

سنة الفجر



دانشکده علوم زمین

پایان نامه کارشناسی ارشد زمین شناسی زیست محیطی

## ارزیابی آلودگی فلزی در رسوبات بستر دریاچه زریوار (استان کردستان)

نگارنده: آرمان امینی

استاد راهنما:

دکتر افشین قشلاقی

آذر ۹۷



فرم شماره (۳) صورتجلسه نهایی دفاع از پایان نامه دوره کارشناسی ارشد

با نام و یاد خداوند متعال، ارزیابی جلسه دفاع از پایان نامه کارشناسی ارشد خانم / آقای آرمان امینی با شماره دانشجویی ۹۵۰۲۰۴۴ رشته زمین شناسی زمین شناسی گرایش زیست محیطی تحت عنوان ارزیابی آلودگی فلزی در رسوبات بستر دریاچه زریوار (استان کردستان) که در تاریخ ۹۷/۹/۱۲ با حضور هیأت محترم داوران در دانشگاه صنعتی شاهرود برگزار گردید به شرح ذیل اعلام می گردد:

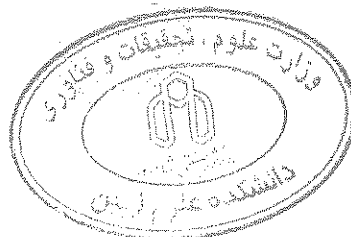
<input checked="" type="checkbox"/> قبول (با درجه: <u>خوب</u> )	<input type="checkbox"/> مردود
نوع تحقیق: <input type="checkbox"/> نظری	<input checked="" type="checkbox"/> عملی

عضو هیأت داوران	نام و نام خانوادگی	مرتبه علمی	امضاء
۱- استاندارانمای اول	دکتر افشین قشلاقی	استادیار	
۴- نماینده تحصیلات تکمیلی	دکتر پرویز امیدی	استادیار	
۵- استاد ممتحن اول	دکتر غلام حسین کرمی	دانشیار	
۶- استاد ممتحن دوم	دکتر مهدی جعفرزاده	استادیار	

نام و نام خانوادگی رئیس دانشکده: پرویز امیدی

تاریخ و امضاء و مهر دانشکده: ۹۷/۹/۲۱

تیسره: در صورتی که کسی مردود شود حداکثر یکبار دیگر (در مدت مجاز تحصیل) می تواند از پایان نامه خود دفاع نماید (دفاع مجدد نباید زودتر از ۴ ماه برگزار شود).



## تقدیم به پروردگارم

که هر چه دارم از لطف و کرم اوست

یارب دل ما را تو به رحمت جان ده      در دهمه را به صابری درمان ده

این بنده چه داند که چه می باید جست      داند تو بی هر آنچه دانی آن ده

تقدیم به پدر بزرگوار و مادر مهربانم

آن دو فرشته بانی که از خواسته ایشان گذشتند، سختی ها را به جان خریدند و خود را سپر بلای مشکلات و ناملایمات کردند تا من به جایگاهی که اکنون در آن ایستاده ام برسم.

ای پدر از تو هر چه می گویم باز، هم کم می آورم...

خوشید شدی و از روشنائی ات جان گرفتم و در ناامیدی ماندم را کشیدی و لبریزم کردی از شوق، اکنون حاصل دستان خست ات رمز و هفتیم شده به خودم تبریک می گویم که تو را دارم و دنیا با تمام بزرگی اش مثل تو ندارد...

و تو ای مادر ای شوق زیبای نفس کشیدن، ای روح مهربان، هستی ام...

تو رنگ شادی بایم شدی و نختی ما را با تمام وجود از من دور کردی و عمری سختی ما را به جان خریدی تا اکنون توانستی طعم خوش پیروزی را به من پخشانی.

تقدیم به برادر بزرگوارم، استاد یحیی امینی

که با حمایت و تشویق ما و رهنمودهای بی دریغشان، توانی مضاعف توام با آسودگی خاطر را برای من به ارمغان آورد و هر چه دارم از دعای خیر ایشان است.

و در آخر از خواهر بزرگوارم به خاطر تمام زحماتی که برایم کشیده نهایت قدر دانی را دارم.

خانواده عزیز از زحمت هایان بی نهایت سپاسگزارم.

## تقدیر و شکر:

ستایش خداوندی را که بارها فرموده است: در این زمین و آسمان نشانه‌هایی قرار دادم که بدان پندیشید. شکر او را که نشان هدایت است از وجود پاک و بی‌همتایش، دلیلی بر مرحمتش، همتیش و بر اقدار عظمتش. حمد و سپاس او را که مهربانی است قادر و بخشنده‌ای توانا.

او را سپاسگزارم برای تمامی لطف هدایتش، بخشش هدایتش و برای همه خوبی‌هایش که من بی او و بی لطف او خاکی بیش نیستم.

در آغاز وظیفه خود میدانم که از زحمات خانواده عزیزم شکر و قدردانی ننمایم که بهترین مشوق و حامی من در آموختن بودند.

از استاد بزرگوار و با اخلاق خود، جناب آقای اقسین قشلاقی به عنوان استاد راهنما که اینجانب را مورد لطف و عنایت خاص خود قرار داده و با سه صدر و بزرگواری، هدایت و راهنمایی نمودند، تقدیر و شکر می‌نمایم.

از مساعدت‌های بی‌دریغ دوستان خوبم جناب آقای بهنام ویدی، حسین اکبری اریبی و حمیدرضا بردبار که در طول انجام پایان‌نامه بزرگ‌ترین حامی اینجانب بودند، نهایت سپاس و قدردانی را دارم.

انجام این پژوهش را مدیون دوتن از دوستان بزرگوارم، جناب آقای مهندس پشته‌سویان دبستانی کارمند سازمان محیط زیست مریوان و همچنین جناب آقای سیروان عبدالله زاده کارمند سازمان آتش‌نشانی مریوان به خاطر محبت‌های بی‌دریغشان صمیمانه کمال شکر و قدردانی را دارم.

## اقرار نامه و واگذاری حقوق

اینجناب آرمان امینی دانشجوی دوره کارشناسی ارشد رشته زمین‌شناسی زیست محیطی دانشکده علوم زمین دانشگاه صنعتی شاهرود نویسنده پایان نامه: ارزیابی آلودگی فلزی در رسوبات بستر دریاچه زریوار (استان کردستان)، تحت راهنمایی دکتر افشین قشلاقی متعهد می‌شوم:

- تحقیقات در این پایان نامه توسط اینجناب 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 پایان نامه 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 پایان نامه تأثیرگذار بوده اند در مقالات مستخرج از پایان نامه رعایت می‌گردد.
- در کلیه مراحل انجام این پایان نامه، در مواردی که از موجود زنده (یا بافتهای آنها) استفاده شده است ضوابط و اصول اخلاقی رعایت شده است.
- در کلیه مراحل انجام این پایان نامه، در مواردی که به حوزه اطلاعات شخصی افراد دسترسی یافته یا استفاده شده است اصل رازداری، ضوابط و اصول اخلاق انسانی رعایت شده است.

### مالکیت نتایج و حق نشر

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

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

امضای دانشجو

دریاچه زریوار یکی از زیست‌بوم‌های مهم آبی ایران است که در غرب ایران و در استان کردستان واقع شده است. هدف از انجام این مطالعه ارزیابی آلودگی فلزی (As, Cd, Pb, Zn, Cu, Cr Ni) و تعیین منشأ و توزیع آنها در رسوبات بستر دریاچه زریوار است. برای این منظور ۱۶ نمونه رسوب از بستر دریاچه و پراکندگی مناسب برداشت گردید. به منظور ارزیابی آلودگی فلزات سنگین در رسوبات، علاوه بر آنالیز فلزات به روش ICP-MS، آزمایش‌های دانه‌سنجی، تعیین درصد رس، اندازه‌گیری pH، درصد ماده آلی و درصد کربنات کلسیم نیز بر روی نمونه‌های رسوب انجام شد. برای ارزیابی کمی شدت آلودگی در رسوبات، از شاخص‌های ژئوشیمیایی چون ضریب غنی‌شدگی (EF) و شاخص زمین انباشت ( $I_{geo}$ ) و شاخص ارزیابی ریسک اکولوژیکی استفاده شد و در تحلیل آماری داده‌ها نیز از روش‌های چون همبستگی، آنالیز خوشه‌ای و تحلیل مؤلفه اصلی (PCA) استفاده گردید. نتایج حاصل از دانه سنجی نشان داد که رسوبات دریاچه در نقاط نمونه‌برداری دارای دو بافت گل ماسه‌ای و ماسه گلی هستند. pH تمامی نمونه‌های رسوب در محدوده قلیایی ( $7/92 - 7/13$ ) قرار می‌گیرد که علت آن رخنمون واحدهای کربناتی در منطقه است. مقدار ماده آلی در بیشتر نقاط نمونه‌برداری بالا (۳۲-۹ درصد) است که علت آن را می‌توان به نوع کاربری زمین اطراف دریاچه که کشاورزی است، نسبت داد. کربنات کلسیم تمام نمونه‌های رسوب در محدود (۴۸ - ۳/۵ درصد) قرار می‌گیرد و این بیانگر آن است که رسوبات بستر منطقه مورد مطالعه به دلیل وجود سنگ‌های کربناته دارای درصد نسبتاً بالای از کربنات کلسیم هستند. با توجه به غلظت کل فلزات در نمونه‌های رسوب و روند تغییرات آنها در دریاچه مشخص شد که غلظت سرب (میانگین ۱۳۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم) در تمام نقاط نمونه‌برداری بالاتر از میانگین جهانی رسوبات و مقدار توصیه شده توسط استاندارد کیفیت رسوب کانادا (ISQGS) است. تغییرات روی، مس و کادمیم (به ترتیب با میانگین غلظت ۱۵۳، ۱۸۰ و ۱/۷۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم) نیز در بیشتر ایستگاه‌ها مشابه تغییرات سرب است. که علت آن یکسان بودن منشأ و عوامل کنترل‌کننده غلظت این فلزات است. میانگین غلظت آرسنیک (۷/۹۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم) در نمونه‌های اندازه‌گیری شده نزدیک به غلظت میانگین جهانی رسوبات و مقدار توصیه شده توسط استاندارد کیفیت رسوب کانادا است. بالاترین غلظت آرسنیک مربوط به دو ایستگاه شماره ۵ و ۶ است که به احتمال زیاد ناشی از ورود فاضلاب روستاهای "محمد" و "سیف سفلی" و رواناب کشاورزی زمین‌های اطراف دریاچه در قسمت شمال شرق دریاچه است. در نمونه‌های رسوب غلظت کروم و نیکل به مقدار میانگین آن در رسوبات جهانی نزدیک است. ضریب غنی‌شدگی (EF) محاسبه شده برای فلزات نشان داد که رسوبات نسبت به آرسنیک غنی‌شدگی متوسط تا بی‌نهایت شدید، کادمیم غنی‌شدگی نسبتاً شدید، شدید تا بی‌نهایت شدید، کروم غنی‌شدگی اندک تا نسبتاً شدید، مس غنی‌شدگی نسبتاً شدید تا شدید، سرب غنی‌شدگی شدید تا بی‌نهایت شدید، روی غنی‌شدگی در رده‌های متوسط تا خیلی شدید و نیکل غنی‌شدگی اندک تا نسبتاً شدید در رسوبات نشان می‌دهند. شاخص زمین انباشت ( $I_{geo}$ ) نیز نشان داد که فلزات کروم، نیکل، و شبه‌فلز آرسنیک در رده غیرآلوده و دیگر فلزات در رده‌های آلودگی نسبتاً شدید تا بی‌نهایت شدید قرار می‌گیرند. بر اساس نتایج حاصل از تحلیل آماری چند متغیره می‌توان چنین استنباط کرد که فلزات سرب، کادمیم، روی و مس به احتمال زیاد دارای منشأ انسان‌زاد و فلزات کروم، نیکل عمدتاً زمین‌زاد هستند. عنصر آرسنیک نیز احتمالاً دارای منشأ دوگانه طبیعی-انسان‌زاد است.

**کلیدواژه:** دریاچه زریوار، فلزات سنگین، آلودگی، رسوب، استان کردستان



# فهرست مطالب

فهرست اشکال	ل
فهرست جداول	ن
<b>فصل اول: مقدمه</b>	۱
۱-۱- مقدمه	۲
۲-۱- بیان مسئله	۳
۳-۱- هدف از انجام تحقیق	۴
۴-۱- ضرورت انجام تحقیق	۴
۵-۱- روش انجام تحقیق	۶
۶-۱- ویژگی‌های منطقه مورد مطالعه و مشخصات حوضه آبریز	۶
۷-۱- شرایط آب و هوای منطقه	۱۰
۸-۱- پوشش گیاهی منطقه	۱۱
۹-۱- کاربری‌های دریاچه زریوار	۱۲
۱۰-۱- زمین‌شناسی منطقه مورد مطالعه	۱۳
۱-۱۰-۱- چینه‌شناسی عمومی منطقه	۱۴
۱-۱۰-۱-۱- سنگ‌های دگرگونی (کرتاسه پایین)	۱۴
۱-۱۰-۱-۲- واحد سنگی کرتاسه بالائی	۱۴
۱-۱۰-۱-۳- واحدهای آذرین (پالئوسن بالائی)	۱۵
۱-۱۰-۱-۴- واحدهای آذرین — دگرگونی (ائوسن)	۱۵
۱-۱۰-۱-۵- واحد ماسه‌ای — مارنی (هولوسن)	۱۵
۱-۱۰-۲- ژئومورفولوژی منطقه مورد مطالعه	۱۵

۱۸ ..... ۱-۱-۳- سن دریاچه زریوار .....

۱۸ ..... ۱-۱-۱۱- ساختار پایان نامه .....

## ۱۹ ..... فصل دوم: مروری بر مطالعات پیشین

۲۰ ..... ۲-۱-۱- نگاهی بر فرآیندهای طبیعی شکل‌گیری حوضه دریاچه‌ایی .....

۲۰ ..... ۲-۱-۱- حوضه‌های تکتونیکی .....

۲۰ ..... ۲-۱-۲- حوضه‌های ایجاد شده توسط فعالیت‌های آتشفشانی .....

۲۱ ..... ۲-۱-۳- حوضه‌های ایجاد شده توسط زمین لغزش .....

۲۱ ..... ۲-۱-۴- حوضه‌های ایجاد شده توسط یخچال‌های طبیعی .....

۲۱ ..... ۲-۱-۵- حوضه‌های ایجاد شده در اثر انحلال سنگ‌بستر .....

۲۱ ..... ۲-۱-۶- حوضه‌های ایجاد شده توسط فرآیندهای رودخانه‌ای .....

۲۲ ..... ۲-۱-۷- حوضه‌های ایجاد شده توسط فرآیندهای ساحلی .....

۲۲ ..... ۲-۱-۸- حوضه‌های ایجاد شده توسط فرآیندهای بادی .....

۲۲ ..... ۲-۱-۹- حوضه‌های ایجاد شده توسط تجمع ماده آلی .....

۲۲ ..... ۲-۱-۱۰- حوضه‌های ایجاد شده در اثر اصابت شهاب‌سنگ‌ها .....

۲۲ ..... ۲-۱-۱۱- حوضه‌های دست ساخته بشر .....

۲۳ ..... ۲-۲- منابع آلوده‌کننده دریاچه‌ها .....

۲۳ ..... ۲-۲-۱- منابع طبیعی آلودگی دریاچه‌ها .....

۲۳ ..... ۲-۲-۲- منابع انسان‌زاد آلودگی دریاچه‌ها .....

۲۴ ..... ۲-۳- فلزات سنگین و اهمیت آنها .....

۲۵ ..... ۲-۴- عوامل مؤثر بر تحرک و ته‌نشینی عناصر در رسوبات .....

۲۵ ..... ۲-۴-۱- بافت و محتوای کانی‌های رسی رسوبات .....

۲۶ ..... ۲-۴-۲- مواد آلی .....

۲۶ ..... ۲-۴-۳- فرآیند هم‌ته‌نشینی .....

۲۷	..... عامل pH ۴-۴-۲
۲۷	..... مروری بر مطالعات پیشین در زمینه آلودگی فلزی رسوبات بستر دریاچه‌ها. ۵-۲
۲۷	..... پیشینه تحقیق در ایران. ۱-۵-۲
۲۹	..... پیشینه تحقیق در جهان. ۲-۵-۲
۳۲	..... مطالعات انجام شده در منطقه مورد مطالعه. ۳-۵-۲

## فصل سوم: مواد و روش‌ها

۳۵	.....
۳۶	..... مقدمه. ۱-۳
۳۶	..... نمونه برداری. ۲-۳
۳۷	..... روش برداشت نمونه از رسوب بستر دریاچه. ۱-۲-۳
۳۹	..... اندازه‌گیری پارامترهای فیزیکوشیمیایی و تعیین غلظت فلزات. ۳-۳
۳۹	..... دانه‌سنجی رسوبات. ۱-۳-۳
۴۰	..... تعیین درصد رس، ماسه و گراول نمونه‌ها. ۱-۱-۳-۳
۴۱	..... تعیین درصد رس نمونه‌های رسوب. ۲-۱-۳-۳
۴۲	..... تعیین pH نمونه‌های رسوب. ۲-۳-۳
۴۳	..... تعیین میزان ماده آلی رسوبات. ۳-۳-۳
۴۴	..... تعیین درصد کربنات کلسیم نمونه‌های رسوب. ۴-۳-۳
۴۵	..... تعیین غلظت کل (Total) فلزات سنگین در نمونه‌های رسوب. ۵-۳-۳
۴۶	..... ارزیابی شدت آلودگی در رسوبات. ۴-۳
۴۶	..... ضریب زمین انباشت (Geo-accumulation index). ۱-۴-۳
۴۷	..... ضریب غنی‌شدگی (Enrichment Factor). ۲-۴-۳
۴۸	..... شاخص ارزیابی ریسک اکولوژیکی (RI). ۵-۳
۴۹	..... استاندارد کیفیت رسوبات کانادا (ISQGS). ۶-۳
۴۹	..... روش‌های آماری تحلیل داده‌ها. ۷-۳
۵۰	..... ضریب همبستگی (Correlation Coefficient). ۱-۷-۳
۵۰	..... روش تحلیل خوشه‌ای (Cluster Analysis). ۲-۷-۳
۵۱	..... روش تحلیل مؤلفه اصلی (Principle Component Analysis). ۳-۷-۳

۵۳	..... فصل چهارم: ارزیابی کیفیت و آلودگی رسوبات بستر دریاچه زریوار
۵۴	..... ۱-۴- مقدمه
۵۴	..... ۲-۴- ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی رسوبات بستر دریاچه زریوار
۵۶	..... ۱-۲-۴- بافت نمونه‌های رسوب
۵۷	..... ۲-۲-۴- pH نمونه‌های رسوب
۵۹	..... ۳-۲-۴- میزان ماده آلی (OM) نمونه‌های رسوب
۶۱	..... ۴-۲-۴- درصد کربنات کلسیم ( $\text{CaCO}_3$ ) نمونه‌های رسوب
۶۲	..... ۳-۴- تغییرات غلظت فلزات سنگین
۶۴	..... ۱-۳-۴- سرب (Pb)
۶۶	..... ۲-۳-۴- کادمیم (Cd)
۶۸	..... ۳-۳-۴- آرسینک (As)
۷۰	..... ۴-۳-۴- روی (Zn)
۷۲	..... ۵-۳-۴- مس (Cu)
۷۴	..... ۶-۳-۴- کروم (Cr)
۷۶	..... ۷-۳-۴- نیکل (Ni)
۷۸	..... ۴-۴- ارزیابی آلودگی رسوبات با استفاده از شاخص‌های ژئوشیمیایی
۷۸	..... ۱-۴-۴- ضریب غنی‌شدگی (Enrichment Factor)
۸۱	..... ۲-۴-۴- ضریب زمین انباشت (Geo-accumulation index)
۸۳	..... ۵-۴- شاخص ارزیابی ریسک اکولوژیک (RI)
۸۳	..... ۶-۴- تحلیل آماری داده‌ها
۸۴	..... ۱-۶-۴- تحلیل همبستگی داده‌ها
۸۵	..... ۲-۶-۴- تحلیل خوشه‌ای داده‌ها (Cluster Analysis)
۸۷	..... ۳-۶-۴- تحلیل مؤلفه اصلی (PCA)

## فصل پنجم : نتیجه گیری و پیشنهادها

- ۹۱ .....
- ۹۲ ..... ۱-۵- کیفیت و آلودگی رسوبات بستر دریاچه زریوار .....
- ۹۵ ..... ۲-۵- پیشنهادها .....
- ۹۷ ..... منابع .....

