله آخر، ۱۶ میلی‌لیتر محلول استات آمونیم ۱ نرمال به نمونه اضافه و مرحله فوق سه بار تکرار گردید، با این تفاوت که این بار محلول روی نمونه‌ها در داخل بشر جمع‌آوری شده و با استفاده از آب مقطر به حجم ۵۰ میلی‌لیتر رسانده شده، سپس غلظت سدیم نمونه‌ها توسط دستگاه نورسنج شعله‌ای تعیین گردید. ظرفیت تبادل کاتیونی در ۱۰۰ گرم خاک یا رسوب با استفاده از رابطه ۳-۷ محاسبه می‌شود (Motsara and Roy, 2008):

$$CEC = \frac{\text{غلظت سدیم بر حسب meq}}{\text{وزن خاک خشک}} \times \frac{1}{1000} \times 100 \times \text{حجم محلول سدیم اندازه‌گیری شده} \quad (۳-۷)$$

⁸Cation exchangeable capacity

۳-۱۰- روش‌های آماری تحلیل داده‌ها

به منظور ارزیابی منشأ احتمالی یون‌های اصلی و عناصر بالقوه سمی در آب، توجیه رفتار ژئوشیمیایی عناصر و تأثیر عوامل انسانزاد بر کیفیت آب و رسوب رودخانه بادآور از روش‌های آماری چند متغیره (شامل ضریب همبستگی و آنالیز خوشه‌ای) استفاده شد.

۳-۱۰-۱- ضریب همبستگی

از ماتریس همبستگی (Correlation coefficient) داده‌ها برای بررسی ارتباط بین متغیرها، منشأ احتمالی عناصر، بررسی روابط بین عناصر و همچنین ارزیابی تأثیر پارامترهای محیطی بر کیفیت آب و رسوب استفاده می‌شود (Hoque and Goswami 2011). ضریب همبستگی در محدوده بین +۱ تا -۱ تغییر می‌کند. علامت مثبت نشان دهنده همبستگی مثبت و علامت منفی نشان دهنده همبستگی منفی بین دو متغیر است.

۳-۱۰-۲- آنالیز خوشه‌ای

آنالیز خوشه‌ای (CA)؛ ابزار مناسبی برای تحلیل داده‌ها است و هدف از کاربرد آن، نظم بخشیدن به داده‌های مختلف به گروه‌هایی است که درجه ارتباط بین داده‌های یک گروه، حداکثر و درجه ارتباط بین داده‌های گروه‌های مختلف حداقل می‌باشد (Varol and Sen, 2012; Alkarkhi et al. 2009). CA مطابق روش Ward's فرمول‌بندی شده است و نتایج در یک دندوگرام نمایش داده می‌شوند. در آنالیز خوشه‌ای از ضریب همبستگی پیرسون به عنوان معیار شباهت بین متغیرها استفاده می‌شود. برای تهیه نمودار درختی که نمایانگر ساختار درونی متغیرهاست، باید روش مناسبی برای اتصال خوشه‌ها انتخاب شود که با توجه به معیار شباهت انتخاب شده (ضریب همبستگی پیرسون) روش اتصال متوسط بین خوشه‌ای انتخاب می‌شود. خوشه‌های مختلف در هر نمودار درختی، نشانگر ویژگی یا منشأ مشترک عناصر و یا شباهت ویژگی ایستگاه‌های مختلف می‌باشد. CA روشی مؤثر برای تفسیر

و ارائه اطلاعات مربوط به آلاینده‌ها و منابع آن‌ها هست و وضعیت آلودگی محیط زیست را به خوبی نشان می‌دهد (Shafie et al, 2014).

۳-۱۱- نرم‌افزارهای استفاده شده

نرم‌افزارهای استفاده شده در این پژوهش عبارتند از:

۱- نرم‌افزار Arc GIS: از این نرم‌افزار برای ترسیم نقشه زمین‌شناسی، نقشه حوضه آبرگیر بادآور و نقشه پراکندگی عناصر استفاده شد.

۲- نرم‌افزار Chemistry: از این نرم‌افزار برای ترسیم نمودار ویلکاکس و طبقه‌بندی آب برای مصارف کشاورزی و صنعت استفاده شد.

۳- نرم‌افزار SPSS 20 و Excel: نرم‌افزار SPSS یکی از نرم‌افزارهای آماری پرکاربرد است که به منظور بررسی رابطه بین متغیرها استفاده می‌شود. در این مطالعه نیز به منظور طبقه‌بندی ایستگاه‌ها و بررسی آماری داده‌های به دست آمده از نرم‌افزار SPSS 20 و به منظور رسم نمودارهای مربوطه از نرم‌افزار Excel استفاده شد.

۴- نرم‌افزار PHREEQC: از این نرم‌افزار جهت بررسی شاخص اشباع کانی‌ها در نمونه‌های آب استفاده شد.

فصل چہارم

ارزیابی کیفیت آب رودخانه بادآور

۴-۱- مقدمه

در این فصل ابتدا ویژگی‌های کیفی آب رودخانه بادآور (شامل pH، EC و غلظت یون‌های اصلی، جدول ۴-۱) مورد بررسی قرار می‌گیرد. سپس به کمک نسبت‌های یونی، شاخص اشباع و نمودارهای پراکندگی به بررسی منشأ احتمالی یون‌های اصلی پرداخته می‌شود. همچنین با استفاده از نتایج آنالیز آنیون‌ها و کاتیون‌های اصلی و پارامترهای فیزیکوشیمیایی و محاسبه و بررسی شاخص‌های کیفی آب و با استفاده از نمودارهای مربوطه، کیفیت نمونه‌های آب جهت مصارف مختلف مورد ارزیابی قرار می‌گیرد. در نهایت آلودگی آب رودخانه بادآور به عناصر بالقوه سمی مورد بررسی قرار گرفته و عوامل مؤثر بر تمرکز این عناصر در نمونه‌های آب مورد بحث قرار می‌گیرد.

۴-۲- بررسی پارامترهای کیفی آب

۴-۲-۱- pH

pH یکی از مهم‌ترین ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی آب می‌باشد که نقش مهمی در انحلال و رسوب‌گذاری عناصر دارد (نلسون ایبای، ۱۳۹۰)، به عبارت دیگر مقدار pH آب اولین شاخص کیفیت آن است. مقدار pH آب توسط حضور یون‌های اسیدی، بازی و دی‌اکسیدکربن حل شده کنترل می‌شود، همچنین مقدار pH آب تحت تأثیر تغییرات دما، تبدیل آمونیم به آمونیاک، تجزیه مواد آلی و تغییرات شیمیایی نظیر تغییر پتانسیل اکسایش- کاهش نیز تغییر می‌کند (Das, 2005; Rosli et al. 2012). مقادیر pH اندازه‌گیری شده در نمونه‌های آب رودخانه بادآور بین ۵/۶ تا ۷/۱ متغیر است (شکل ۴-۱).

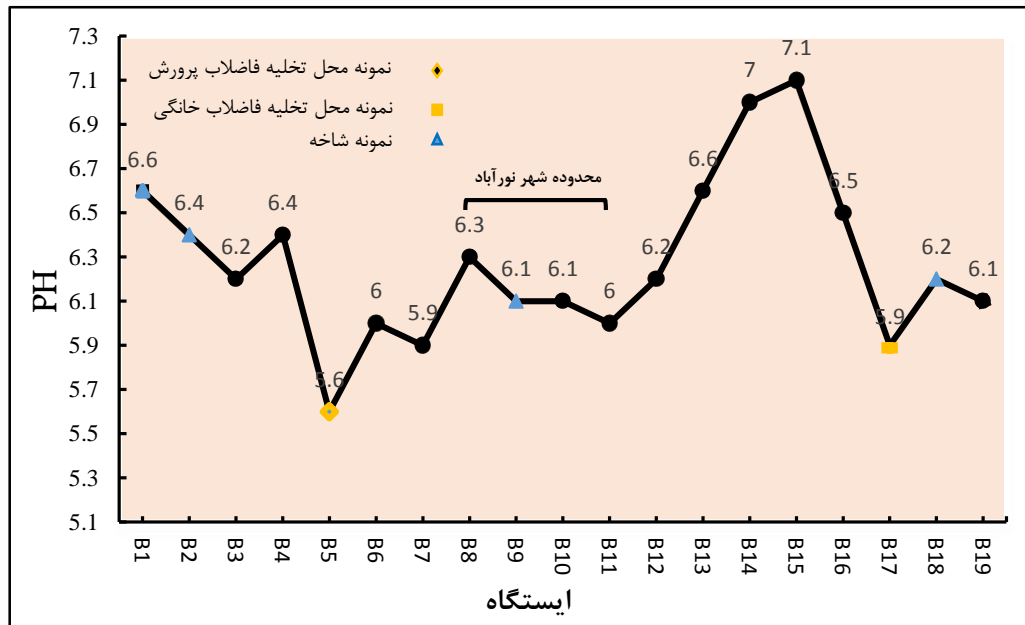
با توجه به شکل ۴-۱، کمترین مقدار pH در ایستگاه B5 (حوضچه پرورش ماهی) و بیشترین مقدار آن در ایستگاه B15 (محل ورود رواناب‌های کشاورزی) مشاهده می‌شود. همچنین در ایستگاه B17 به

جدول ۴-۱- پارامترهای فیزیکوشیمیایی و غلظت یون‌های اصلی نمونه‌های آب رودخانه بادآور

Error %	PO ₄ ³⁻ (mg/L)	NO ₃ ⁻ (mg/L)	HCO ₃ ⁻ (mg/L)	SO ₄ ²⁻ (mg/L)	Cl ⁻ (mg/L)	K ⁺ (mg/L)	Ca ²⁺ (mg/L)	Na ⁺ (mg/L)	Mg ²⁺ (mg/L)	pH	EC (μs/cm)	ایستگاه
۳	b.d.l.	۸/۳	۲۴۴	۵/۶	۳/۶	۱/۰	۶۱/۲	۵/۳	۱۲/۲	۶/۶	۴۶۰	B1
۱۰	۳/۸	۱/۲	۳۱۱	۷/۴	۵/۲	۰/۸	۸۶/۶	۷/۹	۲۱/۲	۶/۴	۶۲۰	B2
۶	b.d.l.	۹/۳	۲۵۰	۴/۸	۳/۳	۱/۰	۶۲/۱	۵/۳	۱۶/۱	۶/۲	۴۶۰	B3
۷	b.d.l.	۷/۴	۲۶۲	۶/۰	۳/۵	۱/۰	۶۹/۸	۵/۸	۱۴/۷	۶/۴	۴۳۰	B4
۱	b.d.l.	۷/۹	۲۶۸	۶/۷	۳/۷	۱/۰	۶۳/۷	۶/۰	۱۳/۲	۵/۶	۴۸۰	B5
۰/۶	b.d.l.	۶/۰	۲۶۸	۷/۰	۳/۷	۱/۲	۶۶/۰	۴/۲	۱۳/۲	۶/۰	۴۹۰	B6
۳	b.d.l.	۱۰/۱	۲۷۴	۷/۴	۴/۷	۱/۲	۷۳/۰	۶/۱	۱۴/۳	۵/۹	۵۰۰	B7
۳	b.d.l.	۱۰/۵	۲۶۸	۱۰/۲	۶/۲	۱/۶	۶۴/۰	۸/۲	۱۶/۵	۶/۳	۵۵۰	B8
۳	b.d.l.	۲/۰	۳۳۵	۳۱/۳	۱۵/۷	۲/۴	۸۷/۰	۱۴/۳	۱۸/۸	۶/۱	۷۱۰	B9
۳	b.d.l.	۷/۸	۳۰۵	۱۵/۲	۹/۵	۱/۸	۶۸/۰	۱۰/۴	۱۷/۴	۶/۱	۵۹۰	B10
۰/۵	b.d.l.	۳/۷	۳۱۱	۱۸/۷	۱۱/۰	۲/۳	۷۲/۵	۱۴/۷	۱۶/۲	۶/۰	۶۰۰	B11
۱۰	۳۰/۴	۱/۴	۴۰۳	۸/۹	۲۲/۲	۴/۳	۶۸/۶	۲۸/۲	۵۴/۰	۶/۲	۷۳۰	B12
۱۰	۱/۰	b.d.l.	۳۷۲	۱۸/۱	۱۴/۹	۲/۶	۶۵/۷	۱۶/۹	۱۸/۰	۶/۶	۶۹۰	B13
۵	۱/۶	b.d.l.	۳۳۵	۲۱/۵	۱۹/۳	۴/۲	۶۷/۶	۲۴/۶	۱۵/۷	۷/۰	۷۰۰	B14
۸	۲/۲	۴/۸	۳۳۵	۱۸/۲	۱۵/۸	۴/۰	۸۶/۰	۱۶/۵	۲۸/۶	۷/۱	۷۲۰	B15
۱۰	۳/۷	۷/۶	۳۴۲	۱۹/۲	۱۶/۸	۱/۶	۶۶/۴	۱۸/۸	۱۳/۸	۶/۵	۷۲۰	B16
۱	۵/۱	۱۳/۷	۳۴۲	۱۷/۲	۱۶/۱	۲/۳	۷۸/۲	۱۸/۵	۱۷/۸	۵/۹	۶۸۰	B17
۰/۹	b.d.l.	۷/۸	۲۷۴	۷/۲	۴/۳	۰/۹	۵۵/۲	۹/۶	۲۰/۱	۶/۲	۵۳۰	B18
۲	۱/۴	۱۴/۲	۲۸۷	۱۵/۴	۱۲/۰	۲/۱	۷۱/۸	۱۵/۱	۱۵/۵	۶/۱	۶۳۰	B19
۰/۷	۱/۰	۱/۲	۲۴۴	۴/۸	۳/۳	۰/۸	۵۵/۲	۴/۲	۱۲/۲	۵/۶	۴۳۰	min
۰/۹	۳۰/۴	۱۴/۲	۴۰۳	۳۱/۳	۲۲/۲	۴/۳	۸۷/۰	۲۸/۲	۵۴/۰	۷/۱	۷۳۰	max
۰/۸	۲/۶	۶/۵	۳۰۴	۱۳/۰	۱۰/۱	۲/۰	۷۰/۲	۱۲/۵	۱۹/۰	۶/۳	۵۹۴	mean
۰/۰۶	۷/۰	۴/۳	۴۳/۹	۷/۱	۶/۳	۱/۱	۸/۹	۷/۰	۹/۳	۰/۴	۱۰۴	S.D.

b.d.l. زیر حد آشکارسازی دستگاه (<۰/۰۱ mg/L)

دلیل ورود فاضلاب روستای خاتون بان، مقدار pH اسیدی (۵/۹) می باشد. در محل تخلیه فاضلاب های خانگی و شهری، مقدار pH معمولاً در اثر تجزیه مواد آلی موجود در فاضلاب کاهش می یابد (Das, 2005).



شکل ۴-۱- تغییرات pH در نمونه های آب

حد مجاز pH آب برای مصارف کشاورزی، شرب و صنعت به ترتیب ۶/۵-۸/۴، ۶/۵-۷/۵ و ۶-۹ می باشد. بنابراین فقط pH نمونه های B1 و B13 تا B16 در محدوده مجاز برای مصارف کشاورزی و شرب قرار دارد. برای مصارف صنعت تمام نمونه ها (به استثناء نمونه های B5، B7 و B17) در محدوده مجاز قرار دارند.

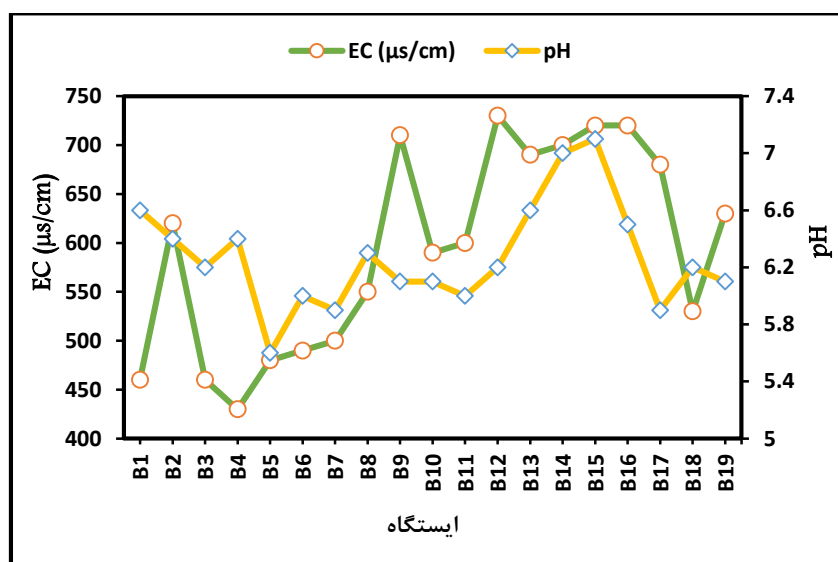
۴-۲-۲- هدایت الکتریکی و جامدات حل شده کل

هدایت الکتریکی (EC) مقدار معینی از مقدار کل جامدات حل شده (TDS) در آب است و واحد آن میکروزیمنس بر سانتی متر ($\mu\text{s}/\text{cm}$) می باشد. TDS به هر نوع مواد معدنی، نمک، فلزات، کاتیون ها یا آنیون هایی که در آب حل شده اند اشاره دارد و شامل هر چیز موجود در آب غیر از مولکول آب خالص

(H₂O) و جامدات معلق است (Sundaray and Nayak 2009). بین EC و TDS عموماً رابطه‌ای خطی برقرار است.

براساس شکل ۲-۴، میزان EC در ایستگاه B1 ۴۶۰ $\mu\text{s/cm}$ می‌باشد، اما با ورود به شهر، میزان EC آب رودخانه بادآور به ۵۵۰ $\mu\text{s/cm}$ افزایش یافته است و پس از آن نیز روند افزایشی نشان می‌دهد. نمونه‌های ایستگاه B9 (شاخه گچینه) و B12 (محل دپو زباله‌های شهری)، نسبت به دیگر ایستگاه‌های محدوده شهر EC بالاتری دارند (به ترتیب ۷۱۰ و ۷۳۰ میکروزیمنس بر سانتی‌متر).

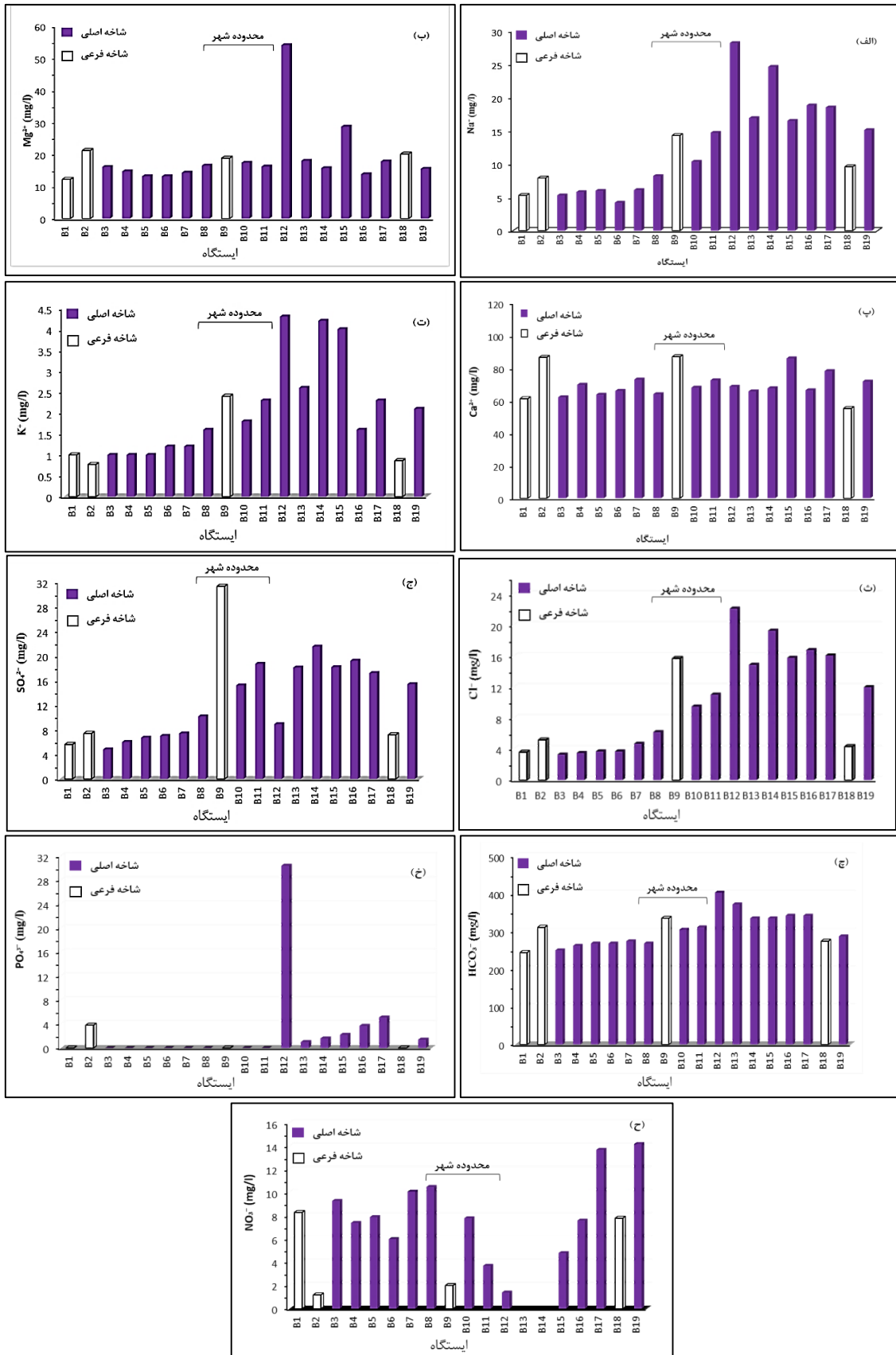
میزان EC نمونه‌های مورد مطالعه در محدوده مجاز برای مصارف کشاورزی (۷۵۰ $\mu\text{s/cm}$) و صنعت (۱۰۰۰ $\mu\text{s/cm}$) قرار دارند. مقدار EC بیشتر نمونه‌ها (B2 و B9 تا B12)، بالاتر از حد مجاز برای مصارف شرب (۵۰۰ $\mu\text{s/cm}$) می‌باشد.



شکل ۲-۴- روند تغییرات pH و EC در نمونه‌های مورد مطالعه

۳-۴- بررسی تغییرات غلظت یون‌های اصلی آب

در شکل ۳-۴، روند تغییر غلظت یون‌های اصلی در نمونه‌های آب رودخانه بادآور نشان داده شده است.



شکل ۴-۳- تغییرات غلظت یون‌های اصلی در نمونه‌های مورد مطالعه

۴-۳-۱- سدیم (Na⁺)

غلظت سدیم در نمونه‌های B1 (شاخه فرعی گلام بحری)، B2 (شاخه فرعی خاوه)، B9 (شاخه فرعی گچینه) و B18 (شاخه فرعی دولیسکان) به ترتیب ۵/۳، ۷/۹، ۱۴/۳ و ۹/۶ میلی‌گرم بر لیتر (میانگین ۹/۳ میلی‌گرم بر لیتر) است. شاخه‌ی فرعی گچینه (ایستگاه B9) از داخل شهر نورآباد عبور می‌کند، در نتیجه ورود فاضلاب‌های خانگی باعث افزایش میزان سدیم در این ایستگاه شده است و بر ایستگاه B10 نیز تأثیر گذاشته است. همچنین در نمونه‌های آب رودخانه بادآور غلظت سدیم بین مقادیر ۴/۲ تا ۲۸/۲ میلی‌گرم بر لیتر (میانگین ۱۲/۴ میلی‌گرم بر لیتر) متغیر می‌باشد. غلظت سدیم در طول رودخانه از ایستگاه B8 (ورودی شهر) به بعد افزایش یافته است و در ایستگاه B12 که محل انباشت زباله‌های شهری است، به طور قابل توجهی (۲۸/۲ میلی‌گرم بر لیتر) افزایش یافته است. در ایستگاه B19 غلظت سدیم به دلیل ورود آب شاخه فرعی دولیسکان با میزان سدیم پایین، اندکی کاهش یافته است (شکل ۴-۳-الف). حداکثر غلظت مجاز سدیم در آب آبیاری ۳۰۰ میلی‌گرم بر لیتر است (صدافت ۱۳۸۷). بر این اساس غلظت سدیم در همه نمونه‌های آب رودخانه بادآور و شاخه‌های فرعی در محدوده مجاز برای کشاورزی قرار دارد. میزان مجاز سدیم برای مصارف شرب بر اساس استاندارد سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2011) ۲۰۰ میلی‌گرم بر لیتر است. بر این اساس غلظت سدیم در تمام ایستگاه‌ها پایین‌تر از حد استاندارد است.

۴-۳-۲- منیزیم (Mg²⁺)

غلظت منیزیم در نمونه‌های آب برداشت شده بین مقادیر ۱۲/۲ تا ۵۴ (میانگین ۱۸/۸) میلی‌گرم بر لیتر متغیر است. همان‌طور که در شکل ۴-۳-ب ملاحظه می‌شود غلظت منیزیم در ایستگاه B12 به طور قابل توجهی (۵۴ میلی‌گرم بر لیتر) نسبت به ایستگاه B11 (۱۶/۲ میلی‌گرم بر لیتر) افزایش یافته است. افزایش غلظت منیزیم معمولاً ناشی از انحلال دولومیت و یا تخلیه پساب با منیزیم بالا می‌باشد (Hounslow, 1995). شاخه‌ی خاوه گچینه (B9) با منیزیم بالا بر کیفیت آب رودخانه بادآور تأثیرگذار

بوده، اما شاخه دولیسکان (B18) تغییری در این زمینه ایجاد نکرده است. فائو (FAO, 1976) غلظت مجاز منیزیم در آب آبیاری را ۶۰ میلی گرم بر لیتر تعیین کرده است. بر این اساس تمام نمونه‌های آب رودخانه بادآور و شاخه‌های فرعی از نظر میزان منیزیم جهت مصارف کشاورزی مناسب می‌باشند. میزان مجاز منیزیم برای مصارف شرب براساس استاندارد سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2011) ۵۰ میلی گرم بر لیتر است. بر این اساس غلظت منیزیم تنها در ایستگاه B12 بالاتر از حد استاندارد است.

۴-۳-۳- کلسیم (Ca²⁺)

غلظت کلسیم در نمونه‌های آب برداشت شده در گستره ۵۵/۲ تا ۸۷ (میانگین ۷۰/۲) میلی گرم بر لیتر متغیر است و در شاخه‌های فرعی B1, B2, B9 و B18 به ترتیب ۶۱/۲، ۸۶/۶، ۸۷ و ۵۵/۲ میلی گرم بر لیتر می‌باشد. بالاترین غلظت کلسیم مربوط به ایستگاه B2 (شاخه خاوه)، B9 (شاخه فرعی گچینه در مرکز شهر) و ایستگاه B15 (محل ورود رواناب کشاورزی) می‌باشد. شاخه‌های خاوه و گچینه باعث افزایش اندک میزان یون کلسیم در آب رودخانه شده‌اند. شاخه گلام بحری (ایستگاه B1) و شاخه دولیسکان (ایستگاه B18) با کمترین میزان کلسیم (به ترتیب ۶۱/۲ و ۵۵/۲ میلی گرم بر لیتر) سبب کاهش میزان یون کلسیم در آب رودخانه شده‌اند. مقدار کلسیم در طول رودخانه دارای تغییرات زیادی نمی‌باشد (شکل ۴-۳-پ). فائو (FAO, 1976) حداکثر غلظت مجاز کلسیم در آب آبیاری را ۴۰۰ میلی گرم بر لیتر در نظر گرفته است. بنابراین آب رودخانه بادآور و شاخه‌های فرعی آن از نظر غلظت کلسیم برای مصارف کشاورزی مناسب می‌باشد. میزان مجاز کلسیم برای مصارف شرب براساس استاندارد سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2011) ۷۵ میلی گرم بر لیتر است. بر این اساس غلظت کلسیم تنها در ایستگاه‌های B2, B9, B15 و B17 بالاتر از حد استاندارد است.