# فهرست شکل‌ها

- شکل (۱-۱): تصویر گوگل ارث از دریاچه زریوار و ریخت‌شناسی اطراف دریاچه ..... ۷
- شکل (۲-۱): نقشه جغرافیایی و راه‌های دسترسی به منطقه مورد مطالعه ..... ۸
- شکل (۳-۱): حوضه آبرگیر محدوده مورد مطالعه (اقتباس از شرکت آب منطقه‌ای کردستان) ..... ۹
- شکل (۴-۱): نمایی از دریاچه زریوار در فصل زمستان ..... ۱۰
- شکل (۵-۱): میزان بارندگی در فصل‌های مختلف سال (برحسب میلی‌متر) در منطقه مورد مطالعه ..... ۱۱
- شکل (۶-۱): مقایسه نمودار بارش و تبخیر (برحسب میلی‌متر) در منطقه مورد مطالعه ..... ۱۱
- شکل (۷-۱): نمایی از پوشش گیاهی اطراف دریاچه زریوار ..... ۱۲
- شکل (۸-۱): نقشه زمین‌شناسی منطقه مورد مطالعه (اقتباس از نقشه ۱/۱۰۰۰۰۰ سازمان زمین‌شناسی کشور) ..... ۱۷
- شکل (۱-۳) موقعیت نقاط نمونه‌برداری از رسوب در دریاچه زریوار ..... ۳۸
- شکل (۲-۳): نمایی از روش نمونه‌برداری از رسوب و آماده‌سازی آنها در آزمایشگاه ..... ۳۹
- شکل (۳-۳): نمایی از آزمایش تعیین (LOI) در آزمایشگاه ..... ۴۴
- شکل (۴-۳): آزمایش اندازه‌گیری درصد کربنات کلسیم نمونه‌ها در آزمایشگاه ..... ۴۵
- شکل (۱-۴-الف): بافت نمونه‌های رسوب مورد مطالعه بر اساس طبقه‌بندی فولک (۱۹۵۴) ..... ۵۶
- شکل (۱-۴-ب): بافت نمونه‌های رسوب مورد مطالعه بر اساس طبقه‌بندی فولک (۱۹۵۴) ..... ۵۷
- شکل (۲-۴): تغییرات pH نمونه‌های رسوب دریاچه زریوار ..... ۵۸
- شکل (۳-۴): روند تغییرات pH نمونه‌های رسوب دریاچه زریوار ..... ۵۸
- شکل (۴-۴): تغییرات درصد ماده آلی در نمونه‌های رسوب دریاچه زریوار ..... ۶۰
- شکل (۵-۴): روند تغییرات درصد ماده آلی در نمونه‌های رسوب دریاچه زریوار ..... ۶۰
- شکل (۶-۴): تغییرات درصد کربنات در نمونه‌های رسوب دریاچه زریوار ..... ۶۱
- شکل (۷-۴): روند تغییرات درصد کربنات در نمونه‌های رسوب دریاچه زریوار ..... ۶۲
- شکل (۸-۴): تغییرات غلظت سرب در رسوبات بستر دریاچه زریوار ..... ۶۵
- شکل (۹-۴): روند تغییرات غلظت سرب در رسوبات بستر دریاچه زریوار ..... ۶۶

- شکل (۴-۱۰): تغییرات غلظت کادمیم در رسوبات بستر دریاچه زریوار ..... ۶۷
- شکل (۴-۱۱): روند تغییرات غلظت کادمیم در رسوبات بستر دریاچه زریوار ..... ۶۸
- شکل (۴-۱۲): تغییرات غلظت آرسنیک در رسوبات بستر دریاچه زریوار ..... ۶۹
- شکل (۴-۱۳): روند تغییرات غلظت آرسنیک در رسوبات بستر دریاچه زریوار ..... ۷۰
- شکل (۴-۱۴): روند تغییرات غلظت روی در رسوبات بستر دریاچه زریوار ..... ۷۱
- شکل (۴-۱۵): تغییرات غلظت روی در رسوبات بستر دریاچه زریوار ..... ۷۱
- شکل (۴-۱۶): تغییرات غلظت مس در رسوبات بستر دریاچه زریوار ..... ۷۳
- شکل (۴-۱۷): روند تغییرات غلظت مس در رسوبات بستر دریاچه زریوار ..... ۷۳
- شکل (۴-۱۸): تغییرات غلظت کروم در رسوبات بستر دریاچه زریوار ..... ۷۵
- شکل (۴-۱۹): روند تغییرات غلظت کروم در رسوبات بستر دریاچه زریوار ..... ۷۵
- شکل (۴-۲۰): تغییرات غلظت نیکل در رسوبات بستر دریاچه زریوار ..... ۷۷
- شکل (۴-۲۱): روند تغییرات غلظت نیکل در رسوبات بستر دریاچه زریوار ..... ۷۷
- شکل (۴-۲۲): میانگین ضریب غنی‌شدگی برای فلزات مورد مطالعه ..... ۸۱
- شکل (۴-۲۳): میانگین ضریب زمین انباشت برای فلزات مورد مطالعه در رسوبات دریاچه زریوار ..... ۸۲
- شکل (۴-۲۴): نمودار شاخه درختی برای فلزات و پارامترهای مورد مطالعه در رسوبات دریاچه زریوار ..... ۸۶
- شکل (۴-۲۵): دو مؤلفه استخراج شده از ساختار اولیه داده‌ها با  $Eigenvalue > 1$  ..... ۸۸
- شکل (۴-۲۶): بارگذاری متغیرهای مربوط به غلظت فلزات و پارامترهای مورد مطالعه در فضای دو بعدی ..... ۹۰

# فهرست جدول‌ها

- جدول (۱-۳): موقعیت جغرافیایی ایستگاه‌های نمونه‌برداری از رسوب دریاچه زریوار ..... ۳۷
- جدول (۲-۳): درصد هر یک از اجزای رسوب نمونه‌های رسوب ..... ۴۱
- جدول (۳-۳): رده‌بندی مولر بر مبنای ضریب زمین انباشت در تعیین آلودگی رسوبات (Muller, 1979) ..... ۴۷
- جدول (۴-۳): رده‌بندی مقادیر ضریب غنی‌شدگی (Birch and Olmos, 2008) ..... ۴۸
- جدول (۵-۳): طبقه‌بندی ریسک اکولوژیک بر مبنای (RI) ..... ۴۹
- جدول (۱-۴) پارامترهای فیزیکوشیمیایی اندازه‌گیری شده در نمونه‌های رسوب ..... ۵۵
- جدول (۲-۴): غلظت فلزات سنگین در نمونه‌های رسوب و مقایسه آنها با مقادیر استاندارد و بین‌المللی ..... ۶۳
- جدول (۳-۴): مقایسه میانگین غلظت فلزات سنگین در دریاچه زریوار و مطالعات مشابه (برحسب mg/kg) ..... ۶۴
- جدول (۴-۴): ضریب غنی‌شدگی فلزات برای نمونه‌های رسوب دریاچه زریوار ..... ۸۰
- جدول (۵-۴): ضریب زمین انباشت فلزات برای نمونه‌های رسوبات دریاچه زریوار ..... ۸۲
- جدول (۶-۴): نتایج شاخص ارزیابی ریسک اکولوژیک در رسوبات دریاچه زریوار ..... ۸۳
- جدول (۷-۴): همبستگی فلزات سنگین و پارامترهای فیزیکوشیمیایی رسوبات ..... ۸۵
- جدول (۸-۴): نتایج روش تحلیل مؤلفه اصلی بر روی متغیرهای اندازه‌گیری شده ..... ۸۸
- جدول (۹-۴): دو مؤلفه استخراج شده از ساختار اولیه داده‌ها ..... ۸۹



# فصل اول: مقدمه

## ۱-۱- مقدمه

دریاچه‌ها توده‌های راکد آبی هستند که فرورفتگی‌های زمین را پر می‌کنند. یک دریاچه از دو بخش مجزای حوضه و بدنه آبی تشکیل شده است. دریاچه‌ها ممکن است طیف وسیعی از سطح زمین، از چند هزار مترمربع تا صدها کیلومترمربع را شامل شوند (دریای خزر بزرگ‌ترین دریاچه جهان با ۳۷۱۰۰۰ کیلومترمربع). دریاچه‌های طبیعی حدود ۲/۷ میلیون کیلومترمربع را پوشش می‌دهند (۱/۸٪ از سطح زمین) و ۱۷۶۴۰۰ کیلومتر مکعب حجم آبی زمین را دارا هستند (۰/۰۱۳ درصد آب سیاره زمین). دریاچه‌ها منابع مهم و اکوسیستم‌های قابل توجه هستند که نقش مهمی را در تأمین آب منطقه‌ای، تنظیم آب و هوای محلی، کنترل سیلاب و حفظ تنوع زیستی ایفا می‌کنند (Ra et al., 2011 ; Hansen, 2012). این پیکره‌های آبی همچنین زیستگاه‌های مهمی برای انواع مختلف گونه‌های جانوری و گیاهی به ویژه آبزیان و پرندگان هستند. با این وجود، این اکوسیستم‌های طبیعی به شدت در معرض تهدید قرار دارند، به طوری که یکی از آسیب‌پذیرترین محیط‌ها نسبت به انواع آلودگی‌ها به حساب آمده و می‌توانند مخزن نهایی دریافت‌کننده انواع آلاینده‌ها از منابع مختلف (از جمله کشاورزی، صنعت، معدنکاری...) باشند (Thevenon et al., 2013). افزایش بی‌رویه جمعیت و در پی آن توسعه و گسترش فعالیت‌های صنعتی و کشاورزی، سبب شده تا مقادیر بسیار زیادی از فاضلاب‌های صنعتی، شهری و خانگی و همچنین پساب‌های کشاورزی که حاوی ترکیبات شیمیایی و سمی مختلفی هستند وارد دریاچه‌ها شوند (خسروی، ۱۳۹۰). در حقیقت این فعالیت‌ها، توزیع طبیعی عناصر در محیط دریاچه‌ها را بر هم زده و غلظت آنها را به بالاتر از حد طبیعی می‌رسانند که پیامد نهایی آن ایجاد آلودگی در رسوب و آب دریاچه است. یکی از آلودگی‌های مهم منابع آب سطحی، آلودگی ناشی از حضور فلزات سنگین است. این آلاینده‌ها ماندگاری یا پایداری بالایی در محیط داشته و به راحتی تحت تأثیر فرایندهای تجزیه زیستی یا شیمیایی قرار نمی‌گیرند.

در محیط دریاچه رسوبات بستر به علت داشتن خواص جذبی مناسب و دینامیک کمتر نسبت به محیط آب قادرند آلودگی فلزی را به شکل بهتری در خود حفظ نمایند که در مراحل بعد این آلاینده‌ها ممکن است از سطح رسوبات واجذب شده و مجدداً وارد محیط آب شوند. در اثر استفاده از این آب‌ها برای مصارف کشاورزی و آشامیدن این فلزات به زنجیره غذایی راه می‌یابند (Suthar et al., 2009).

دریاچه زریوار به عنوان یک واحد اکولوژیکی و یک اکوسیستم آبی در استان کردستان واقع شده است. این دریاچه یکی از منحصر به فردترین دریاچه‌های آب شیرین در جهان است، که کلیه شرایط جامع یک تالاب بین‌المللی را دارا است. در مورد وجه تسمیه دریاچه زریوار یا "زریبار" باید گفت که زریبار یا زریوار که هر دو در منطقه متداول است، به معنی دریاچه وار است و این موضوع نشان از وسعت و بزرگی این دریاچه و اهمیت آن دارد. در چند سال اخیر، به دلیل کم توجهی به جنبه‌های زیست‌محیطی دریاچه اقداماتی صورت گرفته که سبب آلوده شدن دریاچه شده است. با افزایش فعالیت انسانی در دریاچه و پیرامون آن، خطر آلودگی آب و رسوبات دریاچه به انواع آلاینده‌ها، از جمله فلزات سنگین بیش از پیش افزایش یافته است. این مطالعه با هدف بررسی و ارزیابی آلودگی فلزی در رسوبات بستر این دریاچه صورت گرفته است.

## ۱-۲- بیان مسئله

دریاچه‌ها از جمله آسیب‌پذیرترین محیط‌ها نسبت به عوامل مخرب زیست‌محیطی هستند. تمرکز مراکز شهری، روستایی و صنعتی در اطراف دریاچه‌ها و ورود انواع فاضلاب‌های شهری و صنعتی و سموم کشاورزی به داخل این اکوسیستم‌ها، ساختار طبیعی آنها را بر هم زده و این محیط‌ها را در معرض انواع آلودگی قرار داده است. در صورت وجود منابع انسان‌زاد از جمله مراکز مسکونی و صنعتی یا کشاورزی، کیفیت آب و رسوب دریاچه‌ها علاوه بر عوامل طبیعی یا زمین‌شناسی به شدت و نوع فعالیت‌های انسانی نیز بستگی دارد. به عنوان مثال فعالیت‌های کشاورزی می‌توانند باعث ورود ذرات معلق، املاح، مواد معدنی، سموم و فلزات سنگین به دریاچه‌ها گردد. همچنین فعالیت‌های شهری باعث ورود فاضلاب و رواناب حاوی مواد آلی، فلزات

و انواع مواد سمی به دریاچه شده و فعالیت‌های صنعتی نیز بسته به نوع صنعت طیف گسترده‌ای از آلاینده‌ها را وارد محیط‌های آبی دریاچه‌ها می‌کنند. متأسفانه فقدان اطلاعات و شناخت کافی از دخالت‌های غیرمسئولانه انسان باعث شده که با گذشت زمان بر میزان آلودگی در دریاچه‌ها افزوده شده و مطلوبیت اکولوژیکی آنها کاهش یابد. میزان اهمیت و تأثیر این عوامل (طبیعی یا انسان‌زاد)، باید به عنوان بخش مهمی از مدیریت این محیط‌های آبی در نظر گرفته شود. در این میان، شناخت و درک فرایندها و مکانیزم‌های مؤثر بر توزیع آلاینده‌ها در محیط‌های دریاچه‌ای می‌تواند کمک مؤثری در مدیریت زیست‌محیطی این منابع به حساب آید.

### ۱-۳- هدف از انجام تحقیق

هدف کلی این مطالعه بررسی و ارزیابی آلودگی فلزی در رسوبات بستر دریاچه زریوار است. جهت دستیابی به این هدف، اقدامات زیر صورت گرفت:

- تعیین پارامترهای کیفیت رسوب و رابطه آنها با تمرکز فلزات سنگین.
- ارزیابی میزان آلودگی رسوب دریاچه با استفاده از استانداردها و شاخص‌های ژئوشیمیایی.
- بررسی تغییرات مکانی غلظت فلزات و پارامترهای کیفی در رسوبات دریاچه زریوار با استفاده از نرم افزار GIS.
- تعیین منشأ احتمالی فلزات در رسوبات از طریق تحلیل آماری داده‌ها.

### ۱-۴- ضرورت انجام تحقیق

آلودگی دریاچه‌ها یکی از مهم‌ترین مسائل و مشکلات زیست‌محیطی است که امروزه مورد توجه فراوان قرار گرفته است. قرارگیری مناطق شهری و روستایی و همچنین مراکز صنعتی در اطراف دریاچه‌ها باعث

ورود انواع آلاینده‌ها به آنها می‌شود و چنانچه ورود این آلودگی‌ها از ظرفیت خودپالایی دریاچه بیشتر باشد، در این صورت مشکلات زیست‌محیطی در آن بروز خواهد کرد.

دریاچه زریوار مهم‌ترین دریاچه استان کردستان است که در فاصله سه کیلومتری شمال غربی شهر مریوان قرار گرفته است. این دریاچه یک ذخیره‌گاه طبیعی ژنتیکی برای گیاهان و انواع جانوران آبی و کنار آبی به حساب می‌آید و همچنین یک منبع آب ضروری برای منطقه است.

در سالهای اخیر توسعه فعالیت‌های کشاورزی، دامداری، گردشگری و نبود برنامه‌ریزی صحیح در منطقه، ورود بخشی از فاضلاب شهر مریوان و چند روستای اطراف دریاچه به داخل دریاچه، نبود شناخت کافی و درک روشن مسائل زیست‌محیطی در میان اقشار جامعه همراه با رشد جمعیت و توسعه شهری موجب تغییرات قابل توجهی در محیط‌زیست طبیعی دریاچه زریوار شده است. علاوه بر آن، می‌توان به دخالت‌های نابجای انسان برای بهره‌برداری هر چه بیشتر، بدون توجه به ظرفیت و میزان توانایی دریاچه اشاره کرد که موجب تغییر سیمای اطراف دریاچه شده است (فرجی، ۱۳۸۰). این دریاچه در حقیقت گیرنده فاضلاب‌های خانگی بخشی از شهرستان مریوان، روستاهای اطراف و همچنین زهاب کشاورزی برخی از زمین‌های مجاور است. ورود مداوم آلاینده‌های مختلف به ویژه فلزات سنگین از این منابع می‌تواند به تخریب کیفیت آب، پوشش گیاهی بومی و همچنین آلودگی رسوبات دریاچه منجر شود. علاوه بر عوامل ذکر شده، یکی دیگر از مشکلات این دریاچه ورود حجم بالایی از رسوبات ناشی از بارندگی‌های سیل‌آسا در فصل‌های مختلف سال از طریق رودخانه‌های فصلی است. با توجه به اهمیت زیست‌محیطی و اکولوژیکی دریاچه زریوار و امکان آلوده شدن آن توسط منابع مختلف و همچنین با توجه به این که تا اکنون مطالعه‌ای در زمینه آلودگی‌های زیست‌محیطی بر روی این دریاچه انجام نشده است، بنابراین انجام یک پژوهش با هدف ارزیابی آلودگی فلزی در رسوبات این دریاچه ضروری به نظر می‌رسد.

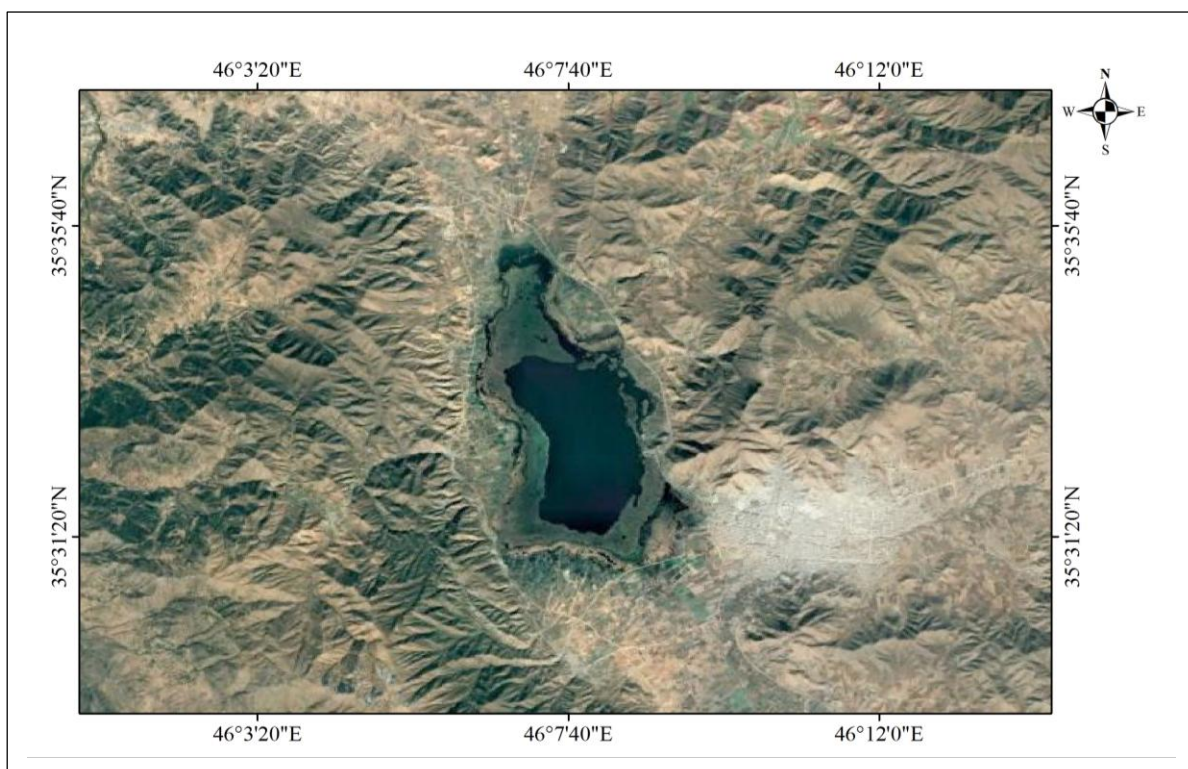
## ۱-۵- روش انجام تحقیق

برای رسیدن به اهداف این مطالعه، ابتدا بررسی جامعی از تحقیقات پیشین مشابه در ایران و جهان در زمینه آلودگی دریاچه‌ها و همچنین چگونگی توزیع آلاینده‌ها، در این گونه محیط‌ها صورت پذیرفت. ضمن آن کلیه اطلاعات لازم در مورد منطقه مورد مطالعه (شامل اطلاعات زمین‌شناسی، هواشناسی، هیدرولوژیکی...) از سازمان‌های مربوطه جمع‌آوری گردید. مطالعات میدانی با نمونه‌برداری از رسوب دریاچه با توجه به منابع آلاینده و راه‌های دسترسی، در ۱۶ ایستگاه انتخابی صورت پذیرفت. آنالیزهای مختلف جهت اندازه‌گیری پارامترهای فیزیکوشیمیایی و تعیین غلظت فلزات سنگین بر روی نمونه‌های رسوب صورت گرفته و نتایج حاصل، مورد تجزیه و تحلیل کمی و آماری قرار گرفتند. با استفاده از نرم‌افزارهای مختلف و رسم نمودارها و نمودارهای کیفی مختلف نیز، نحوه پراکنش فلزات سنگین در رسوب دریاچه و منشأهای احتمالی آنها ارزیابی شد. در نهایت با محاسبه شاخص‌های زیست‌محیطی مختلف، میزان آلودگی در رسوبات دریاچه تعیین گردید.

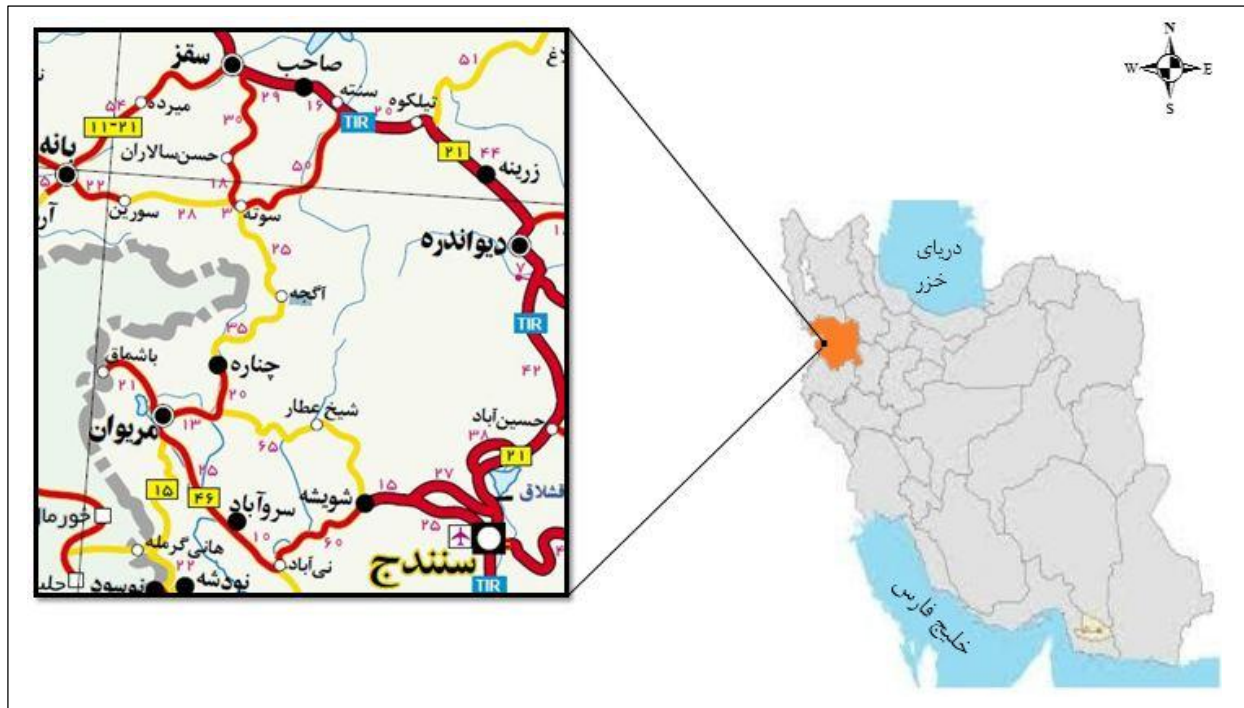
## ۱-۶- ویژگی‌های منطقه مورد مطالعه و مشخصات حوضه آبریز دریاچه

موقعیت جغرافیایی منطقه مورد مطالعه بین طول جغرافیایی  $46^{\circ}07'32''$  و عرض جغرافیایی  $35^{\circ}32'28''$  و ارتفاع ۱۲۸۵ متری بالاتر از سطح دریا در فاصله سه کیلومتری شمال غربی شهرستان مریوان، در استان کردستان واقع شده است (شکل ۱-۱). مهم‌ترین راه‌های ارتباطی این منطقه به ترتیب عبارتند از: (۱) راه سنندج - نگل که امتداد عمومی آن شمالی - جنوبی است. (۲) راه سنندج - شیخ عطار - مریوان که از بخش شرقی این محدوده با امتداد عمومی شرقی - غربی عبور می‌کند. (۳) جاده سقز - مریوان که با امتداد تقریبی شمالی - جنوبی مریوان را به سقز مرتبط می‌کند (شکل ۱-۲). دریاچه در جهت شمال - جنوبی از نظر هندسی به یک بیضی شبیه است که به سمت غرب کمی خمیدگی پیدا می‌کند. خمیدگی که در کناره غربی دریاچه به وجود آمده ناشی از انباشت رسوباتی است که از طریق رودخانه‌های فصلی به این بخش از

دریاچه وارد می‌شوند. دریاچه در داخل دره پهنی قرار گرفته که از سه طرف شمال، غرب و شرق کوه‌های کم ارتفاعی آن را احاطه کرده است. بخش جنوبی دریاچه که دره اصلی است، مجرای خروجی آب دریاچه است. کناره‌های اطراف آب را ابتدا گیاهان بزی، عمدتاً مرکب از نی و سپس مراتع و گیاهان علوفه‌ای پوشانده است. در بخش خارجی این اراضی مرتع، مزارع کشاورزی و سپس روستاها و شهر مریوان قرار گرفته است.



شکل (۱-۱): تصویر گوگل ارث از دریاچه زریوار و ریخت‌شناسی اطراف دریاچه

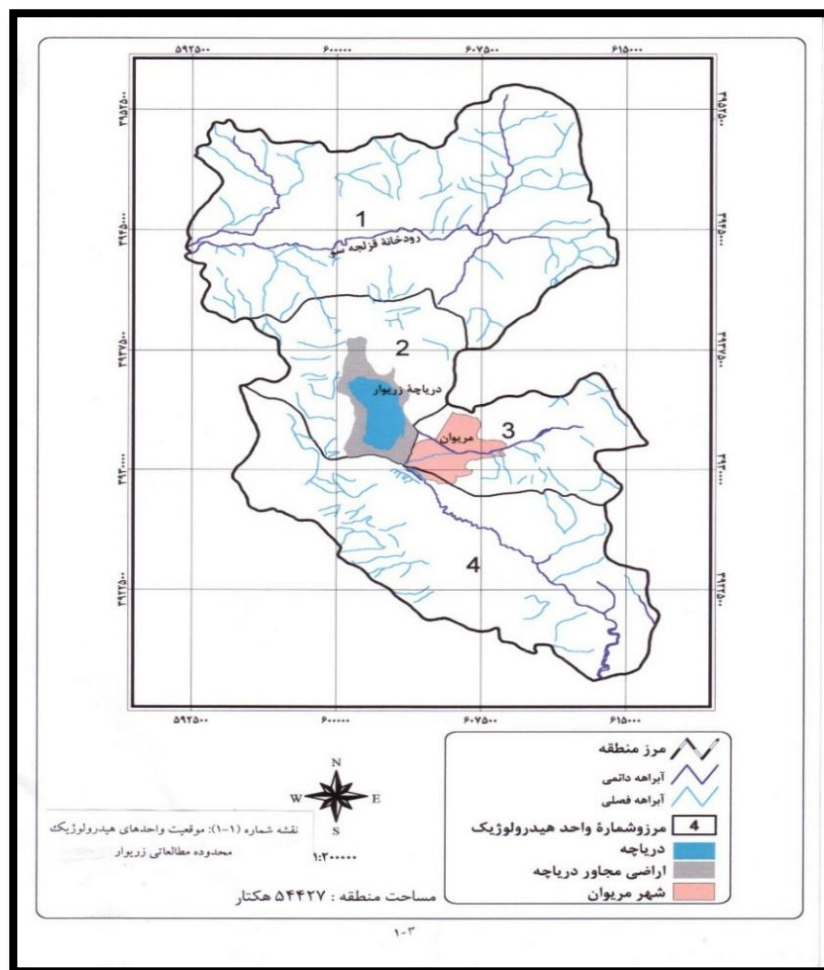


شکل (۱-۲): نقشه جغرافیایی و راه‌های دسترسی به منطقه مورد مطالعه

حجم آب دریاچه بسته به مقدار بارش سالانه و تبخیر متغیر است و از ۳۰ میلیون مترمکعب تا ۴۷/۵ میلیون مترمکعب در سال تغییر می‌کند. طول شمالی - جنوبی دریاچه در حداقل کم آبی حدود ۴/۵ کیلومتر و عرض آن ۲ کیلومتر است در این شرایط مساحت دریاچه نزدیک به ۸/۷ کیلومترمربع است. در زمان پرآبی طول دریاچه به ۷/۵ کیلومتر می‌رسد و عرض آن تا حدود ۳/۵ کیلومتر افزایش می‌یابد، در این هنگام مساحت دریاچه به ۲۰ کیلومترمربع خواهد رسید. آب دریاچه زیروار از چشمه‌های کف جوش، بارش نزولات جوی و همچنین از طریق رودها و آبراهه‌ها تأمین می‌گردد. منطقه مریوان در حوضه آبرگیر رودخانه مرزی "چم زیروار" از سرشاخه‌های رود سیروان قرار گرفته است (شکل ۱-۳). علاوه بر آن، بند انحرافی از چم قزلچه سو همراه با آبراهه‌های فصلی و چشمه‌های متعددی به این دریاچه می‌ریزند. آب‌های که به این دریاچه می‌ریزند از هر چهار طرف آن است ولی رود چم زیروار بیشترین سهم را در آبریز دریاچه دارد. سرریز



آب دریاچه از ناحیه جنوبی به وسیله (چم زریوار) خارج می‌شود. وسعت حوضه آبرگیر دریاچه زریوار ۱۴۸ کیلومترمربع برآورد شده و مرتفع‌ترین قله حوضه آبرگیر دریاچه به ارتفاع ۲۱۴۰ متر در غرب روستای نی و در کوه میر حاجی قرار دارد. موقعیت ارتفاعی دریاچه و قرارگیری در یک منطقه کوهستانی و سردسیر باعث می‌شود که سطح دریاچه در فصل زمستان یخ‌زده و برای مدتی از یخ پوشیده شود (شکل ۱-۴).



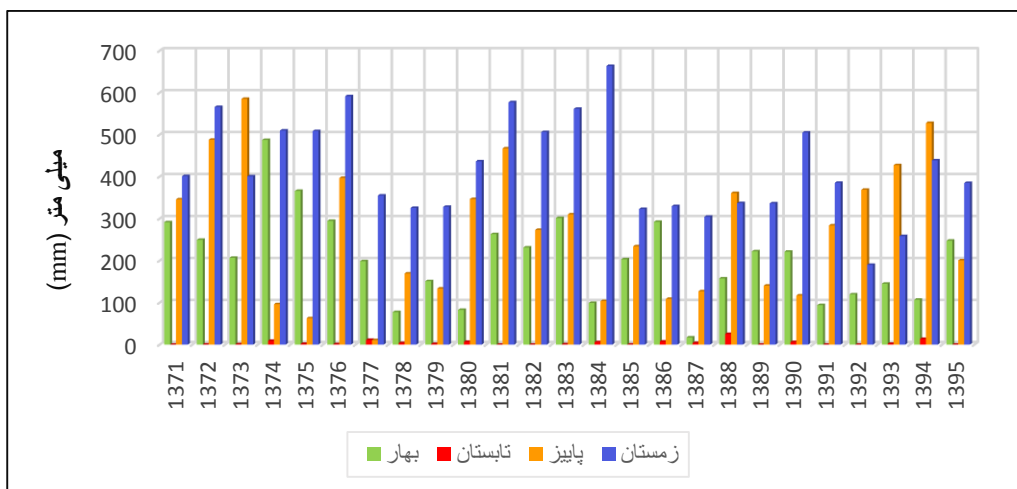
شکل (۱-۳): حوضه آبرگیر محدوده مورد مطالعه (اقتباس از شرکت آب منطقه‌ای کردستان)



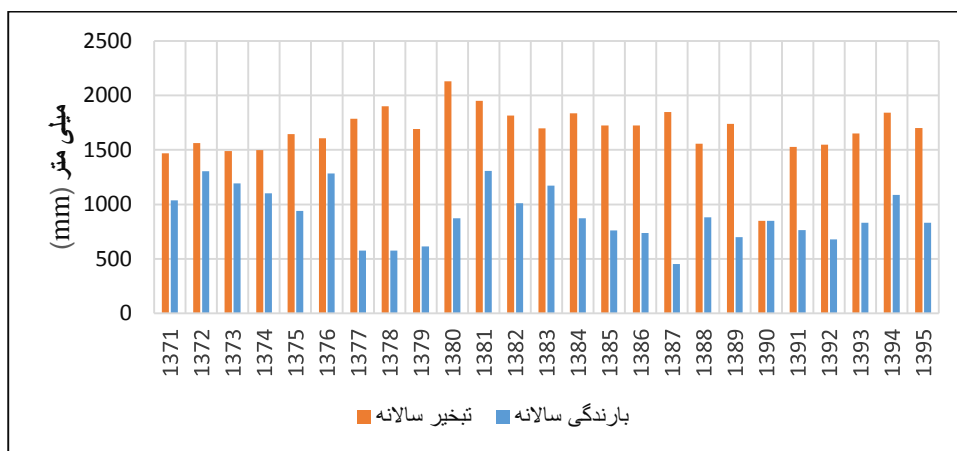
شکل (۴-۱): نمایی از دریاچه زریوار در فصل زمستان (دید به سمت غرب)

## ۱-۷- شرایط آب و هوایی منطقه

بر اساس داده‌های هواشناسی موجود، منطقه مورد مطالعه دارای آب و هوای سرد و کوهستانی متمایل به معتدل و حتی مدیترانه‌ای و تابستانی معتدل است. توزیع زمانی بارش نسبتاً ثابت بوده، به گونه‌ای که حداکثر بارش در فصل زمستان و حداقل آن در تابستان رخ می‌دهد (شکل ۱-۵). آنچه مسلم است بارندگی منشأ اصلی آب‌های ورودی و تبخیر مهم‌ترین عامل آب‌های خروجی از دریاچه است. متوسط بارندگی سالیانه با توجه به ایستگاه‌های باران‌سنجی واقع در دریاچه زریوار طی دوره ۲۵ ساله (۱۳۹۵-۱۳۷۱) ۸۹۷ میلی‌متر محاسبه شده است (اداره کل هواشناسی استان کردستان، ۱۳۹۶). بررسی پارامترهای هواشناسی بیانگر آن است که متوسط سالیانه رطوبت نسبی منطقه مورد مطالعه در حدود ۴/۵ درصد است. متوسط دمای سالیانه ۱۳ درجه سانتی‌گراد است و گرم‌ترین ماه سال مرداد ماه و سردترین آن بهمن‌ماه است. متوسط تبخیر سالیانه حدود ۱۶۷۱ میلی‌متر برآورد شده است (شکل ۱-۶).



شکل (۱-۵): میزان بارندگی در فصل‌های مختلف سال (برحسب میلی‌متر) در منطقه مورد مطالعه



شکل (۱-۶): مقایسه نمودار بارش و تبخیر (برحسب میلی‌متر) در منطقه مورد مطالعه

## ۸-۱- پوشش گیاهی منطقه

وجود منابع رطوبتی همچون رودخانه‌ها و خود دریاچه و بارندگی سالانه نزدیک به ۹۵۰ میلی‌متر باعث شده که منطقه زیریوار و نواحی اطراف آن جزء پربرارش‌ترین مناطق ایران به شمار آید. این مسئله همچنین باعث شده که تمامی وسعت منطقه پوشیده از پوشش گیاهی غنی و متنوع باشد (شکل ۱-۷). درختان گوناگون چون بید وحشی، صنوبر، چنار و سپیدار همراه درختچه‌های بلوط و مازو در اطراف دریاچه و کوه‌های حاشیه

آن به چشم می‌خورد، وجود نیزارهای انبوه در اطراف دریاچه باعث جلب پرندگان برای زادآوری و آشیانه سازی شده است. این ویژگی‌های طبیعی سبب شده است که این دریاچه محیطی مناسب برای زندگی نزدیک به ۵۴۵ گونه گیاهی و جانوری باشد.



شکل ( ۷-۱): نمایی از پوشش گیاهی اطراف دریاچه زریوار (دید به سمت غرب)

## ۹-۱- کاربری‌های دریاچه زریوار

دریاچه زریوار یکی از مهم‌ترین پتانسیل‌های قابل توسعه‌ی منطقه‌ای کردستان به حساب می‌آید. علاوه بر آن، این دریاچه یکی از مناطق توریسمی و اکوتوریسمی است. از مهم‌ترین بهره‌برداری‌های حاشیه‌نشینان دریاچه زریوار از لحاظ اقتصادی می‌توان به موارد زیر اشاره نمود:

۱- **استفاده کشاورزی:** در بخش‌های شمالی، غربی و جنوبی این دریاچه دارای زمین‌های حاصلخیز و قابل کشت است که کشاورزان این منطقه از ظرفیت این دریاچه بهره می‌برند. محصولات مختلفی اعم از

باغی، علوفه و صیفی جات در این زمین‌ها کشت می‌شود. همچنین نیزارها و مراتع حاشیه دریاچه به عنوان چراگاه توسط حاشیه‌نشینان مورد بهره‌برداری قرار می‌گیرد. از نیزارهای حاشیه تالاب جهت ساخت «کپر» و یا پوشش سقف خانه استفاده می‌نمایند.

**۲- استفاده گردشگری از دریاچه:** زیبایی‌های خاص و منحصر به فرد زریوار همه ساله جمعیت زیادی از علاقه‌مندان به سیر و سفر و گردشگری در طبیعت را به سمت خود می‌کشاند که این موضوع باعث رونق اقتصادی منطقه گردیده است، همچنین رشد صنعت گردشگری در منطقه در ایجاد اشتغال و کسب درآمد برای مردم بسیار مؤثر بوده است به گونه‌ای که مراکز تجاری و خدماتی در منطقه سریعاً در حال گسترش است.

**۳- استفاده صید و صیادی از تالاب:** در سالهای اخیر صید و صیادی در دریاچه زریوار به یک شغل اصلی اهالی منطقه تبدیل شده است. تعداد زیادی از مردم و جوانان محلی در قالب تعاونی صیادان به امر صید و صیادی می‌پردازند. این فعالیت علاوه بر ایجاد شغل برای عده‌ای از مردم محل بخش بزرگی از مواد پروتئینی منطقه و استان‌های هم‌جوار را تأمین می‌کند.

## **۱-۱۰- زمین‌شناسی منطقه مورد مطالعه**

دریاچه زریوار که در شمال غربی شهرستان مریوان قرار گرفته است در محدوده دشت مریوان و بر روی رسوبات کواترنری قرار گرفته است. این رسوبات بیشتر از جنس سیلت و رس بوده که از فرسایش ارتفاعات آهکی دگرگون‌شده به وجود آمده‌اند (مهندسين مشاور آساراب، ۱۳۸۶). از لحاظ زون‌بندی تکتونیکی - رسوبی این دریاچه و زمین‌های اطراف آن به طور عمده در زون سنندج - سیرجان و به مقدار کمتر در زون زاگرس و به طور دقیق‌تر در واحد زاگرس مرتفع قرار می‌گیرد. ارتفاعات پیرامون دریاچه را سازندهای زمان کرتاسه تا کواترنر فرا گرفته‌اند (شکل ۱-۸). ولی در فواصل دورتر و در حوضه آبرگیر دریاچه سنگ‌های کهن‌تر

از انواع مختلف وجود دارد. بنابراین هر سه نوع اصلی سنگی در این منطقه رخنمون دارد که البته بیشترین مساحت را سنگ‌های دگرگونی اشغال نموده و پس از آن سنگ‌های رسوبی و در نهایت سنگ‌های آذرین قرار دارند. در این میان، سنگ‌های دگرگونی درجه پایین (در حد رخساره شیست سبز) و همچنین سنگ‌های آهکی کرتاسه به شدت تکتونیزه شده بیشترین مساحت را به خود اختصاص می‌دهند (درویش زاده، ۱۳۷۰).

### ۱-۱۰-۱- چینه‌شناسی عمومی منطقه

برای بررسی چینه‌شناسی منطقه مورد مطالعه از نقشه ۱/۱۰۰۰۰۰۰ مریوان (سبزه ای و همکاران، ۱۳۸۸) که توسط سازمان زمین‌شناسی کشور تهیه شده است و همچنین از گزارش شرکت مهندسی مشاور جامع ایران و انجمن ژئومورفولوژی ایران استفاده گردید. نقشه زمین‌شناسی منطقه مورد مطالعه در شکل (۱-۸) نشان داده شده است. در ادامه شرح مختصری از واحدهای لیتولوژیکی مختلف منطقه مورد مطالعه آورده می‌شود:

### ۱-۱۰-۱-۱- سنگ‌های دگرگونی (کرتاسه پایین)

سنگ‌های مربوط به این دوره شامل سنگ‌های دگرگون یافته است. رخنمون قابل توجه این واحد در غرب و شمال غربی دریاچه زریوار دیده می‌شوند و عمدتاً شامل هورنفلس و اسکارن دانه‌ریز است.

### ۱-۱۰-۱-۲- واحد سنگی کرتاسه بالائی

رخنمون اصلی ناهمواری‌های اطراف دریاچه زریوار را رسوب‌های شبه فلیشی کمی دگرگون شده کرتاسه بالائی تشکیل می‌دهند که به طور عمده در شرق و شمال شرقی دریاچه رخنمون دارند. این شرایط احتمالاً تا پالئوسن ادامه یافته است. مجموعه این رسوب‌ها بعد از کرتاسه تحت تأثیر دگرگونی ضعیفی قرار گرفته‌اند. مهم‌ترین سنگ‌های تشکیل‌دهنده آنها شامل رخساره‌های فلیش گونه و کمی آهک است.

### ۱-۱۰-۳- واحدهای آذرین (پالئوسن بالائی)

سنگ‌های این دوره نیز از نوع آذرین هستند. رخنمون قابل توجه آن در شمال غربی دریاچه زریوار وجود دارد و جنس آنها شامل گرانودیوریت‌های است که توسط گارنت‌های حاوی آپلیت گارنت‌دار و پگماتیت‌های تورمالین دار قطع شده‌اند.

### ۱-۱۰-۴- واحدهای آذرین- دگرگونی (ائوسن)

سنگ‌های مربوط به این دوره از نوع آذرین نفوذی هستند. رخنمون قابل توجه آن در جنوب غربی و شمال دریاچه زریوار دیده می‌شود و لیتولوژی غالب آن شامل اسکارن و هورنفلس‌های دانه ریز است که تحت تأثیر دایک‌های بازیک و گرانیتهی قرار گرفته‌اند.

### ۱-۱۰-۵- واحد ماسه‌ای - مارنی (هولوسن)

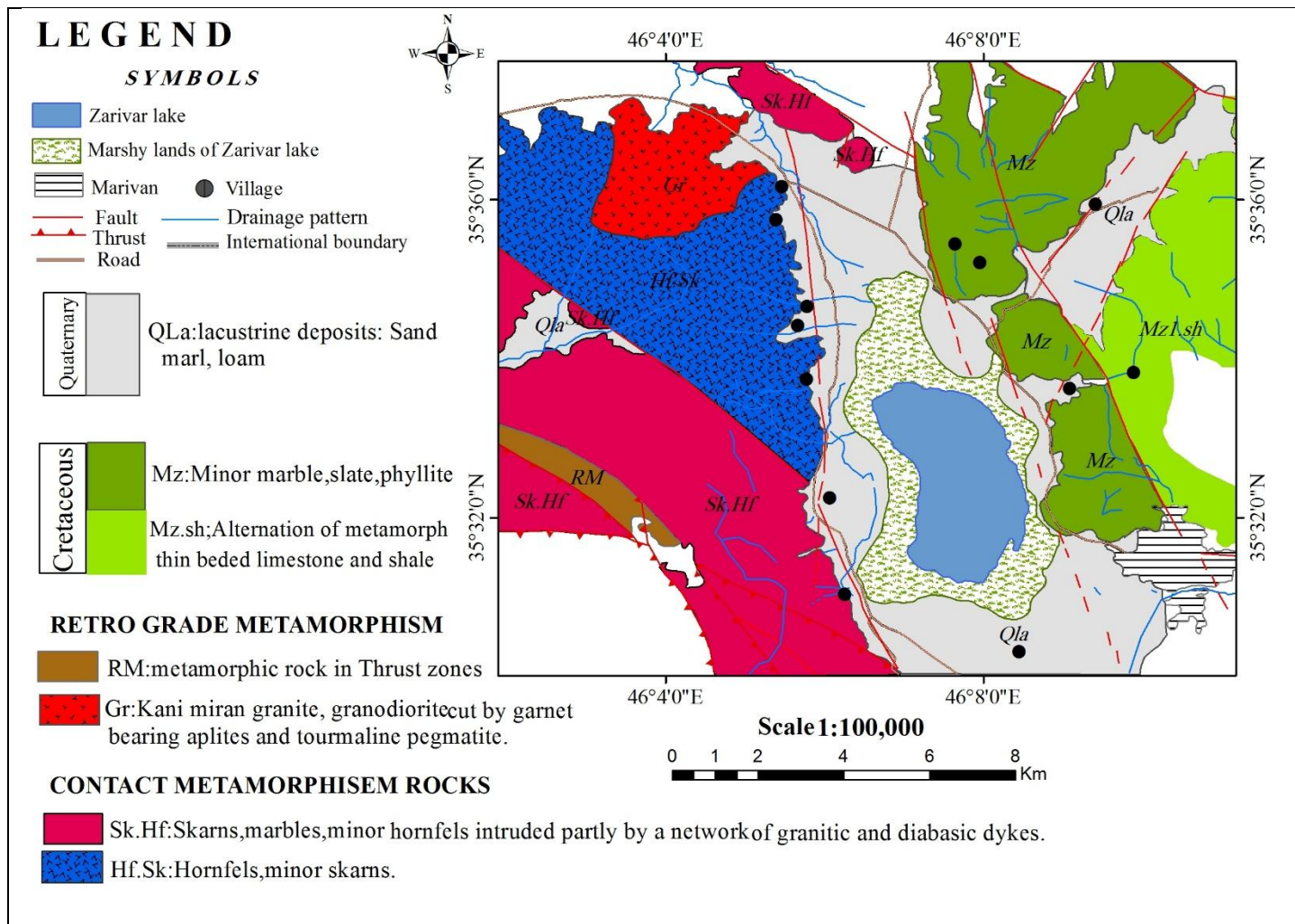
رخنمون رسوبات هولوسن در حاشیه شمالی - جنوبی و بخش‌های از شمال غربی دریاچه زریوار دیده می‌شود. این رسوبات در مجاور رو راندگی اصلی زاگرس قرار گرفته‌اند و لیتولوژی آن شامل ماسه، مارن و شن رسی است.