۴-۳-۴- پتاسیم (K⁺)

غلظت پتاسیم در نمونه‌های آب برداشت شده بین ۰/۸ تا ۴/۳ (میانگین ۱/۹۶) میلی گرم بر لیتر متغیر است. بالاترین میزان پتاسیم در ایستگاه‌های B12 و B14 و B15 (محل تخلیه زباله‌ها و فاضلاب

خانگی و رواناب کشاورزی) مشاهده می‌شود (شکل ۴-۳-ت). فائو (FAO, 1976) غلظت مجاز پتاسیم در آب آبیاری را ۷۵ میلی‌گرم بر لیتر در نظر گرفته است. بنابراین آب رودخانه بادآور از نظر غلظت پتاسیم، برای کشاورزی مشکلی ندارد. میزان مجاز پتاسیم برای مصارف شرب براساس استاندارد سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2011) ۱۲ میلی‌گرم بر لیتر است. بنابراین غلظت پتاسیم در تمام ایستگاه‌ها پایین‌تر از حد استاندارد است.

۴-۳-۵- کلر (Cl⁻)

غلظت کلر در نمونه‌های آب رودخانه بادآور بین ۳/۳ تا ۲۲/۲ میلی‌گرم بر لیتر (میانگین ۱۰/۱) متغیر است. غلظت کلر به سمت پایین دست رودخانه رو به افزایش است، به طوری که قبل از ورود به شهر غلظت کلر در آب رودخانه پایین (۶/۲ میلی‌گرم بر لیتر) می‌باشد، اما با ورود به شهر روند افزایشی در پیش گرفته و به ۱۱ میلی‌گرم بر لیتر در خروجی شهر (ایستگاه B11) رسیده است. در ایستگاه B12 غلظت کلر به طور چشم‌گیر افزایش یافته است (۲۲/۲ میلی‌گرم بر لیتر). غلظت کلر رودخانه تحت تأثیر شاخه فرعی گچینه که فاضلاب‌های شهر را دریافت می‌کند (ایستگاه B9) با میزان کلر بالا و شاخه دولیسکان در انتهای رودخانه (ایستگاه B18) با میزان کلر پایین قرار گرفته است، اما شاخه خاوه (ایستگاه B2) تغییری در میزان کلر رودخانه بادآور ایجاد نکرده است. مقدار کلر در ایستگاه‌های تخلیه فاضلاب و زباله (B8 تا B12 و B14) بالا می‌باشد (شکل ۴-۳-ث). میانگین غلظت کلر در نمونه‌های رودخانه بادآور، کمتر از حداکثر مقدار مجاز تعیین شده توسط فائو (FAO, 1976) برای آبیاری (۳۵۰ میلی‌گرم بر لیتر) می‌باشد. میزان مجاز کلر برای مصارف شرب براساس استاندارد سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2011) ۲۵۰ میلی‌گرم بر لیتر است. بر این اساس غلظت کلر در تمام ایستگاه‌ها پایین‌تر از حد استاندارد است.

۴-۳-۶- سولفات (SO₄²⁻)

منبع انسانزاد یون سولفات به محیط آب عمدتاً زهاب اسیدی معدن و فعالیت‌های صنعتی می‌باشد و منبع طبیعی اصلی آن انحلال ژئوپس است. منابع انسانی می‌توانند تا ۴۰ درصد کل سولفات آب رودخانه را به خود اختصاص دهند (Sundaray and Nayak 2009). غلظت سولفات در نمونه‌های آب برداشت شده بین ۴/۸ تا ۳۱/۳ (میانگین ۱۲/۹) میلی‌گرم بر لیتر متغیر است. غلظت سولفات در نمونه‌های برداشت شده قبل از محدوده شهری ۷/۴ میلی‌گرم بر لیتر بوده و با ورود رودخانه به محدوده شهری، مقدار آن به ۱۰ میلی‌گرم بر لیتر افزایش یافته است (شکل ۴-۳-ج). غلظت سولفات در ایستگاه B9 به شدت افزایش یافته و به ۳۱/۳ میلی‌گرم بر لیتر رسیده است، که علت آن ورود فاضلاب‌های شهر به این محل و یا انحلال ژئوپس می‌باشد. در ایستگاه B12 غلظت یون سولفات کاهش قابل توجهی (غلظت ۸/۹ میلی‌گرم بر لیتر) نسبت به ایستگاه‌های قبل و بعد از خود نشان می‌دهد و در ایستگاه‌های بعد همچنان میزان بالایی (از ۱۵/۴ تا ۲۱/۵ میلی‌گرم بر لیتر) را دارا می‌باشد. شاخه‌های فرعی خاوه و دولیسکان (ایستگاه‌های B2 و B18) برخلاف شاخه گچینه (ایستگاه B9)، دارای مقدار پایین یون سولفات می‌باشند، در نتیجه با ورود به رودخانه باعث کاهش در میزان یون سولفات شده‌اند. شاخه گلام بحری (ایستگاه B1) نیز سولفات پایینی دارد. غلظت مجاز سولفات در آب آبیاری ۲۵۰ میلی‌گرم بر لیتر در نظر گرفته شده است. بر این اساس تمام نمونه‌های آب مورد مطالعه از نظر غلظت سولفات در وضعیت مطلوبی قرار دارند. میزان مجاز سولفات برای مصارف شرب براساس استاندارد سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2011) ۲۵۰ میلی‌گرم بر لیتر است. بر این اساس غلظت سولفات در تمام ایستگاه‌ها پایین‌تر از حد استاندارد است.

۴-۳-۷- بی‌کربنات (HCO₃⁻)

غلظت یون بی‌کربنات در نمونه‌های آب برداشت شده بین ۲۴۴ تا ۴۰۳ (میانگین ۳۰۴/۵) میلی‌گرم بر لیتر متغیر است. مقدار یون بی‌کربنات در اولین ایستگاه ۲۴۴ میلی‌گرم بر لیتر بوده و با ورود به

محدوده شهری به ۲۶۸ تا ۳۱۱ میلی گرم بر لیتر افزایش یافته است. تا ایستگاه B17 غلظت همچنان بالاست ولی در ایستگاه B19 به دلیل ورود شاخه دولیسکان (B18) با بی کربنات پایین (۲۷۴ میلی گرم بر لیتر)، کاهش یافته است (شکل ۴-۳-چ). شاخه‌های خاوه و گچینه (B2 و B9) دارای میزان بی کربنات بالایی (به ترتیب ۳۱۱ و ۳۳۵ میلی گرم بر لیتر) هستند و شاخه گلام بحری (ایستگاه B1) کمترین میزان بی کربنات را در بین نمونه‌ها دارد. فائو (FAO, 1976) غلظت مجاز بی کربنات در آب آبیاری را ۵۰۰ میلی گرم بر لیتر در نظر گرفته است. بر این اساس تمام نمونه‌های آب مورد مطالعه از نظر غلظت بی کربنات در وضعیت مطلوبی قرار دارند. میزان مجاز بی کربنات برای مصارف شرب براساس استاندارد سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2011) ۳۰۰ میلی گرم بر لیتر است. بر این اساس غلظت بی کربنات در ایستگاه‌های B2 و B9 تا B17 بالاتر از حد استاندارد است.

۴-۳-۸- نیترات (NO_3^-)

دامنه تغییرات غلظت نیترات در نمونه‌های برداشت شده از زیر حد آشکارسازی دستگاه (۰/۱ میلی گرم بر لیتر) تا ۱۴/۲ میلی گرم بر لیتر (میانگین ۶/۵ میلی گرم بر لیتر) متغیر می‌باشد. میزان یون نیترات برخلاف سایر یون‌ها با ورود به محدوده شهری کاهش یافته است، اما در ایستگاه‌های دور از محدوده شهر مجدداً افزایش یافته است (شکل ۴-۳-ح). این امر نشان می‌دهد که منشأ یون نیترات متفاوت از سایر یونهای اصلی بوده و احتمالاً تخلیه رواناب‌های کشاورزی علت اصلی حضور این یون در برخی نمونه‌های برداشت شده است. غلظت نیترات در ایستگاه‌های B7، B8، B17 و B19 بالاتر از ۱۰ میلی گرم بر لیتر است که نشان دهنده منشأ انسانزاد این یون می‌باشد. تغییرات غلظت یون نیترات در طول رودخانه برخلاف تغییرات میزان pH و مشابه تغییرات میزان EC می‌باشد. شاخه‌های خاوه و گچینه میزان نیترات پایین‌تری (به ترتیب ۱/۲ و ۲ میلی گرم بر لیتر) نسبت به دو شاخه گلام بحری و دولیسکان (به ترتیب ۸/۳ و ۷/۸ میلی گرم بر لیتر) دارند. این شاخه‌ها هیچگونه تغییری بر روند یون نیترات در آب رودخانه ایجاد نکرده‌اند. با توجه به محدوده مجاز نیترات برای آب آبیاری (۳۰ میلی گرم

بر لیتر؛ FAO, 1976)، آب رودخانه بادآور در وضعیت مطلوبی جهت مصرف کشاورزی قرار دارد. میزان مجاز نیترات برای مصارف شرب بر اساس استاندارد سازمان بهداشت جهانی (WHO, 2011) ۴۵ میلی‌گرم بر لیتر است. بر این اساس غلظت نیترات در تمام ایستگاه‌ها در محدوده استاندارد قرار دارد.

۴-۳-۹- فسفات (PO_4^{3-})

تغییرات غلظت فسفات در طول رودخانه بادآور از زیر حد آشکارسازی دستگاه (۰/۰۱ میلی‌گرم بر لیتر) تا ۳۰/۴ میلی‌گرم بر لیتر متغیر می‌باشد. غلظت این آنیون از ابتدای رودخانه تا ایستگاه B12 (محل انباشت زباله‌های شهری و تخلیه رواناب‌های کشاورزی) زیر حد آشکارسازی دستگاه می‌باشد. فسفات در ایستگاه B12 دارای غلظت بسیار بالا (۳۰/۴ میلی‌گرم بر لیتر) می‌باشد و در ایستگاه بعد از این ایستگاه به شدت کاهش یافته (۱ میلی‌گرم بر لیتر) ولی مجدداً تا ایستگاه آخر روند افزایشی در پیش گرفته است. در ایستگاه آخر غلظت فسفات به دلیل ورود شاخه دولیسکان (B18) کاهش یافته است. دیگر شاخه‌های فرعی تغییری در میزان این یون در آب رودخانه بادآور ایجاد نکرده‌اند (شکل ۴-۳-خ).

۴-۴- بررسی منشأ یون‌ها در رودخانه بادآور و عوامل مؤثر بر غلظت آن‌ها

برای یافتن منشأ یون‌ها و فرآیندهای حاکم بر شیمی آب از ضرایب همبستگی بین یون‌ها (جدول ۴-۲)، نسبت‌های یونی، روابط ترکیبی بین یون‌ها (شکل ۴-۵) و شاخص اشباع کانی‌ها (SI) (شکل ۴-۴) استفاده شد. افزایش هماهنگ غلظت سدیم و کلر در نمونه‌های آب مورد مطالعه (شکل ۴-۵ الف) نشان‌دهنده تأثیر انحلال هالیت در فراهم کردن یون‌های سدیم و کلر می‌باشد (Jalali, 2009). همبستگی بالای کلر و سدیم ($r=0.959$) و منفی بودن شاخص اشباع هالیت در تمامی نمونه‌های مورد مطالعه نیز مؤید نقش انحلال این کانی در افزایش غلظت یون‌های کلر و سدیم آب است. به طور کلی هوازدهی کانی‌های تبخیری و کربناتی به ترتیب ۴۰ و ۱۲ برابر ساده‌تر از هوازدهی کانی‌های

سیلیکاتی رخ می‌دهد، بنابراین انحلال هالیت در مقایسه با انحلال سایر کانی‌ها کنترل بسیار بیشتری روی شیمی سامانه‌های آبی دارد (Chakrapani 2005., Meredith et al. 2009).

از سوی دیگر، بالاتر بودن غلظت سدیم نسبت به کلر در نمونه‌های آب رودخانه بادآور نشانگر وجود سایر منابع این یون مانند فرآیند تبادل یونی (شکل ۴-۵ ب)، انحلال سیلیکات‌ها یا آلودگی انسانزاد است. همچنین بالاتر بودن مقادیر نسبت $\frac{Na^+}{Na^++Cl^-}$ از ۰/۵ و پایین بودن نسبت $\frac{Ca^{2+}}{Ca^{2+}+SO_4^{2-}}$ در نمونه‌های مورد مطالعه (با میانگین ۰/۹) نیز رخداد فرآیند تبادل یونی را تأیید می‌کند (Hounslow 2010; Naseem et al. 2009; Kumar et al. 2009; Joshi et al. 2009; 1995). طی فرآیند تبادل یونی، کلسیم و منیزیم از آب جایگزین سدیم در موقعیت‌های تبدالی شده و بنابراین غلظت سدیم در آب افزایش می‌یابد. این امر می‌تواند دلیلی بر افزایش میزان سدیم در مقایسه با کلر (شکل ۴-۵ الف) باشد. منفی بودن شاخص اشباع نسبت به کانی‌های ژپس و انیدریت مؤید تحت اشباع بودن آب از این کانی‌ها و قابلیت آب برای حل کردن آن‌ها می‌باشد (Hounslow 1995). براساس نمودارهای ترکیبی (شکل ۴-۵ پ و ت)، غلظت سولفات در مقایسه با غلظت منیزیم و کلسیم کمتر است، به عبارت دیگر گرچه غلظت کلسیم و منیزیم به صورت خطی با سولفات افزایش یافته ولی افزایش آن متناسب نبوده به گونه‌ای که بالاتر از خط ۱:۱ قرار گرفته است، یعنی

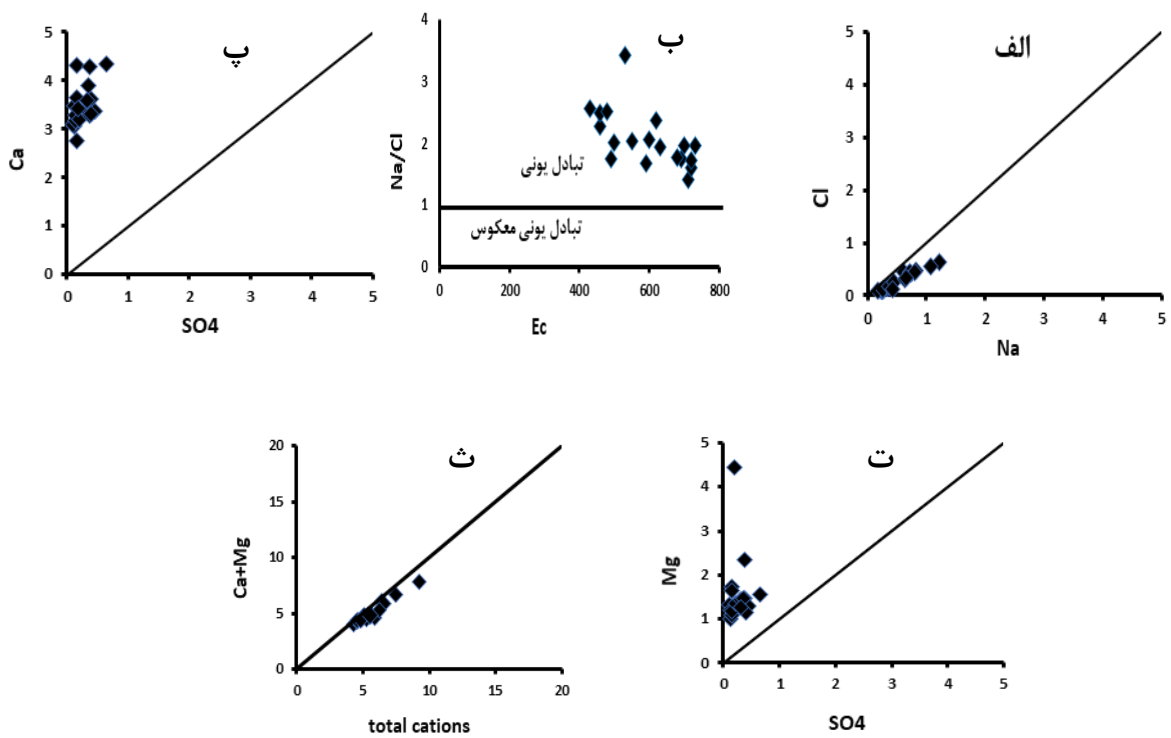
برای غلظت مشخصی از کلسیم و منیزیم، غلظت سولفات کمتر می‌باشد. دلیل احتمالی این امر وجود سایر منابع برای یون‌های کلسیم و منیزیم (مثلاً ورود این یون‌ها توسط فرآیند تبادل یونی معکوس یا تخلیه رواناب‌های کشاورزی و پساب‌های شهری) می‌باشد (Lorite-Herrera and Jimenez-Espinosa 2008). تمامی نمونه‌های مورد مطالعه در زیر خط ۱:۱ نمودار ترکیبی مجموع یون‌های قلیایی خاکی در مقابل مجموع کاتیون‌ها قرار می‌گیرند (شکل ۴-۵ ث) و شاخص اشباع کانی‌های کلسیت، دولومیت و آراگونیت نیز در تمامی نمونه‌های مورد مطالعه مثبت می‌باشد، این شواهد نشان دهنده غالب نبودن یون‌های قلیایی خاکی و تمایل به رسوب‌گذاری کانی‌های این یون‌ها در آب است.

جدول ۴-۲- ضرایب همبستگی اسپیرمن بین پارامترهای کیفی و یون‌های اصلی نمونه‌های آب رودخانه بادآور

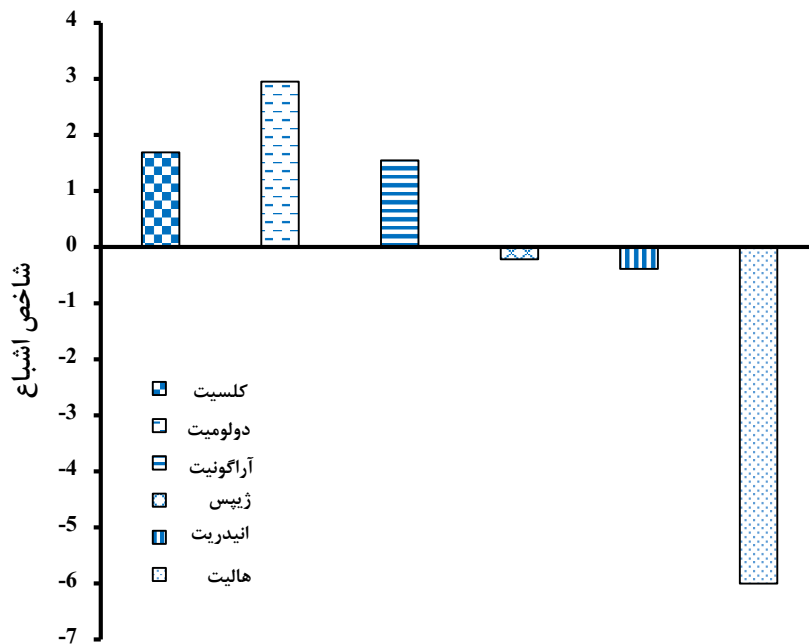
EC	TDS	pH	Mg ²⁺	Na ⁺	Ca ²⁺	K ⁺	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	HCO ₃ ⁻	NO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻	
											۱	PO ₄ ³⁻
										۱	-۰/۲۷۸	NO ₃ ⁻
									۱	*-۰/۵۱۰	-۰/۲۵۷	HCO ₃ ⁻
								۱	**۰/۷۸۲	-۰/۳۸۳	-۰/۴۱۵	SO ₄ ²⁻
							۱	**۰/۸۵۵	**۰/۹۲۲	-۰/۳۶۵	**۰/۷۳۹	Cl ⁻
						۱	**۰/۸۴۲	**۰/۷۵۹	**۰/۷۴۳	-۰/۳۶۸	*۰/۴۵۶	K ⁺
					۱	-۰/۳۷۹	۰/۴۴۷	*۰/۵۱۳	*۰/۴۸۰	-۰/۲۲۱	-۰/۴۰۰	Ca ²⁺
				۱	-۰/۳۳۳	**۰/۷۹۴	**۰/۹۵۹	**۰/۷۹۹	**۰/۹۰۸	-۰/۳۳۶	**۰/۷۳۷	Na ⁺
			۱	*۰/۴۹۹	-۰/۳۹۹	-۰/۳۸۴	*۰/۴۷۳	-۰/۳۵۴	**۰/۵۹۲	-۰/۴۰۰	-۰/۴۴۷	Mg ²⁺
		۱	-۰/۲۰۸	-۰/۲۴۷	-۰/۱۳۸	-۰/۱۵۷	۰/۲۰۲	-۰/۱۶۵	-۰/۱۶۰	-۰/۴۴۸	-۰/۳۱۷	pH
	۱	-۰/۲۹۰	*۰/۵۶۹	**۰/۹۰۵	*۰/۴۷۵	**۰/۷۶۴	**۰/۹۵۷	**۰/۸۴۰	**۰/۹۲۶	-۰/۴۴۸	**۰/۷۶۱	TDS
۱	**۰/۹۹۷	-۰/۲۷۹	**۰/۵۸۶	*۰/۴۸۱	**۰/۹۰۵	**۰/۷۷۸	**۰/۹۵۸	**۰/۸۳۳	**۰/۹۳۱	-۰/۴۵۴	**۰/۷۵۲	EC

** سطح اطمینان ۰/۰۱

* سطح اطمینان ۰/۰۵



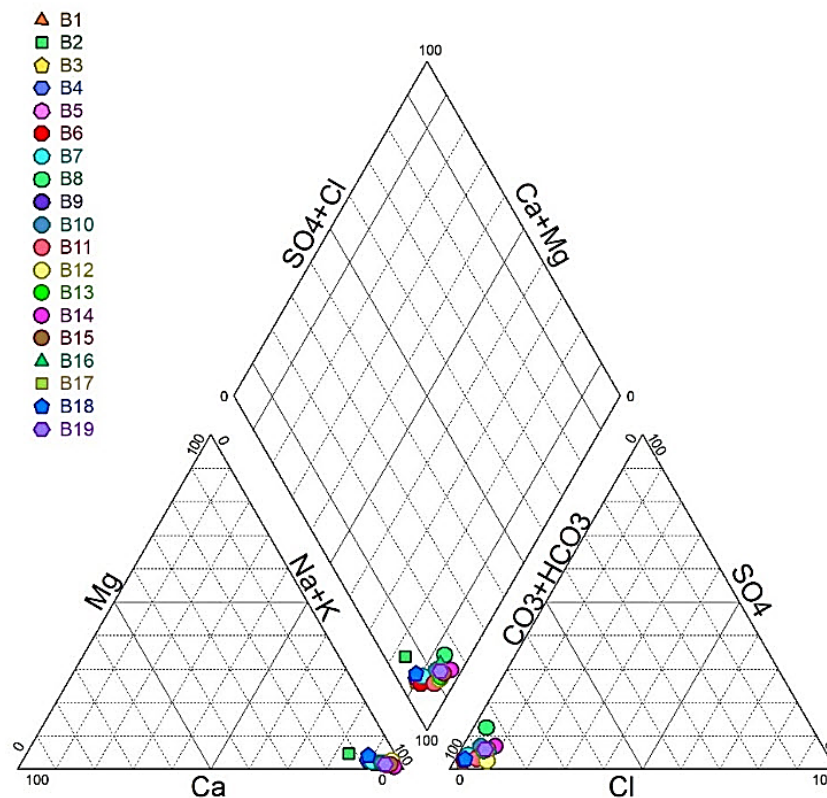
شکل ۴-۵- نمودارهای ترکیبی یون‌های اصلی (مقادیر غلظت بر حسب meq/L)



شکل ۴-۴- میانگین شاخص اشباع کانی‌های هالیت، انیدریت، ژپس، آراگونیت، دولومیت و کلسیت در نمونه‌های مورد مطالعه

۴-۵- تعیین تیپ و رخساره هیدروشیمیایی آب

یکی از نمودارهایی که جهت نشان دادن و تفسیر نتایج تجزیه شیمیایی به کار می‌رود، نمودار پایپر است. برای رسم این نمودار، کاتیون‌های اصلی (Na^+ ، K^+ ، Ca^{2+} ، Mg^{2+}) و آنیون‌های اصلی (Cl^- ، SO_4^{2-} ، HCO_3^-) روی نموداری مثلثی تصویر می‌شوند. کاربردهای اصلی این نمودار عبارتند از: تشخیص فرآیندهای ته‌نشینی، انحلال و بررسی آمیختگی بین آب‌ها، علاوه بر این نمودار پایپر یک روش نمایش گرافیکی یون‌های اصلی برای تعیین تیپ و رخساره آب است. این نمودار به ۹ قسمت تقسیم شده و تیپ آب براساس غلظت آنیون‌ها و رخساره آب براساس اولویت غلظت یکی از کاتیون‌ها تعیین می‌گردد. به طور کلی آب‌ها از نظر ترکیب شیمیایی به سه تیپ اصلی بی‌کربناتی، سولفاتی و کلروره تقسیم می‌شوند که هر کدام دارای سه رخساره کلسیک، منیزیک و سدیک (سدیم+پتاسیم) می‌باشند. شکل ۴-۶ نمودار پایپر نمونه‌های برداشت شده از رودخانه بادآور را نشان می‌دهد.



شکل ۴-۶- نمودار پایپر (piper) نمونه‌های آب رودخانه بادآور

براساس نتایج تجزیه شیمیایی نمونه‌های آب و تصویر داده‌ها بر روی نمودار پایپر، تیپ آب رودخانه بادآور بی‌کربناته سدیک می‌باشد. همانطور که قبلاً اشاره شد در نمونه‌های مورد مطالعه، فرآیندهای غالب کنترل‌کننده غلظت یون سدیم شامل انحلال هالیت، تبادل یونی و تخلیه فاضلاب‌های خانگی به رودخانه می‌باشد.

۴-۶- رده‌بندی کیفی نمونه‌های آب برای مصارف کشاورزی

کیفیت آب برای مصارف کشاورزی به نوع و مقدار یون‌های حل شده در آب بستگی دارد. در این مطالعه پارامترهایی مانند نسبت جذب سدیم، درصد سدیم، نسبت منیزیم و شاخص نفوذپذیری برای ارزیابی مناسب بودن کیفیت آب برای اهداف کشاورزی محاسبه و بررسی شد. نتایج این محاسبات در جدول ۴-۳ آورده شده است. علاوه بر این، نتایج تجزیه و تحلیل‌ها با استفاده از نمودار ویلکاکس تفسیر شد.

۴-۶-۱- سختی کل

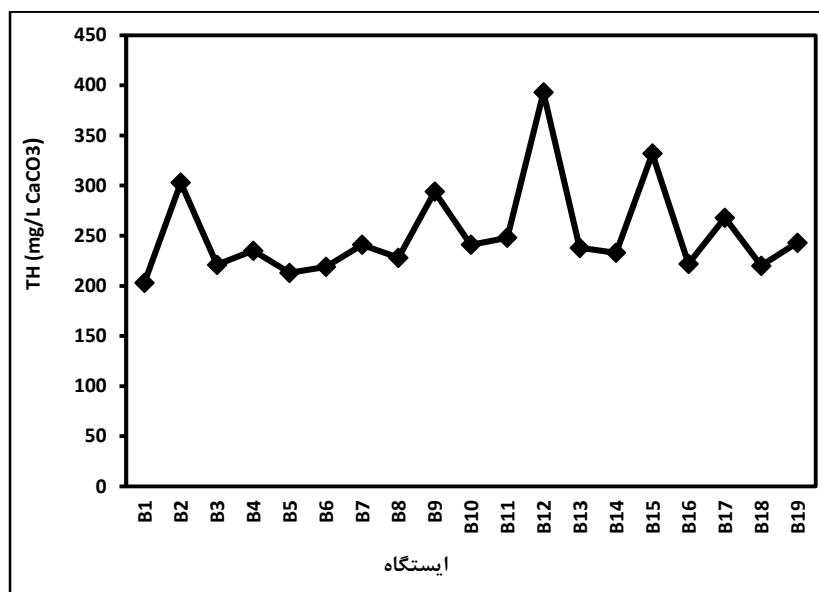
سختی کل (TH) به دو بخش سختی کربناته و غیرکربناته تقسیم می‌شود. سختی کربناته مربوط به سختی کربنات و بی‌کربنات منیزیم و کلسیم است (سختی موقت) و سختی غیرکربناته ناشی از ترکیبات سایر آنیون‌ها با کلسیم و منیزیم است (حافظی و غفوری ۱۳۸۸). سختی آب را معمولاً براساس غلظت کلسیم و منیزیم بیان می‌کنند، البته حضور یون‌های استرانسیم، آهن، منگنز و آلومینیم نیز می‌تواند به افزایش سختی آب کمک کند. مقدار سختی کل (بر حسب میلی‌گرم بر لیتر کربنات کلسیم) از رابطه زیر بدست می‌آید (APHA, 1999):

$$TH \text{ (mg/l as CaCO}_3\text{)} = 2.497(\text{Ca, mg/L}) + 4.118 (\text{Mg, mg/L}) \quad (۴-۱)$$

جدول ۳-۴ رده بندی کیفیت آب رودخانه بادآور جهت مصرف کشاورزی

Parameters	Rate of hazard	Water class	B1	B2	B3	B4	B5	B6	B7	B8	B9	B10	B11	B12	B13	B14	B15	B16	B17	B18	B19
TH (mg/l)	0-60	Soft																			
	60-120	Mod.soft																			
	120-180	Hard																			
	>180	Very hard	203	303	221	235	213	219	241	227	294	241	247	393	238	233	332	222	268	220	243
SAR	<10	Excellent	0.16	0.2	0.2	0.16	0.18	0.12	0.17	0.24	0.36	0.29	0.4	0.6	0.48	0.7	0.39	0.6	0.5	0.3	0.42
	10-18	Good																			
	18-26	Fair																			
	>26	poor																			
MH	<50	Suitable	24.6	29	30	25.7	25.3	24.7	24.3	29.7	26.1	29.5	26.9		31	28	35.2	25	27	37	26.1
	>50	Unsuitable												56							
PI	>75	suitable																			
	25-75	fairly suitable	52	40	48	47	52	50	47	50	45	51	52	42	58	59	41.5	61	51	53	51
	<25	Unsuitable																			

از نظر سختی، آب به چهار رده طبقه‌بندی می‌شود (جدول ۴-۳). مقدار سختی نمونه‌های مورد مطالعه بین ۲۰۳ و ۳۹۳ متغیر است. بر اساس مقادیر بدست آمده برای سختی کل (شکل ۴-۷)، تمام نمونه‌های آب رودخانه بادآور در رده خیلی سخت ($150-300 \text{ mg/L}$) قرار می‌گیرند که با توجه به زمین‌شناسی منطقه، رخنمون واحدهای آهکی و گدازه‌های مافیک موجود در سرتاسر منطقه دور از انتظار نیست.



شکل ۴-۷- روند تغییرات سختی کل (TH) در طول رودخانه بادآور

۴-۶-۲- نسبت جذب سدیم

سدیم اضافی در آب آبیاری، به علت اثرات نامطلوب بر خاک به ویژه کاهش نفوذپذیری آن حائز اهمیت است (Kaley 1951, cited by Sundaray and Nayak 2009). غلظت بالای سدیم همراه با کربنات درخاک منجر به ایجاد خاک قلیایی می‌شود. خاک‌هایی که دارای مقدار زیادی سدیم و آنیون‌های کلر یا سولفات هستند خاک‌های شور نامیده می‌شوند. در خاک‌های اشباع از سدیم، رشد

گیاه اندک است یا گیاه قادر به رشد نمی‌باشد (حافظی مقدس و غفوری ۱۳۸۸). خطر سدیم یا قلیابیت در استفاده از آب برای آبیاری با غلظت مطلق و نسبی کاتیون‌ها تعیین می‌شود و با نسبت جذب سدیم (SAR) بیان می‌شود. SAR یک پارامتر مهم برای تعیین کیفیت آب برای مصارف آبیاری است که از رابطه زیر بدست می‌آید (Sundaray and Nayak 2009):

$$SAR = \frac{Na}{\sqrt{\frac{Ca+Mg}{2}}} \quad (2-4)$$

در این رابطه غلظت تمام یون‌ها بر حسب میلی‌اکی‌والان بر لیتر می‌باشد.

در جدول ۳-۴ نتایج بررسی کیفیت آب آبیاری رودخانه بادآور و رده‌بندی مقادیر SAR آورده شده است. براساس این بررسی‌ها آب رودخانه بادآور از نظر نسبت جذب سدیم در رده بسیار خوب قرار می‌گیرد و برای مصرف کشاورزی مشکلی ندارد.

۳-۶-۴ - خطر منیزیم

به طور کلی، کلسیم و منیزیم در اکثر آب‌ها حالت تعادل را حفظ می‌کنند. پالیوال (Paliwal, 1972) یک رابطه مهم به نام شاخص خطر منیزیم (نسبت منیزیم) را معرفی کرده است. نسبت منیزیم بیش از ۵۰٪ بر بازده محصول تأثیر منفی خواهد گذاشت، زیرا در این شرایط خاک بیشتر قلیایی می‌شود (Sundaray and Nayak 2009). خطر منیزیم (HM) با رابطه زیر محاسبه می‌شود:

$$\text{Magnesium ratio} = \frac{Mg^{2+} \times 100}{Ca^{2+} + Mg^{2+}} \quad (3-4)$$

در این رابطه غلظت یون‌ها بر حسب میلی‌اکی‌والان بر لیتر می‌باشد.

همان‌طور که در جدول ۳-۴ ملاحظه می‌شود، آب رودخانه بادآور در ایستگاه B12 برای مصارف آبیاری نامناسب و در سایر ایستگاه‌ها برای این منظور مناسب می‌باشد. در ایستگاه B12 همان‌طور که در بحث منشأیابی یون‌ها ثابت شد، انحلال دولومیت سبب افزایش غلظت یون منیزیم شده است.

۴-۶-۴- شاخص نفوذپذیری

نفوذپذیری خاک تحت تأثیر طولانی مدت استفاده از آب آبیاری قرار دارد. مقدار سدیم، کلسیم، منیزیم و بی‌کربنات آب بر نفوذپذیری خاک تأثیر می‌گذارند. به منظور ارزیابی مناسب بودن آب برای آبیاری از شاخص نفوذپذیری (PI) استفاده می‌شود (Doneen, 1964):

$$PI = \frac{Na+[HCO_3]^{1/2}}{Ca+Mg+Na} \times 100 \quad (4-4)$$

در این رابطه غلظت یون‌ها برحسب میلی‌اکی‌والان بر لیتر است. آب آبیاری براساس شاخص نفوذپذیری به سه گروه I (شاخص نفوذپذیری بالای ۷۵، مناسب)، رده II (شاخص نفوذپذیری ۷۵-۲۵، نسبتاً مناسب) و رده III (شاخص نفوذپذیری کمتر از ۲۵، نامناسب) رده‌بندی می‌شود (Hwang et al. 2019., Al Ahmadi et al. 2017.). براساس این رده‌بندی، تمام نمونه‌های آب رودخانه بادآور از لحاظ شاخص نفوذپذیری در رده نسبتاً مناسب قرار می‌گیرند و برای آبیاری مشکلی ندارند. نتایج این رده‌بندی در جدول ۳-۴ آورده شده است.

۴-۶-۵- نمودار ویلکاکس

این نمودار توسط آزمایشگاه شوری ایالات متحده آمریکا ارائه شده است. نمودار ویلکاکس براساس دو پارامتر EC و SAR (جدول ۴-۱ و ۳-۴) بر روی محور لگاریتمی رسم شده که در آن EC، خطر شوری و SAR، خطر قلیائیت است (Sundaray and Nayak 2009). سطح بالای سدیم در خاک باعث توسعه خاک‌های قلیایی، بسته شدن منافذ خاک و در نتیجه کاهش هوادهی آن و کاهش بهره‌دهی

12Permeability index

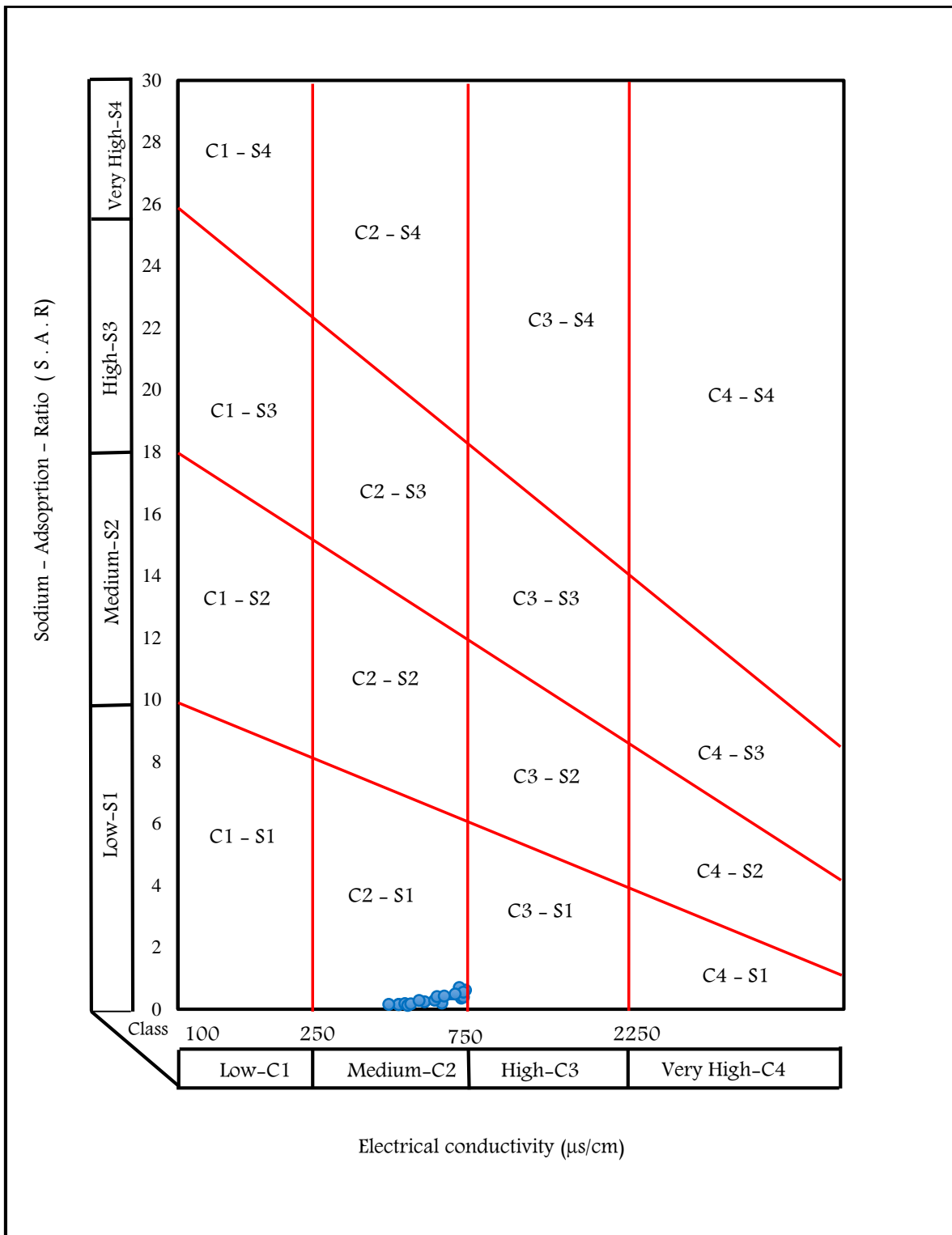
گیاهان می‌شود. جدول ۴-۴ مناسب بودن آب برای آبیاری براساس طبقه‌بندی ویلکاکس را نشان می‌دهد.

جدول ۴-۴- مناسب بودن آب برای آبیاری براساس طبقه‌بندی ویلکاکس

کیفیت آب	EC	رده	SAR	رده
خوب	$EC < 250$	C1	$SAR < 10$	S1
متوسط	$250 < EC < 750$	C2	$10 < SAR < 18$	S2
پایین	$750 < EC < 2250$	C3	$18 < SAR < 26$	S3
خیلی پایین	$2250 < EC$	C4	$26 < SAR$	S4

با توجه به جدول ۴-۴، رده‌های S1، S2، S3 و S4 به ترتیب نشان دهنده خطر سدیم پایین، متوسط، بالا و خیلی بالا می‌باشند و رده‌های C1 تا C4 خطر شوری پایین تا خیلی بالا را نشان می‌دهند. C1S1 بهترین نوع کیفیت آب (با خطر سدیم و شوری پایین) و رده C4S4 بدترین نوع کیفیت آب (با خطر سدیم و شوری بالا) برای آبیاری است.

براساس شکل ۴-۸، نمونه‌های آب رودخانه بادآور در گروه C2S1 (با خطر سدیم پایین و شوری متوسط) قرار می‌گیرند و دارای کیفیت تقریباً خوبی برای مصارف کشاورزی می‌باشند.



شکل ۴-۸- نمودار ویلکاکس برای رده‌بندی کیفیت آب رودخانه بادآور

۴-۷- ارزیابی کیفیت نمونه‌های آب برای مصارف صنعتی

کیفیت آب برای مصارف صنعتی دارای استانداردهای خاص خود است. صنایع اغلب با اثرات نامطلوب واکنش‌های شیمیایی، خوردگی و رسوب‌گذاری ناشی از آن مواجه هستند (Aghazadeh et al. 2016). برای بررسی کیفیت آب نمونه‌های مورد مطالعه، از شاخص اشباع لانژلیه استفاده شد. مقدار این شاخص از طریق معادله (۴-۵) محاسبه می‌شود (Langelier, 1987):

$$LSI = pH - pH_s \quad (۴-۵)$$

pH، عبارت است از مقدار اندازه‌گیری شده در صحرای pHs میزان pH در حالت اشباع است. pHs از طریق معادله (۴-۶) و با استفاده از نرم‌افزار Chemistry محاسبه شد:

$$pH_s = C + P_{ca} + P_{alk} \quad (۴-۶)$$

C، پارامتری است که TDS می‌باشد. P_{alk} قلیائیت (بر حسب میلی‌گرم بر لیتر CaO) و P_{ca} غلظت کاتیون کلسیم (بر حسب میلی‌گرم بر لیتر) است. اگر LSI منفی باشد نشان می‌دهد که آب دارای خاصیت خوردگی است. در صورتی که LSI صفر باشد، نشان می‌دهد که آب در تعادل است و اگر مقدار آن مثبت باشد نشان دهنده‌ی این است که اجزای آب تمایل به رسوب‌گذاری در محیط دارد. مقادیر محاسبه شده pH، pHs و LSI در جدول ۴-۵ ارائه شده است. براساس این شاخص تمام نمونه‌ها دارای خاصیت خوردگی می‌باشند (جدول ۴-۵) که این پدیده ناشی از pH پایین نمونه‌های مورد مطالعه می‌باشد. به طور کلی آب رودخانه بادآور برای مصارف صنعتی مناسب نیست.

جدول ۴-۵ نتایج ارزیابی کیفی نمونه‌های آب برای مصارف صنعتی

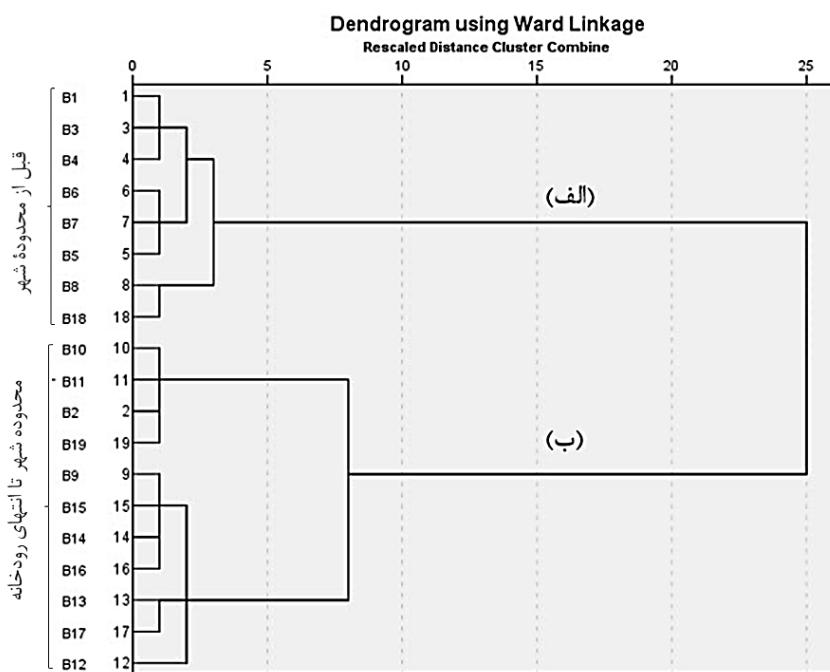
شماره نمونه	pH	pHs	LSI	کیفیت آب برای مصارف صنعتی
B1	۶/۶	۸/۷	-۲/۱	خورنده
B2	۶/۴	۸/۴	-۲/۰	خورنده
B3	۶/۲	۸/۷	-۲/۵	خورنده
B4	۶/۴	۸/۶	-۲/۲	خورنده
B5	۵/۶	۸/۶	-۳/۰	خورنده
B6	۶/۰	۸/۷	-۲/۷	خورنده
B7	۵/۹	۸/۶	-۲/۷	خورنده
B8	۶/۳	۸/۵	-۲/۲	خورنده
B9	۶/۱	۸/۱	-۲/۰	خورنده
B10	۶/۱	۸/۴	-۲/۳	خورنده
B11	۶/۰	۸/۲	-۲/۲	خورنده
B12	۶/۲	۷/۹	-۱/۷	خورنده
B13	۶/۶	۸/۲	-۱/۶	خورنده
B14	۷/۰	۸/۰	-۱/۰	خورنده
B15	۷/۱	۸/۰	-۰/۹	خورنده
B16	۶/۵	۸/۱	-۱/۶	خورنده
B17	۵/۹	۸/۱	-۲/۲	خورنده
B18	۶/۲	۸/۵	-۲/۳	خورنده
B19	۶/۱	۸/۲	-۲/۱	خورنده

۴-۸- بررسی‌های آماری

۴-۸-۱- آنالیز خوشه‌ای

برای گروه‌بندی ایستگاه‌های نمونه‌برداری و تفکیک آن‌ها از نظر ویژگی‌های کیفی آب از آنالیز خوشه‌ای استفاده شد. این روش آماری کاربرد وسیعی در بررسی داده‌های چند متغیره دارد. در این حالت تعداد زیادی متغیر با توجه به میزان شباهت‌ها، به تعداد محدودی خوشه طبقه‌بندی می‌گردد (Alkarkhi et al. 2009). آنالیز خوشه‌ای برای طبقه‌بندی آلاینده‌ها در کل منطقه مفید است و امکان طراحی یک استراتژی نمونه‌گیری برای آینده را به شیوه‌ای مطلوب فراهم می‌آورد. در این مطالعه از آنالیز خوشه‌ای برای گروه‌بندی ایستگاه‌های نمونه‌برداری استفاده شد.

با توجه به نتایج آنالیز خوشه‌ای (شکل ۴-۹)، ایستگاه‌های نمونه‌برداری در دو گروه اصلی (الف) و (ب) رده‌بندی می‌شوند. گروه (الف) شامل ایستگاه‌هایی است که قبل از محدوده شهر واقع هستند و غلظت یون‌ها در آن‌ها کمتر از غلظت یون‌ها در نمونه‌های برداشت شده از ایستگاه‌های قرار گرفته در گروه (ب) است. ایستگاه B2 (در گروه ب) و ایستگاه B18 (در گروه الف)، شاخه‌های فرعی (خاوه و دولیسکان) متصل به رودخانه می‌باشند و قرار گرفتن آنها در گروه‌های ذکر شده، ناشی از تفاوت غلظت یون‌های موجود در این دو ایستگاه می‌باشد، EC بالای ایستگاه B2 ($620 \mu\text{s/cm}$) نسبت به ایستگاه B18 ($530 \mu\text{s/cm}$) نیز گویای این مطلب است.



شکل ۴-۹- نمودار شاخه درختی بین ایستگاه‌های مختلف

۴-۹- غلظت عناصر بالقوه سمی در نمونه‌های آب رودخانه بادآور

غلظت فلزات ممکن است از حد سمناکی بوم‌سامانه آبی بیشتر شود که این امر به کاهش جمعیت حیات آبی منجر می‌شود، همچنین در صورتی که غلظت فلزات در آب رودخانه بالاتر از حد گیاه-سمناک باشد، آب رودخانه برای آبیاری محصولات کشاورزی مناسب نیست. بنابراین غلظت بالای

عناصر بالقوه سمّی زیست دسترس پذیر، می تواند برای حیات آبی، کشنده و برای سلامتی انسان و جانوران نگران کننده باشد. به دلیل عبور رودخانه بادآور از منطقه شهری و تخلیه انواع فاضلاب های خانگی و کشاورزی به داخل آن، ارزیابی شدت آلودگی فلزی آب این رودخانه به عنوان آب مورد استفاده برای کشاورزی حائز اهمیت است. در جدول (۴-۶) غلظت عناصر مورد مطالعه در مقایسه با استاندارد فائو (FAO, 1985) و میانگین غلظت در آب های شیرین (بر حسب $\mu\text{g/L}$) ارائه شده است. غلظت آرسنیک در همه ی نمونه ها پایین تر از حد آشکار سازی دستگاه (۱ میکروگرم بر لیتر) می باشد.

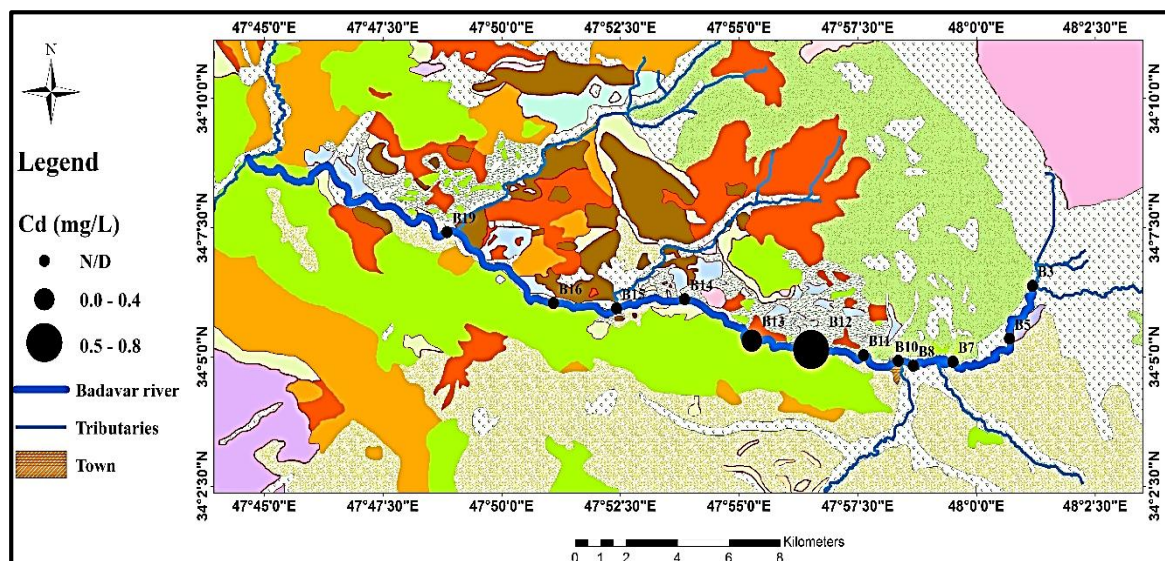
جدول ۴-۶- غلظت عناصر بالقوه سمّی در نمونه های آب رودخانه بادآور

As	Zn	Se	Pb	Ni	Mn	Fe	Cu	Cr	Co	Cd	ایستگاه
b.d.l.	۲۸/۲	b.d.l.	۳۹/۶	b.d.l.	۲۰/۶	۱۷۴/۰	۳۵/۴	۳/۸	۰/۸	b.d.l.	B3
b.d.l.	۲۹/۸	b.d.l.	۲/۲	b.d.l.	۲۲/۶	۲۲۵/۸	۲۱/۶	۱۱/۲	۱/۲	b.d.l.	B5
b.d.l.	۲۴/۲	b.d.l.	۷/۰	b.d.l.	۱۰/۸	۱۸۲/۲	۲۰/۸	۲۱/۴	۱/۶	b.d.l.	B7
b.d.l.	۱۷/۰	۸/۶	۴/۴	b.d.l.	۸/۰	۶۰/۴	۳۶/۴	۵/۲	۰/۶	b.d.l.	B8
b.d.l.	۱۸/۶	۲/۴	۱۲/۲	b.d.l.	۲۴/۸	۶۷/۰	۲۶/۲	۹/۶	۲/۰	b.d.l.	B10
b.d.l.	۲۴/۸	b.d.l.	b.d.l.	b.d.l.	۵۷/۰	۶۳/۴	۱۸/۲	۹/۴	۱/۰	b.d.l.	B11
b.d.l.	۲۶/۰	b.d.l.	۲۷/۴	b.d.l.	۶۸/۴	۱۷۶/۸	۳۱/۸	۸/۰	۰/۸	۰/۶	B12
b.d.l.	۱۵/۲	b.d.l.	۱۳/۸	b.d.l.	۸۷/۶	۸۱/۶	۱۷/۶	۷/۰	۱/۰	۰/۴	B13
b.d.l.	۱۷/۸	b.d.l.	۰/۲	b.d.l.	۸۲/۸	۱۱۰/۰	۳۲/۰	۱۲/۴	۰/۴	b.d.l.	B14
b.d.l.	۱۲/۸	b.d.l.	۱۲/۸	b.d.l.	۸۷/۶	۲۶۹/۶	۳۶/۶	۲۳	۰/۴	b.d.l.	B15
b.d.l.	۲۳/۸	۲/۸	۲۷/۴	۰/۸	۷۷/۴	۱۰۹/۸	۶۳/۸	۷/۴	۰/۲	b.d.l.	B16
b.d.l.	۱۴/۰	۳/۰	۴۰/۶	b.d.l.	۳۲/۶	۱۷۴/۲	۹۲/۰	۸/۰	۰/۲	b.d.l.	B19
	۱۲/۸	b.d.l.	b.d.l.	b.d.l.	۸/۰	۶۰/۴	۱۷/۶	۳/۸	۰/۲	b.d.l.	حداقل
	۲۹/۸	۸/۶	۴۰/۶	۸/۰	۸۷/۶	۲۶۹/۹	۹۲/۰	۲۳/۰	۲/۰	۰/۶	حداکثر
	۲۰۰۰	۲۰	۵	۲۰۰	۲۰۰	۵۰۰۰	۲۰۰	۱۰۰	۵۰	۱۰	استاندارد FAO
	۵	۰/۲	۳	۰/۳	۵	۵۰۰	۳	۱	۰/۵	۰/۲	میانگین غلظت در آب های شیرین ^{۱۳}

b.d.l.: زیر حد آشکار سازی دستگاه

۴-۹-۱- کادمیم (Cd)

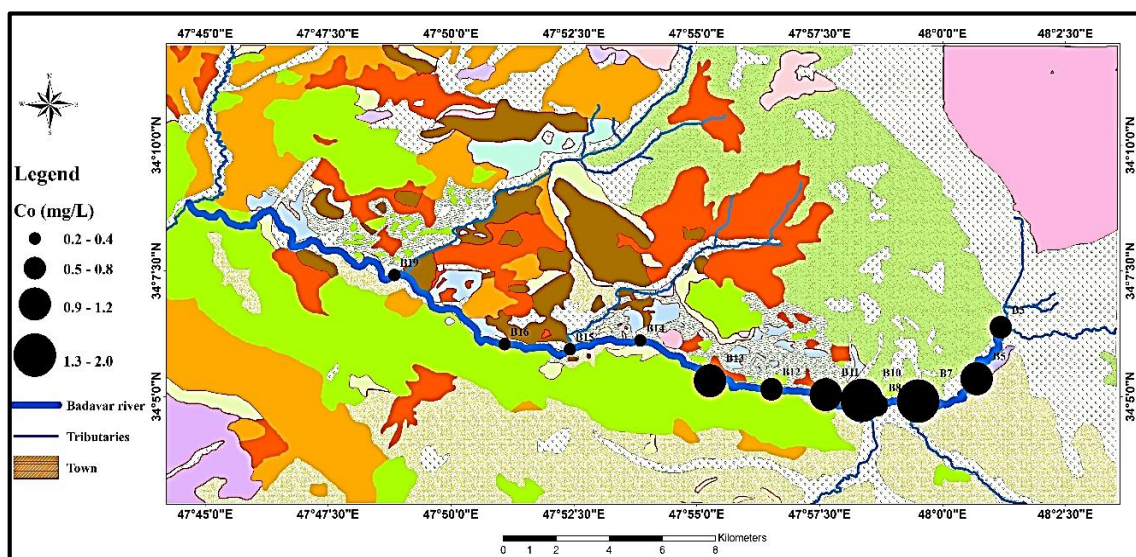
غلظت کادمیم در تمام ایستگاه‌ها، به استثناء ایستگاه‌های B12 و B13، زیر حد آشکارسازی دستگاه (۱ میکروگرم بر لیتر) می‌باشد. عامل اصلی کنترل کننده غلظت کادمیم در آب‌های سطحی، pH آب و نیز جذب آن توسط مواد معلق و رسوبات بستر به ویژه کانی‌های رسی است. به طور کلی، غلظت عنصر کادمیم در آب‌های با pH به شدت اسیدی بالاتر است، و در شرایط pH خنثی تا قلیایی، این عنصر جذب رسوبات بستر و ذرات معلق موجود در آب خواهد شد. حضور کادمیم در دو نمونه برداشت شده از ایستگاه‌های B12 و B13، احتمالاً ناشی از تخلیه زباله‌ها در اطراف ایستگاه B12 و ورود رواناب کشاورزی است، زیرا رواناب‌های کشاورزی و زباله‌ها و فاضلاب‌های شهری از منابع اصلی ورود کادمیم به رودخانه‌ها می‌باشند (Selinus 2005). غلظت کادمیم در این ایستگاه‌ها پایین‌تر از استاندارد فائو (FAO, 1985) برای آب آبیاری (۱۰ میکروگرم بر لیتر) و بالاتر از میانگین غلظت این عنصر در آب‌های شیرین (۰/۲ میکروگرم بر لیتر) می‌باشد. شکل ۴-۱۰ تغییرات مکانی غلظت عنصر کادمیم در نمونه‌های آب رودخانه بادآور را نشان می‌دهد.