### ۱-۱۰-۲- ژئومورفولوژی منطقه مورد مطالعه

منطقه مورد مطالعه دارای شرایط کوهستانی است که اغلب این کوه‌ها و ارتفاعات از بلندای قابل ملاحظه برخوردار نیستند. بین این رشته‌ها دره‌های عریض و نه چندان عمیق وجود دارد و دریاچه زریوار در چنین شرایطی در یکی از این دره‌ها واقع شده است. به دلیل یکنواختی نسبی جنس سنگ‌ها و مقاومت تقریباً مشابه در برابر فرسایش چهره و ریخت زمین دارای وضعیت یکسان و مشابهی است. یکی از مشخص‌ترین عوارض ژئومورفولوژی منطقه، وجود مخروط افکنه‌های بزرگ و کوچک متعدد است، که از به هم پیوستن تدریجی دو گروه مخروط افکنه‌های متقابل شرقی و غربی در داخل دشت و در جنوب همین دریاچه به

وجود آمده‌اند. رود تازه‌آباد با جهتی شرقی - غربی ناهموازی‌های شرقی مریوان را زهکشی می‌کند و مخروط افکنه وسیعی تشکیل داده است که رأس آن از جنوب مریوان آغاز شده و قاعده غربی آن تا رود زریوار گسترش یافته است. مقابل این مخروط افکنه، مخروط افکنه‌های متعدد دیگری پهلوی به پهلوی قرار دارند که از کوهستان‌های غربی دریاچه زریوار در حد فاصل روستاهای دره تفی و کانی سانان منشأ گرفته‌اند (انجمن ژئومورفولوژی ایران، ۱۳۸۸). علاوه بر آن مشخص‌ترین چهره پوشش گیاهی وجود جنگل‌های بلوط است که ویژگی اصلی همین نواحی است.





شکل (۸-۱): نقشه زمین‌شناسی منطقه مورد مطالعه (اقتباس از نقشه ۱/۱۰۰۰۰۰ سازمان زمین‌شناسی کشور با کمی تغییرات

## ۱-۱۰-۳- سن دریاچه زریوار

بر اساس سن سنجی‌های انجام شده بر روی نمونه‌های رسوب این دریاچه به روش رادیو کربن ۱۴ (C14) و همچنین مطالعات گرده‌شناسی، زمان تشکیل دریاچه به بیش از ۴۲۰۰۰ سال پیش (دوره پلیوستوسن) نسبت داده شده است (شهرابی، ۱۳۷۳).

## ۱-۱۱- ساختار پایان‌نامه

فصل اول: کلیات

فصل دوم: مروری بر مطالعات پیشین

فصل سوم: مواد و روش‌ها

فصل چهارم: ارزیابی کیفیت و آلودگی رسوبات بستر دریاچه

فصل پنجم: نتیجه‌گیری و پیشنهادات

# فصل دوم: مروری بر مطالعات پیشین

## ۲-۱- نگاه‌ی به فرآیندهای طبیعی شکل‌گیری حوضه‌های دریاچه ایبی

از نظر شکل‌گیری، دریاچه‌ها ممکن است به دریاچه‌های طبیعی با انواع مختلف پیدایش حوضه (تکتونیکی، آتشفشانی، یخچالی، کارست، رودخانه‌ای، فعالیت‌های دریایی و بادی) طبقه‌بندی شوند. دریاچه‌های مصنوعی نیز برای پاسخگویی به نیازهای مختلف (تولید برق، ذخیره آب شیرین و تأمین آب صنعتی، پرورش ماهی و کنترل سیلاب ...) ساخته می‌شوند. حوضه‌های دریاچه‌ای از طرق مختلفی شکل می‌گیرند. در زیر نحوه تشکیل دریاچه‌ها و حوضه‌های آنها به اختصار بیان می‌شود.

### ۲-۱-۱- دریاچه‌های تکتونیکی

برخی از حوضه‌های دریاچه‌ای در جایی تشکیل می‌شوند که تکتونیک صفحه‌ای، پوسته زمین را تغییر می‌دهد، آن را خم می‌کند و یا از هم جدا می‌کند. یکی از نتایج عمده حاصل از فعالیت‌های تکتونیکی گسل است و مهم‌ترین عامل پیدایش این نوع از حوضه‌های دریاچه‌ای است. از دریاچه‌هایی که در اثر فرآیندهای تکتونیکی تشکیل شده‌اند می‌توان به دریاچه‌های بایکال (عمیق‌ترین دریاچه جهان)، ویکتوریا و آلبرتا اشاره کرد که به خاطر حرکت صفحات تکتونیکی تشکیل شده‌اند (Davis, 1882).

### ۲-۱-۲- دریاچه‌های ایجاد شده توسط فعالیت‌های آتشفشانی

از بین ۱۳ گروه آتشفشانی، تنها ۳ نوع کراتر، کالدرا و دریاچه‌های سدی منجر به تشکیل دریاچه‌ها می‌شوند. دریاچه‌های که در کراتر آتشفشانها شکل می‌گیرند معمولاً کوچک هستند. این فرورفتگی‌ها در اثر انفجار آتشفشانی بزرگتر شده و کالدرا (Caldera) را به وجود می‌آورند. کالدرا گودال‌های نسبتاً بزرگی هستند که در ساختمان آتشفشانها پدید می‌آید. دریاچه‌های سدی آتشفشانی نیز در دهانه آتشفشانها وقتی که قله یک آتشفشان منفجر می‌شود شکل می‌گیرند.

## ۲-۱-۳- دریاچه‌های ایجاد شده توسط زمین لغزش

این نوع دریاچه‌ها در نتیجه رانش زمین و حرکت خاک، سنگ، یا گل از تپه‌ها و کوه‌ها به سمت دره رودخانه ایجاد می‌شوند. این مواد آواری جلوی جریان آب رودخانه را سد کرده و دریاچه تشکیل می‌دهند. با این حال ممکن است پس از تشکیل سد در اثر فشار جریان رودخانه سد فرسایش یافته و دریاچه به سرعت از بین برود. با این وجود برخی از این دریاچه‌ها هنوز وجود دارند مانند دریاچه سارز (Sarez) در دره رودخانه مرغاب ترکمنستان، دریاچه تار و هویر در شرق دماوند.

## ۲-۱-۴- دریاچه‌های ایجاد شده توسط یخچال‌های طبیعی

بسیاری از دریاچه‌ها، به ویژه آنهایی که در نیمکره شمالی واقع‌اند، به وسیله یخچال‌های طبیعی تشکیل می‌شوند. این نوع دریاچه‌ها نتیجه فرسایش و فرآیند انباشت هستند. نحوه تشکیل این نوع از دریاچه‌ها به این شکل است که توده‌های عظیم یخ با تراشیدن زمین، چاله‌های عظیمی را به وجود می‌آورند. هنگامی که یخچال‌های طبیعی ذوب می‌شوند، آب ذوب شده فرورفتگی‌ها را پر می‌کند و در نتیجه دریاچه‌ها تشکیل می‌شوند.

## ۲-۱-۵- دریاچه‌های ایجاد شده در اثر انحلال سنگ‌بستر

دریاچه‌های که در اثر انحلال سنگ‌بستر تشکیل می‌شوند عمدتاً در اثر فرورفتگی‌های آهکی و همچنین نهشته‌های نمکی به وجود می‌آیند (Davis, 1882).

## ۲-۱-۶- دریاچه‌های ایجاد شده توسط فرآیندهای رودخانه‌ای

برخی از دریاچه‌ها با آب رودها تشکیل می‌شوند. رودهای بالغ اغلب وقتی طول یک دشت را می‌پیمایند، منحنی مارپیچی به نام مئاندر را بوجود می‌آورند. در طول دوره‌های سیلابی، رودی که پرشتاب شده است ممکن است برای گذر از مئاندری یک میانبر ایجاد کند و در نهایت یک بدنه آبی مثل دریاچه بوجود می‌آید.

## ۲-۱-۷- دریاچه‌های ایجاد شده توسط فرآیندهای ساحلی

جریان‌های دریایی و امواج دریا رسوبات را در امتداد سواحل فرسایش داده و دریاچه‌های سدی را به صورت خلیج‌های کوچک تشکیل می‌دهند. این خلیج‌های کوچک نهایتاً ممکن است به مرداب یا تالاب تبدیل شوند.

## ۲-۱-۸- دریاچه‌های ایجاد شده توسط فرآیندهای بادی

این نوع از دریاچه‌ها در اثر فرسایش بادی و انباشت مواد حمل شده توسط باد در مدت زمان کوتاه پس از بارش باران در مناطق خشک بوجود می‌آیند.

## ۲-۱-۹- دریاچه‌های ایجاد شده توسط تجمع ماده آلی

برخی از دریاچه‌های در اثر انباشت باقیمانده گیاهی که مانع از جریان رودخانه‌ای می‌شوند، به وجود می‌آیند. در مناطق گرمسیری یا نیمه گرمسیری نیز در اثر انباشت مرجان‌ها در سواحل دریاها این نوع دریاچه‌ها ممکن است ایجاد شوند. دریاچه‌های مرجانی اقیانوس آرام و اقیانوس هند نمونه‌ای از این نوع دریاچه‌ها هستند (Davis., 1882).

## ۲-۱-۱۰- دریاچه‌های ایجاد شده در اثر اصابت شهاب‌سنگ‌ها

این دریاچه‌ها دهانه‌ای شکل بوده و دارای اندازه‌های مختلفی هستند. شناخته شده‌ترین دریاچه ناشی از اصابت شهاب‌سنگ‌ها، دریاچه چاب (Chabb) در کشور کانادا است.

## ۲-۱-۱۱- دریاچه‌های دست ساخته بشر

این نوع از دریاچه‌ها بیش از ۴۰۰۰ سال است که از مصر باستان تا به امروز توسط انسان ساخته شده‌اند. بشر با حفر حوضه‌ها و یا با ساختن سد روی رودها و یا چشمه‌ها، دریاچه مصنوعی می‌سازد. دریاچه‌های مصنوعی می‌توانند به مخازن دائمی آب تبدیل شوند و آب برای اهداف آبیاری، استفاده بهداشتی و یا صنعتی را تأمین نمایند. دریاچه‌های مصنوعی همچنین می‌توانند استفاده‌های تفریحی مانند قایقرانی، شنا و ماهیگیری داشته

باشند. اما این دریاچه‌ها به شدت جهت جریان‌های سطحی را تغییر داده و باعث برهم خوردن تعادل اکولوژیکی در مناطق مختلف می‌شوند.

## ۲-۲- منابع آلوده‌کننده دریاچه‌ها

هر گونه ماده‌ای که با تغییر خصوصیات فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیکی باعث کاهش کیفیت محیط‌زیست شود و سلامتی انسان و سایر موجودات زنده را مورد تهدید قرار دهد، آلودگی نامیده می‌شود. محیط‌های آبی از جمله آسیب‌پذیرترین محیط‌ها نسبت به انواع آلودگی‌ها به حساب می‌آیند. در این میان دریاچه‌ها به علت قرارگیری در نزدیکی مراکز شهری، روستایی و صنعتی بیشتر در معرض آلودگی قرار می‌گیرند. به‌طور کلی منابع آلاینده دریاچه‌ها را به دو دسته منابع طبیعی و منابع انسان‌زاد تقسیم می‌کنند.

### ۲-۲-۱- منابع طبیعی آلودگی دریاچه‌ها

آن دسته از آلودگی‌های که انسان‌زاد نبوده و در اثر فرآیندهای طبیعی وارد محیط دریاچه‌ها می‌شوند، را آلودگی طبیعی می‌نامند. به‌طور کلی اکثر فلزات سنگین در محیط‌های طبیعی غلظت‌های خیلی پایینی دارند. این آلاینده‌ها به‌طور طبیعی در اثر فعالیت‌های بیولوژیکی، آتش‌فشانی و ورود طبیعی از طریق رودخانه‌ها به محیط دریاچه راه می‌یابند. علاوه بر آن عوامل زمین‌شناختی نظیر هوازدگی سنگ‌ها و فرسایش خاک نیز قادرند آلاینده‌ها را به‌طور طبیعی وارد محیط دریاچه کنند. ریزش‌های جوی هم از دیگر منابع طبیعی ورود آلاینده‌ها به دریاچه‌ها به حساب می‌آیند (Karbassi et al., 2008 ; Malik et al., 2010).

### ۲-۲-۲- منابع انسان‌زاد آلودگی دریاچه‌ها

به‌طور کلی هر نوع تغییر در ویژگی‌های اجزاء تشکیل‌دهنده محیط به‌گونه‌ای که عملکرد طبیعی و تعادل زیستی آن مختل گردد و به‌طور مستقیم یا غیرمستقیم منافع یا حیات موجودات زنده را به‌خطر اندازد، آلودگی محیط‌زیست گفته می‌شود.

دریاچه‌ها قابلیت زیادی برای جذب آلودگی دارند و بسیار آسیب پذیرند. روند رو به رشد توسعه صنایع، افزایش بیش از حد جمعیت بشر، گسترش شهرها و روستاها و به دنبال آن توسعه صنعت کشاورزی و استفاده از کودها و سموم دفع آفات، موجب شده تا میزان فراوانی فاضلاب‌های شهری، کشاورزی و صنعتی که آلاینده‌های خطرناک زیست‌محیطی هستند، و به ویژه حاوی فلزات سنگین می‌باشند را وارد اکوسیستم‌های آبی کنند. در این میان رسوبات ته‌نشین شده در محیط‌های آبی محل مناسبی برای انباشت مواد آلاینده، به‌ویژه فلزات سنگین خواهد بود. چرا که رسوبات به عنوان یکی از اجزاء اکوسیستم‌های آبی، به عنوان یک ذخیره کننده فلزات سنگین عمل می‌کنند (Mwamburi, 2003 ; ECDG, 2002).

در حال حاضر، آلودگی فلزات سنگین به یک نگرانی زیست‌محیطی بزرگ از نظر ایجاد آلودگی و سمیت در زنجیره غذایی تبدیل شده است (Yuan et al., 2011 ; LI et al., 2012). به این ترتیب، فلزات سنگین در محیط دریاچه‌ها در نهایت ممکن است اثرات بیولوژیکی سوء بر سلامت انسان از طریق آب آشامیدنی و مصرف محصولات آبی داشته باشد (Huang, 2009).

## ۲-۳ - فلزات سنگین و اهمیت آنها

به طور کلی فلزات سنگین به آن دست از عناصر کمیاب گفته می‌شود که دارای وزن مخصوص بالاتر از  $5 \text{ gr/cm}^3$  و عدد اتمی بیشتر از ۲۰ هستند. به دلیل پایداری فلزات سنگین در محیط‌زیست، ورود آنها به اکوسیستم‌های مختلف می‌تواند مشکلات فراوانی را برای بشر و موجودات زنده این اکوسیستم‌ها به وجود آورد. یکی از نتایج مهم پایداری فلزات، تجمع آنها در طول زنجیره غذایی است. به طوری که این عناصر پس از ورود به بدن موجودات زنده در اثر فعل و انفعالات شیمیایی مختلف، به مواد سمی و خطرناکی تبدیل می‌شوند و سبب بروز اختلال‌هایی در عملکرد طبیعی موجودات زنده شده و حتی می‌توانند موجب مرگ موجود شوند (Stewart, 1999 ; Bhuiyan, et al., 2010). در طول چرخه هیدرولوژیکی، کمتر از ۱٪ از آلاینده‌های فلزی به صورت محلول در آب بوده، در حالی که بیش از ۹۹٪ درصد آنها در رسوبات ذخیره



می‌شود (Varol, 2011). بنابراین، تنها بخش کوچکی از فلزات سنگین هنگام ورود به اکوسیستم‌های آبی بصورت محلول در آب باقی می‌ماند و بقیه آن در رسوبات نهشته می‌شوند. بنابراین رسوبات به عنوان منبع نهایی یا مخزن اصلی ذخیره آلاینده‌ها در محیط‌های آبی عمل می‌کنند (Bartoli, et al., 2012).

## ۴-۲ - عوامل مؤثر بر تحرک و ته‌نشینی عناصر در رسوبات

همان‌طور که قبلاً گفته شد آلودگی رسوبات در اکوسیستم‌های آبی مانند دریاچه‌ها به یک مسئله جهانی تبدیل شده است (Fernandes et al., 2008). توزیع فلزات سنگین در رسوبات بستگی به ترکیب شیمیایی و کانی‌شناسی، ذرات معلق، عوامل انسان‌زاد، ته‌نشینی، جذب، تجمع در ارگانسیم‌ها (Jain et al., 2007)، و خصوصیات فیزیکوشیمیایی دارد (Singh et al., 2005). علاوه بر آن می‌توان به فرآیندهای ژئوشیمیایی اشاره کرد که نقش مهمی در ته‌نشست عناصر سنگین و کمیاب از ستون آب به رسوبات بستر دارند. با این وجود، حضور کانی‌های رسی، هیدروکسیدهای آهن، منگنز، آلومینیوم، کلسیت، مقدار ماده آلی رسوبات، pH و Eh محیط، نقش کنترلی بسیار قوی در تحرک یا نگهداشت عناصر ایفا می‌کنند (Zhao et al., 2007). در زیر به برخی از مهم‌ترین عوامل مؤثر بر تحرک و ته‌نشینی فلزات سنگین در رسوبات اشاره می‌شود.

### ۴-۲-۱- بافت و محتوای کانی‌های رسی رسوبات

از مهم‌ترین مواد جذب‌کننده فلزات سنگین در رسوبات جزء رسی آنها است. کانی‌های رسی محصول هوازدگی سنگ‌های مختلف بوده و اثر مشخصی بر ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی رسوبات دارند. از مهم‌ترین انواع کانی‌های رسی می‌توان به کائولینیت، ایلیت، اسمکتیت اشاره کرد، که با داشتن سطح واکنشی بالا، اندازه بسیار ریز و مهم‌تر از همه داشتن سطح باردار منفی نقش مهمی در جذب یا واجذب فلزات سنگین در محیط ایفا می‌کنند. به طور کلی بافت رسوب نقش مهمی در انباشت و تمرکز فلزات سنگین در رسوبات ایفا می‌کند. به طوری که در رسوبات با بافت ماسه‌ای تمرکز فلزات سنگین کم و بالعکس در رسوبات با بافت دانه‌ریز (Mud) غلظت فلزات سنگین معمولاً بالا است (Gibbs, 1997; Martincic, et al, 1990).

## ۲-۴-۲- مواد آلی

مقدار ماده آلی در رسوبات معیاری مناسب برای اندازه‌گیری میزان پوشش گیاهی و فعالیت‌های کشاورزی است (Six et al., 2002). فعالیت‌های کشاورزی می‌توانند با شدت بخشیدن به نرخ فرسایش خاک و همچنین تجزیه و فساد مواد گیاهی، میزان ماده آلی در رسوبات را افزایش دهند (Owens et al., 2005). مواد آلی نیز همراه با رسوبات در محیط‌های آبگین، به عنوان جاذب فلزات سنگین عمل می‌کنند، به گونه‌ای که، هر چه درصد ماده آلی در رسوبات بیشتر باشد غلظت و تمرکز فلزات سنگین نیز در آنها بیشتر خواهد بود. در سیستم‌های آبگین ماده آلی با جذب فلزات سنگین تشکیل کمپلکس‌های آلی - فلزی را می‌دهند و باعث کاهش غلظت و زیست دسترس‌پذیری یون‌های فلزی آزاد می‌گردد.

## ۲-۴-۳- فرآیند هم‌ته‌نشینی

فرآیند دیگری که به آن می‌توان اشاره کرد فرآیند هم‌ته‌نشینی (Co-precipitation) است که باعث ته‌نشست (رسوب) فلزات سنگین می‌شود. در این فرآیند تمامی مواد جامد شامل کانی‌های رسی، اکسیدهای Fe و Mn، سولفیدها و حتی کلسیت شرکت دارند. این مواد جاذب‌های مؤثری برای اکثر فلزات هستند، در نتیجه نقش بسیار مهمی در کنترل مقدار و انتقال آنها ایفا می‌کنند. بر این اساس، همراه با اکسیدهای آهن عناصری همانند وانادیوم، نیکل، مس، روی، منگنز و مولیبدن رسوب می‌کنند. به همراه اکسیدهای منگنز عناصر آهن، کبالت، نیکل، روی و سرب ته‌نشست می‌یابند. کلسیت می‌تواند عامل جذب فلزاتی چون کادمیم، کبالت، آهن، وانادیوم و منگنز باشد. کانی‌های رسی نیز می‌توانند به‌عنوان جاذب طیف وسیعی از کاتیون‌های فلزی مانند سرب، مس، روی، کبالت، وانادیوم، کروم و نیکل عمل کرده و با انتقال آنها به فاز جامد، خروج فلزات را از فاز آبگین سهولت می‌بخشند (Salomons and Forstner., 1984).

## ۲-۴-۴- عامل pH

ماده آلی به همراه pH نقش مهمی در ذخیره فلزات سنگین در رسوبات دارند، به همین دلیل pH یکی از مهم‌ترین پارامترهای کیفی رسوب به حساب می‌آید (Jain et al., 2007). pH به عنوان تنظیم‌کننده غلظت فلزات محلول در آب و رسوب عمل می‌کند (Praveena et al., 2007). به‌طور کلی در pH های بالا انحلال‌پذیری فلزات سنگین در آب کاهش می‌یابد (Avila – perez et al., 1999)، در نتیجه آنها ته‌نشین می‌شوند، اما در pH های پایین رقابت میان فلزات و یون‌های هیدروژن برای ایجاد پیوند افزایش می‌یابد، که ممکن است منجر به رها شدن کمپلکس‌های فلزی محلول، به صورت یون‌های فلزی آزاد به داخل ستون آب شود.

## ۲-۵-۵- مروری بر مطالعات پیشین در زمینه آلودگی فلزی رسوبات بستر دریاچه‌ها

### ۲-۵-۱- پیشینه تحقیق در ایران

در زمینه آلودگی فلزی رسوبات دریاچه‌ها، در سطح ایران مطالعات زیادی صورت گرفته است که در ادامه به برخی از آنها اشاره می‌شود.

کریمی و همکاران (۱۳۹۰)، بر اساس مطالعه‌ای که بر روی میزان آلودگی و روند ژئوشیمیایی عناصر آلاینده در رسوبات بستر دریاچه مهارلو شیراز انجام دادند به این نتیجه رسیدند که، توزیع عناصر نشان‌دهنده سیر نزولی غلظت فلزات از شمال غربی دریاچه به جنوب شرقی دریاچه است. از دلایل آن حضور دو رودخانه خشک و سلطان‌آباد است که دریافت‌کننده حجم عظیمی از آلودگی کارخانه‌ها و صنایع بالادست دریاچه است.

قدیمی و قمی (۱۳۹۳)، با بررسی اثرات فاضلاب شهری در آلودگی فلزات سنگین آب و رسوب دریاچه میقان استان مرکزی به این نتیجه رسیدند که غلظت فلزات سنگین (سرب، آهن، نیکل، کروم) در نمونه‌های آب نسبت

به غلظت زمینه دریاچه دارای آلودگی است. در حالی که در رسوبات برداشت شده از دریاچه، مقادیر غلظت فلزات سنگین دارای روند کاهشی بوده، ولی مقادیر غلظت فلزات (مس و روی) روند رو به افزایش دارد. این پژوهشگران افزایش غلظت مس و روی را به ورود پساب‌های صنعتی در اطراف دریاچه میقان نسبت دادند.