شکل ۴-۱۰- تغییرات مکانی غلظت عنصر کادمیم در نمونه‌های آب رودخانه بادآور

۴-۹-۲- کبالت (Co)

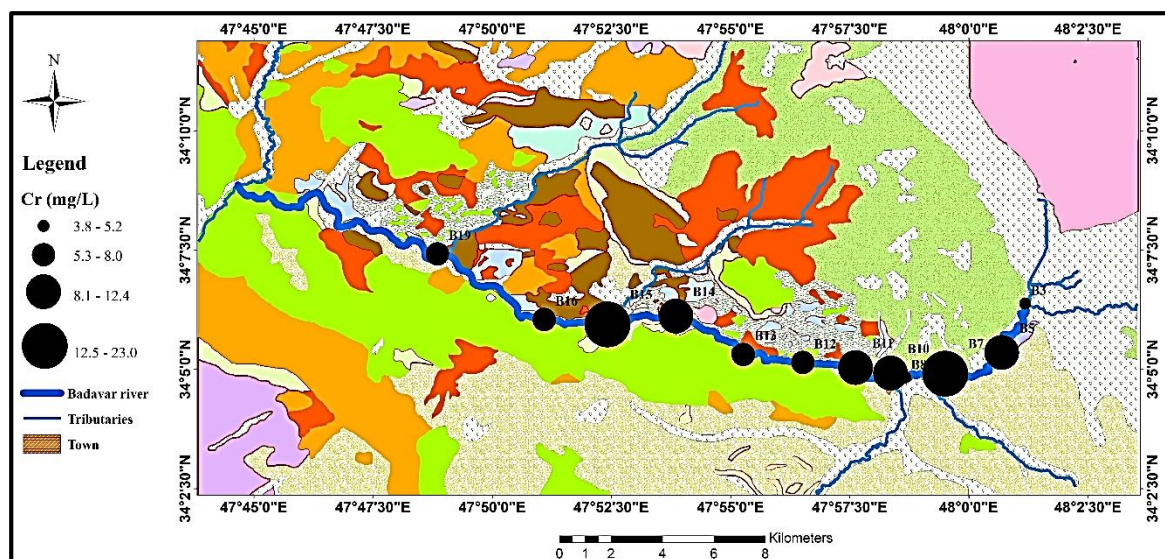
غلظت کبالت در نمونه‌های آب رودخانه بادآور در گستره ۰/۲ تا ۲ میکروگرم بر لیتر قرار دارد. بیشترین غلظت این عنصر در سایت B10 (بعد از ورود شاخه فرعی گچینه در مرکز شهر) و B7 (محل ورود رواناب کشاورزی) و کمترین غلظت آن در ایستگاه‌های B16 و B19 مشاهده می‌شود (شکل ۴-۱۱). دلیل غلظت بالای کبالت در سایت B10 را می‌توان به ورود شاخه فرعی گچینه نسبت داد که فاضلاب‌های داخل شهر را دریافت می‌کند و به بادآور می‌پیوندد. کبالت فلزی است که تحرک بسیار بالایی دارد و حضور آن در آب‌های با pH نرمال دور از انتظار نیست (Bhuyana et al. 2017). غلظت کبالت در تمام نمونه‌های آب برداشت شده از رودخانه بادآور، کمتر از استاندارد فائو (FAO, 1985) برای آب آبیاری (۵۰ میکروگرم بر لیتر) است. در نتیجه تمام نمونه‌های آب رودخانه از نظر غلظت کبالت برای کشاورزی مناسب می‌باشند. غلظت کبالت در برخی ایستگاه‌ها (B3, B5, B7, B8, B10, B11, B12, B13)، بالاتر از میانگین غلظت این عنصر در آب‌های شیرین (۰/۵ میکروگرم بر لیتر) می‌باشد.



شکل ۴-۱۱- تغییرات غلظت عنصر کبالت در نمونه‌های آب رودخانه بادآور

۴-۹-۳- کروم (Cr)

در نمونه‌های مورد مطالعه غلظت کروم بین ۳/۸ (در ایستگاه B3) تا ۲۳ میکروگرم بر لیتر (در ایستگاه B15) متغیر است. فائو (FAO, 1985) حد مجاز کروم در آب آبیاری را ۱۰۰ میکروگرم بر لیتر در نظر گرفته است. در نتیجه غلظت کروم در همه ایستگاه‌ها، کمتر از حد مجاز می‌باشد. غلظت کروم در تمام ایستگاه‌ها، بالاتر از میانگین غلظت این عنصر در آب‌های شیرین (۱ میکروگرم بر لیتر) است. کروم در ایستگاه B15 بالاترین غلظت (۲۳ میکروگرم بر لیتر) را دارد. فعالیت کشاورزی و مصرف کودهای مختلف فسفاتی، نیتراتی، و پتاسیمی از منابع انسانزاد اصلی کروم می‌باشند (Selinus 2005; Kabata and Mukherjee, 2007). بنابراین افزایش کروم در این ایستگاه قابل توجیه است. شکل ۴-۱۲ تغییرات مکانی غلظت عنصر کروم در نمونه‌های آب رودخانه بادآور را نشان می‌دهد.

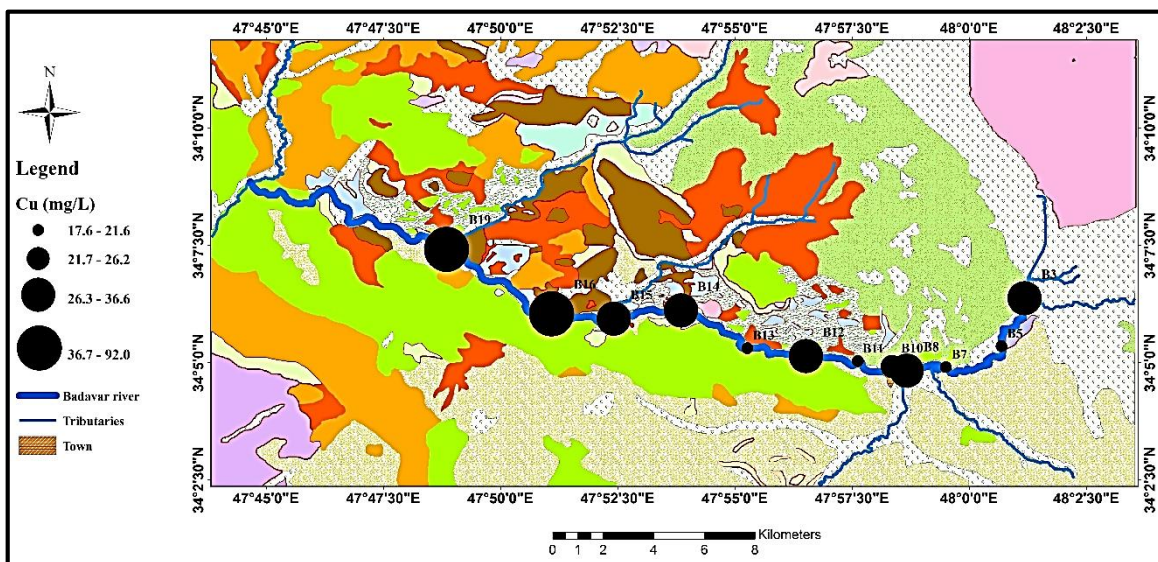


شکل ۴-۱۲- تغییرات غلظت عنصر کروم در نمونه‌های آب رودخانه بادآور

۴-۹-۴- مس (Cu)

غلظت مس در نمونه‌های آب رودخانه بادآور از ۱۷/۶ تا ۹۲ میکروگرم بر لیتر متغیر است. بالاترین غلظت مس در ایستگاه B19 مشاهده می‌شود. غلظت مس در تمام ایستگاه‌ها، پایین‌تر از استاندارد فائو

(FAO, 1985) برای این عنصر (۲۰۰ میکروگرم بر لیتر) و بالاتر از میانگین غلظت این عنصر در آب‌های شیرین (۳ میکروگرم بر لیتر) است. با توجه به اینکه کاربرد کودها، حشره‌کش‌ها و قارچ‌کش‌ها از منابع انسانزاد ورود مس به آب‌های سطحی است (Selinus 2005, Kabata and Mukherjee, 2007)، آلودگی آب این ایستگاه‌ها به وسیله رواناب کشاورزی دور از انتظار نیست. پساب‌های خانگی نیز می‌توانند دلیل دیگر این افزایش غلظت باشند. شکل ۴-۱۳ تغییرات مکانی غلظت عنصر مس در نمونه‌های آب رودخانه بادآور را نشان می‌دهد.

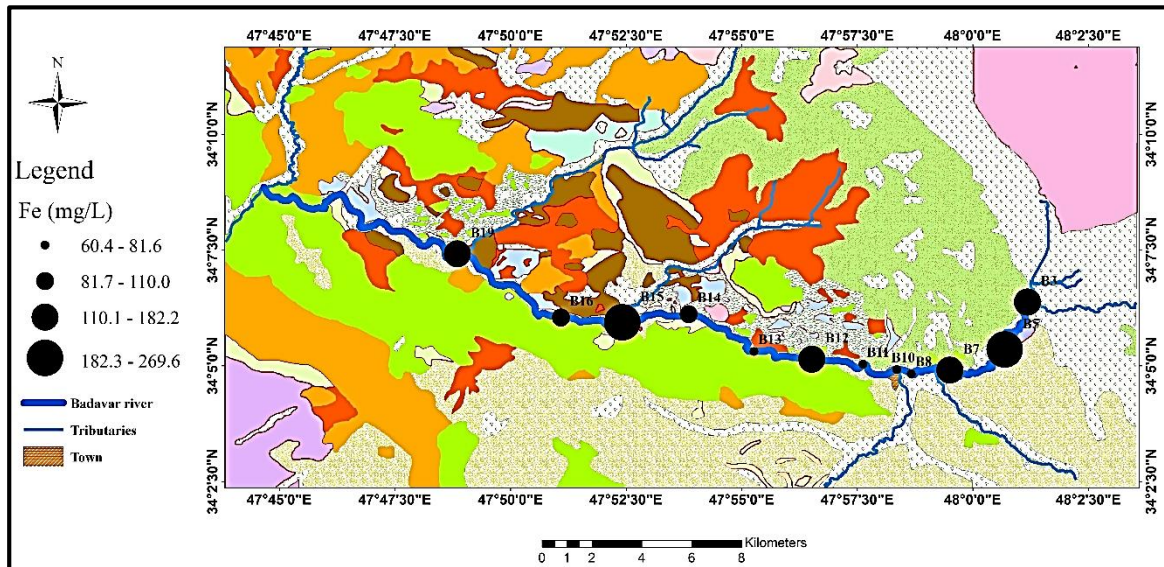


شکل ۴-۱۳- تغییرات غلظت عنصر مس در نمونه‌های آب رودخانه بادآور

۴-۹-۵- آهن (Fe)

غلظت آهن در نمونه‌های آب رودخانه بادآور از ۶۰/۴ میکروگرم بر لیتر تا ۲۶۹/۶ میکروگرم بر لیتر در تغییر می‌باشد. بالاترین غلظت آهن در ایستگاه B15 (به دلیل ورود رواناب کشاورزی) و کمترین غلظت در ایستگاه B8 مشاهده می‌شود. آهن در همه نمونه‌های آب رودخانه بادآور، دارای غلظتی پایین‌تر از استاندارد فائو (FAO, 1985) برای آب آبیاری (۵۰۰۰ میکروگرم بر لیتر) است. غلظت آهن

در تمام ایستگاه‌ها، کمتر از میانگین غلظت این عنصر در آب‌های شیرین (۵۰۰ میکروگرم بر لیتر) می‌باشد. شکل ۴-۱۴ تغییرات غلظت عنصر آهن در نمونه‌های آب رودخانه بادآور را نشان می‌دهد.



شکل ۴-۱۴- تغییرات غلظت عنصر آهن در نمونه‌های آب رودخانه بادآور

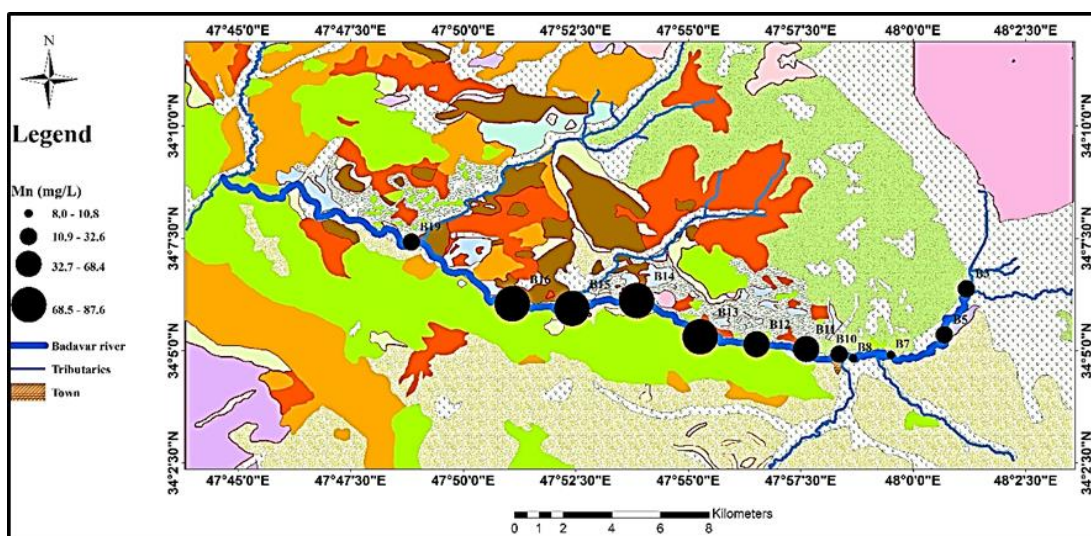
۴-۹-۶- منگنز (Mn)

غلظت منگنز در آب رودخانه بادآور از حداقل ۸ میکروگرم بر لیتر (ایستگاه B8) تا حداکثر ۸۷/۶ میکروگرم بر لیتر (ایستگاه B13 و B15) در تغییر می‌باشد. شکل ۴-۱۵، پراکندگی عنصر منگنز در ایستگاه‌های نمونه‌برداری را نشان می‌دهد. فائو (FAO, 1985) حداکثر غلظت مجاز منگنز در آب آبیاری را ۲۰۰ میکروگرم بر لیتر بیان کرده است. بر این اساس غلظت منگنز در همه‌ی ایستگاه‌ها کمتر از حد مجاز آن در آب آبیاری می‌باشد. غلظت منگنز در تمام ایستگاه‌ها، بالاتر از میانگین غلظت این عنصر در آب‌های شیرین (۵ میکروگرم بر لیتر) است.

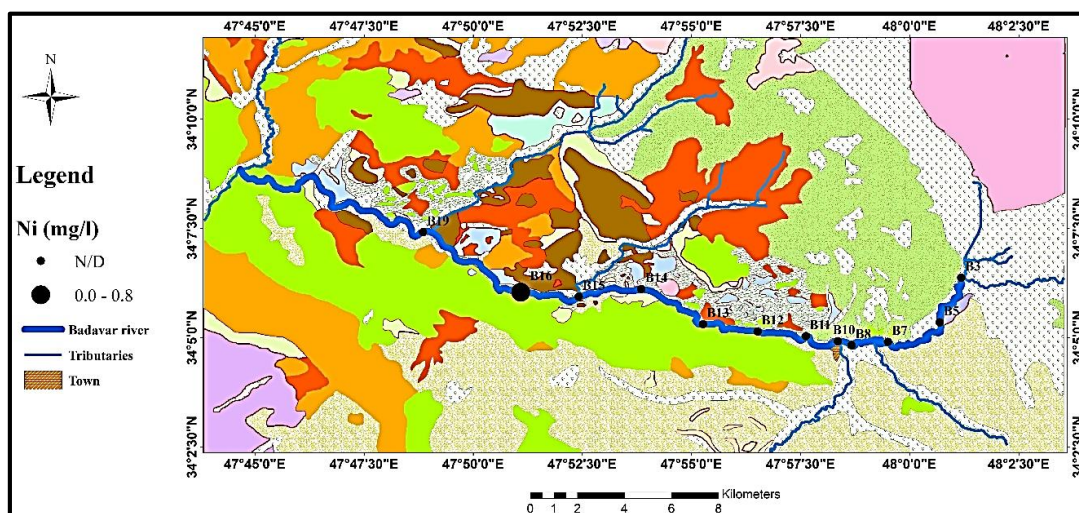
۴-۹-۷- نیکل (Ni)

در نمونه‌های مورد مطالعه، غلظت نیکل در تمام ایستگاه‌ها به جز ایستگاه B16، زیر حد آشکارسازی دستگاه (۱ میکروگرم بر لیتر) است. حضور نیکل در نمونه B16 را می‌توان به تخلیه رواناب‌های

کشاورزی نسبت داد. در ایستگاه B16 غلظت نیکل (۰/۸ میکروگرم بر لیتر) پایین‌تر از استاندارد فائو (FAO, 1985) برای این عنصر در آب آبیاری (۲۰۰ میکروگرم بر لیتر) است. بر این اساس تمام نمونه های آب رودخانه از نظر نیکل برای مصارف کشاورزی مناسب می‌باشند. غلظت نیکل در ایستگاه B16 نیز بالاتر از میانگین غلظت این عنصر در آب‌های شیرین (۰/۳ میکروگرم بر لیتر) است. تغییرات غلظت عنصر نیکل در نمونه‌های آب رودخانه بادآور در شکل ۴-۱۶ نشان داده شده است.



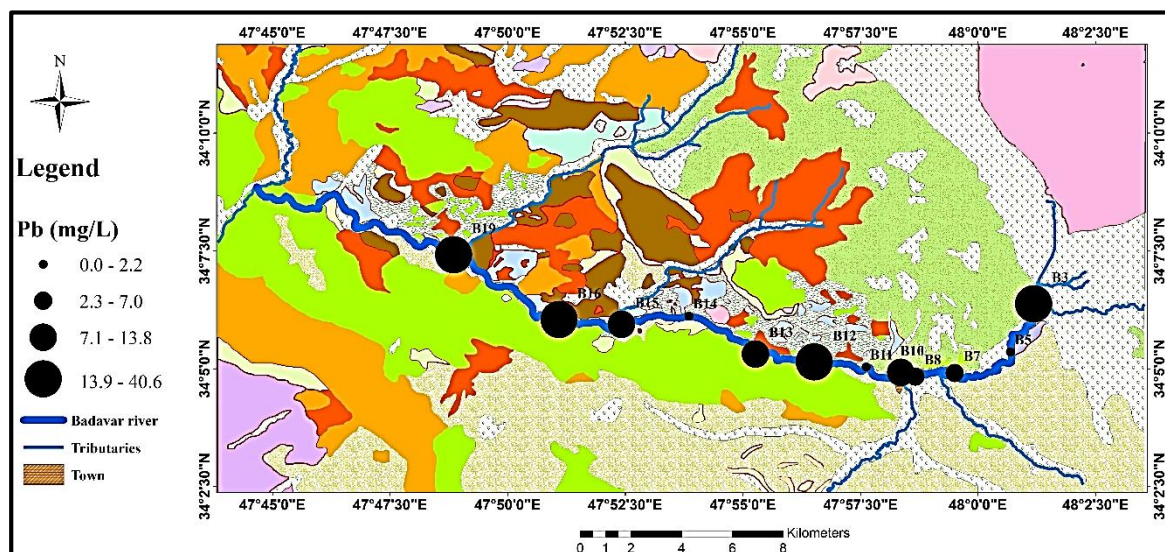
شکل ۴-۱۵- تغییرات غلظت عنصر منگنز در نمونه‌های آب رودخانه بادآور



شکل ۴-۱۶- تغییرات غلظت عنصر نیکل در نمونه‌های آب رودخانه بادآور

۴-۹-۸- سرب (Pb)

غلظت سرب در نمونه‌های مورد مطالعه از کمتر از حد آشکارسازی دستگاه ($1 \mu\text{g/L}$) تا 40.6 میکروگرم بر لیتر در ایستگاه B19 (محل تخلیه پساب‌های خانگی و رواناب‌های کشاورزی) متغیر است (شکل ۴-۱۷). کاربرد کودها، آفت‌کش‌ها و تخلیه پساب‌های شهری از منابع انسانزاد سرب هستند (Selinus 2005). طبق استاندارد فائو (FAO, 1985) حداکثر غلظت مجاز سرب در آب آبیاری ۵ میکروگرم بر لیتر می‌باشد. بر این اساس به جز نمونه‌های B5، B7، B8، B11 و B14 در تمام نمونه‌های آب رودخانه غلظت سرب بالاتر از حد مجاز آن در آب آبیاری است. غلظت سرب در اکثر ایستگاه‌ها، بالاتر از میانگین غلظت این عنصر در آب‌های شیرین (۳ میکروگرم بر لیتر) می‌باشد که نشانگر آلودگی آب رودخانه بادآور به عنصر سرب است.

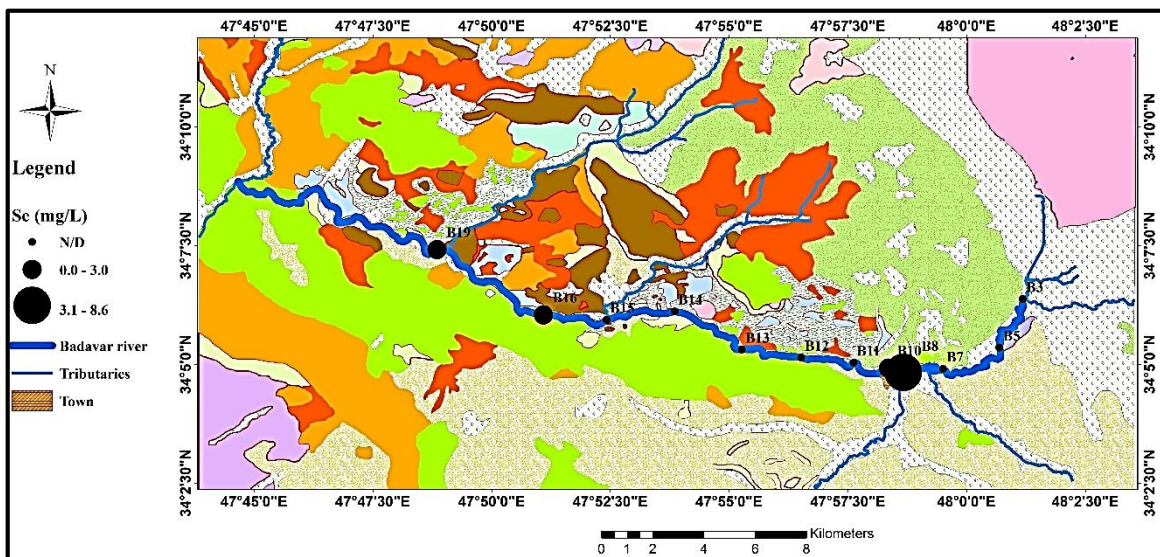


شکل ۴-۱۷- تغییرات غلظت عنصر سرب در نمونه‌های آب رودخانه بادآور

۴-۹-۹- سلنیم (Se)

غلظت سلنیم در نمونه‌های آب رودخانه بادآور از کمتر از حد آشکارسازی دستگاه (۱ میکروگرم بر لیتر) تا $8/6$ میکروگرم بر لیتر در ایستگاه B8، (محل رها شدن زباله‌ها و ورود فاضلاب خانگی) متغیر

است. براساس استاندارد فائو (FAO, 1985) حداکثر غلظت سلنیم در آب آبیاری ۲۰ میکروگرم بر لیتر است. بنابراین غلظت سلنیم در تمام ایستگاه‌ها کمتر از حد مجاز برای آب آبیاری می‌باشد. غلظت سلنیم در ایستگاه‌های B8، B10، B16 و B19، بالاتر از میانگین غلظت این عنصر در آب‌های شیرین (۰/۲ میکروگرم بر لیتر) می‌باشد. شکل ۴-۱۸ تغییرات غلظت عنصر سلنیم را در نمونه‌های آب رودخانه بادآور نشان می‌دهد.