حمادی و همکاران (۱۳۹۴)، غلظت فلزات سنگین (مس و آهن) در دریاچه شیرین سو استان همدان را مورد بررسی قرار دادند و به این نتیجه رسیدند که رسوبات این دریاچه از نظر این دو فلز آلوده نیستند. همچنین غلظت عناصر اندازه‌گیری شده بسیار کمتر از سایر مناطق ایران و جهان است، که علت آن جوان بودن دریاچه و عدم وجود مراکز صنعتی و مسکونی در اطراف آن است.

ناهنده و مروتی (۱۳۹۵)، غلظت و پراکندگی فلزات سنگین (روی، مس، سرب، کادمیم، کروم) در رسوبات بخش‌های مختلف تالاب انزلی استان گیلان را در فصول گرم و سرد سال مورد بررسی قرار دادند و به این نتیجه رسیدند که بیشترین غلظت فلزات در فصول گرم و سرد سال مربوط به فلز روی و فلز کادمیم بوده است، که علت آن، ورود پساب‌های کشاورزی و فاضلاب است.

مرتضوی و صابری نسب (۱۳۹۵)، غلظت فلزات سنگین را در رسوبات تالاب میقان اراک مورد ارزیابی قرار دادند و به این نتیجه رسیدند که در بخش‌های جنوبی و غربی این تالاب به علت استقرار شهرک‌های صنعتی و پساب زمین‌های کشاورزی تمرکز آلاینده‌های نظیر سرب، روی و مس بالا است.

دهقانی و دست افکن (۱۳۹۵)، فلزات سنگین در رسوبات تالاب بین‌المللی تیاب و کلاهی استان هرمزگان را مورد ارزیابی قرار دادند. نتایج مطالعه آنها نشان داد که غلظت فلزات سنگین (سرب، کادمیم، نیکل، مس) در رسوبات منطقه نسبت به مقادیر اندازه‌گیری شده در سایر نقاط جهان و در برخی موارد بیشتر است. که در این میان غلظت کادمیم بسیار بالاتر از سایر عناصر است. آنها این غلظت بالا را به آلودگی‌های نفتی و انسان‌زاد نسبت دادند.

رفیعی و همکاران (۱۳۹۳)، بر اساس مطالعه که توزیع ژئوشیمیایی و میزان آلودگی فلزات سنگین (منگنز، سرب، تیتانیم، کروم، روی، مس، وانادیم و نیکل) در رسوبات سطحی تالاب امیر کلاهی استان گیلان مورد ارزیابی قرار دادند، به این نتیجه رسیدند که فلزات منگنز و سرب در تمام سطح تالاب بطور یکنواخت دارای آلودگی متوسط است که ناشی از ورود پساب فعالیت‌های کشاورزی به داخل دریاچه است، اما سایر عناصر فاقد آلودگی هستند.

## ۲-۵-۲- پیشینه تحقیق در جهان

به علت اهمیت دریاچه‌ها، مطالعات زیادی بر روی آلودگی رسوبات این منابع در مناطق مختلف جهان انجام شده است که در زیر به مواردی از آنها اشاره می‌شود.

کیشا و مشیواب (Kishea and Machiwab, 2003)، توزیع فلزات سنگین (Zn, Hg, Cu, Cr, Cd, Pb) در رسوبات دریاچه ویکتوریا (Victoria) در کشور تانزانیا را مورد بررسی قرار دادند. نتایج حاصل نشان داد که غلظت سرب و روی در نمونه‌های که از سواحل نزدیک به منطقه شهری گرفته شده است به دلیل تخلیه پساب‌های صنعتی و خانگی، رواناب شهری و ته‌نشست اتمسفری بالا است. همچنین منشأ کروم، کادمیم و جیوه مربوط به زمینه طبیعی منطقه و رودخانه‌های ورودی به دریاچه است.

ژنگ و همکاران (Zheng et al., 2010)، تأثیر فلزات سنگین بر دریاچه کاوهای (Caohai) در جنوب غرب چین را مورد بررسی قرار دادند. نتایج حاصل نشان داد که رسوبات دریاچه به دلیل فعالیت کارخانه ذوب فلز روی در منطقه، بنزین سرب‌دار و دیگر منابع انسان‌زاد تا حد زیادی به کادمیم، روی و سرب آلوده شده است. علاوه بر آن آلودگی فلزات سنگین در گیاهان آبی دریاچه مورد مطالعه قرار گرفت و نتایج نشان داد که فلزات سنگین بوسیله گیاهان آبی دریاچه انباشت شده، که می‌تواند تهدید بالقوه برای موجودات سطح بالای زنجیره غذایی مانند انسان باشد.

نتایج تحقیق در مورد توزیع و ارزیابی خطر بالقوه‌ی زیست‌محیطی فلزات سنگین (Cu، Zn، Pb، Cd) در آب و رسوبات دریاچه دالینور (Dalinouer) در کشور چین توسط دکون و همکاران (Dekun et al., 2012) نشان داد که غالب فلزات سنگین در رسوبات بستر دریاچه به صورت سولفیدهای آلی، اکسید آهن و منگنز و کربنات یافت می‌شوند. نتایج بدست آمده حاکی از آن است که مقدار بالای عناصر مذکور در رسوب ناشی از فعالیت‌های انسان‌زاد به ویژه ترافیک و فعالیت‌های کشاورزی است. علاوه بر این، نتایج حاصل از ارزیابی ریسک اکولوژیکی نشان داد که دریاچه به طور جدی آلوده به کادمیم است.

در بررسی که بر روی خصوصیات و منشأ فلزات سنگین در رسوبات دریاچه کیمن (Ximen) در فلات تبت توسط یوان و همکاران (Yuan et al., 2013) انجام گرفت، مشخص شد که غالب آلودگی مربوط به عناصر Cd، Pb، As، Ag، Be است. نتایج این مطالعه نشان داد که غلظت بالای عناصر و شاخص زمین انباشت در اثر توسعه فعالیت‌های صنعتی و وخیم‌تر شدن محیط جوی مناطق غرب، آسیای مرکزی و آسیای جنوبی از سال ۱۹۴۰ به بعد است، که باعث انتقال آلودگی‌های انسان‌زاد توسط آئروسول‌های جوی از مناطق مذکور به سمت فلات تبت شده است.

به منظور ارزیابی ریسک و آلودگی فلزات سنگین (Pb، Cu، Cr، Zn) در رسوبات بستر دریاچه والنسیا (Valencia) در کشور ونزوئلا، گونزالز و همکاران (Gonzalez et al., 2013)، پنج ایستگاه نمونه‌برداری در دریاچه مذکور انتخاب کردند و با استفاده از شاخص‌های زمین‌انباشت (I<sub>geo</sub>)، غنی‌شدگی (EF) و کد شاخص خطر (RAC) میزان آلودگی رسوبات ارزیابی نمودند. نتایج محاسبه شاخص غنی‌شدگی نشان داد که همه عناصر مذکور در رده غیرآلوده تا آلودگی متوسط قرار دارند، علاوه بر آن عناصر Cr، Ni، Co، Zn دارای ریسک متوسط و عناصری مانند Cd، Pb، Cu دارای ریسک اکولوژیکی پایین هستند. مهم‌ترین منبع آلودگی دریاچه والنسیا، رودخانه‌های گی (Guey) و گوایوس (Guayos) می‌باشد که به ترتیب از داخل شهرهای ماراکا (Maracay) و والنسیا عبور می‌کنند و وارد دریاچه می‌شوند.

به منظور ارزیابی فلزات سنگین (Pb، Cu، Zn، Co، Cr، Ni) در رسوبات بستر دریاچه کارلا (Karla) در کشور یونان، کنستانتینوس و همکاران (Konstantinos et al., 2014)، ۱۶ نقطه نمونه‌برداری در دریاچه مذکور انتخاب کردند. با استفاده از شاخص‌های SQGS و آنالیز چند متغیره میزان آلودگی رسوبات ارزیابی شد. نتایج حاصل از مقایسه فلزات مذکور با شاخص SQGS بیانگر غلظت بالای عناصر نیکل و کروم نسبت به این استاندارد است. همچنین نتایج آنالیز چند متغیره نشان داد، که عناصر کروم، کبالت، مس و روی دارای منشأ زمین‌شناختی هستند، اما فلز سرب دارای منشأ انسان‌زاد است.

به منظور ارزیابی غلظت فلزات سنگین (Fe، Cu، Zn، Cr، Co، Pb، Cd) در رسوبات بستر دریاچه بورولوس (Burullus) در کشور مصر، یاسر و همکاران (Yasser.El Amir et al., 2016)، ۳۷ نمونه را به صورت تصادفی از دریاچه مذکور انتخاب کردند. با استفاده از شاخص‌های زمین‌انباشت (I<sub>geo</sub>)، غنی‌شدگی (EF)، درجه آلودگی (DF)، بار آلودگی (PLI) و فاکتور آلودگی (CF) میزان آلودگی رسوبات ارزیابی شد. نتایج

بدست آمده آلودگی شدید رسوبات دریاچه به فلز کادمیم را نشان داد. شاخص زمین انباشت مشخص کرد که کادمیم و سرب آلودگی شدیدی در دریاچه دارند.

### ۲-۵-۳- مطالعات انجام شده در منطقه مورد مطالعه

تا اکنون مطالعات زیادی بر روی دریاچه زریوار صورت گرفته است. این مطالعات بیشتر شامل جنبه‌هایی چون ژئوتوریسم، مطالعات هیدروژئولوژیکی و کیفی آب، زمین‌شناسی و زیست‌شناسی است که در سالیان گذشته بر روی این دریاچه انجام شده است. در زیر به این مطالعات اشاره می‌شود.

کرباسی و بیاتی (۱۳۸۷) با هدف بررسی آلودگی فلزات سنگین (Pb, Mn, Co, Cu, Zn, Ni, Fe) یک نمونه مغزه به طول ۷۰ سانتی‌متر از مرکز دریاچه زریوار برداشت کردند. نتایج به دست آمده حاکی از فراوانی عناصر در فاز انسان‌زاد است. بیشترین میزان آلودگی مربوط به فلز سرب و کمترین مقدار آلودگی مربوط به فلز آهن ارزیابی شد. با توجه به اطلاعات به دست آمده شرایط دریاچه از نظر آلودگی در وضعیت نامناسبی قرار داشته و با احیائی شدن دریاچه امکان آلودگی بیشتر آن نیز وجود دارد.

رفیعی و همکاران (۱۳۹۱) با هدف بررسی ویژگی‌های رسوب‌شناسی دریاچه زریوار، ۱۵ نمونه رسوب از نقاط مختلف با استفاده از نمونه گیر دستی (گراب)، جمع‌آوری کردند. آزمایش‌های رسوب‌شناسی انجام شده نشان داد که رسوبات دریاچه زریوار از نظر دانه‌سنجی، بیشتر در زمره رسوبات ریز دانه بوده و بافت آن اغلب در محدوده گل ماسه‌ای قرار می‌گیرد و همچنین رسوبات منطقه مورد مطالعه دارای درصد بالایی از کربنات کلسیم و ماده آلی است.

غلامی و شاپوری (۱۳۹۴)، به منظور بررسی آلودگی فلزات سنگین (Ni, Cd, Pb, Cu) در آب دریاچه زریوار، پنج ایستگاه نمونه‌برداری در دریاچه انتخاب کردند و در فصول تابستان و زمستان غلظت فلزات سنگین نمونه‌های آب را مورد بررسی قرار دادند. با توجه به نتایج بدست آمده از آنالیز نمونه‌های آب و همچنین



انجام تحلیل‌های آماری اختلاف معناداری بین میزان غلظت عناصر مذکور در دو فصل نمونه‌برداری تابستان و زمستان به دست آمد، به طوری که در تمامی نمونه‌ها در فصل تابستان غلظت به مراتب بیشتر از فصل زمستان بوده، که علت آن را به کاهش بارندگی، افزایش تبخیر و همچنین کاهش آب ورودی به دریاچه مرتبط دانستند.

رفیعی و همکاران (۱۳۹۵)، از روش‌های آماری چند متغیره برای جداسازی منشأ فلزات (مس، کروم، روی، نیکل، وانادیوم، تیتانیوم، کبالت، اسکاندیوم، زیرکونیوم، لیتیم، کلسیم، استرانسیوم و منگنز) در دریاچه زریوار، ۳۱ نمونه رسوب را با استفاده از نمونه گیر فکی برداشت کردند. بر پایه یافته‌های به دست آمده، دریاچه زریوار به دو بخش شمالی و جنوبی تفکیک می‌شود. در بخش شمالی تمام فلزات مورد بررسی از منشأ زمین‌شناسی می‌باشند. در بخش جنوبی دریاچه نیز به جز فلز سرب، دیگر فلزات مورد بررسی از منشأ زمین‌شناسی می‌باشند.



# فصل سوم: مواد و روش ها

### ۳-۱- مقدمه

جهت انجام مطالعات میدانی و نمونه‌برداری از محیط به منظور به دست آوردن نتایج صحیح و دقیق در مورد کیفیت رسوب و تعیین ارتباط بین آنها با عوامل طبیعی و انسان‌زاد، آشنایی با منطقه مورد مطالعه و محیط‌های متأثر ضروری است. برای این منظور در ابتدا نقشه‌های زمین‌شناسی و توپوگرافی منطقه، مورد بررسی قرار گرفت و پس از بازدید مقدماتی و تعیین راه‌های دسترسی، محل‌های مناسب نمونه‌برداری مشخص شد و سپس نمونه‌برداری از رسوبات بستر دریاچه به عمل آمد. نمونه‌های رسوب بعد از آماده‌سازی در آزمایشگاه جهت تعیین غلظت فلزات سنگین و پارامترهای فیزیکوشیمیایی مانند pH، ماده آلی، درصد کربنات کلسیم، بافت (دانه سنجی) مورد آنالیز قرار گرفتند.

در این فصل به روش نمونه‌برداری از رسوب، آماده‌سازی نمونه‌ها، تعیین پارامترهای فیزیکوشیمیایی نمونه‌ها و همچنین روش‌های تجزیه و تحلیل داده‌های بدست آمده پرداخته می‌شود.

### ۳-۲- نمونه‌برداری

نمونه‌برداری صحیح، یکی از فاکتورهای مهم در ارزیابی زیست‌محیطی است. نمونه‌برداری در حقیقت عبارت است از جمع‌آوری بخش مشخصی از یک محیط، به طوری که نمونه‌های جمع‌آوری شده معرف کل ویژگی‌های آن محیط باشد. نمونه‌برداری باید با یک روش مناسب انجام شود تا ضمن در بر گرفتن کلیه اهداف نمونه‌برداری، دارای بیشترین میزان دقت و درستی باشد. به منظور ارزیابی و بررسی مناطق متأثر از آلودگی در دریاچه زریوار ابتدا با انجام بازدید صحرایی و همچنین مطالعه نقشه‌های زمین‌شناسی، توپوگرافی، کاربری اراضی و راه‌های دسترسی به دریاچه، محل ایستگاه‌های نمونه‌برداری بر روی نقشه تعیین شد و نمونه‌برداری از رسوب بستر دریاچه با رعایت استانداردهای موجود در شهریور ماه سال ۱۳۹۶ صورت گرفت. موقعیت و نام ایستگاه‌های نمونه‌برداری در جدول (۳-۱) و شکل (۳-۱) آورده شده است.

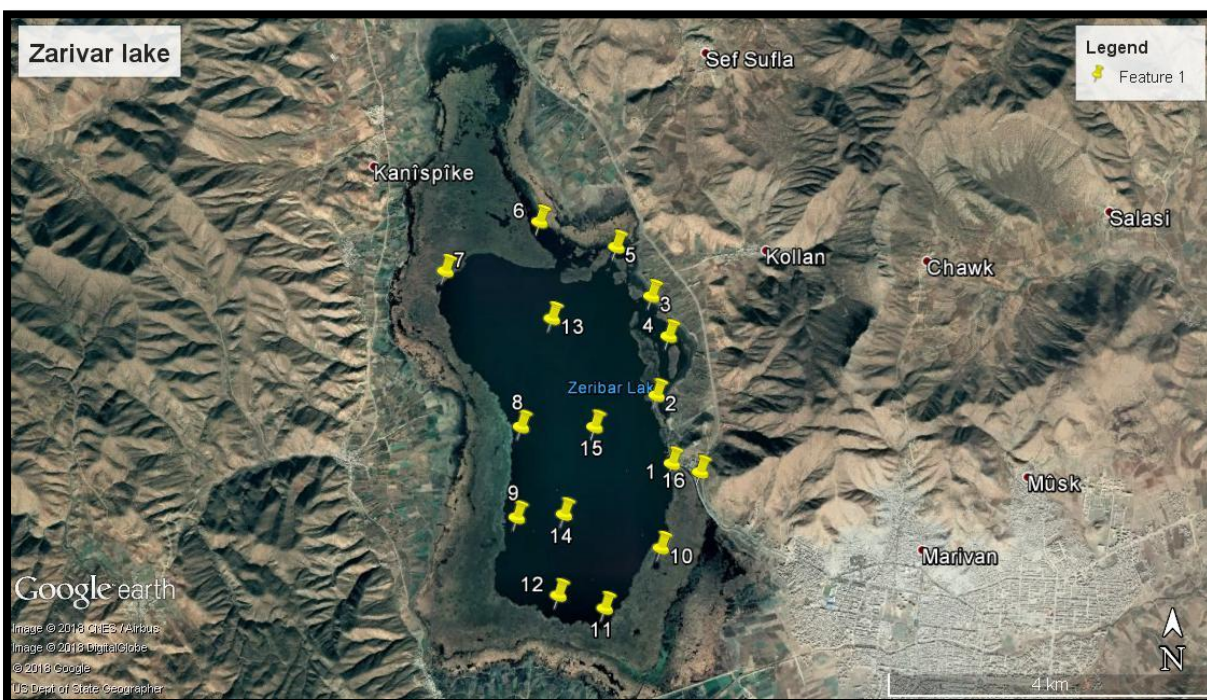
جدول (۱-۳): موقعیت جغرافیایی ایستگاه‌های نمونه‌برداری از رسوب دریاچه زریوار

شماره ایستگاه	محل ایستگاه	عرض جغرافیایی (UTM)	طول جغرافیایی (UTM)
۱	مسیر عمومی قایق موتوری	۳۹۳۲۹۶۹	۶۰۳۴۹۷
۲	جلوی یادمان شهدا	۳۹۳۳۸۱۰	۶۰۳۲۹۶
۳	جلوی کولان محل سبزی‌کاری	۳۹۳۵۰۳۹	۶۰۳۲۱۸
۴	سبزی‌کاری	۳۹۳۴۵۴۵	۶۰۳۴۳۹
۵	ورودی چم قزلچه سو (۱)	۳۹۳۵۶۴۵	۶۰۲۷۷۳
۶	ورودی قزلچه سو (۲)	۳۹۳۵۹۴۶	۶۰۱۸۱۳
۷	جلوی به رده رشه	۳۹۳۵۳۲۱	۶۰۰۶۴۵
۸	رودخانه فصلی روستای دره تفی	۳۹۳۳۴۰۲	۶۰۱۶۱۰
۹	روستای دره تفی و کانی سانان	۳۹۳۲۲۷۷	۶۰۱۵۷۱
۱۰	خروجی زریوار کوچک	۳۹۳۱۹۱۹	۶۰۳۳۷۰
۱۱	جلوی سد زریوار (۱)	۳۹۳۱۱۶۳	۶۰۲۶۸۰
۱۲	جلوی سد زریوار (۲)	۳۹۳۱۳۱۷	۶۰۲۰۹۹
۱۳	طول دریاچه	۳۹۳۴۷۴۸	۶۰۱۹۸۰
۱۴	طول دریاچه	۳۹۳۲۳۲۲	۶۰۲۱۵۹
۱۵	وسط دریاچه	۳۹۳۳۴۱۲	۶۰۲۵۲۷
۱۶	ورودی فاضلاب بخشی از محله‌های مریوان	۳۹۳۲۸۶۷	۶۰۳۸۴۸

### ۳-۲-۱- روش برداشت نمونه از رسوب بستر دریاچه

نمونه‌برداری از رسوبات بستر دریاچه زریوار در ۱۶ ایستگاه و به وسیله غواص و با استفاده از لوله پلی‌اتیلن انجام شد (شکل ۳-۲). بدین منظور با استفاده از لوله‌های پلی‌اتیلنی از هر نقطه حدود ۴-۳ کیلوگرم رسوب از عمق ۳۰ تا ۴۰ سانتی‌متری، در کیسه‌های مناسب جمع‌آوری و به آزمایشگاه آب و زیست‌محیطی دانشگاه صنعتی شاهرود منتقل گردیدند و در دمای آزمایشگاه خشک شدند. حدود ۱۰۰ گرم از هر نمونه توسط

هاون دستی پودر شده و از الک ۶۳ میکرون عبور داده شد و جهت آنالیز فلزات سنگین به روش ICP-MS به مرکز تحقیقات فرآوری مواد معدنی ایران ارسال گردیدند. شایان ذکر است که ذرات کوچکتر از ۶۳ میکرون از نظر شیمیایی، فعالترین و متحرکترین فاز رسوب به حساب می‌آیند که عمدتاً از ذرات سیلت و رس تشکیل شده و در حمل فلزات نقش مهمی را ایفا می‌کنند (Akçay et al., 2003). مابقی نمونه برای انجام مراحل بعدی جهت اندازه‌گیری (میزان ماده آلی، دانه‌بندی، pH، درصد کربنات کلسیم و سایر آنالیزها) آماده‌سازی شدند.



شکل (۱-۳) موقعیت نقاط نمونه‌برداری از رسوب در دریاچه زریوار



شکل (۲-۳) نمایی از روش نمونه برداری از رسوب و آماده سازی آنها در آزمایشگاه

### ۳-۳-۳- اندازه گیری پارامترهای فیزیکوشیمیایی و تعیین غلظت فلزات

ویژگی های رسوب شناختی که در این پژوهش اندازه گیری شده اند عبارتند از : دانه بندی و بافت، pH، میزان ماده آلی (OM) و درصد کربنات کلسیم. در زیر به روش اندازه گیری هر یک از این پارامترها اشاره می شود.

#### ۳-۳-۳-۱- دانه سنجی رسوبات

با توجه به اینکه رسوبات مهم ترین بخش سنگ کره از نظر ژئوشیمی زیست محیطی هستند و ذرات دانه ریز رسوب به دلیل قابلیت جذب سطحی بالایی که دارند خود عاملی برای جذب و تجمع عناصر بالقوه سمی در رسوبات بستر رودخانه ها و دریاچه ها به شمار می آیند (Forstner, 2004). بنابراین اندازه گیری بافت و یا دانه سنجی رسوبات از اهمیت زیادی برخوردار است.

### ۳-۱-۱- تعیین درصد رس، ماسه و گراول نمونه‌ها

جهت تعیین بافت رسوبات معمولاً از روش طبقه‌بندی فولک (Folk, 1980) استفاده می‌شود. در این روش اجزاء سازنده رسوب در سه دسته گراول، ماسه و گل قرار گرفته و نام رسوب بر اساس دو پارامتر یعنی مقدار گراول و همچنین نسبت ماسه به گل (۹:۱، ۱:۱، ۱:۹) تعیین می‌شود (موسوی حرمی، ۱۳۸۶).