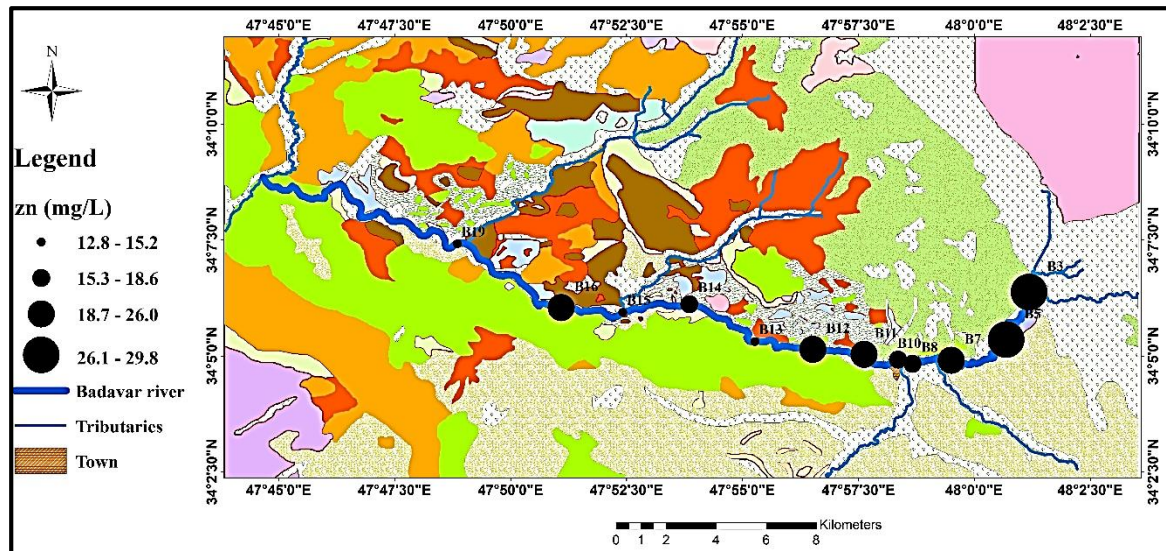


شکل ۴-۱۸- تغییرات غلظت عنصر سلنیم در نمونه‌های آب رودخانه بادآور

۴-۹-۱۰- روی (Zn)

غلظت روی در نمونه‌های مورد مطالعه از حداقل ۱۲/۸ میکروگرم بر لیتر در ایستگاه B15 تا حداکثر ۲۹/۸ میکروگرم بر لیتر در ایستگاه B5 (محل ورود فاضلاب مرکز پرورش ماهی) متغیر است. غلظت روی در تمام نمونه‌های مورد مطالعه، کمتر از استاندارد فائو (FAO, 1985) برای آب آبیاری (۲۰۰۰ میکروگرم بر لیتر) است. بنابراین همه‌ی نمونه‌های مورد مطالعه از نظر غلظت روی برای آبیاری مناسب می‌باشند. غلظت روی در تمام ایستگاه‌ها، بالاتر از میانگین غلظت این عنصر در آب‌های

شیرین (۵ میکروگرم بر لیتر) می‌باشد که نشانگر افزایش غلظت روی در آب رودخانه بادآور در اثر عوامل انسانزاد است. تغییرات غلظت عنصر روی در نمونه‌های آب رودخانه بادآور در شکل ۴-۱۹ نشان داده شده است.



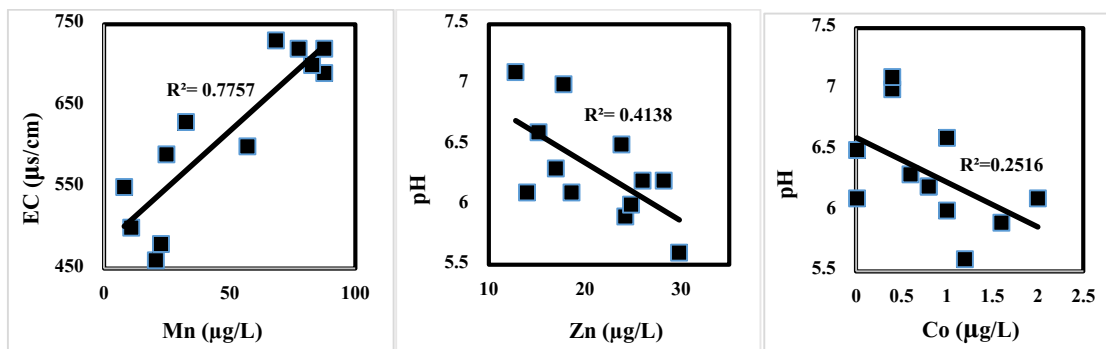
شکل ۴-۱۹- تغییرات غلظت عنصر روی در نمونه‌های آب رودخانه بادآور

۴-۱۰- عوامل فیزیکی-شیمیایی مؤثر بر تمرکز عناصر بالقوه سمی در آب رودخانه بادآور

رفتار عناصر در محیط‌های آبی به مقدار قابل توجهی تابع ویژگی‌های فیزیکی شیمیایی محیط است. از مهم‌ترین این ویژگی‌ها می‌توان به EC و pH محیط اشاره کرد. یکی از روش‌های بررسی تأثیر این پارامترها بر غلظت عناصر در آب، استفاده از نمودارهای دو متغیره می‌باشد. شکل (۲۰-۴) روابط رگرسیون بین غلظت عناصر مورد مطالعه و پارامترهای فیزیکی شیمیایی اندازه‌گیری شده را نشان می‌دهد.

شکل ۴-۲۰ نشان‌دهنده رابطه منفی و قوی بین pH و غلظت عناصر کبالت و روی در نمونه‌های مورد مطالعه می‌باشد. به طور کلی تحرک اکثر عناصر در pH کمتر افزایش می‌یابد (Moore et al.)

افزایش هدایت الکتریکی آب بر افزایش تمرکز و انحلال پذیری عناصر در آب مؤثر است. با افزایش میزان EC آب، رقابت یون‌ها با عناصر جهت جذب شدن روی سطوح دارای بار منفی افزایش می‌یابد، در نتیجه غلظت عناصر در آب بالا می‌رود (Forghani et al. 2009). در نمونه‌های آب رودخانه بادآور، بین غلظت منگنز و هدایت الکتریکی آب، رابطه‌ی خطی مثبت مشاهده می‌شود.



شکل ۴-۲۰- نمودار پراکندگی بین عناصر و خصوصیات فیزیکی شیمیایی در نمونه‌های آب

۴-۱۱- ارزیابی کیفیت آب رودخانه بادآور با استفاده از شاخص‌های کیفیت آب

یکی از مؤثرترین روش‌ها برای توصیف کیفیت آب و تعیین مناسب بودن آن، بوسیله‌ی شاخص کیفی آب (WQI)^۴ است. این شاخص در ابتدا در سال ۱۹۶۵ در ایالات متحده آمریکا بوسیله هورتون (Horton, 1965) تعریف شد. هورتون یک روش در قالب یک سیستم عددی برای رتبه‌بندی کیفیت آب ارائه کرد و شکل ریاضی آن را با انتخاب، رتبه‌بندی و ادغام پارامترهای قابل توجه آب در یک روش ساده و علمی معرفی کرد (Kumar et al. 2015, Vasanthavigar et al. 2010). محاسبه این شاخص شامل سه مرحله است.

۱- وزن‌دهی به پارامتر: وزن تعیین شده نشان دهنده اهمیت یک پارامتر است و تأثیر قابل توجهی بر مقدار عددی شاخص دارد. وزن تعیین شده بین ۱ تا ۵ است (Kumar et al. 2015).

^۴Water Quality Index

۲- وزن نسبی: وزن نسبی از طریق رابطه ۷-۴ محاسبه می‌شود:

$$W_i = \frac{W_i}{\sum_{i=1}^n W_i} \quad (7-4)$$

در این رابطه W_i وزن هر پارامتر و n تعداد پارامتر است.

جدول ۷-۴- وزن دهی به پارامترهای آب (Kumar et al. 2015) و استانداردهای سازمان بهداشت جهانی (WHO,) (2011) برای هر پارامتر. TH سختی کل می‌باشد.

پارامتر شیمیایی	وزن	وزن نسبی (W_i)	استاندارد سازمان بهداشت جهانی
pH	۴	۰/۱۱۱	۷/۵
EC	۴	۰/۱۱۱	۵۰۰
TDS	۵	۰/۱۳۸	۵۰۰
HCO_3^-	۳	۰/۰۸۳	۵۰۰
Cl^-	۳	۰/۰۸۳	۲۵۰
SO_4^{2-}	۴	۰/۱۱۱	۲۵۰
Ca^{2+}	۲	۰/۰۵۵	۷۵
Na^+	۲	۰/۰۵۵	۲۰۰
Mg^{2+}	۱	۰/۰۲۷	۵۰
K^+	۲	۰/۰۵۵	۱۲
NO_3^-	۵	۰/۱۳۸	۴۵
TH	۱	۰/۰۲۷	۱۵۰

۳- مقیاس رتبه‌بندی کیفی برای هر پارامتر (q_i): به منظور رتبه‌بندی کیفی هر پارامتر، غلظت هر پارامتر در هر نمونه آب (C_i) بر مقدار استاندارد سازمان بهداشت جهانی (S_i)، تقسیم می‌شود و در نهایت در ۱۰۰ ضرب می‌گردد (معادله ۴-۸).

$$q_i = \frac{C_i}{S_i} \times 100 \quad (4-8)$$

در این رابطه، تعیین زیر شاخص پارامترها (SL_i)، برای هر پارامتر الزامی است (معادله ۴-۹):

$$SL_i = W_i \times q_i \quad (4-9)$$

مجموع مقادیر SL_i شاخص کیفیت آب برای هر نمونه را نشان می‌دهد (معادله ۴-۱۰):

$$WQI = \sum SL_i \quad (4-10)$$

مقادیر WQI محاسبه شده برای هر نمونه آب براساس جدول ۴-۸ توصیف می‌گردد.

جدول ۴-۸ مقادیر WQI و رتبه‌بندی سازمان بهداشت جهانی	
کیفیت آب	مقدار شاخص
عالی	$WQI < 50$
خوب	۵۰-۱۰۰
ضعیف	۱۰۰-۲۰۰
خیلی ضعیف	۲۰۰-۳۰۰
نامناسب	$WQI > 300$

نتایج محاسبه‌ی شاخص کیفی آب رودخانه بادآور و شاخه‌های فرعی در جدول ۴-۹ آورده شده است. شاخص کیفی آب بین ۴۲/۷-۵۸/۴ متغیر است. با توجه به رده‌بندی مقادیر این شاخص توسط

سازمان بهداشت جهانی (جدول ۴-۸)، شاخص کیفی نمونه‌های آب رودخانه بادآور از ابتدا تا ایستگاه B11 در رده عالی و در سایر ایستگاه‌ها در رده خوب قرار دارد. براساس شاخص کیفی آب نمونه‌های شاخه‌های گلام‌بحری و دولیسکان (B1 و B18) در رده عالی و شاخه‌های خاوه و گچینه (B2 و B9) در رده خوب قرار دارند. بالا بودن اندک این شاخص در برخی نمونه‌ها احتمالاً ناشی از نفوذ پساب‌های کشاورزی و فاضلاب‌های خانگی است.

جدول ۴-۹- مقادیر شاخص کیفی محاسبه شده برای نمونه‌های آب رودخانه بادآور و شاخه‌های فرعی

نمونه	B1	B2	B3	B4	B5	B6	B7	B8	B9	B10
WQI	۴۲/۸	۵۰/۸	۴۲/۸	۴۲/۷	۴۲/۷	۴۳/۶	۴۶/۰	۴۸/۰	۵۶/۵	۴۹/۸
نمونه	B11	B12	B13	B14	B15	B16	B17	B18	B19	
WQI	۴۹/۹	۵۸/۴	۵۳/۵	۵۵/۴	۶۰/۰	۵۶/۰	۵۷/۳	۴۵/۰	۵۳/۶	

۴-۱۲- بررسی آلودگی میکروبی رودخانه بادآور

کیفیت آب رودخانه‌ها براساس پارامترهای متفاوتی تعیین می‌شود. سالیانه هزینه‌های هنگفتی به منظور بررسی مستمر رودخانه‌ها از نظر وجود آلاینده‌های مختلف انجام گرفته و علاوه بر به‌کارگیری نیروی انسانی، زمان زیادی صرف آزمایشات و آنالیزها می‌گردد. امروزه در اکثر کشورها، اندازه‌گیری کمی و کیفی بیواندیکاتورها^۵ جایگزین روش‌های شیمیایی گشته است. بیواندیکاتور به موجوداتی اطلاق می‌گردد که در ارتباط مستقیم با تغییرات محیطی بوده و تعداد و نوع آن‌ها تحت تأثیر آلاینده‌های شیمیایی قرار گرفته و تغییرات این ارگانیس‌ها انعکاسی از شرایط موجود اکوسیستم می‌باشد. استفاده از بیواندیکاتورها به دلیل هشدار سریع در مورد آلودگی، باعث شناسایی سریع مناطق بحرانی می‌گردد. یک گروه از بیواندیکاتورها شامل باکتری‌های گروه کلیفرم می‌باشد که به خانواده انتروباکتریاسه تعلق دارند (یعقوب‌زاده و صفری ۱۳۹۴). این باکتری‌ها ممکن است اثرات کوتاه

^۵Bioindicator or Biological indicator

مدت مانند اسهال، تهوع، سردرد یا سایر علائم ایجاد کنند. آنها ممکن است خطرات ویژه سلامتی برای نوزادان، کودکان و افراد مبتلا به مشکلات سیستم ایمنی ایجاد کنند (USEPA 2009). در جدول ۴-۱۰ نتایج محاسبه MPN و مقایسه آنها با استاندارد EPA برای آب آبیاری آورده شده است. براساس نتایج آنالیز میکروبی آب و پس از مقایسه با استاندارد EPA جهت مصارف کشاورزی، معلوم شد که آب رودخانه در ایستگاههای B14 و B17 آلوده می‌باشد.

جدول ۴-۱۰- نتایج آزمایش‌های میکروبی آب رودخانه بادآور

MPN/100 mL	تعداد لوله‌های مثبت از کل ۵ لوله	نمونه‌ها
۴۲	۲	B3
۹۲	۳	B6
۴۲	۲	B11
۲۲۷	۵	B14
۲۲۷	۴	B17
۲۰۰	حد مجاز EPA برای کل کلیفرم در آب آبیاری (تعداد در ۱۰۰ ml)	

فصل پنجم

ارزیابی کیفیت رسوبات سطحی

رودخانه بادآور

۵-۱- مقدمه

هدف این فصل، ارزیابی آلودگی رسوبات رودخانه بادآور به عناصر بالقوه سمی (کادمیم، کبالت، کروم، مس، منگنز، نیکل، سرب، روی و آرسنیک) است. به این منظور ابتدا به بررسی ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی نمونه‌های رسوب پرداخته می‌شود، سپس غلظت عناصر در نمونه‌های رسوب با غلظت آن‌ها در رسوبات جهانی میانگین (Bowen 1979) مقایسه می‌گردد و تغییرات مکانی غلظت این عناصر در مسیر رودخانه مورد ارزیابی قرار می‌گیرد. در این مطالعه برای ارزیابی خطر بالقوه ناشی از فلزات سنگین در رسوبات منطقه مورد مطالعه از دستورالعمل‌های کیفی رسوب (SQGs)^۶ استفاده شده است. همچنین با استفاده از شاخص‌های زمین شیمیایی (شامل ضریب غنی‌شدگی، ضریب زمین‌انباشت، درجه آلودگی و ضریب آلودگی) وضعیت آلودگی و تأثیر فعالیت‌های انسان‌زاد بر رسوبات مورد ارزیابی قرار گرفته است.

۵-۲- بررسی ویژگی‌های فیزیکی-شیمیایی نمونه‌های رسوب

در سامانه‌های آبی، ویژگی‌های فیزیکی-شیمیایی رسوبات نقش قابل توجهی در تغییر غلظت عناصر ایفا می‌نمایند. جذب توسط بخش دانه‌ریز رسوبات و اکسید و هیدروکسیدهای آهن و منگنز، تشکیل کمپلکس عناصر با مواد آلی و معدنی و رسوب آن‌ها به صورت یک فاز جدید، از فرآیندهای مختلف تجمع عناصر بالقوه سمی در سیستم‌های آبی می‌باشند (Forghani et al. 2011). سایر ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی رسوبات از قبیل pH، ظرفیت تبادل کاتیونی و مقدار کربنات نیز تأثیر زیادی در تجمع عناصر در سیستم‌های آبی دارند (Duodu et al. 2017). جدول ۵-۱ مقادیر پارامترهای فیزیکی-شیمیایی نمونه‌های رسوب مورد مطالعه را نشان می‌دهد.

جدول ۵-۱- مقادیر بعضی از پارامترهای فیزیکی-شیمیایی رسوبات رودخانه بادآور

ایستگاه	pH	% OM	% CaCO ₃	CEC (meq/100g)
B3	۷/۷	۱۴/۷	۲۸/۵	۷۷/۳
B6	۸/۰	۱۰/۳	۳۳/۰	۷۴/۵
B11	۷/۸	۱۳/۰	۴۵/۵	۴۵/۶
B14	۸/۰	۷/۸	۲۶/۰	۴۳/۶
B17	۸/۵	۹/۳	۳۰/۰	۳۷/۴

pH نمونه‌های رسوب بین ۷/۷ تا ۸/۵ متغیر است که نشان‌دهنده خنثی تا قلیایی بودن آن‌ها می‌باشد، این امر احتمالاً به طبیعت کربناته منطقه مرتبط می‌باشد. درصد ماده آلی در نمونه‌های رسوب بین ۷/۸ درصد (نمونه برداشت شده از ایستگاه B14) و ۱۴/۷ درصد (نمونه برداشت شده از ایستگاه B3، محل ورود فضولات حیوانی و رواناب کشاورزی) در تغییر است. در ایستگاه‌های B14 و B17 مقدار ماده آلی پایین‌تر می‌باشد. مقدار ماده آلی در ایستگاه B11 (خروجی شهر) به دلیل تخلیه فاضلاب خانگی اندکی افزایش یافته است (شکل ۵-۱). برخی از عناصر با ماده‌ی آلی، پیوند قوی برقرار کرده و بنابراین مقدار ماده آلی رسوب می‌تواند بر تمرکز فلزات در رسوبات بستر رودخانه تأثیر بگذارد (Al-Hejuje et al. 2018). مقدار کربنات در رسوبات رودخانه بادآور بین ۲۶ تا ۴۵/۵ درصد تغییر می‌کند، که نشان‌دهنده نقش احتمالی کربنات‌ها در نگه‌داشت فلزات در رسوبات بستر است. بالا بودن درصد کربنات نمونه‌ها، pH خنثی تا قلیایی آن‌ها را نیز توجیه می‌نماید. علاوه بر این میزان pH با افزایش مقدار مواد آلی می‌تواند تا حدی کاهش یابد، زیرا با افزایش مواد آلی مقدار گاز دی‌اکسید کربن حاصل از تجزیه آن نیز افزایش می‌یابد. با افزایش گاز دی‌اکسید کربن، اسید کربنیک بیشتری حاصل می‌شود که باعث کاهش pH می‌گردد. مقدار ظرفیت تبادل کاتیونی نمونه‌های رسوب بین ۳۷/۴ تا ۷۷/۳

میلی‌اکی‌والان در ۱۰۰ گرم تغییر می‌کند. براساس جدول (۵-۲)، مقدار CEC در رده بالا تا بسیار بالا قرار می‌گیرد. مقدار CEC رسوبات عمدتاً تابع درصد رس، مقدار ماده آلی و اکسیدها و هیدروکسیدهای آهن و منگنز است. CEC بالای نمونه‌های رسوب، نشانگر قابلیت بالای جذبی این رسوبات می‌باشد که در کاهش غلظت عناصر در آب نقش مهمی ایفا می‌کند.

جدول ۵-۲ رده‌بندی CEC رسوب (Metson, 1956)

مقدار CEC	رده
<۶	بسیار پایین
۶-۱۲	پایین
۱۲-۲۵	متوسط
۲۵-۴۰	بالا
>۴۰	بسیار بالا

۵-۳- بررسی تغییرات غلظت عناصر بالقوه سمی در رسوبات

در جدول ۵-۳ غلظت عناصر مورد مطالعه در نمونه‌های رسوب در مقایسه با دستورالعمل‌های کیفی رسوب (SQGs) و غلظت عناصر در رسوبات جهانی میانگین آورده شده است.

اگر چه بعضی از عناصر مانند آهن، منگنز، کبالت، مس و روی ریزمغذی‌های ضروری برای حیوانات و گیاهان هستند، اما مقادیر بالای آنها خطرناک است و اثرات نامطلوبی بر سلامت موجودات زنده خواهد گذاشت (Moore et al. 2009). در این مطالعه، به منظور ارزیابی خطر زیست‌محیطی بالقوه این عناصر، نتایج بدست آمده با دستورالعمل‌های کیفی رسوب (SQGs) تعریف شده توسط مک‌دونالد و

همکاران (Macdonald et al. 2000) مقایسه شد. مقادیر SQGs شامل دو شاخص غلظت آستانه اثر (TEC)^۷ و غلظت احتمالی اثر (PEC)^۸ است و مبنای مطمئنی برای ارزیابی شرایط کیفیت رسوب در اکوسیستم‌های آبی ارائه می‌دهد. TEC، غلظت‌هایی را نشان می‌دهد که کمتر از آن احتمال مشاهده اثرات مضر برای آبزیان وجود ندارد، در حالی که PEC، غلظت‌هایی را نشان می‌دهد که بالاتر از آن احتمال مشاهده اثرات جانبی آلاینده‌ها بر روی آبزیان وجود دارد (Forghani et al. 2011, Xu et al. 2017).

جدول ۳-۵- غلظت عناصر (mg/kg) در نمونه‌های رسوب مورد مطالعه و مقادیر این عناصر در رسوبات جهانی میانگین

ایستگاه	Pb	Cd	Cr	Zn	Ni	Mn	Cu	Co	As	Sc
B3	۱۵	۰/۳۰	۱۳۲	۶۱	۷۲	۵۹۶	۳۰	۱۳	۳	۹/۳
B6	۱۱	۰/۲۶	۱۲۹	۵۵	۶۷	۷۰۶	۲۹	۱۳	۳/۲	۸/۷
B11	۳۸	۰/۳۲	۱۲۹	۱۵۸	۶۸	۴۱۱	۸۱	۱۲	۲/۹	۷/۷
B14	۱۷	۰/۳۲	۱۶۳	۸۰	۷۴	۸۲۱	۷۳	۱۵	۳/۵	۱۱/۳
B17	۲۲	۰/۲۶	۱۹۹	۶۱	۸۴	۱۳۳۷	۳۸	۱۵	۲/۶	۱۰/۰
غلظت در رسوبات جهانی میانگین*	۱۹	۰/۱۷	۷۲	۹۵	۵۲	۷۷۰	۳۳	۱۴	۷/۷	۱۰
غلظت آستانه اثر**	۳۵/۸	۰/۹۹	۳۴/۴	۱۲۱	۲۲/۷	-	۳۱/۶	-	۹/۷۹	-
غلظت احتمالی اثر**	۱۲۸	۴/۹۸	۱۱۱	۴۵/۹	۴۸/۶	-	۱۴۹	-	۳۳	-

* Bowen 1979

** MacDonal et al. (2000)

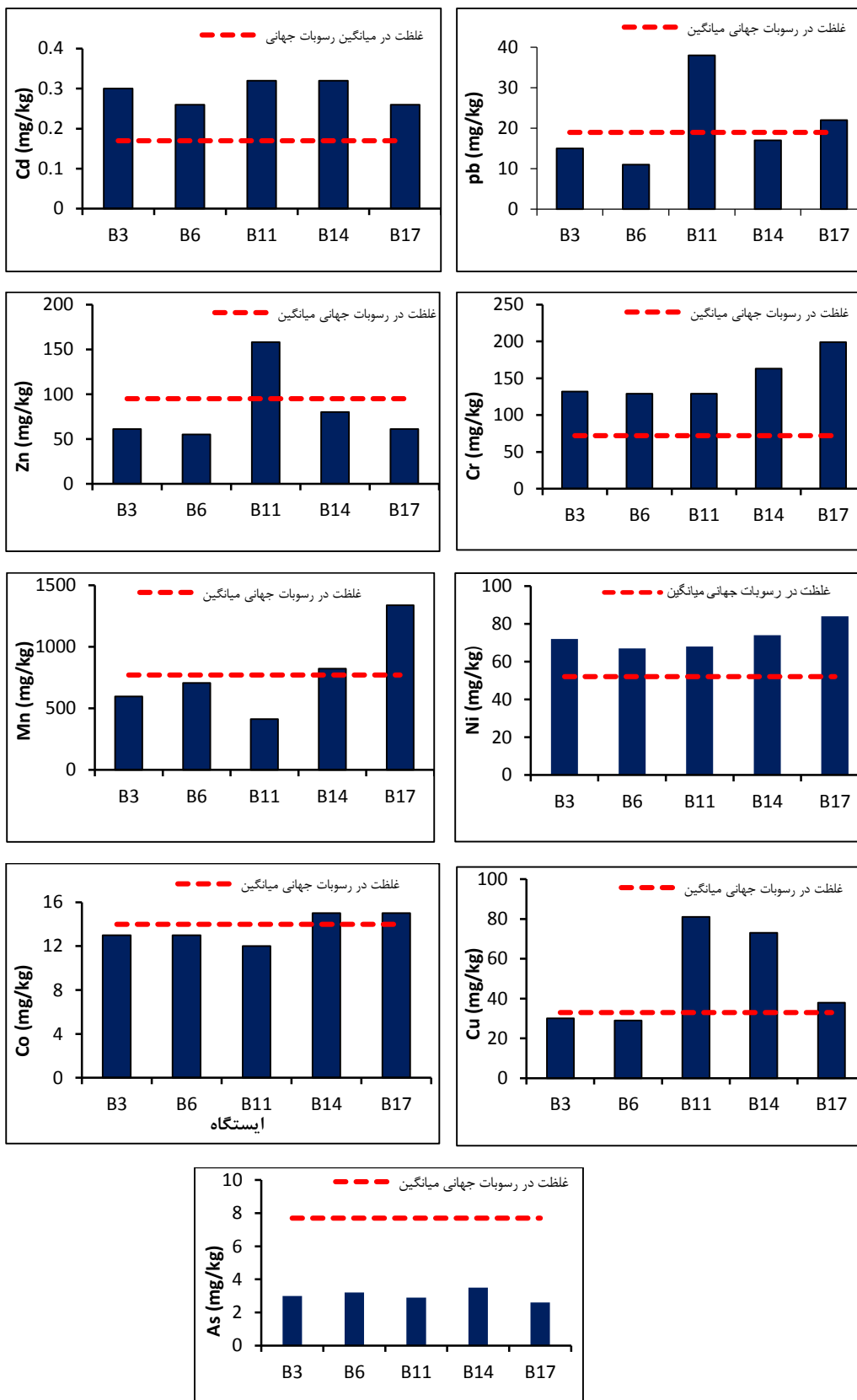
۷ threshold effect concentration
 ۸ probable effect concentration

مقایسه غلظت عناصر بالقوه سمّی با مقادیر TEC و PEC (جدول ۵-۳) نشان می‌دهد که غلظت مس در سه ایستگاه آخر (B11، B14، B17) بیش از مقدار TEC برای این عنصر است. غلظت عنصر مس در تمام ایستگاه‌ها پایین‌تر از مقدار PEC این عنصر می‌باشد. غلظت سرب و روی نیز به جزء در ایستگاه B11 پایین‌تر از مقادیر TEC و PEC می‌باشند. غلظت کادمیم و آرسنیک در تمام ایستگاه‌ها پایین‌تر از مقادیر TEC و PEC و غلظت کروم و نیکل در تمام ایستگاه‌ها بالاتر از مقادیر TEC و PEC می‌باشد. این تفاسیر نشان می‌دهد که زیستگاه رودخانه بادآور ممکن است در معرض خطر آلودگی با نیکل، کروم و مس قرار داشته باشد.