در این پژوهش به منظور جدا کردن دانه‌های گراول از ماسه، از الک ۱۰ مش و جهت تفکیک انواع ذرات ماسه (خیلی درشت، درشت، متوسط، ریز و خیلی ریز) به ترتیب از الک‌های مش ۱۸، ۳۵، ۶۰، ۱۲۰، ۲۳۰ استفاده شد. به وسیله الک ۲۳۰ مش یا الک ۴ فی، ذرات ماسه از گل (سیلت + رس) جدا شده و ذراتی که از این الک عبور کرده در ظرف ته بسته به نام (Pan) جمع می‌شوند (جدول ۳-۲).

برای تعیین بافت نمونه‌های رسوب، ابتدا رسوباتی که در هوای آزمایشگاه خشک شدند را برای هر ایستگاه یکنواخت کرده و حدود ۵۰۰ گرم از آنها برای دانه‌بندی در نظر گرفته شد، سپس به مدت ۲۰ دقیقه سری الک‌های مورد اشاره بر روی دستگاه لرزاننده (Shaker) قرار داده شدند. بعد از گذشت این زمان و جدایش ذرات با اندازه‌های مختلف، الک‌ها خارج شده و ذرات ماسه‌ای روی هر الک وزن شد. به این ترتیب انواع ذرات ماسه‌ای تفکیک و وزن هر نوع ذره مشخص گردید و سپس با توجه به مثلث فولک (1980)، بافت رسوبات مشخص شد (شکل ۳-۳).



جدول (۲-۳): درصد هر یک از اجزای رسوب نمونه های رسوب

Stations	Sand	Silt	Clay	Mud	gravel	Sediment type
۱	۵۰/۱	۳۹/۴	۱۰/۵	۴۹/۹	۰	Muddy sand
۲	۴۵/۵۲	۲۹/۲	۲۵/۲۸	۵۴/۴۸	۰	Sandy mud
۳	۴۲/۳	۲۵/۲۹	۲۸/۴۱	۵۷/۷	۴	Sandy mud
۴	۳۴/۷	۲۳/۲۵	۳۹/۹۸	۶۵/۳	۲/۰۷	Sandy mud
۵	۵۵/۸۱	۳۲/۳	۹/۱۹	۳۱/۴۹	۲/۷	Muddy sand
۶	۶/۲۱	۲۹/۸۹	۵۸/۹۶	۲۹/۸۸	۴/۹۴	Muddy sand
۷	۳۷/۱۹	۲۴/۸۲	۳۴/۳۹	۶۲/۸۱	۳/۶	Sandy mud
۸	۳۱/۴۷	۳۰/۲	۳۶/۰۷	۶۷/۲۶	۲/۲۶	Sandy mud
۹	۴۴/۱۷	۲۳/۲۵	۳۱/۲۳	۵۵/۸۳	۱/۳۵	Sandy mud
۱۰	۴۲/۶۳	۲۶/۱۷	۲۷/۰۹	۵۳/۸	۴/۱۱	Sandy mud
۱۱	۳۲/۳۴	۳۰/۷۱	۳۵/۰۹	۶۵/۸	۱/۸۶	Sandy mud
۱۲	۲۸/۲۷	۲۸/۲۲	۴۲/۴۶	۷۱/۲۸	۱/۵	Sandy mud
۱۳	۳۲/۴	۲۵/۴۲	۴۲/۱۸	۶۷/۶	۰	Sandy mud
۱۴	۱۲/۷	۳۵/۶	۵۱/۷	۸۹/۳	۰	Sandy mud
۱۵	۱۳/۵۲	۳۸/۱۸	۴۸/۳	۹۰/۴۸	۰	Sandy mud
۱۶	۲۰/۱۷	۳۴/۳۵	۴۴/۰۵	۷۹/۳۹	۱/۴۳	Sandy mud

### ۳-۱-۲- تعیین درصد رس نمونه های رسوب

جزء رسی رسوب یکی از مهم ترین عوامل در جذب و نگهداشت فلزات در رسوبات یا خاکها است. از بهترین روش های که برای تعیین اندازه ذرات ریز (در حد سیلت و رس) به کار برده می شود آزمایش هیدرومتری است. در این روش توزیع اندازه ذرات بر اساس آهنگ رسوب گذاری در یک محلول و بر پایه قانون استوک تعیین می شود. به طور خلاصه، در این روش، ابتدا مقدار نمونه که از الک ۲۰۰ مش عبور کرده است وزن شده، و به بشر ۲۵۰ میلی لیتری منتقل شد. سپس به نمونه ها محلول ۴ درصد هگزا متا فسفات که ماده ای پراکنده ساز است اضافه شده و پس از ۱۲ ساعت، نمونه به همزن منتقل و به مدت ۶۰ ثانیه مخلوط گردیدند. نمونه مخلوط شده را به استوانه مدرج منتقل کرده، به گونه ای که کاملاً وارد استوانه شده و ماده از دست نرود. سپس استوانه مدرج را تا نیمه از آب پر کرده و هیدرومتر درون آن قرار داده شد و در مرحله بعد

استوانه مدرج با آب مقطر به حجم رسانده شد و استوانه مدرج به مدت ۶۰ ثانیه تکان داده شده و سپس در جای ثابت قرار می‌گیرد. پس از گذشت ۲۰ ثانیه هیدرومتر را به آرامی درون استوانه مدرج قرار داده و با گذشت زمان ۴۰ ثانیه قرائت اول ( $F_a$ )، با گذشت ۱ ساعت قرائت دوم ( $F_b$ ) و با گذشت ۲ ساعت قرائت سوم ( $F_c$ ) انجام شد. پس از هر قرائت هیدرومتر دما نیز باید برای تصحیح دما ثبت شود. پس از هر قرائت باید هیدرومتر خارج شده و با آب مقطر شسته شود. درصد ذرات دارای قطر ماسه، سیلت درشت، سیلت ریز و رس با استفاده از روابط زیر به دست می‌آید. در این روابط  $A$  وزن نمونه بر حسب گرم است.

$$\% \text{ Sand} = 100 - F_a.A \times 100$$

$$\% \text{ Coarse silt} = F_a - F_b.A \times 100$$

$$\% \text{ Fine silt} = F_b - F_c.A \times 100$$

$$\% \text{ Clay} = F_c.A \times 100$$

برای تصحیح دما، دمای ۲۰ درجه سانتی‌گراد به عنوان دمای مبنا در نظر گرفته می‌شود. اختلاف دما اندازه‌گیری شده با این دما در عدد ۰/۳۶ ضرب می‌شود. اگر دما بالای ۲۰ درجه سانتی‌گراد باشد حاصل ضرب مذکور با علامت مثبت و در غیر این صورت با علامت منفی مشخص شده، و در محاسبات فوق در نظر گرفته می‌شود. با قرار دادن درصدهای حاصل شده از آزمایش الک و هیدرومتری در مثلث طبقه‌بندی فولک (Folk, 1980)، نام نمونه‌های رسوب تعیین گردید (شکل ۳-۳).

### ۳-۳-۲- تعیین pH نمونه‌های رسوب

منظور از pH غلظت یون  $H^+$  در نمونه است که مقدار آن بر اسیدیتته یا قلیائیت محیط اثر می‌گذارد. pH، لگاریتم منفی غلظت یون‌های  $H^+$  آزاد شده در محیط است. pH رسوبات برداشته شده از منطقه مورد مطالعه طبق روش استاندارد D ۹۰۴۵ سازمان حفاظت محیط‌زیست آمریکا (USEPA, 2004) اندازه‌گیری شد. به این ترتیب که ابتدا ۲۰ گرم از هر نمونه رسوب که از الک ۱۰۰ مش عبور داده شد را با ترازوی دقیق وزن

کرده و با ۲۰ میلی لیتر آب مقطر به نسبت (۱:۱) در بشر ریخته شد و به مدت ۳۰ دقیقه روی دستگاه لرزاننده مخلوط گردید. بعد از این مرحله، بشر را به مدت یک ساعت در حالت سکون رها کرده تا رس‌های معلق ته‌نشین شوند و بعد از شفاف شدن محلول، pH آن توسط دستگاه pH سنج (مدل Lutron 2k-2001) در آزمایشگاه آب و زیست‌محیطی دانشگاه صنعتی شاهرود اندازه‌گیری گردید.

### ۳-۳-۳- تعیین میزان ماده آلی رسوبات

ماده آلی نقش مهمی در تمرکز و جذب فلزات در رسوبات ایفا می‌کند. ماده آلی از بقایای موجودات زنده (گیاهان و جانوران) و مواد زائد تولیدشده توسط آنها ایجاد می‌شود. یکی از متداول‌ترین روش‌ها در تخمین ماده آلی، اندازه‌گیری افت متوالی وزن نمونه در اثر احتراق (Sequential loss on ignition) است که در این مطالعه از این روش استفاده گردید. در این روش ابتدا وزن ظرف (کروزه پلاتینی یا بوتله چینی) توسط ترازوی با دقت ۴ رقم اعشار اندازه‌گیری شده و سپس ۱ گرم نمونه به ظرف مورد نظر اضافه گردید و وزن آن اندازه‌گیری شد. ظرف‌های حاوی نمونه‌ها را به مدت ۶ ساعت در دمای ۱۰۵ درجه سانتی‌گراد در آون قرار داده شد. پس از سرد شدن نمونه‌ها در دیسکاتور، وزن آن ثبت گردید. در این مرحله، کاهش وزن به عنوان مقدار رطوبت رسوب در نظر گرفته می‌شود. در مرحله بعد نمونه‌ها در کوره قرار داده شده و به مدت ۴ ساعت در دمای ۵۵۰ درجه سانتی‌گراد قرار داده شدند (شکل ۳-۴). در این مرحله از آزمایش، ماده آلی رسوب به خاکستر و دی اکسید کربن تبدیل می‌شود. پس از سرد شدن، نمونه‌ها وزن شده و اختلاف وزن در این مرحله به عنوان مقدار تقریبی ماده آلی در نظر گرفته می‌شود. این اختلاف وزن از معادله زیر بدست می‌آید (Heiri et al., 2001):

$$LOI = (DW_{105} - DW_{550} / DW_{105}) \times 100 \quad \text{معادله (۳-۱):}$$



شکل (۳-۳): نمایی از آزمایش تعیین (LOI) در آزمایشگاه

### ۳-۳-۴- تعیین درصد کربنات کلسیم نمونه‌های رسوب

برای تعیین درصد کربنات کلسیم نمونه‌های رسوب از روش تیتراسیون توسط محلول‌های اسیدی استفاده شد در این روش ابتدا یک گرم نمونه خشک که از الک ۰/۱۵ میلی‌متر عبور داده شده است به ارلن مایر ۲۵۰ ml منتقل شده و سپس ۱۰ ml از محلول هیدروکلریک اسید (HCl) یک نرمال به نمونه اضافه گردید. نمونه به مدت یک شبانه‌روز در محیط آزمایشگاه باقی ماند. سپس ۵۰-۱۰۰ ml آب مقطر و ۲-۳ قطره از معرف فنل فتالین به نمونه اضافه شد. نمونه با محلول سدیم هیدروکسید (NaOH) یک نرمال تیتراژ شد تا به رنگ صورتی تغییر نماید (شکل ۳-۵). حجم سدیم هیدروکسید مصرفی یادداشت شده و درصد کربنات کلسیم از معادله زیر به دست آمد.

$$\%CaCO_3 = [(10 \times N \text{ HCL}) - (R \times N \text{ NaOH})] \times 0.05 \times 100 \text{ Wt}]$$

معادله (۳-۲):

در رابطه فوق،  $NH_4Cl$  نرمالیت هیدروکلریک اسید،  $N_{NaOH}$  نرمالیت سدیم هیدروکسید،  $R$  حجم سدیم هیدروکسید مصرفی بر حسب (میلی لیتر) و  $Wt$  وزن نمونه خشک مصرف شده بر حسب (گرم) است.



شکل (۳-۴) آزمایش اندازه‌گیری درصد کربنات کلسیم نمونه‌ها در آزمایشگاه

### ۳-۳-۵- تعیین غلظت کل فلزات سنگین در نمونه‌های رسوب

غلظت کل فلزات در نمونه‌های رسوب پس از هضم با اسیدهای  $HF-HNO_3-HClO_4$  در آزمایشگاه مرکز تحقیقات فرآوری مواد معدنی ایران (ایمیدرو) توسط دستگاه ICP-MS اندازه‌گیری شد. ICP یا پلاسمای جفت شده القای، یک سیستم آنالیز عنصری است که نوع طیف‌سنجی آن نشری است و روش اتم سازی آن از طریق پلاسمای صورت می‌گیرد. در این روش مقداری نمونه پودر شده در درون یک پلاسمای آرگونی القا شده با فرکانس بالا و درجه حرارت ۱۰۰۰۰ درجه کلوین، از طریق روزنه‌ای که قطری معادل قطر سوزن دارد، به صورت ابر وارد می‌شود. نمونه‌ها تحت تأثیر این درجه حرارت تحریک می‌شوند و از خود نور ساطع

می‌کنند. هر عنصر طیف مشخصی را از خود ساطع می‌کند که با شدت نور ساطع شده و مقدار عنصر موجود در نمونه متناسب است. در روش ICP به غیر از گازها، تمامی عناصر پایدار جدول تناوبی قابل تشخیص هستند ( محمدی و لک، ۱۳۸۸).

### ۳-۴- ارزیابی شدت آلودگی در رسوبات

اندازه‌گیری غلظت عناصر سمی (فلزات سنگین) در رسوبات به تنهایی نمایانگر شدت آلودگی نخواهد بود، بنابراین در سال‌های اخیر برای رفع این مشکل از شاخص‌های مختلف ژئوشیمیایی جهت تعیین شدت آلودگی استفاده می‌شود (Bai et al., 2012). در این مطالعه به منظور ارزیابی کمی شدت آلودگی و تعیین منابع احتمالی فلزات سنگین در رسوبات از شاخص‌های ژئوشیمیایی ضریب زمین انباشت (Geo-accumulation index) و ضریب غنی‌شدگی (Enrichment Factor) استفاده گردید که در زیر به آنها اشاره می‌شود:

#### ۳-۴-۱- ضریب زمین انباشت (Geo-accumulation index)

ضریب زمین انباشت اولین بار توسط مولر (Muller, 1969) پیشنهاد شد و به طور گسترده در مطالعات فلزات سنگین در رسوبات و خاک‌ها مورد استفاده قرار می‌گیرد (Amin et al., 2009; Singh et al., 2005). در واقع ضریب زمین انباشت برای اندازه‌گیری و تعیین شدت آلودگی فلزی در رسوبات به وسیله مقایسه غلظت کنونی یک عنصر با میزان آن عنصر قبل از صنعتی شدن مورد استفاده قرار می‌گیرد (Buchman, 1999; Clarke and Green, 1988; Muxika et al., 2003). این ضریب توسط معادله زیر محاسبه می‌شود:

$$I_{geo} = \log_2 C_n / 1.5 \times B_n \quad \text{معادله (۳-۳):}$$

در این رابطه،  $I_{geo}$  ضریب زمین انباشت،  $C_n$  غلظت عنصر مورد مطالعه در رسوبات با قطر کمتر از ۶۳ میکرون و  $B_n$  مقدار زمینه ژئوشیمیایی یک فلز در شیل (Turekian and Wedepohl., 1961) یا غلظت

عنصر مورد مطالعه در پوسته زمین و ضریب ۱/۵، ضریب ثابتی است که به برای تصحیح غلظت اولیه در رسوبات به دلیل تأثیر تغییرات لیتولوژیکی اعمال شده می‌شود (Muller, 1969). مولر بر اساس این شاخص، آلودگی در رسوبات را در هفته گروه رده‌بندی کرد (جدول ۳-۳).

جدول (۳-۳): رده‌بندی ضریب زمین انباشت در تعیین آلودگی رسوبات (Muller, 1969)

شده آلودگی	شاخص زمین انباشت (Igeo)	رده آلودگی
غیر آلوده	کمتر یا مساوی با صفر	۱
غیر آلوده تا کمی آلوده	۰-۱	۲
کمی آلوده	۱-۲	۳
کمی آلوده تا خیلی آلوده	۲-۳	۴
خیلی آلوده	۳-۴	۵
خیلی آلوده تا شدیداً آلوده	۴-۵	۶
به شدت آلوده	بزرگ‌تر از ۵	۷

### ۳-۴-۲- ضریب غنی‌شدگی (Enrichment Factor)

ضریب غنی‌شدگی (EF) ابزاری مؤثر برای ارزیابی شدت آلودگی در محیط است. این ضریب برای متمایز ساختن منابع فلزی ناشی از فعالیت‌های انسان‌زاد از منشأ طبیعی استفاده می‌شود (Selvaraj et al., 2004). ضریب غنی‌شدگی (EF) نسبت غلظت فلز مورد نظر در نمونه (خاک یا رسوب) به غلظت همان فلز در پوسته زمین است. غلظت فلز مورد نظر را باید با غلظت یک عنصر مبنا که در محیط تغییرات اندکی داشته و غلظت آن تحت تأثیر فعالیت‌های انسان‌زاد قرار ندارد است مقایسه کرد (Bhuiyan et al., 2010). این ضریب از طریق معادله زیر محاسبه می‌شود:

محاسبه (۳-۴):

$$EF = [(C/C_{ref})_{sample} / (C/C_{ref})_{Background}]$$

در این رابطه EF ضریب غنی‌شدگی، C غلظت عنصر مورد بررسی،  $C_{ref}$  غلظت عنصر مرجع در پوسته زمین و رسوبات غیر آلوده محلی است. معمولاً از عناصری مانند Fe, Al, Zn, Si, Ti, Sc به عنوان عنصر مرجع استفاده می‌شود که در این مطالعه با توجه به تغییرات کمتر عنصر Sc نسبت به سایر عناصر مرجع این عنصر به عنوان عنصر مرجع در نظر گرفته شد. رده‌های مختلف ضریب غنی‌شدگی در جدول (۳-۴) آورده شده است.

جدول (۳-۴): رده‌بندی مقادیر ضریب غنی‌شدگی (Birch and Olmos, 2008)

EF	شدت غنی‌شدگی
EF<1	بدون غنی‌شدگی
EF<3	غنی‌شدگی اندک
EF3-5	غنی‌شدگی متوسط
EF 5-10	غنی‌شدگی نسبتاً شدید
EF 10-25	غنی‌شدگی شدید
EF 25-50	غنی‌شدگی بسیار شدید
50<	غنی‌شدگی بی‌نهایت شدید

### ۳-۵- شاخص ارزیابی ریسک اکولوژیکی (RI)

هاکنسون (Hakanson, 1980) برای ارزیابی ریسک اکولوژیک رسوبات در محیط‌های آبی شاخصی را به صورت زیر بیان کرد است:

$$RI = \sum_{i=1}^m Er_i, Er_i = Tr_i \times CF_i \quad \text{معادله (۳-۵):}$$

با توجه به این شاخص،  $Er$  پتانسیل ریسک اکولوژیک هر یک از فلزات و  $RI$  پتانسیل ریسک اکولوژیک کل فلزات است. بر اساس نظر هاکنسون، میزان  $Tr$  که به صورت ضریب یا درجه سمیت در این رابطه تعریف



شده است، برای فلزات سرب، روی، مس، کادمیم، نیکل، کروم و آرسنیک به ترتیب ۵، ۱، ۵، ۳۰، ۲، ۲ و ۱۰ بیان شده است. در جدول (۳-۵) طبقه‌بندی نتایج بر اساس شاخص ریسک اکولوژیک ارائه شده است.

جدول (۳-۵): طبقه‌بندی ریسک اکولوژیک بر مبنای (RI)

Cf	Contamination factor of element (i)	Er	The degree potential ecological risk of element (i)	RI	The degree of total potential ecological of heavy metals
$Cf \leq 1$	Light	$Er \leq 40$	Light	$RI \leq 150$	Light
$1 \leq Cf < 3$	Moderate	$40 \leq Er < 80$	Moderate	$150 \leq RI < 300$	Moderate
$3 \leq Cf < 6$	Heavy	$80 \leq Er < 160$	Heavy	$300 \leq RI < 600$	Heavy
$Cf \geq 6$	Very heavy	$160 \leq Er < 320$	Very heavy	$RI \geq 600$	Very heavy
		$Er \geq 320$	Extremely		

### ۳-۶- استاندارد کیفیت رسوبات کانادا (ISQGS)

یکی از روش‌های متداول در توصیف داده‌های حاصل از تعیین آلاینده‌ها، استفاده از راهنمای کیفیت رسوبات است که در آن، نتایج به دست آمده با مقادیر استاندارد مقایسه می‌گردد و معیارهای مورد استفاده بر پایه پاسخ بیولوژیک موجودات به شرایط ایجاد شده توسط آلاینده‌ها استوار است (MacDonald et al., 2000). مقادیر مختلف از آلاینده‌ها از جمله فلزات سنگین قادرند اثرات متفاوتی را در موجوداتی که در معرض این آلاینده‌ها قرار گرفته‌اند ایجاد نمایند. به همین منظور استانداردهایی برای مواد آلاینده ارائه شده است که از معروف‌ترین آنها استاندارد کیفیت رسوب کانادا (Interim Sediment Quality Guidelines) است.

### ۳-۷- روش‌های آماری تحلیل داده‌ها

در مطالعات مربوط به ارزیابی‌های زیست‌محیطی به منظور تحلیل آماری داده‌ها معمولاً از سه روش آماری در تعیین منشأ آلاینده‌ها و همچنین در توصیف و تحلیل کیفی کلی سیستم‌های زیست‌محیطی استفاده می‌شود. این روش‌های آماری عبارت‌اند از ضریب همبستگی (Correlation Coefficient)، تحلیل خوشه‌ای

(Cluster Analysis) و تحلیل مؤلفه اصلی (Principle Component Analysis) است که در این مطالعه نیز از همین روش‌ها برای تجزیه و تحلیل داده‌ها استفاده گردید.

### ۳-۷-۱- ضریب همبستگی (Correlation Coefficient)

در مطالعات آماری و زیست‌محیطی که با داده‌های کمی سروکار دارد، برای مقایسه کردن رابطه بین دو متغیر یا چند متغیر از ضریب همبستگی استفاده می‌شود. ضریب همبستگی شدت یک رابطه خطی و معنادار بودن آن را نشان می‌دهد. این ضریب می‌تواند اطلاعات مفیدی را در مورد منشأ و سرنوشت آلاینده‌ها در محیط ارائه دهد (Liu et al., 2003). ضریب همبستگی را با  $r$  نشان داده و به گونه‌ای تعریف شده است که دامنه تغییرات آن بین  $-1$  تا  $+1$  باشد. مقادیر نزدیک به  $+1$  نشان‌دهنده همبستگی مثبت، و مقادیر نزدیک به  $-1$  بیانگر همبستگی و ارتباط منفی بین دو متغیر است. هر قدر  $r$  به صفر نزدیک‌تر شود، از شدت همبستگی بین دو متغیر کاسته شده، به طوری که در نقطه صفر دو متغیر هیچ ارتباط با یکدیگر نخواهند داشت. ضریب همبستگی در آمار با استفاده از روش‌های مختلفی محاسبه می‌شود، مثلاً ضریب همبستگی پیرسون (Pearson) برای متغیرهای پیوسته که توزیع نرمال دارند استفاده می‌شود و اگر داده‌ها توزیع غیر نرمال داشته باشند از ضریب همبستگی‌های دیگری همچون ضریب همبستگی کندال و یا اسپیرمن که روش‌های آماری ناپارامتریک هستند استفاده می‌شود. در این مطالعه پس از بررسی نرمال بودن توزیع داده‌ها از روش همبستگی پیرسون (Pearson) برای تحلیل رابطه بین داده‌ها استفاده شد.

### ۳-۷-۲- روش تحلیل خوشه‌ای (Cluster Analysis)

آنالیز خوشه‌ای یکی از انواع روش‌های آماری چند متغیره است، که در مطالعات ژئوشیمیایی و زیست‌محیطی جهت کسب اطلاعات ضروری از بین حجم وسیعی از اطلاعات کمی بسیار مورد استفاده قرار می‌گیرد. در آنالیز خوشه‌ای هدف اصلی طبقه‌بندی متغیرها و کشف گروه‌های از داده‌ها بر اساس ویژگی مشابه آنها

است. این روش در حقیقت یک روش آماری چند متغیره است که داده‌های اولیه را به یک سری گروه یا خوشه‌های اصلی که دارای حداکثر تشابه داخل خوش‌هایی و حداکثر تفاوت بین خوشه‌ای هستند طبقه‌بندی می‌کند (Mckenna, 2003).

### ۳-۷-۳- روش تحلیل مؤلفه اصلی (Principle Component Analysis)

یکی دیگر از روش‌های آماری که کاربرد گسترده‌ای در مطالعات زیست‌محیطی دارد روش تحلیل مؤلفه اصلی (PCA) است. معمولاً از روش PCA برای تعیین منشأ آلاینده‌ها و یا عوامل مؤثر بر توزیع آنها در محیط (خاک، رسوب، آب) استفاده می‌شود. در این روش نیز در حقیقت رابطه همبستگی بین متغیرهای مختلف اندازه‌گیری می‌شود و به عبارت دیگر هدف اصلی استفاده از روش تحلیل مؤلفه اصلی کاهش پیچیدگی متغیرهای ورودی با حجم زیاد اطلاعات به خروجی‌های با ابعاد کوچک‌تر اما با حفظ اطلاعات اولیه است (Shrestha and Kazama, 2007). در PCA کاهش ابعاد داده‌ها از طریق چرخش مؤلفه‌های اصلی حول محورهای عمودی و افقی مختصات انجام می‌گیرد. متغیرهایی که در یک مؤلفه قرار می‌گیرند دارای منشأ تغییرپذیری یکسانی بوده و با استفاده از آنها رابطه چند بعدی بین متغیرها و یا منشأ آنها را می‌توان تشخیص داد. به طور خلاصه، هدف از این روش آماری تعیین متغیرهای کنترل‌کننده اصلی در بین یک سری داده‌ها، یا به عبارت دیگر، یافتن حداقل تعداد متغیرهایی است که بیشترین تغییرات (واریانس) مشاهده شده در بین یک سری داده‌های موجود را نشان می‌دهند.



# فصل چہارم : ارزیابی کیفیت و آلودگی رسوبات

بستر دریاچه زریوار

#### ۴-۱- مقدمه

رسوبات بستر نشانگرهای حساس و مهمی برای ارزیابی آلودگی‌های باشند، چرا که آنها می‌توانند به عنوان یک مصرف‌گاه (Sink) و یک حامل آلودگی‌ها در محیط‌های آبی عمل کنند (Vandecasteele et al., 2004). بنابراین آنالیز رسوبات نقش مهمی در ارزیابی وضعیت آلودگی محیط‌های آبی ایفا می‌کنند (Pekey, 2006)، چرا که رسوبات آلوده شده اثرات اکولوژیکی گسترده‌ای بر تالاب‌ها می‌گذارند (Ulbrich et al., 1997). برخلاف آب که اندازه‌گیری آلاینده‌ها در آن به علت نوسانات تخلیه آب، دینامیک بیشتر و زمان ماندگاری کمتر قطعی نیست، مطالعه ژئوشیمیایی رسوبات بستر دریاچه‌ها به علت داشتن خواص جذبی مناسب، ثابت بودن و دینامیک کمتر نسبت به محیط آب در تعیین الگوی توزیع عناصر و ارزیابی‌های زیست‌محیطی بسیار حائز اهمیت و با ارزش است. علاوه بر آن، رسوبات دریاچه‌ها فرصت منحصر به فردی را برای بازسازی تاریخچه آلودگی فلزات سنگین در محیط دریاچه فراهم می‌آورند. در واقع غنی‌شدگی فلزات سنگین در مناطق رسوب‌گذاری مانند رسوبات دریاچه‌ای می‌تواند تاریخچه طولانی مدت تغییرات در ورودی عناصر طبیعی یا انسان‌زاد را فراهم کند (Eades et al., 2002). در این فصل ابتدا به خواص فیزیکوشیمیایی نمونه‌های رسوب دریاچه زیروار اشاره می‌شود و سپس به ارزیابی میزان آلودگی فلزی و منشأ احتمالی آنها با استفاده از شاخص‌های ژئوشیمیایی و تحلیل آماری داده‌ها پرداخته خواهد شد.

#### ۴-۲- ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی رسوبات بستر دریاچه زیروار

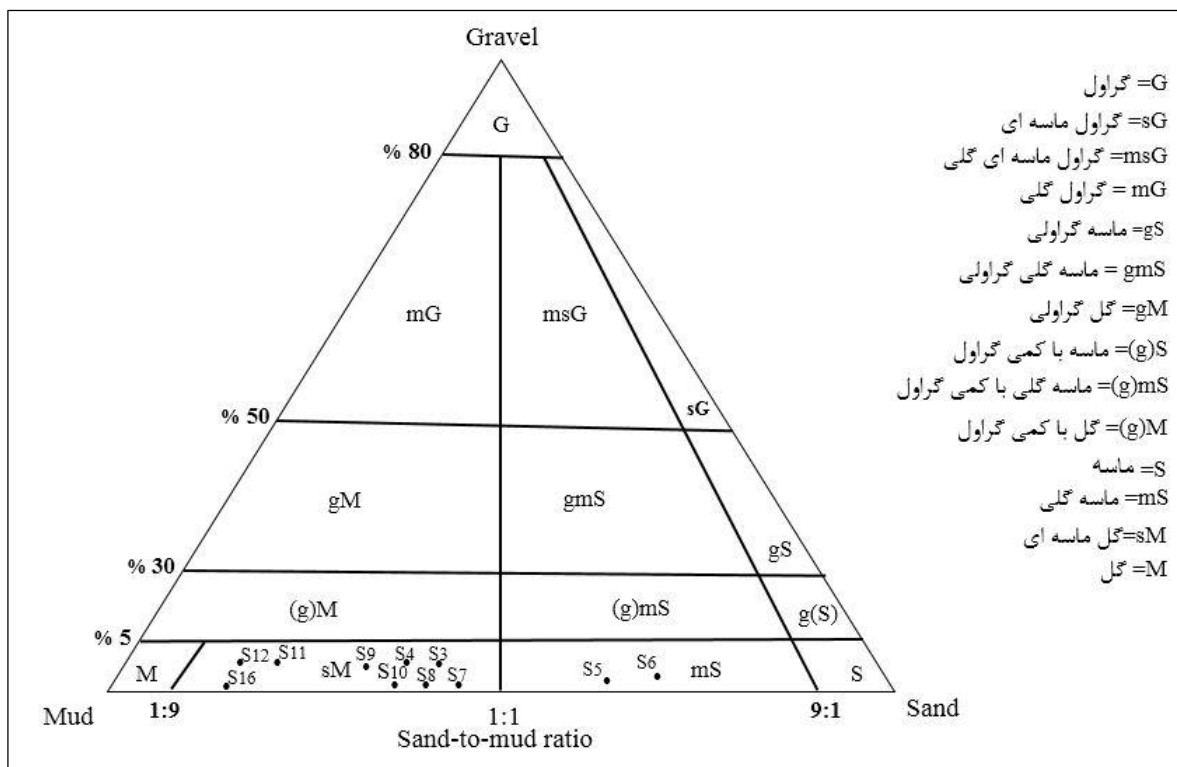
مهم‌ترین خصوصیات فیزیکوشیمیایی که در این مطالعه اندازه‌گیری شدند عبارتند از: بافت رسوبات، pH، میزان ماده آلی و درصد کربنات کلسیم که در جدول (۴-۱) مقادیر آنها آورده شده است.

جدول (۴-۱) پارامترهای فیزیکوشیمیایی اندازه‌گیری شده در نمونه‌های رسوب

Stations	pH	OM (%)	CaCO <sub>3</sub> (%)	Clay (%)	Silt (%)	Sand (%)	Gravel
۱	۷/۶۰	۱۸/۵۱	۴۶	۱۰/۵۰	۳۹/۴۰	۵۰/۱۰	۰
۲	۷/۷۳	۱۳/۶۰	۱۲	۲۵/۲۸	۲۹/۲۰	۴۵/۵۲	۰
۳	۷/۶۲	۲۳/۰۲	۴۶/۵۱	۲۸/۴۱	۲۵/۲۹	۴۲/۳	۴
۴	۷/۷۲	۱۹/۷۶	۱۵	۳۹/۹۸	۲۳/۲۵	۳۴/۷۰	۲/۰۷
۵	۷/۱۳	۳۱/۱۹	۱۰	۹/۱۹	۳۲/۳۰	۵۵/۸۱	۲/۷۰
۶	۷/۴۹	۶۶/۱۹	۵/۳۷	۵۸/۹۶	۲۹/۸۹	۶/۲۱	۴/۹۴
۷	۷/۶۰	۳۲/۷۱	۲۶	۳۴/۳۹	۲۴/۸۲	۳۷/۱۹	۳/۶۰
۸	۷/۹۲	۲۳/۰۹	۳۸/۵۰	۳۶/۰۷	۳۰/۲۰	۳۱/۴۷	۲/۲۶
۹	۷/۵۰	۱۹/۳۸	۴۷/۵۰	۳۱/۲۳	۲۳/۲۵	۴۴/۱۷	۱/۳۵
۱۰	۷/۷۳	۲۱/۹۷	۴۰	۲۷/۰۹	۲۶/۱۷	۴۲/۶۳	۴/۱۱
۱۱	۷/۶۷	۱۸/۶۲	۴۶	۳۵/۰۹	۳۰/۷۱	۳۲/۳۴	۱/۸۶
۱۲	۷/۸۵	۱۴/۱۹	۴۷	۴۲/۰۱	۲۸/۲۲	۲۸/۲۷	۱/۵۰
۱۳	۷/۸۱	۱۶/۷۲	۴۸	۴۲/۱۸	۲۵/۴۲	۳۲/۴۰	۰
۱۴	۷/۸۲	۱۶/۲۷	۴۶	۵۱/۷۰	۳۵/۶	۱۲/۷۰	۰
۱۵	۷/۸۹	۱۶/۶۰	۴۸	۴۸/۳۰	۳۸/۱۸	۱۳/۵۲	۰
۱۶	۷/۵۷	۹/۴۳	۳۳	۴۴/۰۵	۳۴/۳۵	۲۰/۱۷	۱/۴۳
Median	۷/۶۷	۱۹	۴۳	۳۵/۵۸	۲۹/۵۴	۳۳/۵۵	۱/۶۸
Mean	۷/۶۴	۱۹/۶۳	۳۴/۵۶	۳۵/۳۰	۲۹/۷۶	۳۳/۰۹	۱/۸۶
SD	۰/۲۱	۵/۹۹	۱۵/۴۰	۱۳/۲۹	۴/۴۷	۱۳/۰۶	۱/۶۵
Max	۷/۹۲	۳۲/۷۱	۴۸	۵۸/۹۶	۳۹/۴	۵۵/۸۱	۴/۹۴
Min	۷/۱۳	۹/۴۰	۳/۵۰	۹/۱۹	۲۳/۲۵	۶/۲۱	۰

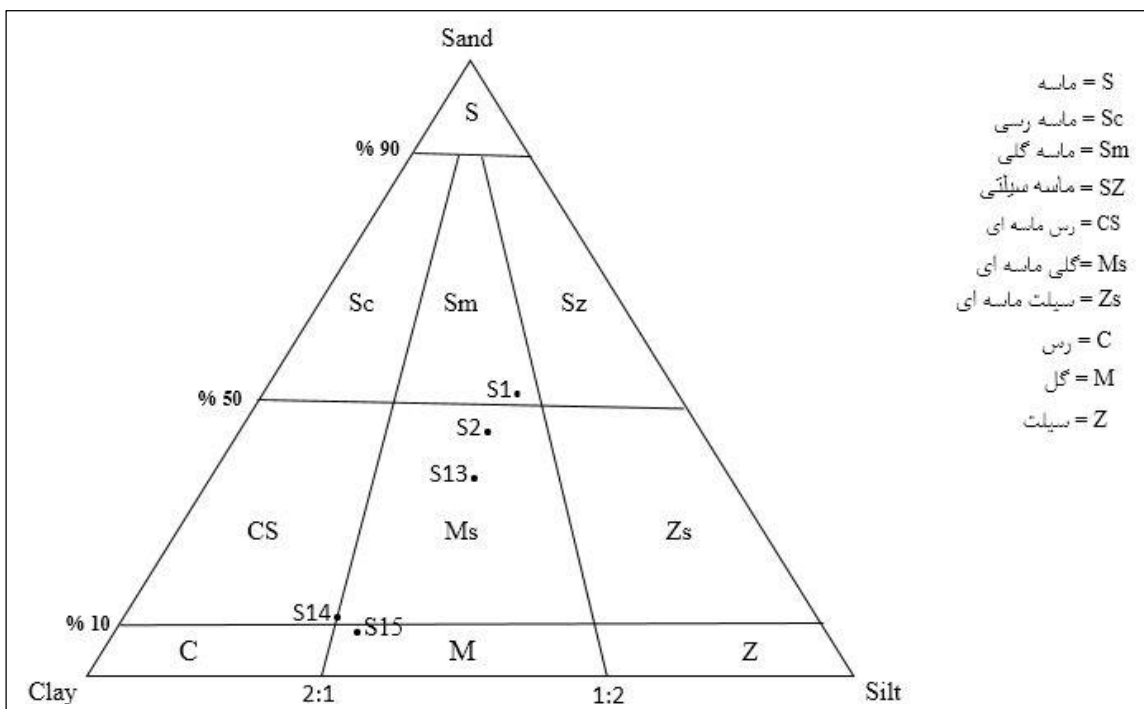
#### ۴-۲-۱- بافت نمونه‌های رسوب

یکی از پارامترهای مهم در انباشت و تمرکز فلزات در رسوبات بافت آن است. بافت رسوب نقش به‌سزایی در کنترل زیست دسترس‌پذیری، تمرکز و سمیت فلزات سنگین در رسوب ایفا می‌کند (Lin et al., 2008)، چرا که دارای نسبت سطح به حجم بالای برای جذب فلزات هستند. در این مطالعه برای طبقه‌بندی بافت رسوب از مثلث فولک (Folk, 1980) استفاده گردید (شکل ۴-۱، الف و ب). رسوبات مورد مطالعه از نظر بافتی بیشتر از ذراتی در حد سیلت و رس تشکیل شده که از فرسایش ارتفاعات آهکی- دگرگونی اطراف دریاچه به وجود آمده‌اند. لذا با توجه به این طبقه‌بندی رسوبات این منطقه، ریزدانه و دارای دو بافت گل ماسه‌ای و ماسه گلی هستند. در این میان، تیپ غالب رسوبات دریاچه گل ماسه‌ای است و تنها در ایستگاه‌های ۱، ۵ و ۶ بافت نمونه‌های رسوب ماسه گلی است.



شکل (۴-۱-الف): بافت نمونه‌های رسوب مورد مطالعه بر اساس طبقه‌بندی فولک (Folk, 1980)

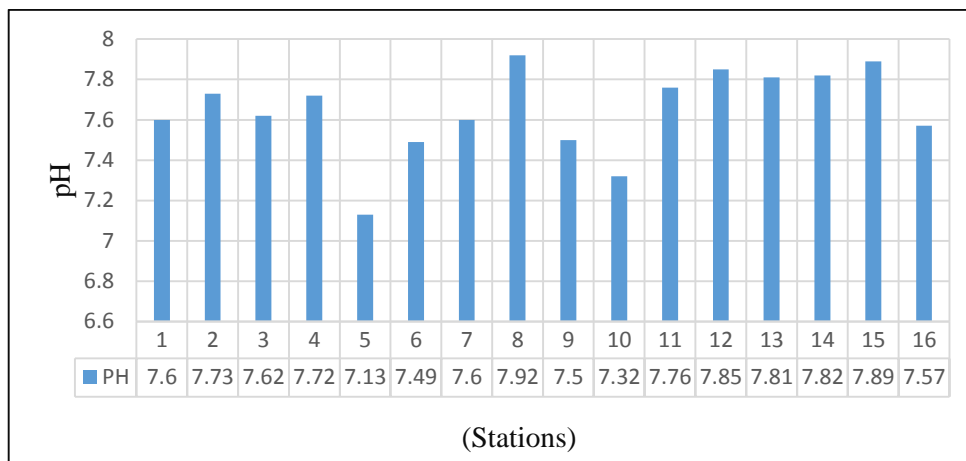




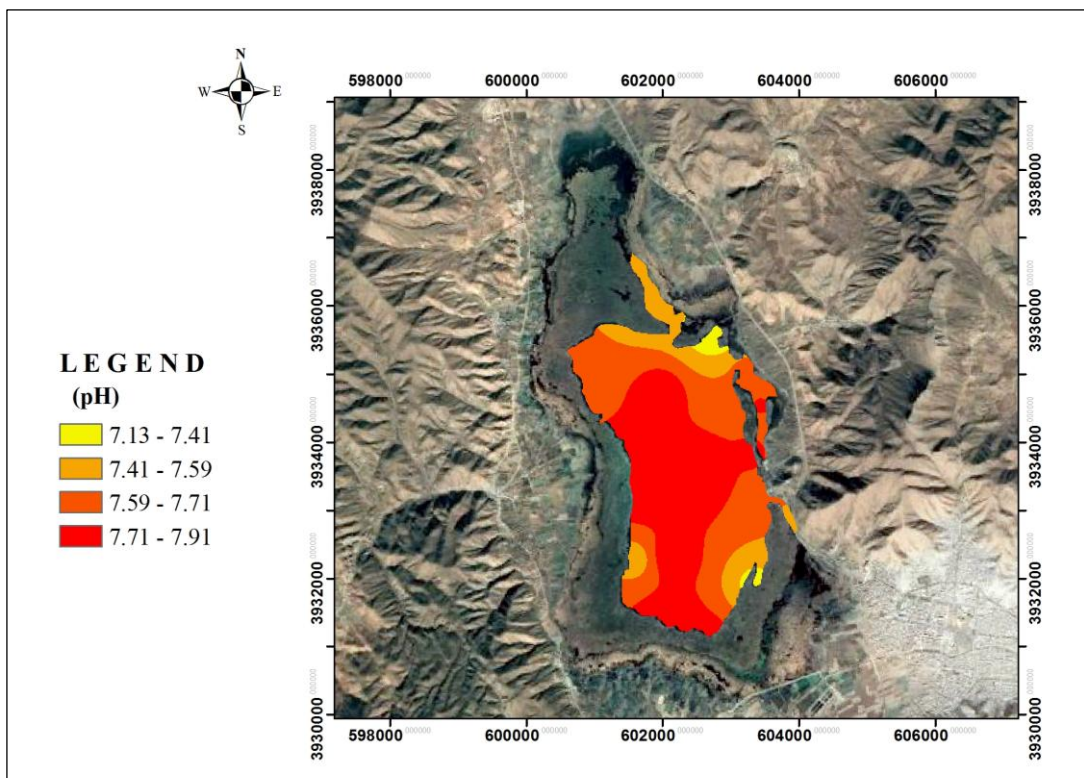
شکل (۴-۱-ب): بافت نمونه‌های رسوب مورد مطالعه بر اساس طبقه‌بندی فولک (Folk, 1980)

#### ۴-۲-۲- pH نمونه‌های رسوب

بر اساس اندازه‌گیری‌های انجام شده pH تمام نمونه‌های رسوب در محدود (۷/۹۲ - ۷/۱۳) تغییر می‌کنند و این بیانگر آن است که رسوبات بستر منطقه مورد مطالعه در زمره رسوبات خنثی تا کمی قلیایی قرار می‌گیرند که دلیل آن رخنمون واحدهای کربناتی در منطقه است. به طور کلی در pH های قلیایی فلزات سنگین ته‌نشین می‌شوند (Jain et al., 2007). با توجه به شکل (۴-۲)، بیشترین مقدار pH مربوط به ایستگاه ۸ در قسمت غربی دریاچه است که علت آن را می‌توان به ورود رودخانه‌های فصلی به داخل دریاچه که از واحد های کربناته دگرگون شده منطقه عبور می‌کند نسبت داد (شکل ۴-۳). کمترین مقدار pH مربوط به ایستگاه ۵ و ۶ در شمال دریاچه است که علت آن می‌تواند ورود بخشی فاضلاب روستاهای در شمال شرقی دریاچه و رواناب زمین‌های کشاورزی باشد.