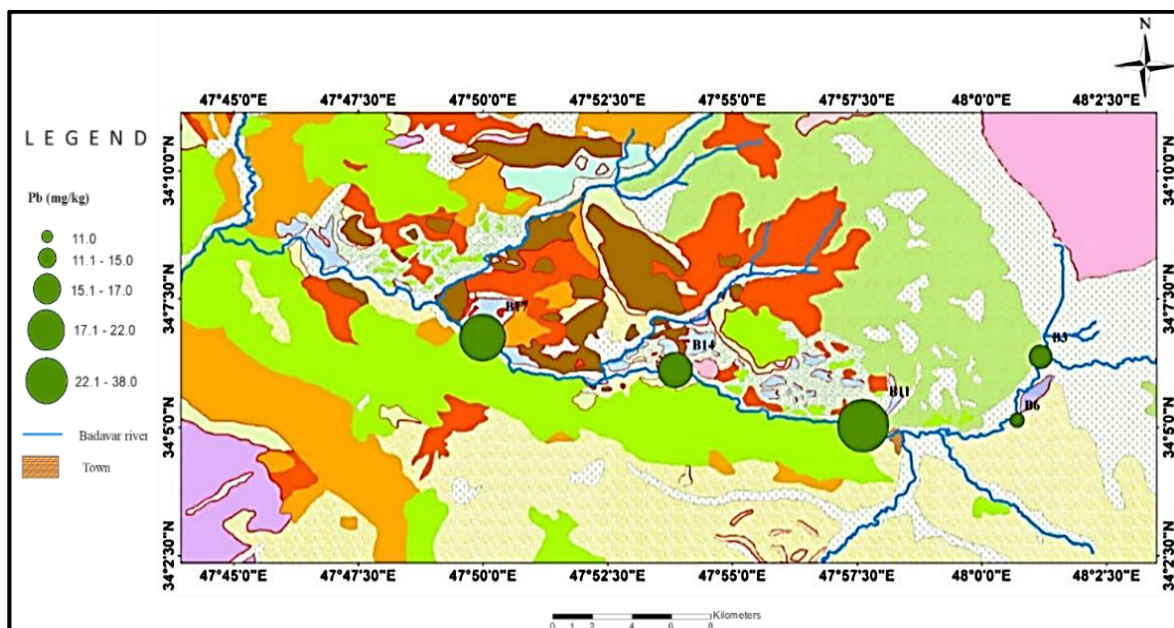
در شکل ۵-۱، نمودار ستونی غلظت عناصر مورد مطالعه در ایستگاه‌های مختلف نمونه‌برداری، در مقایسه با رسوبات جهانی میانگین (Bowen 1979) ارائه شده است.

۵-۳-۱- سرب (Pb)

غلظت سرب در نمونه‌های رسوب مورد مطالعه بین ۱۱ (در ایستگاه B6) تا ۳۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم (در ایستگاه B11) متغیر است (شکل ۵-۱). تفاوت غلظت قابل توجه سرب در ایستگاه B11 (خروجی شهر) نسبت به سایر ایستگاه‌ها واضح می‌باشد، به طوری که غلظت سرب در این ایستگاه به دو برابر غلظت آن در میانگین رسوبات جهانی رسیده است. در ایستگاه B17 نیز غلظت سرب اندکی بالاتر از میانگین رسوبات جهانی می‌باشد. غلظت سرب در بقیه ایستگاه‌ها پایین‌تر از مقدار آن در میانگین رسوبات جهانی است. شکل ۵-۲ روند تغییرات غلظت سرب در طول مسیر رودخانه را نشان می‌دهد.



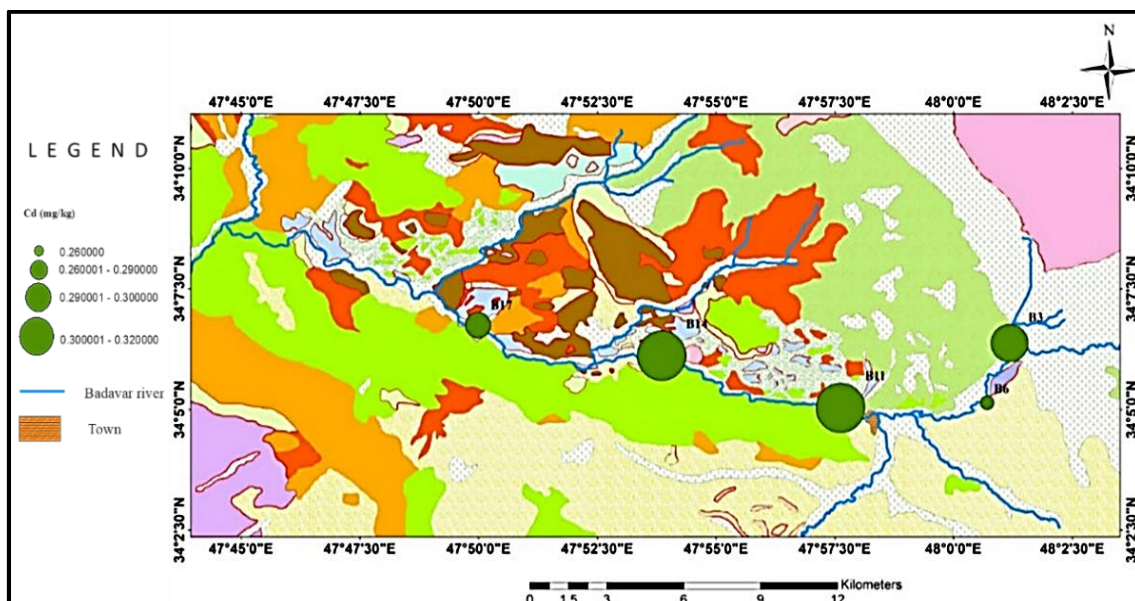
شکل ۵-۱ تغییرات غلظت عناصر مورد مطالعه در نمونه‌های رسوب رودخانه بادآور در مقایسه با رسوبات جهانی میانگین



شکل ۵-۲- روند تغییرات مکانی غلظت سرب در نمونه‌های رسوب رودخانه بادآور

۵-۳-۲- کادمیم (Cd)

غلظت کادمیم در نمونه‌های رسوب مورد مطالعه بین ۰/۲۶ (در دو ایستگاه B6 و B17) تا ۰/۳۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم (در دو ایستگاه B14 و B11) متغیر است. با توجه به شکل ۵-۱، غلظت کادمیم در نمونه‌های رسوب مورد مطالعه نسبت به غلظت آن در رسوبات جهانی میانگین (۰/۱۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم) بالاتر است. این امر احتمالاً ناشی از تمایل این عنصر برای ته‌نشینی در شرایط pH خنثی تا قلیایی و CEC بالای رسوبات است. علاوه بر این میل ترکیبی بالای کادمیم با کربنات‌ها و وارد شدن در ساختار کلسیت به علت شباهت شعاع یونی آن با Ca، می‌تواند بر تمرکز این عنصر در رسوبات اثرگذار باشد (Forghani et al. 2011). در واقع عامل اصلی کنترل‌کننده غلظت کادمیم در آب‌های سطحی، جذب آن توسط رسوبات می‌باشد. با توجه به شکل ۵-۳ غلظت کادمیم در ایستگاه‌های B3 (بعد از پل استاندارد و محل ورود رواناب کشاورزی)، B11 (خروجی شهر) و B14 (روبروی محل دفن زباله و محل ورود رواناب کشاورزی) نسبت به دو ایستگاه دیگر اندکی بالاتر می‌باشد.



شکل ۵-۳- روند تغییرات مکانی غلظت کادمیم در نمونه‌های رسوب رودخانه بادآور

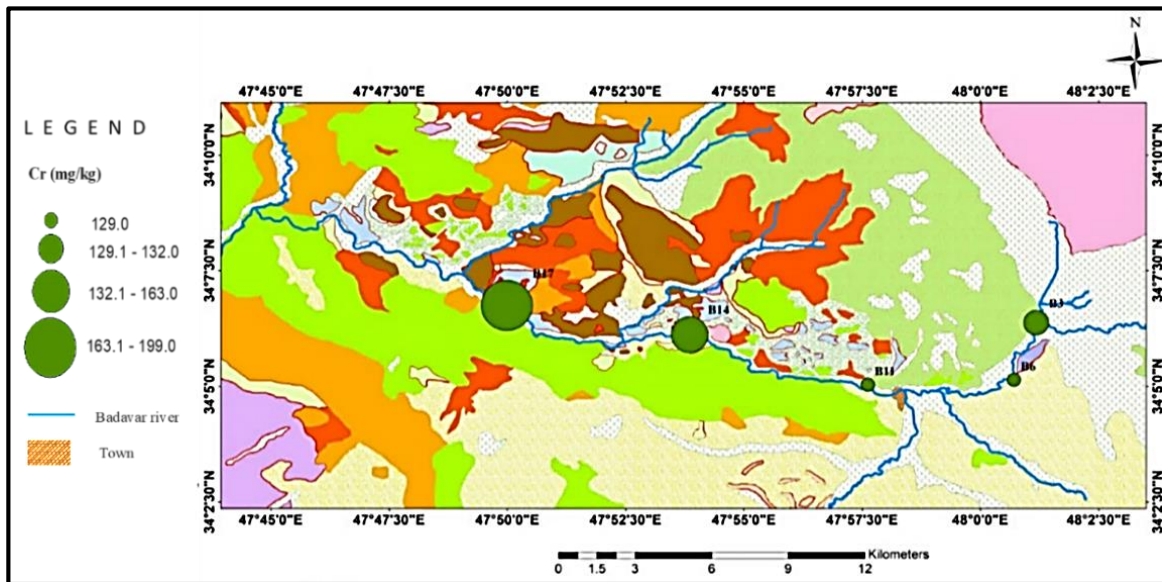
۵-۳-۳- کروم (Cr)

غلظت کروم در نمونه‌های رسوب مورد مطالعه بین ۱۲۹ تا ۱۹۹ میلی‌گرم بر کیلوگرم متغیر است (شکل ۵-۱) و در تمام ایستگاه‌ها بیش از غلظت این عنصر در رسوبات جهانی میانگین (۷۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم) می‌باشد. غلظت کروم در ایستگاه‌های ابتدای رودخانه پایین‌تر است اما در ایستگاه‌های انتهایی (B14 و B17) دارای روند افزایشی می‌باشد. بنابراین ورود رواناب کشاورزی و فاضلاب خانگی به رودخانه عوامل احتمالی غلظت بالای کروم در دو ایستگاه انتهایی هستند. تغییرات مکانی غلظت کروم در نمونه‌های رسوب رودخانه بادآور در شکل ۵-۴ نشان داده شده است.

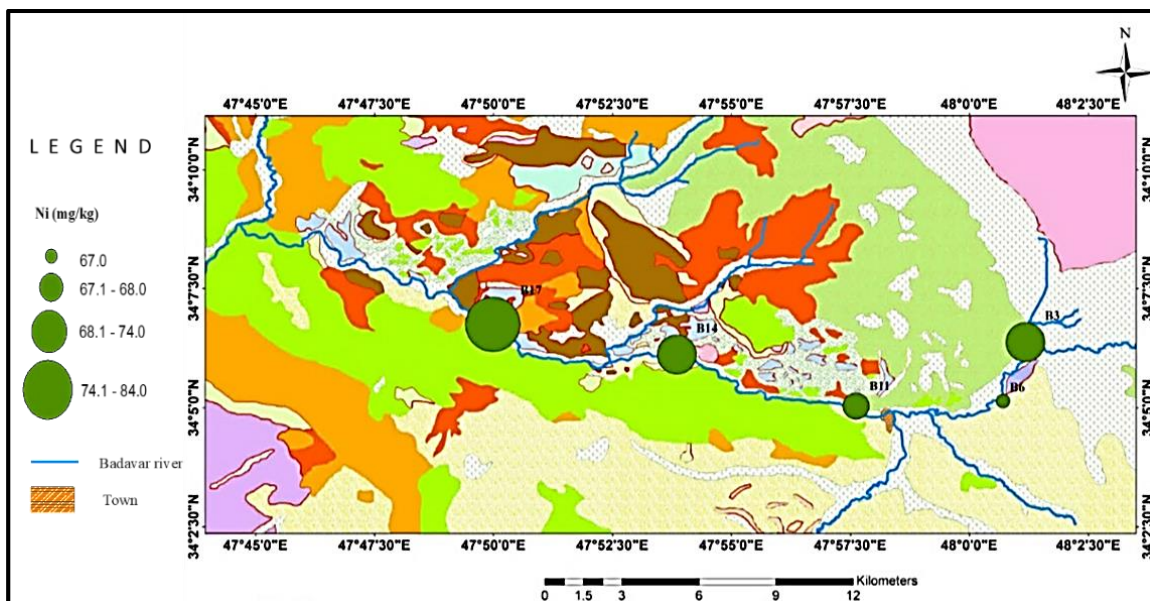
۵-۳-۴- نیکل (Ni)

غلظت نیکل در نمونه‌های رسوب مورد مطالعه بین ۶۸ تا ۸۴ میلی‌گرم بر کیلوگرم متغیر است و در تمام ایستگاه‌ها بالاتر از غلظت آن در رسوبات جهانی میانگین (۵۲ میلی‌گرم بر کیلوگرم) است (شکل ۵-۱). افزایش غلظت نیکل در رسوبات بستر رودخانه به ویژه در دو ایستگاه آخر را می‌توان به ورود

فاضلاب‌ها به این رودخانه و فعالیت‌های کشاورزی در اطراف آن نسبت داد. شکل ۵-۵ روند تغییرات مکانی غلظت نیکل در رودخانه بادآور را نشان می‌دهد.



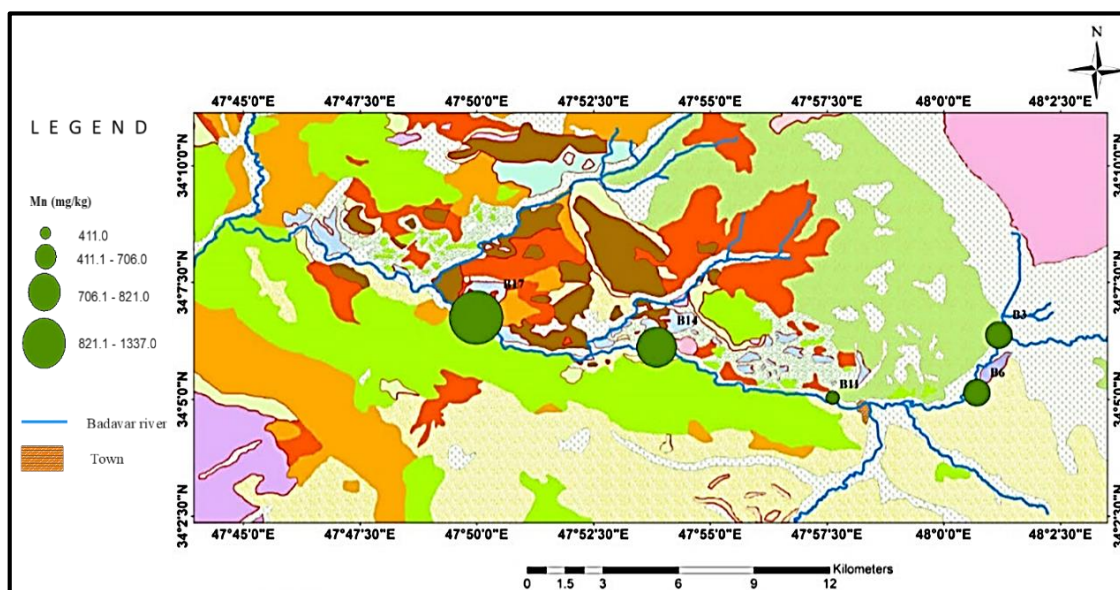
شکل ۵-۴- روند تغییرات مکانی غلظت کروم در نمونه‌های رسوب رودخانه بادآور



شکل ۵-۵- روند تغییرات مکانی غلظت نیکل در نمونه‌های رسوب رودخانه بادآور

۵-۳-۵- منگنز (Mn)

با توجه به شکل ۱-۵ غلظت منگنز در رسوبات رودخانه بادآور از ۴۱۱ (ایستگاه B11) تا ۱۳۳۷ میلی گرم بر کیلوگرم (ایستگاه B17) در تغییر می‌باشد و در دو ایستگاه B14 و B17 بالاتر از غلظت منگنز در رسوبات جهانی میانگین (۷۷۰ میلی گرم بر کیلوگرم) است. شکل ۵-۶ تغییرات مکانی غلظت منگنز در طول رودخانه را نشان می‌دهد. همانطور که ملاحظه می‌شود مقدار منگنز در رسوبات مورد مطالعه در طول رودخانه تغییرات نامنظمی از خود نشان می‌دهد. روند تغییرات غلظت کروم، نیکل و منگنز نشان دهنده افزایش غلظت این عناصر در ایستگاه‌های انتهایی می‌باشد. بنابراین حضور واحدهای افیولیتی و سنگ‌های بازیک در این محدوده نیز می‌توانند در افزایش غلظت این عناصر در ایستگاه‌های انتهایی تأثیرگذار باشد.

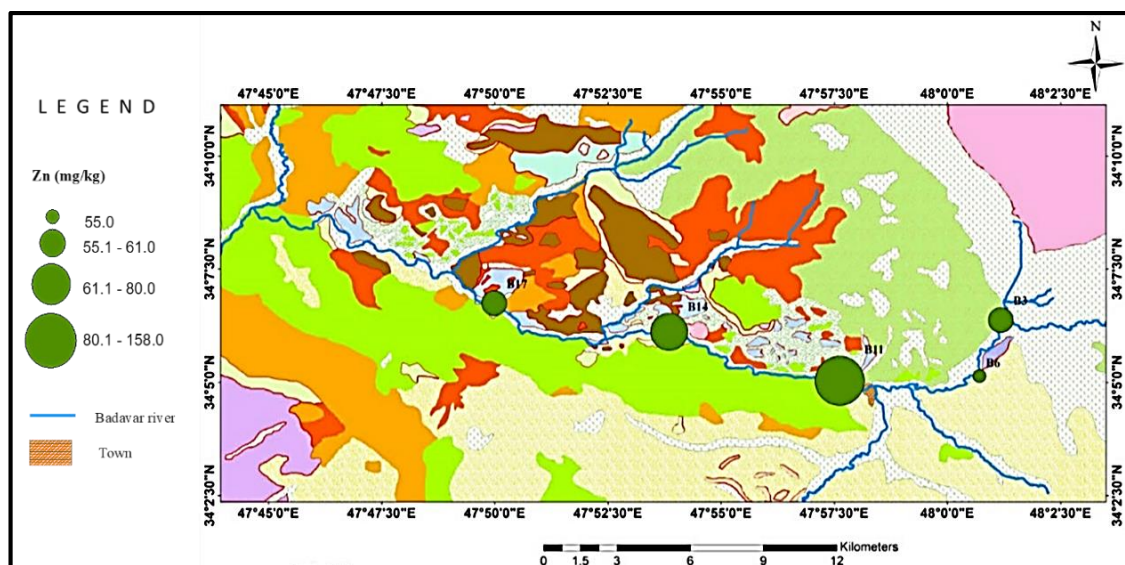


شکل ۵-۶- روند تغییرات مکانی غلظت منگنز در نمونه‌های رسوب رودخانه بادآور

۵-۳-۶- روی (Zn)

غلظت عنصر روی در نمونه‌های رسوب بین ۵۵ تا ۱۵۸ میلی گرم بر کیلوگرم در تغییر است. غلظت

این عنصر در نمونه‌ی برداشت شده از بعد از محدوده شهر (B11) به شدت افزایش یافته و از مقدار روی در میانگین رسوبات جهانی (۹۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم) فراتر رفته است (شکل ۵-۱). مهم‌ترین منابع آلاینده روی در محیط انتشار از سطح لاستیک وسایل نقلیه و فاضلاب‌های شهری می‌باشد، بنابراین افزایش غلظت این عنصر در ایستگاه B11 قابل توجیه است. همچنین ایستگاه B11 بالاترین میزان کربنات را دارا می‌باشد. کربنات به عنوان جاذب قوی برای روی شناخته شده است و روی می‌تواند به شکل نمک $ZnCO_3$. $CaCO_3$ ته‌نشین شود (Forghani et al. 2011). شکل ۵-۷ روند تغییرات مکانی غلظت عنصر روی را در نمونه‌های رسوب رودخانه نشان می‌دهد.

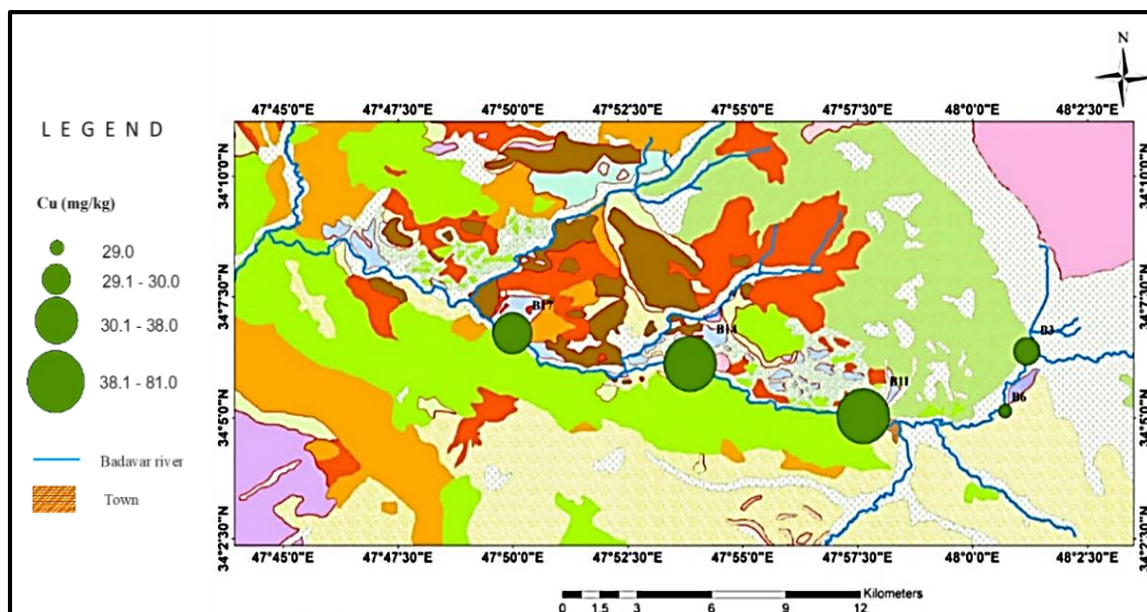


شکل ۵-۷- روند تغییرات مکانی غلظت روی در نمونه‌های رسوب رودخانه بادآور

۵-۳-۷- مس (Cu)

غلظت مس در نمونه‌های رسوب مورد مطالعه بین ۱۷ تا ۲۹ میلی‌گرم بر کیلوگرم متغیر است. غلظت مس در ایستگاه‌های قبل از شهر پایین است، ولی تخلیه فاضلاب‌ها در محدوده شهر باعث افزایش غلظت این عنصر در ایستگاه B11 شده است. pH بالاتر و درصد بالاتر کربنات ممکن است تشکیل

رسوب مس را به صورت هیدروکسید مس و یا کربنات مس تسهیل کنند (Kabata and Mukherjee, 2007). با خروج رودخانه از شهر غلظت مس مجدداً روند کاهشی پیدا کرده است ولی غلظت مس همچنان بالاتر از غلظت این عنصر در رسوبات جهانی میانگین (۳۳ میلی گرم بر کیلوگرم) می باشد (شکل ۵-۱). روند تغییرات مکانی غلظت مس در طول رودخانه در شکل ۵-۸ نشان داده شده است.



شکل ۵-۸- روند تغییرات مکانی غلظت مس در نمونه‌های رسوب رودخانه بادآور

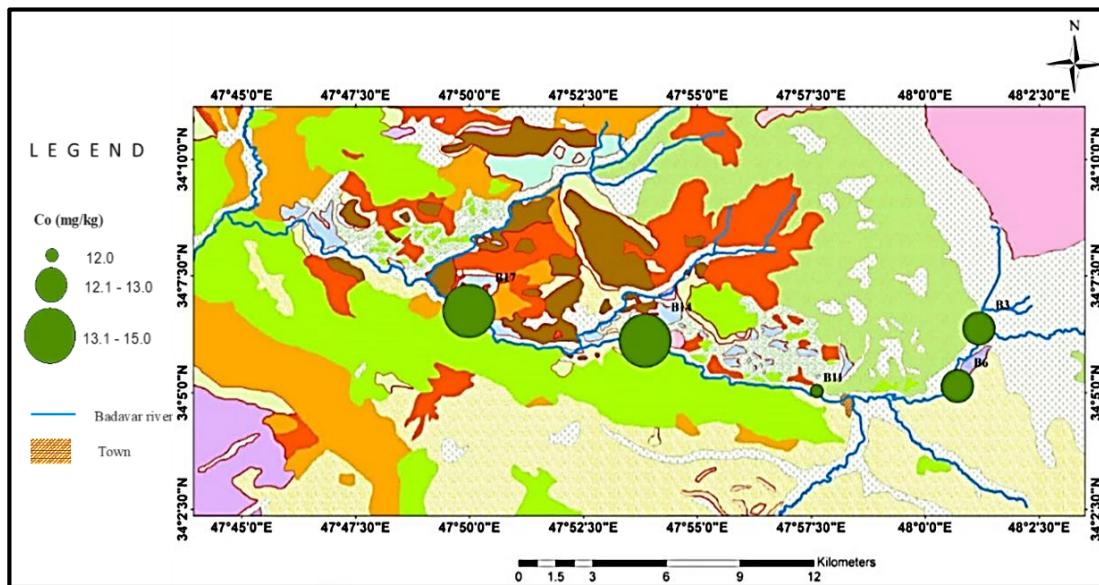
۵-۳-۸- کبالت (Co)

غلظت کبالت در طول رودخانه تغییر زیادی نشان نمی‌دهد (شکل ۵-۹). با توجه به شکل ۵-۱، تنها در دو ایستگاه B14 و B17 (با pH ۸ و ۸/۵)، غلظت کبالت بیش از غلظت آن در رسوبات جهانی میانگین (۱۴ میلی گرم بر کیلوگرم) می‌باشد. به طور کلی غلظت کبالت در رسوبات با افزایش pH، افزایش می‌یابد (Kabata and Mukherjee, 2007).

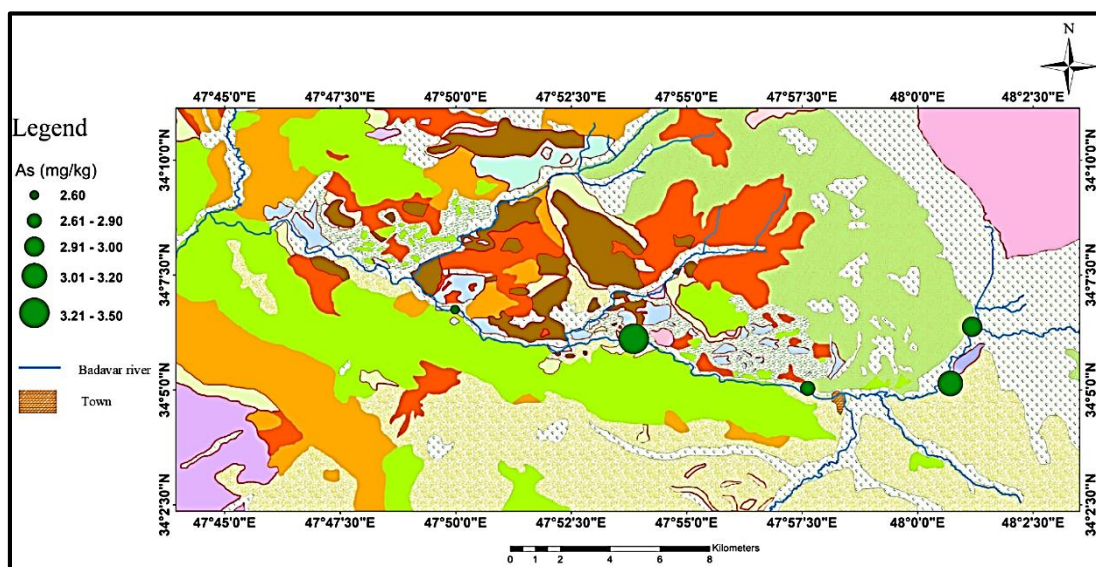
۵-۳-۹- آرسنیک (As)

غلظت آرسنیک در نمونه‌های رسوب مورد مطالعه بین ۲/۶ تا ۳/۵ میلی گرم بر کیلوگرم متغیر است.

غلظت آرسنیک در تمام ایستگاه‌ها پایین‌تر از مقدار آن در رسوبات جهانی میانگین (۷/۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم) است (شکل ۵-۱). شکل ۵-۱۰ تغییرات غلظت آرسنیک در طول رودخانه را نشان می‌دهد. غلظت آرسنیک در محل‌های ورود رواناب کشاورزی (نمونه‌های B3، B6 و B14) از سایر ایستگاه‌ها بالاتر است. یکی از منابع مهم آرسنیک، استفاده از آفت‌کش‌ها در فعالیت‌های کشاورزی است.



شکل ۵-۹- روند تغییرات مکانی غلظت کبالت در نمونه‌های رسوب رودخانه بادآور



شکل ۵-۱۰- روند تغییرات مکانی غلظت آرسنیک در نمونه‌های رسوب رودخانه بادآور

۵-۴- شاخص های ژئوشیمیایی

در این تحقیق به منظور ارزیابی میزان آلودگی رسوبات رودخانه بادآور، از ضریب زمین‌انباشت، ضریب غنی‌شدگی، ضریب آلودگی و درجه آلودگی استفاده شد.

۵-۴-۱- ضریب زمین‌انباشت

ضریب زمین‌انباشت (I_{geo})^۹ که ابتدا توسط مولر (Muller 1969) معرفی شده است، می‌تواند برای ارزیابی

وضعیت آلودگی زیست‌محیطی در مقایسه با غلظت‌های زمینه ژئوشیمیایی استفاده شود (Jiao et al. 2018). این ضریب به وسیله رابطه زیر محاسبه می‌شود:

$$I_{geo} = \text{Log} \frac{(C_n)}{1.5 (B_n)} \quad (۱-۵)$$

در این رابطه C_n غلظت عنصر در نمونه رسوب و B_n غلظت همسان فلز در نمونه زمینه (رسوبات جهانی میانگین) است. ضریب ۱/۵، برای تعیین تغییرات احتمالی در مقادیر زمینه ناشی از تغییرات سنگ‌شناسی مورد استفاده قرار می‌گیرد. مولر هفت گروه برای شاخص زمین‌انباشت تعیین کرده است (جدول ۴-۵).

جدول ۴-۵- رده‌بندی سطح آلودگی رسوبات براساس شاخص زمین‌انباشت مولر

وضعیت آلودگی رسوب	رده I_{geo}	مقدار I_{geo}
کاملاً غیرآلوده	۰	<۰
غیرآلوده تا آلودگی متوسط	۱	۰-۱
آلودگی متوسط	۲	۱-۲
آلودگی متوسط تا شدید	۳	۲-۳
آلودگی شدید	۴	۳-۴
آلودگی شدید تا بسیار شدید	۵	۴-۵
آلودگی بسیار شدید	۶	>۵

^۹ - Geoaccumulation Index

در جدول ۵-۵ نتایج مقادیر ضریب زمین‌انباشت (I_{geo}) عناصر مورد مطالعه در رسوبات رودخانه بادآور آورده شده است. براساس محاسبات انجام شده و با استفاده از جدول ۴-۵، تمام نمونه‌های مورد مطالعه نسبت به عناصر کادمیم و کروم در رده غیرآلوده تا آلودگی متوسط و نسبت به کبالت و آرسنیک، در رده کاملاً غیرآلوده قرار می‌گیرند. نمونه B11 نسبت به عناصر سرب، روی و مس و نمونه B17 نسبت به عناصر نیکل و منگنز در رده غیر آلوده تا آلودگی متوسط و سایر نمونه‌ها (به جز نمونه B14 که نسبت به مس در رده غیرآلوده تا آلودگی متوسط قرار می‌گیرد) نسبت به این عناصر در رده کاملاً غیرآلوده قرار می‌گیرند.

جدول ۵-۵- نتایج مقادیر شاخص زمین‌انباشت مولر مربوط به عناصر مورد نظر در رسوبات رودخانه بادآور

ایستگاه	Zn	Pb	Ni	Mn	Cu	Cr	Co	Cd	As
B3	۰/۳۷	۰/۲۸	۰/۰۳	۰/۲۹	۰/۲۲	۰/۰۹	۰/۲۱	۰/۰۷	۰/۵۸
B6	۰/۴۱	۰/۴۱	۰/۰۷	۰/۲۱	۰/۲۳	۰/۰۸	۰/۲۱	۰/۰۱	۰/۵۶
B11	۰/۰۴	۰/۱۲	۰/۰۶	۰/۴۵	۰/۲۱	۰/۰۸	۰/۲۴	۰/۱۰	۰/۶۰
B14	۰/۲۵	۰/۲۲	۰/۰۲	۰/۱۵	۰/۱۷	۰/۱۸	۰/۱۵	۰/۱۰	۰/۵۲
B17	۰/۳۷	۰/۱۱	۰/۰۳	۰/۰۶	۰/۱۱	۰/۲۷	۰/۱۵	۰/۰۱	۰/۶۵

۵-۴-۲- ضریب غنی‌شدگی

ضریب غنی‌شدگی (EF) یک راهکار رایج برای ارزیابی تأثیر فعالیت‌های انسانی بر روی رسوبات برای غلظت‌های بالاتر از حد زمینه طبیعی است. این شاخص براساس رابطه زیر محاسبه می‌شود:

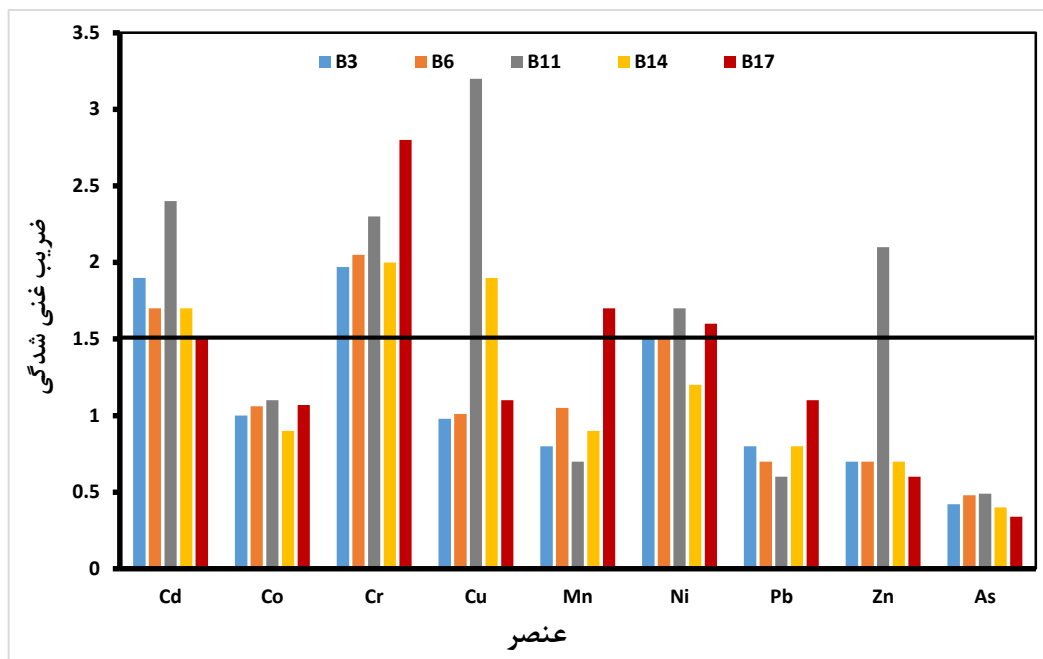
$$EF = (C_n/C_r)_{Sediment} / (C_n/C_r)_{Background} \quad (۲-۵)$$

² - Enrichment Factor

در این رابطه C_n غلظت عنصر آلاینده و C_r غلظت عنصر مرجع می‌باشد. در این مطالعه اسکاندیم به عنوان عنصر مرجع مورد استفاده قرار گرفته است، زیرا این عنصر عمدتاً از منابع طبیعی منشأ می‌گیرد. براساس رده‌بندی ساترلند، EF به پنج گروه تقسیم شده است: $EF < 2$ (غنی‌شدگی اندک)، $2 < EF < 5$ (غنی‌شدگی متوسط)، $5 < EF < 20$ (غنی‌شدگی قابل توجه)، $20 < EF < 40$ (غنی‌شدگی بالا)، $EF > 40$ (غنی‌شدگی بسیار بالا). جدول ۵-۶ مقادیر EF بدست آمده برای عناصر مورد مطالعه در رسوبات رودخانه را نشان می‌دهد. همان‌طور که ملاحظه می‌شود مقادیر EF بدست آمده برای عناصر در برخی ایستگاه‌ها، نشان دهنده منشأ انسانزاد این عناصر می‌باشد. با توجه به جدول ۵-۶، سرب، نیکل، منگنز، آرسنیک و کبالت دارای غنی‌شدگی اندک در تمام ایستگاه‌ها، کادمیم، روی و مس در ایستگاه B11 دارای غنی‌شدگی متوسط و در بقیه ایستگاه‌ها غنی‌شدگی اندکی دارند و کروم در تمام ایستگاه‌ها، به استثناء ایستگاه B2 (غنی‌شدگی اندک) دارای غنی‌شدگی متوسط می‌باشد. به طور کلی مقادیر $EF < 1/5$ نشان دهنده منبع طبیعی و $EF > 1/5$ نشان دهنده منبع انسانزاد عناصر در رسوبات می‌باشد (Bibak et al. 2018). بر این اساس و با توجه به شکل ۵-۱۱ منشأ آلودگی کادمیم و کروم در تمام نمونه‌ها و منشأ روی، مس، منگنز و نیکل در برخی نمونه‌ها انسانزاد است. همچنین سرب، کبالت و آرسنیک دارای منشأ طبیعی می‌باشند.

جدول ۵-۶- مقادیر ضریب غنی‌شدگی عناصر مورد مطالعه در نمونه‌های رسوب رودخانه بادآور

ایستگاه	Zn	Pb	Ni	Mn	Cu	Cr	Co	As	Cd
B3	۰/۷	۰/۸	۱/۵	۰/۸	۱/۰	۲/۰	۱/۰	۰/۴۲	۱/۹
B6	۰/۷	۰/۷	۱/۵	۱/۱	۱/۰	۲/۱	۱/۱	۰/۴۸	۱/۷
B11	۲/۱	۰/۶	۱/۷	۰/۷	۳/۲	۲/۳	۱/۱	۰/۴۹	۲/۴
B14	۰/۷	۰/۸	۱/۲	۰/۹	۱/۹	۲/۰	۰/۹	۰/۴۰	۱/۷
B17	۰/۶	۱/۱	۱/۶	۱/۷	۱/۱	۲/۸	۱/۱	۰/۳۴	۱/۵



شکل ۵-۱۱- ضریب غنی شدگی عناصر در ایستگاه‌های نمونه‌برداری

۵-۴-۳- ضریب آلودگی و درجه آلودگی

ضریب آلودگی (C_f) برای ارزیابی وضعیت آلودگی رسوبات به عناصر بالقوه سمی مورد استفاده قرار می‌گیرد. C_f هر عنصر از طریق تقسیم غلظت آن عنصر در رسوب به مقدار زمینه، بدست می‌آید:

$$C_f = C_m \text{ Sample} / C_m \text{ Background} \quad (3-5)$$

در معادله فوق، C_m Sample به غلظت عنصر در نمونه و C_m Background به مقدار زمینه آن عنصر (غلظت در رسوبات جهانی میانگین) اشاره می‌کند.

با توجه به طبقه‌بندی هاکانسون (Hakanson 1980)، $C_f < 1$ به ضریب آلودگی کم، $1 \leq C_f < 3$ به ضریب آلودگی متوسط، $3 \leq C_f < 6$ به ضریب آلودگی قابل توجه و $C_f \geq 6$ به ضریب آلودگی بسیار بالا اشاره می‌کند.

درجه آلودگی (C_d)^{۲۲} توصیفی از آلودگی محیط رسوب ارائه می‌دهد. مجموع ضرایب آلودگی آلاینده‌های مورد مطالعه درجه کلی آلودگی رسوب را بیان می‌کنند که به آن درجه آلودگی هاکانسون (Hakanson) گفته می‌شود و از رابطه زیر به دست می‌آید:

$$C_d = \sum C_f \quad (۴-۵)$$

به خاطر محدودیت‌های شاخص درجه آلودگی هاکانسون، ابراهیم (Abraham, 2008) رابطه اصلاح شده زیر را ارائه نموده است (که در آن C_f ضریب آلودگی و n تعداد پارامترهای مورد بررسی است):

$$mC_d = \sum C_f / n \quad (۵-۵)$$

این رابطه این مکان را فراهم می‌سازد تا بتوان تعداد متنوعی از عناصر بالقوه سمی را بدون محدودیت مورد بررسی و مطالعه قرار داد. جدول ۵-۷ رده‌بندی سطح آلودگی رسوبات بر مبنای شاخص C_d و mC_d را نشان می‌دهد.

جدول ۵-۷- رده‌بندی سطح آلودگی رسوبات بر مبنای شاخص C_d و mC_d

مقدار C_d	کیفیت رسوب	محدوده mC_d	کیفیت رسوب
$C_d \leq 6$	درجه آلودگی پایین	$mC_d \leq 1/5$	درجه آلودگی پایین
		$1/5 \leq mC_d \leq 2$	درجه آلودگی پایین
$6 \leq C_d \leq 12$	درجه آلودگی متوسط	$2 \leq mC_d \leq 4$	درجه آلودگی متوسط
		$4 \leq mC_d \leq 8$	درجه آلودگی بالا
$12 \leq C_d \leq 24$	درجه آلودگی بسیار بالا	$8 \leq mC_d \leq 16$	درجه آلودگی قابل توجه
		$16 \leq mC_d \leq 32$	درجه آلودگی شدید
$C_d \geq 24$	درجه آلودگی بسیار بالا	$mC_d \geq 32$	درجه آلودگی بسیار بالا

² - Contamination Degree

ضریب آلودگی در عنصر و همچنین درجه آلودگی برای هر ایستگاه نمونه برداری در منطقه مورد مطالعه در جدول ۵-۸ آورده شده است.

جدول ۵-۸- نتایج مقادیر C_d ، C_f و mC_d مربوط به عناصر مورد نظر در رسوبات رودخانه بادآور

mC_d	Contamination degree (C_d)	Contamination factor (C_f)										ایستگاه
		Cd	Co	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn	As		
۱/۰	۹/۴	۱/۸	۰/۹	۱/۸	۰/۹	۰/۸	۱/۴	۰/۸	۰/۶	۰/۴	B3	
۱/۰	۸/۹	۱/۵	۰/۹	۱/۸	۰/۹	۰/۹	۱/۳	۰/۶	۰/۶	۰/۴	B6	
۱/۴	۱۲/۹	۱/۹	۰/۹	۱/۸	۲/۴	۰/۵	۱/۳	۲/۰	۱/۷	۰/۴	B11	
۱/۳	۱۲/۱	۱/۹	۱/۱	۲/۳	۲/۲	۱/۱	۱/۴	۰/۹	۰/۸	۰/۴	B14	
۱/۳	۱۱/۸	۱/۵	۱/۱	۲/۸	۱/۱	۱/۷	۱/۶	۱/۱	۰/۶	۰/۳	B17	

داده‌های جدول ۵-۸ نشان می‌دهد که تمام نمونه‌ها نسبت به کادمیم، کروم و نیکل، در رده آلودگی متوسط قرار می‌گیرند. منگنز و کبالت در سه ایستگاه B3، B6، B11، ضریب آلودگی کم و در ایستگاه‌های B14 و B17 ضریب آلودگی متوسط را نشان می‌دهد. روی در ایستگاه B11 و سرب در ایستگاه‌های B11 و B17 دارای ضریب آلودگی متوسط و در سایر ایستگاه‌ها با ضریب آلودگی کم همراه می‌باشند. مس در ایستگاه‌های B3 و B6 دارای ضریب آلودگی کم و در سایر ایستگاه‌ها دارای آلودگی متوسط می‌باشد. آرسنیک در تمام نمونه‌ها ضریب آلودگی کم را نشان می‌دهند.

با توجه به رده‌بندی انجام شده (جدول ۵-۷)، کیفیت رسوب بر مبنای درجه آلودگی (C_d) در دو ایستگاه B11 و B14 در رده با درجه آلودگی قابل توجه و در ایستگاه‌های B3، B6 و B17 در رده با درجه آلودگی بسیار بالا قرار می‌گیرد. براساس شاخص mC_d ، کیفیت رسوب در تمام ایستگاه‌ها در رده با آلودگی بسیار پایین قرار می‌گیرد.

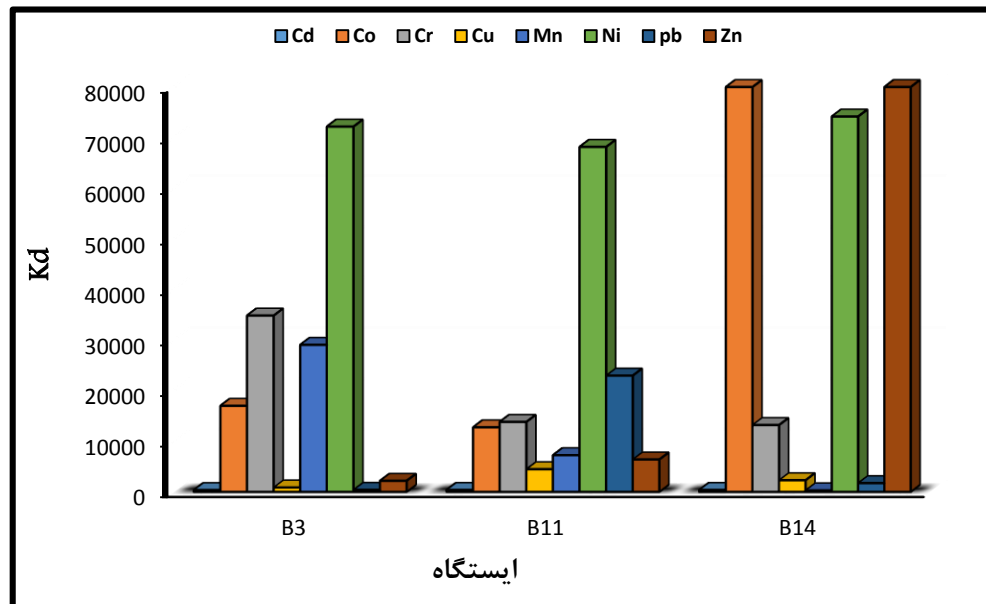
۵-۵- ضریب توزیع

برای ارزیابی سرنوشت عناصر مورد مطالعه و تعیین زیست‌دسترس‌پذیری نسبی آن‌ها، توزیع این عناصر در فازهای جامد و محلول بررسی شد. به دلیل جذب سطحی و ته‌نشینی، تنها بخش کوچکی از یون‌های آزاد فلزی در آب به صورت حل شده باقی می‌مانند و تعداد زیادی از آن‌ها در رسوبات نهشته می‌شوند. زمانی که فلزات به دلیل تغییر شرایط فیزیکی- شیمیایی افزایش می‌یابد، می‌توانند وارد فاز حل شده گردیده و برای موجودات زنده آبی زیست‌دسترس‌پذیر شوند. تحرک عناصر می‌تواند با محاسبه ضریب توزیع (K_d) تعیین شود. ضریب توزیع با استفاده از رابطه زیر محاسبه می‌شود:

$$K_d = \frac{\text{غلظت عنصر در فاز جامد} \left(\frac{\text{mol}}{\text{kg}}\right)}{\text{غلظت عنصر در فاز محلول} \left(\frac{\text{mol}}{\text{L}}\right)} \quad (۶-۵)$$

مقادیر بالای ضریب توزیع نشان می‌دهد که عنصر ترجیحاً در فاز رسوب باقی می‌ماند، در حالی که مقادیر کمتر، نشان دهنده قرار گرفتن فلز در فاز حل شده است که در این حالت برای انتقال و جذب زیستی در دسترس آزمون قرار دارد. مقادیر ضریب توزیع برای عناصر مورد مطالعه در شکل ۵-۱۲ نشان داده شده است. به طور کلی روند تغییرات K_d محاسبه شده برای عناصر مورد مطالعه در ایستگاه B3، به صورت نیکل < کروم < منگنز < کبالت < روی < مس < سرب < کادمیم ، در ایستگاه B11، به صورت نیکل < سرب < کروم < کبالت < منگنز < روی < مس < کادمیم و در ایستگاه B14، به صورت کبالت < روی < نیکل < کروم < مس < سرب < کادمیم < منگنز است. همان‌گونه که مشاهده می‌شود بیشترین ضریب توزیع در ایستگاه‌های B3 و B11 مربوط به نیکل و در ایستگاه B14، مربوط به کبالت، روی و نیکل است و کم‌ترین مقدار آن در ایستگاه‌های B3 و B11 مربوط به کادمیوم و مس و در ایستگاه B14، مربوط به منگنز و کادمیوم می‌باشد. این امر نشان می‌دهد که کادمیوم متحرک‌ترین و نیکل کم‌تحرک‌ترین عنصر مورد مطالعه هستند که به نوبه خود مقیاسی از زیست‌دسترس‌پذیری این عناصر در رودخانه بادآور است. براساس ضریب توزیع محاسبه

شده افزایش غلظت کادمیوم در آب می‌تواند مشکلاتی جدی برای موجودات آبی و مصرف‌کنندگان آب رودخانه به وجود بیاورد. با توجه به استفاده‌های مختلف از این آب، احتمال خطر ابتلا به بیماری‌های سرطانی وجود دارد. بنابراین بررسی‌های بیشتر در این زمینه لازم می‌باشد.



شکل ۵-۱۲- ضریب توزیع عناصر بالقوه سمی در رودخانه بادآور

فصل ششم

نتیجه‌گیری و پیشنهادها

۶-۱- مقدمه

رودخانه بادآور یکی از مهم‌ترین رودخانه‌های شهرستان نورآباد است. فعالیت‌های گسترده کشاورزی در مجاورت رودخانه بادآور، عبور این رودخانه از داخل شهرستان نورآباد و تخلیه فاضلاب‌های شهری، احتمال آلودگی سیستم رودخانه را افزایش می‌دهد. هدف کلی این پژوهش ارزیابی کیفیت آب و رسوب رودخانه بادآور و بررسی تغییرات کیفی ناشی از عوامل طبیعی و انسانزاد می‌باشد. در این فصل نتایج بدست آمده در فصل‌های پیشین، به طور خلاصه ارائه می‌شود. در انتها به منظور تکمیل این پژوهش در آینده، پیشنهادهایی برای مطالعات آتی ارائه شده است.

۶-۲- نتایج حاصل از مطالعه ویژگی‌های کیفی آب رودخانه بادآور

۱- در محدوده مورد مطالعه، به جز نیترات، کلسیم و منیزیم، غلظت سایر یون‌ها و پارامترهایی همچون جامدات محلول کل و هدایت الکتریکی تغییرات مشابهی را نشان می‌دهند. مقادیر این پارامترها در ایستگاه‌های بالادست پایین است، اما با ورود به شهر غلظت‌ها افزایش می‌یابد و در ادامه مسیر به جز ایستگاه B18 (شاخه فرعی دولیسکان) غلظت‌ها همچنان بالاست، با این وجود آب رودخانه بادآور از نظر غلظت یون‌های اصلی در وضعیت مطلوبی برای آبیاری قرار دارد.

۲- فرآیندهای غالب کنترل‌کننده هیدروشیمی آب رودخانه بادآور انحلال، تبادل یونی و عوامل انسانزاد می‌باشد.

۳- EC و TDS تمام نمونه‌ها، به ترتیب کمتر از ۷۵۰ و ۵۰۰ می‌باشد در نتیجه آب رودخانه از نظر EC و TDS در رده خوب برای مصرف آبیاری قرار دارد.

۴- از نظر میزان pH، نمونه‌های B1، B13، B14، B15 و B16، برای آبیاری مشکلی ندارند، سایر نمونه‌های آب رودخانه نیز در رده متوسط قرار می‌گیرند. کمترین مقدار pH در ایستگاه B5

(محل ورود فاضلاب حوضچه پرورش ماهی) و بالاترین میزان آن در ایستگاه B15 (محل ورود رواناب کشاورزی و با عمق کم آب) مشاهده می‌شود.

۵- از نظر سختی کل، با توجه به غلظت بالای کلسیم و منیزیم در همه ایستگاه‌ها، تمام نمونه‌های آب در رده بسیار سخت قرار می‌گیرند.

۶- از لحاظ نسبت جذب سدیم، شاخص نفوذپذیری و میزان کلراید، نمونه‌های آب به ترتیب در شرایط نامناسب، عالی، نسبتاً مناسب و بدون مشکل قرار دارند. غلظت بالای سدیم به علت انحلال هالیت و فرآیند تبادل یونی می‌باشد.

۷- از نظر خطر منیزیم، تمام نمونه‌های آب به جز نمونه برداشت شده از ایستگاه B12، برای مصارف کشاورزی مناسب می‌باشند.

۸- میزان یون نیترات برخلاف سایر یون‌ها با ورود به محدوده شهری کاهش، اما در ایستگاه‌های دور از محدوده شهر مجدداً افزایش یافته است. این نشان می‌دهد که منشأ یون نیترات می‌تواند رواناب‌های کشاورزی باشد. شاخه‌های خاوه و گچینه میزان نیترات پایین‌تری نسبت به دو شاخه گلام بحری و دولیسکان دارند. به طور کلی از نظر غلظت نیترات، آب رودخانه بادآور در وضعیت مطلوبی جهت مصرف کشاورزی قرار دارد. غلظت سولفات در نمونه‌های مورد مطالعه دارای نوسان می‌باشد به طوری که در مرکز شهر (شاخه فرعی گچینه) غلظت به شدت بالاست که علت آن ورود فاضلاب‌های عمده شهر به این محل می‌باشد. شاخه‌های فرعی خاوه و دولیسکان (ایستگاه‌های B2 و B18) برخلاف شاخه گچینه (ایستگاه B9)، دارای مقدار پایین یون سولفات می‌باشند، در نتیجه با ورود به رودخانه باعث کاهش غلظت یون سولفات شده‌اند. غلظت سولفات در نمونه‌های آب رودخانه بادآور در حد تحمل (250 mg/l) برای اهداف آبیاری می‌باشد.

۹- بررسی کیفیت آب جهت مصارف کشاورزی با استفاده از نمودار ویلکاکس نشان می‌دهد که نمونه‌های آب مورد مطالعه دارای کیفیت تقریباً خوبی برای مصارف کشاورزی هستند.

۱۰- مقایسه غلظت عناصر بالقوه سمی در نمونه‌های آب با استاندارد فائو برای آبیاری و میانگین غلظت در آب‌های شیرین نشان داد که غلظت تمام عناصر به استثناء سرب در تمام نمونه‌ها پایین‌تر از استاندارد فائو می‌باشد. غلظت کروم، مس، روی و منگنز در تمام نمونه‌ها و غلظت کادمیم، کبالت، نیکل، سرب و سلنیم در برخی ایستگاه‌ها بالاتر از میانگین غلظت در آب‌های شیرین است، این امر را می‌توان به تخلیه رواناب‌های کشاورزی، فاضلاب‌ها و تا حدی سنگ‌شناسی منطقه مربوط دانست.

۱۱- محاسبه‌ی شاخص کیفیت آب برای نمونه‌های مورد مطالعه نشان داد که آب رودخانه بادآور از نظر مصارف شرب در گستره‌ی عالی تا خوب متغیر می‌باشد.

۱۲- براساس نتایج آنالیز میکروبی آب و پس از مقایسه با استاندارد EPA، معلوم شد که آب رودخانه در برخی مناطق دارای آلودگی میکروبی می‌باشد.

۳-۶- نتایج حاصل از مطالعه ویژگی‌های کیفی رسوبات رودخانه بادآور

۱- pH نمونه‌های رسوب نشان‌دهنده خنثی تا قلیایی بودن آنها به علت طبیعت کربناته منطقه می‌باشد. درصد بالای ماده آلی در نمونه‌ها به حضور نسبتاً بالای مواد آلی حاصل از زمین‌های زراعی، رواناب‌های کشاورزی و پسماندهای خانگی مربوط است. مقدار کربنات در رسوبات رودخانه بین ۲۶ تا ۴۵/۵ درصد تغییر می‌کند، که نشان‌دهنده نقش احتمالی کربنات در نگهداشت فلزات در رسوبات بستر است. بالا بودن درصد کربنات نمونه‌ها، pH خنثی تا قلیایی آن را توجیه می‌نماید. مقدار ظرفیت تبادل کاتیونی نمونه‌های رسوب در رده بالا تا بسیار بالا قرار دارد.

۲- دلیل غلظت بالای عناصر در نمونه‌های رسوب، EC پایین آب و میزان pH و کربنات بالای رسوب است.

۳- نتایج محاسبه ضریب زمین‌انباشت نشان می‌دهد که تمام نمونه‌های مورد مطالعه نسبت به عناصر کادمیم و کروم در رده غیرآلوده تا آلودگی متوسط و نسبت به کبالت و آرسنیک، در رده کاملاً غیرآلوده قرار می‌گیرند. نمونه B11 نسبت به عناصر سرب، روی و مس و نمونه B17 نسبت به عناصر نیکل و منگنز در رده غیر آلوده تا آلودگی متوسط و سایر نمونه‌ها (به جز نمونه B14 که نسبت به مس در رده غیرآلوده تا آلودگی متوسط قرار می‌گیرد) نسبت به این عناصر در رده کاملاً غیرآلوده قرار می‌گیرند.

۴- مقادیر ضریب آلودگی نشان می‌دهد که تمام نمونه‌ها نسبت به کادمیم، کروم و نیکل، در رده آلودگی متوسط قرار می‌گیرند. منگنز و کبالت در سه ایستگاه B3، B6، B11، ضریب آلودگی کم و در ایستگاه‌های B14 و B17 ضریب آلودگی متوسط را نشان می‌دهد. روی در ایستگاه B11 و سرب در ایستگاه‌های B11 و B17 دارای ضریب آلودگی متوسط و در سایر ایستگاه‌ها با ضریب آلودگی کم همراه می‌باشند. مس در ایستگاه‌های B3 و B6 دارای ضریب آلودگی کم و در سایر ایستگاه‌ها دارای آلودگی متوسط می‌باشد. آرسنیک در تمام نمونه‌ها ضریب آلودگی کم را نشان می‌دهند. کیفیت رسوب بر مبنای درجه آلودگی (C_d) در دو ایستگاه B11 و B14 در رده با درجه آلودگی قابل توجه و در ایستگاه‌های B3، B6 و B17 در رده با درجه آلودگی بسیار بالا قرار می‌گیرد.

۵- ضریب غنی‌شدگی محاسبه شده برای عناصر مورد مطالعه نشان می‌دهد که منشأ آلودگی کادمیم و کروم در تمام نمونه‌ها و منشأ روی، مس، منگنز و نیکل در برخی نمونه‌ها انسانزاد است.

۶- محاسبه ضریب توزیع عناصر مورد مطالعه نشان می‌دهد که کادمیم متحرک‌ترین و نیکل کم‌تر تحرک‌ترین عنصر مورد مطالعه هستند که به نوبه خود مقیاسی از زیست‌دسترس‌پذیری این عناصر در رودخانه بادآور است.

۴-۶- پیشنهادهایی برای مطالعات آینده

به منظور تکمیل این مطالعه، انجام پژوهش‌های زیر پیشنهاد می‌گردد:

۱- بررسی کیفیت آب شاخه فرعی گچینه و پساب حوضچه پرورش ماهی و ارزیابی نقش آن‌ها در کاهش کیفیت آب رودخانه

۲- ارزیابی کیفیت آب زیرزمینی در محدوده مورد مطالعه و تأثیر آن بر کیفیت آب رودخانه

۳- ارزیابی دقیق‌تر آلودگی بیولوژیک آب رودخانه

۴- مقایسه ویژگی‌های کیفی آب رودخانه در فصول تر و خشک

در نهایت جهت حفظ کیفیت منابع آبی برای نسل‌های آتی، اجرای قوانین و دستورالعمل‌های سخت‌گیرانه به منظور جلوگیری از تخلیه فاضلاب و زباله‌های شهری و روستایی و فضولات حیوانی توسط دامداران روستاهای مجاور به داخل آب رودخانه و از همه مهم‌تر آموزش و اطلاع‌رسانی به کشاورزان و ساکنان روستاهای اطراف حوضه رودخانه پیشنهاد می‌شود، چرا که هزینه‌هایی که صرف جبران خسارت‌های ناشی از آلودگی‌های زیست محیطی می‌شود، اگر صرف پیشگیری و اشاعه درست فرهنگ حفظ محیط زیست شود، ثمرات مطلوب‌تری در پی خواهد داشت. برخورداری از هوا، آب و خاک پاک، از مؤلفه‌های اصلی محیط زیست سالم می‌باشد. حفاظت از این نعمت‌ها، تکلیف همه مردم است.

منابع فارسی

ایبای، ج. ن. (۱۳۹۰). "مبانی زمین‌شیمی زیست‌محیطی". فرید مر، سروش مدبری، گیتی فرقانی
تهرانی چاپ اول، مرکز نشر دانشگاهی.

تیموری، ع. (۱۳۹۱)، پایان‌نامه ارشد، ارزیابی کیفیت آب و رسوب رودخانه گرگانرود در محدوده شهر
گنبد، استان گلستان، دانشکده علوم زمین، دانشگاه صنعتی شاهرود.

حاج علیلو، ب.، وثوق، ب. (۱۳۸۸)، "زمین‌شناسی پزشکی" انتشارات دانشگاه پیام نور تهران، ۲۵۵
ص.

حافظی مقدس، ن.، غفوری، م. (۱۳۸۸)، "زمین‌شناسی زیست‌محیطی" انتشارات دانشگاه صنعتی
شاهرود، ۲۷۰ ص.

حیات‌الغیب، م. (۱۳۹۲)، پایان‌نامه ارشد، بررسی شیمی آب و ژئوشیمی رسوبات بستر رودخانه
کاکارضا، استان لرستان، دانشکده علوم زمین، دانشگاه صنعتی شاهرود.

رستمی، ش.، قشلاقی، ا.، کرمی، غ.، مصطفوی، ر. (۱۳۹۱)، پایان‌نامه ارشد، ارزیابی کیفیت و آلودگی
آب و رسوبات بستر رودخانه سیاهرود، منطقه قائمشهر، استان مازندران، دانشکده علوم زمین،
دانشگاه صنعتی شاهرود.

شاملو، ن.، قشلاقی، ا.، کابلی، ع. (۱۳۹۳)، پایان‌نامه ارشد، بررسی ویژگی‌های هیدروشیمیایی و
آلودگی رودخانه چهل‌چای، استان گلستان، دانشکده علوم زمین، دانشگاه صنعتی شاهرود.

صداقت، م. (۱۳۸۷)، "زمین و منابع آب (آب‌های زیرزمینی)" انتشارات دانشگاه پیام نور تهران، ۲۸۷
ص.

فرقانی تهرانی، گ.، جعفری، ه.، قشلاقی، ا.، تیموری، ع. (۱۳۹۳)، "آلودگی زیست‌محیطی آب و رسوبات رودخانه گرگانرود در محدوده شهر گنبد"، پژوهش‌های چینه‌نگاری و رسوب‌شناسی، شماره ۵۶، صفحات ۸۱-۹۴.

قاسم‌زاده، ح. (۱۳۹۰)، پایان‌نامه ارشد، بررسی غلظت فلزات سنگین در آب و رسوبات سطحی رودخانه کشکان (از اتصال سرشاخه مادیانرود)، استان لرستان، دانشکده علوم زمین، دانشگاه صنعتی شاهرود.

کردیان، ص. (۱۳۹۳)، ارزیابی کیفیت و آلودگی آب رودخانه تیره، در حدفاصل شهرهای بروجرد-دورود (استان لرستان)، دانشکده علوم زمین، دانشگاه صنعتی شاهرود.

لوترموزر، ب. ج. (۱۳۹۴)، "باطله‌های معدنی، مشخصات، تصفیه و اثرات زیست‌محیطی". ترجمه فرقانی تهرانی، گ.، قشلاقی، ا.، انتشارات دانشگاه صنعتی شاهرود، ۸۱۰ ص.

مهندسین مشاور ژرفاب پایش، (۱۳۸۲)، "مطالعات نیمه تفصیلی منابع آب زیرزمینی دشت نورآباد"، گزارش اداره کل امور آب استان لرستان.

مهندسین مشاور سنگاب زاگرس، (۱۳۹۵)، "گزارش توجیهی تخصیصی منابع آب محدوده مطالعاتی نورآباد"، گزارش شرکت آب منطقه‌ای لرستان.

مهدوی، م. ع.، نقشه زمین‌شناسی ۱:۱۰۰۰۰۰ نهاوند، سازمان زمین‌شناسی کشور.

نظری، ح.، شهیدی، ع. (۱۳۷۶)، نقشه زمین‌شناسی ۱:۱۰۰۰۰۰ هرسین، سازمان زمین‌شناسی کشور.

یاریان، م. (۱۳۹۵)، پایان‌نامه ارشد، استفاده از شاخص‌های کیفیت آب در ارزیابی آلودگی فلزی و میکروبی رودخانه گرگانرود، دانشکده علوم زمین، دانشگاه صنعتی شاهرود.

یعقوبزاده، ز.، صفری، ر. (۱۳۹۴)، "بررسی میزان آلودگی میکروبی آبهای سطحی رودخانه هراز"،
مجله پژوهشهای سلولی و مولکولی (مجله زیست‌شناسی ایران)، جلد ۲۸، شماره ۱.

منابع لاتین

Abdel-Satar, A. M., Ali, M. H., Goher, M. E. (2017) "Indices of water quality and metal pollution of Nile River, Egypt", *Egyptian Journal of Aquatic Research*. Vol. 43. PP. 21-29.

Abraham, G. M. S., Arker, R. J. (2008) "Assessment of heavy metal enrichment factors and the degree of contamination in marine sediments from Tamaki Estuary, Auckland, New Zealand", *Environmental Monitoring Assessment*, Vol. 136. PP. 227-238.

Aghazadeh, N., Chitsazan, M., Golestan, Y. (2006). "Hydrochemistry and quality assessment of groundwater in the Ardabil area, Iran", *Applied Water Science*, Vol. 7, PP. 3599-3616.

Al Ahmadi, A. N. M., Al-Faraj, F. A. M., Alamri, N. S. (2019) "Suitability Assessment of Groundwater for Irrigation in Rabigh, Saudi Arabia: A Case Study of Combined Influence of Landfills and Saltwater Intrusion", *Journal of Bioscience and Applied Research*, Vol. 5, PP. 176-191.

Al-Hejuje, M. M., Al-Saad, H. T., Hussain, N. A. (2018) "Application of geo-accumulation index (I-geo) for assessment the sediments contamination with heavy metals at Shatt Al-Arab River-Iraq", *Journal of Scientific and Engineering Research*, Vol. 5, PP. 342-351.

Alkarkhi, A. F. M., Ismail, N., Ahmed, A., Easa, M. A. (2009) "Analysis of heavy metal concentrations in sediments of selected estuaries of Malaysia-a statistical assessment", *Environmental Monitoring Assessment*, Vol. 153. PP. 179-185.

Al-Ruwaih, F.M., Shafiullah G. (2017) "Geochemical Processes and Assessment of Water Quality for Irrigation of Al-Shagaya Field-C, Kuwait", *International Journal of Environment, Agriculture and Biotechnology*, Vol. 2. Issue. 1.

- APHA (1999) “Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 2340B”, Water Environment Federation.
- APHA, AWWA, WEF (1998) “9221A-C Multiple-Tube Fermentation Technique for members of the Coliform Group, 9221D Presence-Absence Coliform Test and 9221E Fecal Coliform Procedure”, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.
- Ayers, R. S., Westcot, D.W. “Water quality for agriculture”, Food and agriculture organization of the united nations (FAO), 1976.
- Ayers, R. S., Westcot, D.W. “Water quality for agriculture”, Food and agriculture organization of the united nations (FAO), 1985.
- Bhuyana, Md. S., Abu Bakar, M., Akhtara, A., Hossain, M. B., Alid, M. M., Islama, Md. Sh. (2017) “Heavy metal contamination in surface water and sediment of the Meghna River, Bangladesh”, Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management, Vol. 8, PP. 273–279.
- Bibak, M., Sattari, M., Agharokh, A., Tahmasebi, S., Imanpour Namin, J. (2018) “Assessing some heavy metals pollutions in sediments of the northern Persian Gulf (Bushehr province)”, Environmental Health Engineering and Management Journal, Vol. 5, PP. 175-179.
- Bowen, H. J. M. (1979). Environmental Chemistry of the Elements. Academic Press.
- Chidya, R. C. G., Sajidu, S. M. I., Mwatseteza, J. F., Masamba, W. R. L. (2011) “Evaluation and assessment of water quality in Likangala River and its catchment area”, Physics and Chemistry of the Earth, Vol. 36, PP. 865-871.
- Das, B. K. (2005) “Environmental pollution impact on water and sediments of Kumaun lakes, Lesser Himalaya, India: a comparative study”, Environmental Geology, Vol. 49, PP. 230-239.
- Duodu, G. O., Goonetilleke, A., Ayoko, G. A. (2017) “Potential bioavailability assessment, source apportionment and ecological risk of heavy metals in the sediment of Brisbane River estuary, Australia”, Marine Pollution Bulletin, Vol. 117, PP. 523-531.

- El-Anwar, A. E. A., Samy, Y. M., Salman, S. A. (2018) "Heavy metals hazard in Rosetta Branch sediments, Egypt", *Journal of Materials and Environmental Sciences*, Vol. 9, PP. 2142–2152.
- Emmanuel, E., Sombo, T., Ugwanyi, J. (2018) "Assessment of Heavy Metals Concentration in Shore Sediments from the Bank of River Benue, North-Central Nigeria", *Journal of Geoscience and Environment Protection*, Vol. 6, PP. 35–48.
- Embaby, A., Razack, M., Lecoz, M., Porel, G. (2016) "Hydrogeochemical Assessment of Groundwater in the Precambrian Rocks, South Eastern Desert, Egypt", *Journal of Water Resource and Protection*, Vol. 8, PP. 293–310.
- Forghani, G., Moore, F., Lee, S., Qishlaqi, A. (2009) "Geochemistry and seciation of metals in sediments of the Maharlu Saline Lake, Shiraz, SW Iran", *Environmental Earth Sciences*, Vol. 59, PP. 173–184.
- Forghani, G., Moore, F., Qishlsqi, A. (2011) "The Concentration and artitioning of Heavy Metals in Surface Sediments of the Maharlu Lake, SW Iran", *Soil and Sediment Contamination An International Journal*, Vol. 21, PP. 872–888.
- Gupta, N., Andey, P., Hussain, J. (2017) "Effect of physicochemical and biological arameters on the quality of river water of Narmada, Madhya radesh, India", *Water Science*, Vol. 31, PP. 11–23.
- Hakansone, L. (1980) "An ecological risk index for aquatic ollution control. A sedimentological aroach", *Water Research*, Vol. 14, PP. 975–1001.
- Horton, R. K (1965) "An index number system for rating water quality", *Journal of the Water Pollution Control Federation*, Vol. 37, PP. 300–306.
- Hounslow, A. W. (1995) "Water quality data: Analysis and interpretation", CRC-Press, 1 st editation, PP. 416.
- Hoque, R. R., Goswami, K. G., Kusre, B. C., Sarma, K. P. (2011) "Distribution and solid-hase seciation of toxic heavy metals of bed sediments of Bharali tributary of Brahmautra River", *Environtal Monitoring Assessment*, Vol. 177, PP. 457–466.

- Hwang, J. Y., Park, S., Kim, H. K., Kim, M. S., Jo, H. J., Kim, J. I., Lee, G. M., Shin, I. K., Kim, T. S. (2017) “Hydrochemistry for the Assessment of Groundwater Quality in Korea”, *Journal of Agricultural Chemistry and Environment*, Vol. 6, PP. 1-29.
- Islam, Md. S., Ahmed, Md. K., Raknuzzaman, M., Al- Mamun, Md. H., Islame, M. K. (2015) “Heavy metal pollution in surface water and sediment: A preliminary assessment of an urban river in a developing country”, *Ecological Indicators*, Vol. 48, PP. 282-291.
- Jiao, Z., Li, H., Song, M., Wang, L. (2018) “Ecological risk assessment of heavy metals in water and sediment of the Pearl River Estuary, China”, *Materials Science and Engineering*, Vol. 394, PP. 1–12.
- Jinzhong, M., Zhenyu, D., Guoxiao, W., Hua, Z., Tianming, H. (2009) “Sources of water pollution and evolution of water quality in the Wuwei basin of Shiang river, Northwest China”, *Journal of Environmental Management*, Vol. 90, PP. 1168-1177.
- Joshi, D., Kumar, A., Agrawal, N. (2009) “Assessment of the irrigation water quality of river Ganga in Haridwar district”, *Journal of Chemistry*, Vol. 2, PP. 285-292.
- Kabata-Pendias, A., Mukherjee, A. B. (2007). *Trace elements from soil to human*. Springer Science & Business Media.
- Kumar, K. S. Logeshkumaran, A. Magesh N. S., Godson, S., Chandrasekar, N. (2015). “Hydro-geochemistry and application of water quality index (WQI) for groundwater quality assessment, Anna Nagar, part of Chennai City, Tamil Nadu, India”, *Applied Water Sciences*, Vol. 5, PP. 335–343.
- Langaner, O. (1987). “Groundwater quality an important factor for selecting hand pumps”, *Developments in Water Science*, Vol 39, PP. 531-541.
- Liang, G., Zhang, B., Lin, M., Wu, S., Hou, H., Zhang, J., Qian, G. (2017) “Evaluation of heavy metal mobilization in creek sediment: Influence of RAC values and ambient environmental factors”, *Science of the Total Environment*, Vol. 607-608, PP. 1339-1347.

- Loretta, L. Y., Hall, K., Yuan, Y., Mattu G., McCallum, D., Chen, M. (2009) “Mobility and Bioavailability of Trace Metals in the Water-Sediment System of the Highly Urbanized Brunette Watershed”, *Water Air and Soil Pollution*, Vol. 197, PP. 249–266.
- Lorite-Herrera, M., Jimenez-Espinosa, R. (2008) “Impact of agricultural activity and geologic controls on groundwater quality of the alluvial aquifer of the Guadalquivir River (province of Jaen, Spain): a case study”, *Environmental Geology*, Vol. 54, PP. 1391–1402.
- Macdonald, D. D., Ingersoll, C. G., Berger, T. A. (2000) “Development and Evaluation of Consensus-Based Sediment Quality Guidelines for Freshwater Ecosystems”, *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, Vol. 14, 39. 20–31.
- Malvandi, H. (2017) “reliminary evaluation of heavy metal contamination in the Zarrin-Gol River sediments, Iran”, *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 117, PP. 547–553.
- Markert, B. (1994) “Inorganic chemical fingerprinting of the environment: "reference freshwater" - a useful tool for comparison and harmonization of analytical data in freshwater chemistry”, *Fresenius Journal of Analytical Chemistry*, Vol. 349, PP. 697–702.
- Moore, F., Forghani, G., Qishlsqi, A. (2009) “Assessment of heavy metal contamination in water and surface sediments of the maharlu saline lake, SW Iran”, *Iranian Journal of Science & Technology, Transaction A*, Vol. 33, No. A1, PP. 43-55.
- Motsara, M. R., Roy, R. N. (2008). *Guide to laboratory establishment for plant nutrient analysis* (Vol. 19). Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations. 205.
- Muller, G. (1969) *Index of Geoaccumulation in Sediments of the Rhine River*. *GeoJournal*, 2, 108-118.
- Naseem, S., Hamza, S., Bashir, E. (2010) “Groundwater geochemistry of Winder agricultural farms, Balochistan, Pakistan and assessment for irrigation water quality”, *European Water*, Vol. 31, PP. 21–32.

- Nasrabadi, T., Nabi Bidhendi, Gh., Karbassi, A., Mehrdadi, N. (2010) “artitioning of metals in sediments of the Haraz River (Southern Caspian Sea basin)”, *Environmental Earth Sciences*, Vol. 59, PP. 1111–1117.
- Nazeer, S., Hashmi, M. Z., Malik, R. N. (2014) “Heavy metals distribution, risk assessment and water quality characterization by water quality index of the River Soan, Pakistan”, *Ecological Indicators*, Vol. 43, PP. 262-270.
- Nelson, D. W., Sommers, L. E. (1996) “Total Carbon, Organic Carbon, and Organic Matter”, *Soil Science Society of America and American Society of Agronomy*, 677 S. Segoe Rd., Madison, WI 53711, USA. *Methods of Soil Analysis. Part 3. Chemical Methods-SSSA Book Series no. 5.*
- Nelson, R. E. 1982. Carbonate and gypsum. In: *Methods of Soil Analysis. Part II.* Page, A. L. (Ed) *American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin, USA.*
- Nguyen, T. T. H., Zhang, W., Li, Zh., Li, J., Ge, C., Liu, J., Bai, X., Feng, H., Yu, L. (2016) “Assessment of heavy metal pollution in Red River surface sediments, Vietnam”, *Marine Pollution Bulletin*, Vol. 113, PP. 1–7.
- Noorain, M. I., Ahmad Zaharin, A., Wan Nor Azmin Wan, S. (2012) “Extend and severity of groundwater contamination based on hydrochemistry mechanism of sandy tropical coastal aquifer”, *Science of the Total Environment*, Vol. 438, PP. 414–425.
- Ozler, H. M. (201) “Carbonate weathering and connate seawater influencing karst groundwaters in the Gevas–Gurpinar–Gu ‘‘zelsu basins, Turkey”, *Environmental Earth Sciences*, Vol. 61, PP. 323–340.
- Rosli, N. A., Zawawib, M. H., Bustamia, R. A. (2012) “Salak River Water Quality Identification and Classification According to hysico-Chemical Characteristics”, *Procedia Engineering*, Vol. 50, PP. 69 – 77.
- Salati, S., Moore, F. (2010) “Assessment of heavy metal concentration in the Khoshk River water and sediment, Shiraz, Southwest Iran”, *Environtal Monitoring Assessment*, Vol. 164, PP. 677–689.

- Selinus, O. (2005), *Essentials of Medical Geology*, Springer Science+Business Media.
- Shafie, N. A., Aris, A.Z., Haris, H. (2014) “Geoaccumulation and distribution of heavy metals in the urban river sediment”, *International Journal of Sediment Research*, Vol. 29, PP. 368-377.
- Sikdar, P. k., Sarkar, S. S., Palchoudhury, S. (2001) “Geochemical evolution of groundwater in the Quaternary aquifer of Calcutta and Howrah, India”, *Jurnal of Asin Earth Sciences*, Vol. 19, PP. 579-594.
- Siziba, N. (2017) “Effect of damming on the ecological condition of urban wastewater polluted rivers”, *Ecological Engineering*, Vol. 102, PP. 234-239.
- Sundaray, S. K., Nayak, B. B., Bhatta, D. (2009) “Environmental studies on river water quality with reference to suitability for agricultural uroses: Mahanadi river estuarine system, India – a case study”, *Environtal Monitoring Assessment*, Vol. 155, PP. 227–243.
- Suthar, S., Nema, A. K., Chabukdhara, M., Guta, S.K. (2009) “Assessment of metals in water and sediments of Hindon River, India: Imact of industrial and urban discharges”, *Jurnal of Hazardous Materials*, Vol. 171, PP. 1088-1095.
- Tanaka, T., Sato, T., Watanabe, K., Wang, Y., Yang, D., Inoue, H., Li, K., Inamura, T. (2013) “Irrigation system and land use eff ect on surface water quality in river, atlake Dianchi, Yunnan, China”, *Journal of Environmental Sciences*, Vol. 25, PP. 1107–1116.
- USEPA. (1998) “Test Methods for Evaluating Soild Waste”, Method 9045D EPA, Washington, D.C.
- USEPA. (1998) “Test Methods for Evaluating Soild Waste”, Method 9081A, Washington, D.C.
- Varol, M., Sen, B. (2012) “Assessment of nutrient and metal contamination in surface water and sediments of the uer Tigris, Turkey”, *Catena*, Vol. 92, PP. 1-10.

- Vasanthavigar, M., Srinivasamoorthy, K., Vijayaragavan, K., Rajiv Ganthi, R., Chidambaram, S., Anandhan, P., Manivannan, R., Vasudevan, S. (2010) “Application of water quality index for groundwater quality assessment: Thirumanimuttar sub-basin, Tamilnadu, India”, *Environmental Monitoring Assessment*, Vol. 171, PP. 595–609.
- World Health Organization [WHO], (2011). *Guidelines for drinking-water quality* (4 th ed., Vol, 1: Recommendations). Geneva: World Health Organization.
- Xu, F., Liu, Z., Cao, Y., Qio, L., Feng, J., Xu, F., Tian, X. (2017) “Assessment of heavy metal contamination in urban river sediments of the Jiaozhou Bay catchment, Qingdao, China”, *Catena*, Vol. 150, PP. 9–16.
- Zhang, L., Song, X., Xia, J., Yuan, R., Zhang, Y., Liu, X., Han, D. (2011) “Major element chemistry of the Huai River basin, china”, *Applied Geochemistry*, Vol. 26, PP. 293-300.
- Zhang, Zh., Tao, F., Du, J., Shi, P., Yu, D., Meng, Y., Sun, Y. (2010) “Surface water quality and its control in a river with intensive human impacts-a case study of the xiangjiang River, China”, *Journal of Environmental management*, Vol. 91, PP. 2483-2490.

Abstract

The Badavar River located in Lorestan province is an important water supply for livestock and farming purposes. A part of the river passes through residential areas (Noor Abad city), and receives various urban and domestic wastewaters. The aim of this study is to assess the quality of water and sediments of the Badavar River, and to study the factors influencing the river quality. For these purposes, 19 water samples (for major ion concentration, potentially toxic elements content and microbial pollution) and 5 sediment samples (for major and trace element analysis) were collected and analyzed using standard methods. On the basis of the hydrochemical investigations, the water samples are Na-HCO₃ type. The obtained results indicates that the water quality is influenced by halite and gypsum dissolution, calcite and dolomite precipitation, and ion exchange processes. The concentration of the major ions is influenced by Gypsum, halite dissolution, calcite and dolomite precipitation ion exchange and wastewater-irrigation runoff entering the river. On the basis of sodium adsorption ratio, permeability index, magnesium hazard index, as well as the Wilcox plot, all water samples are suitable for agricultural usage. However, the water samples are not suitable for agricultural usage on the basis of sodium content and total hardness. The obtained results show that in some stations, the Badavar River is microbially contaminated. The concentrations of potentially toxic elements (except for Pb) in the studied samples are lower than the FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) standards. The concentrations of Cr, Cu, Zn and Mn in all samples and the concentration of Cd, Co, Ni, Pb and Se in some water samples are higher than their content in the average freshwater composition. The sediments of the Badavar River are contaminated with respect to Cd, Cr and Ni compared with the world standards. The enrichment factor values shows that Cd and Cr are from anthropogenic sources. The distribution coefficient shows the highest mobility for Cu and Pb, and the lowest mobility for Ni. The obtained results in the present study confirm the necessity of wastewater disposal management in the study area.

Keywords: Badavar, Water quality, Sediment contamination, Noor Abad



**Shahrood University of
Technology**

**Assessment of Environmental Contamination of Badavar River in
Nurabad City, Lorestan Province**

By

Nahid Hasanvand

Supervisor

Dr. Giti Forghani

July, 2019