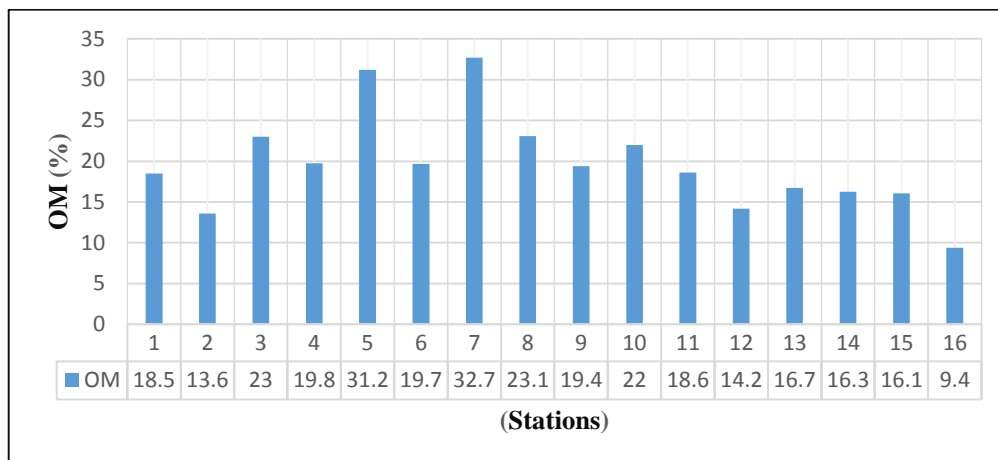
شکل (۴-۲): تغییرات pH نمونه‌های رسوب دریاچه زریوار



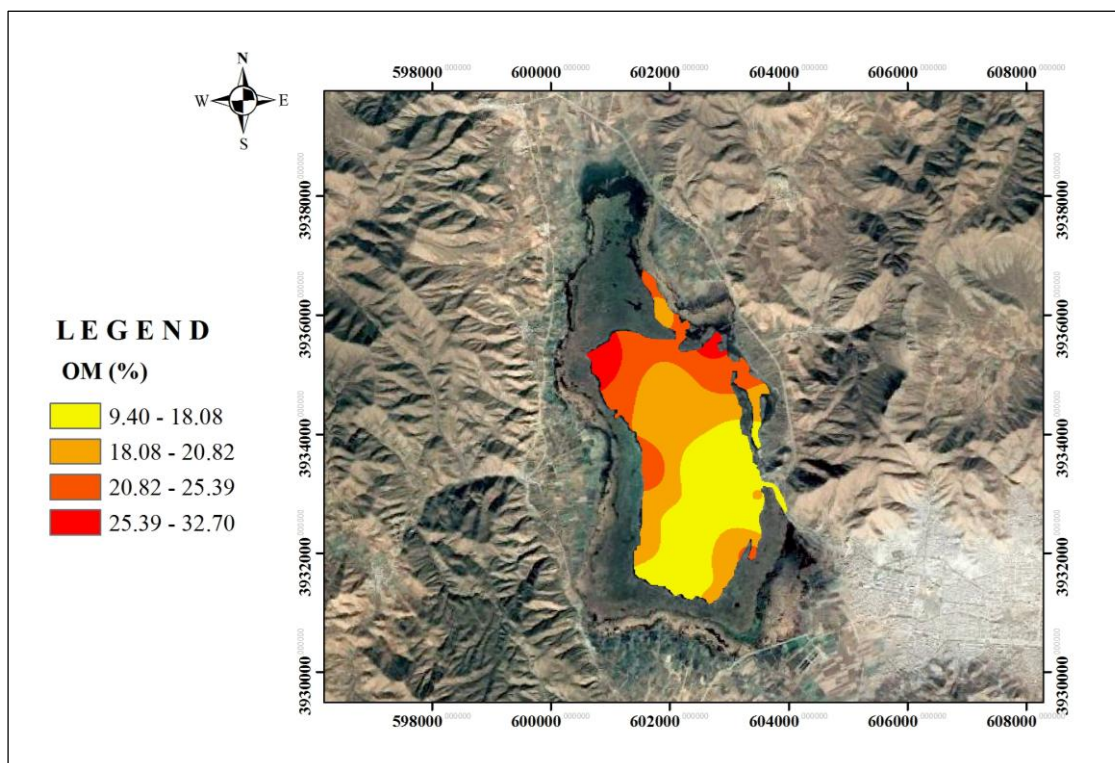
شکل (۴-۳): روند تغییرات pH نمونه‌های رسوب دریاچه زریوار

#### ۴-۲-۳- میزان ماده آلی (OM) نمونه‌های رسوب

میزان ماده آلی نیز همانند بافت رسوب نقش مهمی در جذب فلزات سنگین و همچنین در توزیع آن در محیط ایفا می‌کند (Huang and Lin, 2003; Wakida et al., 2008). مقدار ماده آلی در رسوبات یا خاک‌ها معیاری مناسب برای پی بردن به میزان پوشش گیاهی و فعالیت‌های کشاورزی است (Six et al., 2002). نتایج به دست آمده از اندازه‌گیری کاهش وزن رسوبات سوزانده شده با استفاده از کوره نشان می‌دهد که مقدار ماده آلی در نمونه‌های دریاچه زریوار از ۹/۴۰ تا ۳۲/۷۱ تغییر می‌کند (شکل ۴-۴). وجود این مقدار ماده آلی بیانگر شرایط مناسب برای حفظ آنها در رسوبات بستر دریاچه است. قابل ذکر است که با افزایش درصد رس و سیلت، بر مقدار مواد آلی افزوده می‌شود، افزایش مقدار ماده آلی و به دنبال آن افزایش ظرفیت تبادل کاتیونی می‌تواند بر مقدار تمرکز عناصر سنگین بیفزاید. مقدار ماده آلی در بیشتر نقاط نمونه‌برداری بالا است که علت آن را می‌توان به باقیمانده آلی بدن موجودات پس از مرگ آنها، نوع کاربری زمین اطراف دریاچه که شامل زمین کشاورزی است، مرتبط دانست، چرا که فعالیت‌های کشاورزی باعث افزایش سرعت فرسایش خاک و تجزیه مواد گیاهی می‌شود. علاوه بر آن، وجود منابع رطوبتی همچون رودخانه‌ها و خود دریاچه و بارندگی سالانه بالا سبب شده که تمامی وسعت منطقه پوشیده از پوشش گیاهی غنی و متنوع شود. مجموع این عوامل باعث بالا رفتن میزان ماده آلی در رسوبات دریاچه زریوار شده است. با توجه به شکل (۴-۵)، بیشترین مقدار ماده آلی مربوط به نقاط ۳، ۵، ۷، ۸ و ۱۰ واقع در قسمت شمالی دریاچه است و کمترین آن نیز در نقاط ۱۰، ۱۱، ۱۲، ۱۴ و ۱۶ (بخش جنوبی) دریاچه می‌شود.



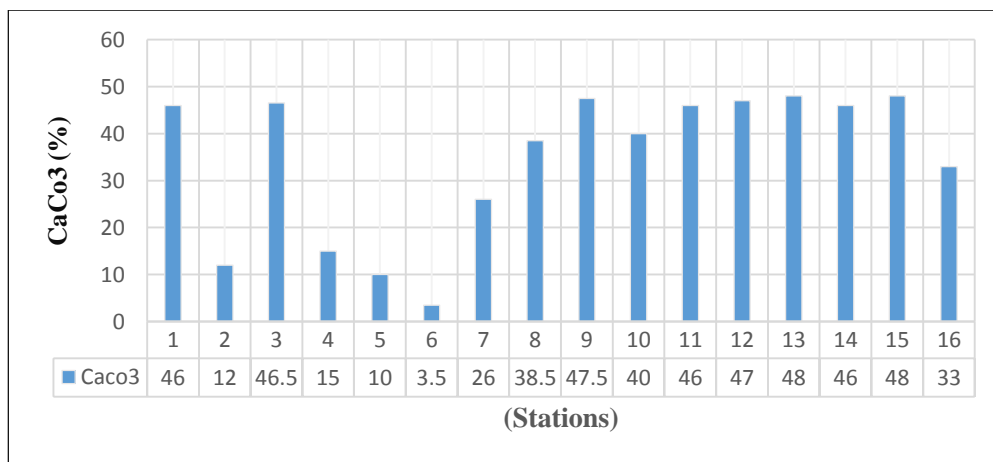
شکل (۴-۴): تغییرات درصد ماده آلی در نمونه‌های رسوب دریاچه زریوار



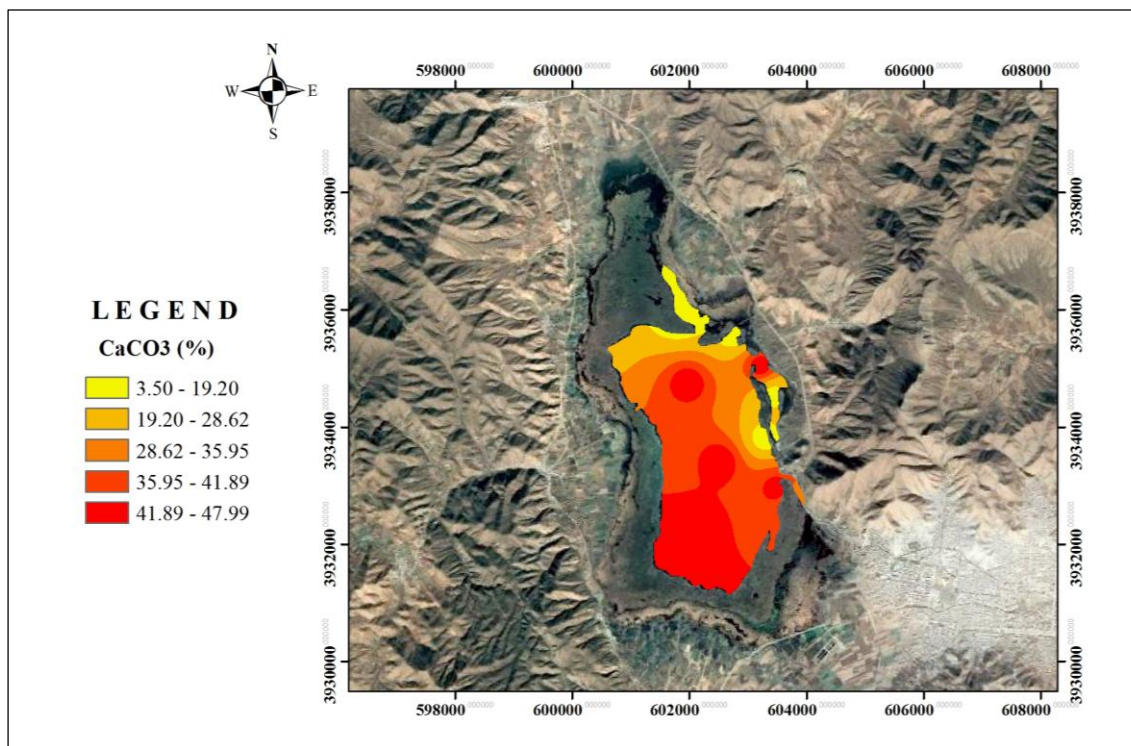
شکل (۵-۴) روند تغییرات درصد ماده آلی در نمونه‌های رسوب دریاچه زریوار

#### ۴-۲-۴- درصد کربنات کلسیم (CaCO<sub>3</sub>) نمونه‌های رسوب

بر اساس اندازه‌گیری‌های انجام شده درصد کربنات کلسیم تمام نمونه‌های رسوب در بازه (۴۸ - ۳/۵ درصد) قرار می‌گیرد و این بیانگر آن است که رسوبات بستر منطقه مورد مطالعه به دلیل وجود سنگ‌های کربناته دارای درصد نسبتاً بالای از کربنات کلسیم (CaCO<sub>3</sub>) هستند (شکل ۴-۶). بیشترین مقدار درصد کربنات کلسیم به ایستگاه‌های شماره ۹، ۱۱، ۱۲، ۱۳، ۱۴ مربوط است که علت آن را می‌توان به ورود رودخانه‌های فصلی در بخش غرب و جنوب غربی دریاچه، و گذر آن از میان واحدهای کربناته دگرگون شده نسبت داد و کمترین مقدار در ایستگاه‌های ۵ و ۶ در شمال دریاچه مشاهده می‌شود. در واقع محل ورود رودخانه "چم قزلچه سو" در ناحیه شمالی دریاچه، و گذر آن از میان سنگ‌های آذرین منطقه بالادست عامل اصلی کم بودن درصد کربنات کلسیم در بخش شمالی دریاچه است (شکل ۴-۷).



شکل (۴-۶): تغییرات درصد کربنات در نمونه‌های رسوب دریاچه زریوار



شکل (۴-۷): روند تغییرات درصد کربنات در نمونه‌های رسوب دریاچه زریوار

### ۴-۳- تغییرات غلظت فلزات سنگین

یکی از روش‌های متداول در توصیف داده‌های حاصل از تعیین آلاینده‌ها، استفاده از راهنمای کیفیت رسوبات است که در آن، نتایج به دست آمده با مقادیر مرجع و مجاز مقایسه می‌گردد. در جدول (۴-۲) غلظت فلزات سنگین چون سرب، نیکل، روی، کادمیم، آرسینک، مس و کروم آورده شده است. همچنین غلظت فلزات سنگین در دریاچه را با راهنمای کیفیت رسوب کانادا (Interim freshwater sediment quality guidelines)، میانگین غلظت فلزات در پوسته، غلظت میانگین جهانی رسوبات (World Mean Sediments) و میانگین غلظت جهانی فلزات در شیل (Turekian and wedepohlm, 1961) مقایسه گردید. در جدول (۴-۳) نیز غلظت فلزات سنگین در دریاچه زریوار با سایر مطالعات مشابه در نقاط مختلف دنیا مقایسه شده است. با توجه به جدول (۴-۳)، غلظت فلزات مورد مطالعه در دریاچه زریوار عمدتاً از دریاچه‌های ذکر شده بالاتر است.

به عنوان مثال، میانگین غلظت فلز سرب در دریاچه‌های مذکور بین ۱۰ تا ۶۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم است، این در حالی است که میانگین غلظت این فلز در دریاچه زریوار بیش از ۱۳۸ میلی‌گرم بر کیلوگرم است. میانگین غلظت کادمیم در دریاچه تکسوما (Texoma) بیشتر از سایر دریاچه‌های اشاره شده و همچنین بیشتر از دریاچه زریوار است.

جدول (۲-۴) غلظت فلزات سنگین در نمونه‌های رسوب و مقایسه آنها با مقادیر استاندارد و بین‌المللی (برحسب mg/kg)

Stations	Pb	Cd	As	Zn	Cu	Cr	Ni
۱	۲۷۵/۷۷	۵/۲۱	۵/۹۸	۲۵۶/۷۶	۳۱۹/۱۵	۳۳/۰۳	۳۱/۹۷
۲	۱۲۴/۸۲	۱/۲۴	۷/۳۴	۱۴۸/۸۰	۲۲۱/۸۸	۴۶/۳۲	۴۵/۴۴
۳	۱۵۵/۱۵	۲/۵۱	۸/۵۴	۱۶۱/۵۲	۲۲۴/۴۹	۵۵/۵۱	۵۳/۴۸
۴	۲۵۴/۵۷	۴/۲۳	۹/۲۳	۲۳۱/۱۹	۲۵۰/۷۴	۱۰۵/۴۵	۱۰۰/۴۱
۵	۲۲۶/۷۸	۴/۲۶	۱۵/۷۴	۲۴۷/۸۴	۳۶۵/۰۷	۱۵۶/۲۸	۱۴۲/۲۴
۶	۲۱۸/۸۵	۳/۱۵	۱۵/۱۰	۲۲۶/۹۶	۲۵۵/۰۹	۱۳۸/۰۱	۱۳۲/۶۴
۷	۷۱/۸۷	۰/۱۱	۵/۷۸	۱۰۱/۹۲	۱۱۸/۷۵	۳۵/۷۹	۳۸/۲۶
۸	۱۰۲/۰۴	۰/۳۲	۷/۳۴	۱۳۱/۱۵	۱۱۶/۶۲	۲۹/۳۲	۳۱/۵۷
۹	۹۲/۰۷	۰/۲۰	۶/۳۳	۱۲۷/۳۱	۱۰۶/۴۷	۲۷/۳۶	۳۰/۸۶
۱۰	۸۱/۲۴	۱/۲۲	۸/۱۲	۱۳۲/۴۷	۱۱۵/۹۴	۲۸/۱۰	۳۰/۸۳
۱۱	۷۴/۹۵	۰/۲۵	۷/۵۳	۷۵/۲۹	۱۱۷/۴۵	۳۴/۸۷	۳۵/۶۹
۱۲	۹۵/۰۱	۰/۲۱	۶/۲۶	۸۶/۸۱	۱۰۰/۳۱	۴۰/۳۵	۴۱/۵۷
۱۳	۷۱/۸۵	۰/۵۷	۳/۶۴	۸۸/۶۹	۹۷/۳۳	۳۱/۲۳	۳۲/۴۱
۱۴	۷۵/۱۲	۰/۲۸	۵/۲۳	۹۱/۵۸	۸۳/۸۰	۲۳/۳۵	۲۶/۲۴
۱۵	۷۷/۸۷	۰/۳۳	۵/۹۰	۷۲/۱۲	۹۴/۱۵	۳۲/۵۰	۳۲/۶۳
۱۶	۲۱۰/۹۹	۴/۲۴	۸/۵۵	۲۶۷/۷۲	۲۹۷/۷۵	۶۴/۸۷	۵۵/۴۶
Mean	۱۳۸/۰۵	۱/۷۷	۷/۹۱	۱۵۳	۱۸۰/۳۱	۵۵/۱۴	۵۳/۸۵
Aver.shale <sup>a</sup>	۲۰	۰/۳۰	۱۳	۹۵	۴۵	۹۰	۶۸
ISQGS <sup>b</sup>	۳۵	۰/۶۰	۵/۹۰	۱۲۳	۳۵/۷۰	۳۷/۳۰	۱۵/۹۰
Earth crust <sup>c</sup>	۱۲	۰/۱ - ۰/۲	۰/۵ - ۲/۵	۵۰ - ۸۰	۲۵ - ۷۵	۱۲۶	۲۰
W.M.S <sup>d</sup>	۱۹	۰/۱۷	۷/۷۰	۹۵	۳۳	۷۲	۵۲

<sup>a</sup>Turekian and Wedepoh (1961)

<sup>b</sup>Interim freshwater sediment quality guidelines

<sup>c</sup>Kabata – Pendias and Mukherjee (2007)

<sup>d</sup>World Mean Sediments- Bowen (1979)

جدول (۳-۴): مقایسه میانگین غلظت فلزات سنگین در دریاچه زریوار و مطالعات مشابه (برحسب mg/kg)

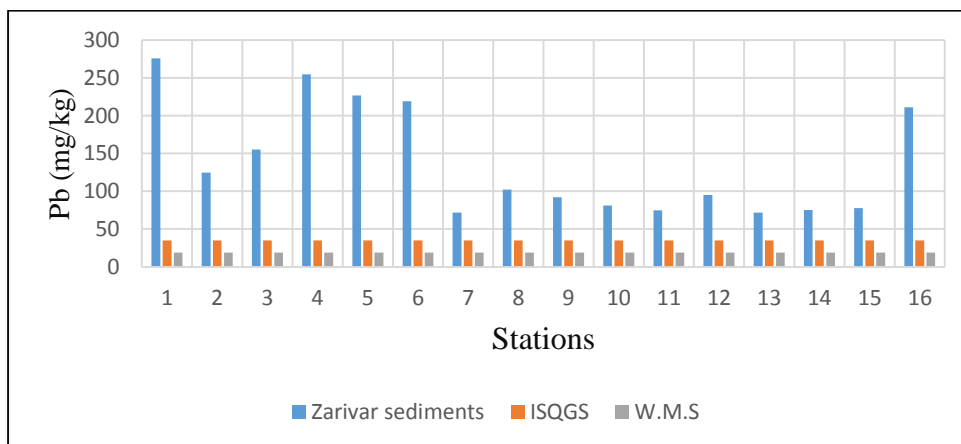
Location	As	Cd	Cr	Cu	Pb	Ni	Zn	Reference
Texoma lake, US	—	۲	۳۰	۳۸	۱۰	—	—	Yin et al, 2011
Laguna lake, Philippines	—	۰/۰۹	—	۹/۷-۱۸/۷	۱۷-۲۳	۹/۷-۱۸/۷	۱۰/۳-۱۸/۳	Pradit et al, 2010
Chaohu lake, China	—	۰/۹۲	۸۰/۱	۳۸/۶	۴۴/۷	۹۴/۹	—	Zheng et al, 2010
Hazar lake, Turkey	—	—	۱۷-۷۹	۱۰-۶۴	<DL	۳۸-۱۳۰	۴۶-۲۱	Ozmen et al, 2004
Kariba lake, Zimbabwe	—	۰/۰۶	۲۹/۳	۱۶/۱	۹/۴	—	۴۲/۴	Kishea et al, 2003
Hussainsagar lake, India	—	—	۴۰-۶۰	—	۴۰-۶۰	۱۷۰-۲۱۰	—	Rao et al, 2008
Balaton lake, Hungary	—	۰/۱-۰/۷	۵/۷-۶۶	۰/۷-۳۶	۲/۴-۱۶۰	۴/۴-۵	۱۳-۱۵۰	Nguyen et al, 2005
میانگین غلظت در پوسته زمین	۰/۵-۲/۵	۰/۲	۱۲۶	۲۵-۷۵	۱۲	۲۰	۵۰-۸۰	—
مطالعه حاضر	۷/۹۱	۱/۷	۵۵/۱۴	۱۸۰/۳۱	۱۳۸/۰۵	۵۳/۸۵	۱۵۳	—

#### ۴-۳-۱- سرب (Pb)

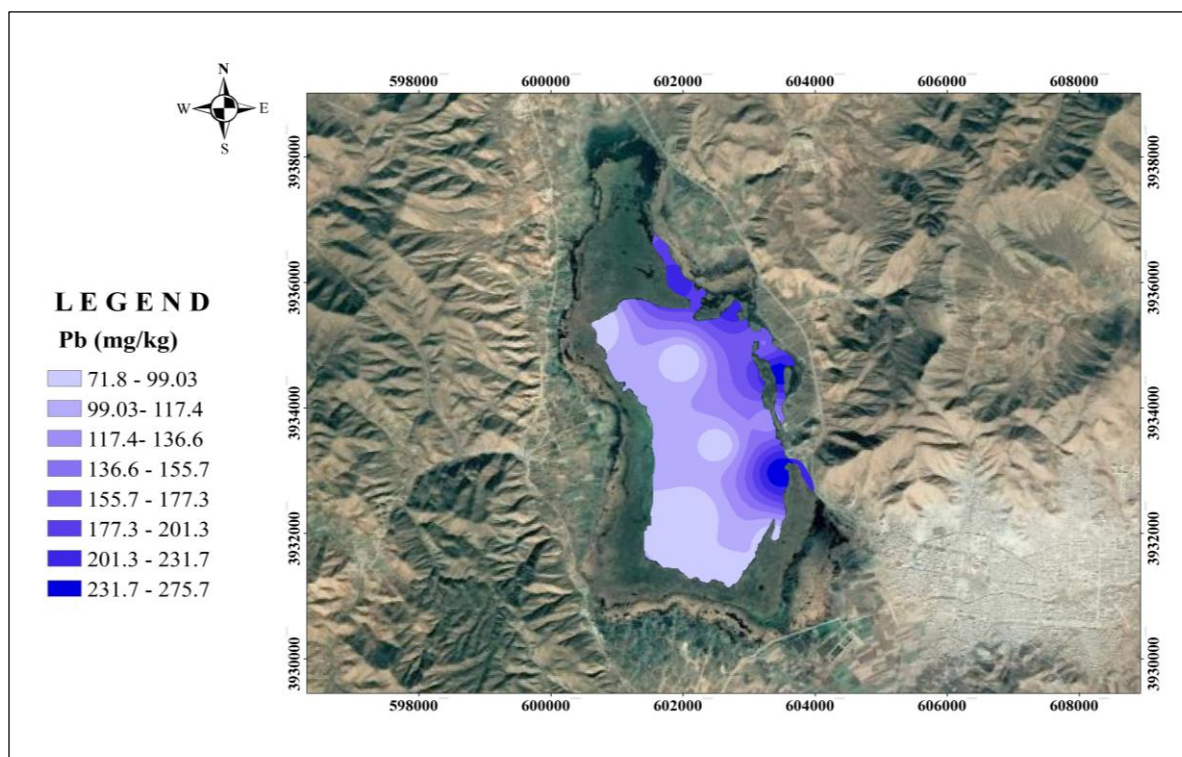
یکی از آلاینده‌های مهم در محیط‌زیست سرب است. سرب آلاینده‌ای است که اثرات نامطلوبی بر سلامتی انسان، حیوانات و اکوسیستم باقی می‌گذارد. همچنین اثرات مخرب آن بر روی جلبک‌ها، بی‌مهرگان و ماهی به اثبات رسیده است. سرب در محیط‌های آبگین و در pH های قلیایی تمایل زیادی به جذب به وسیله رس‌ها، اکسیدهای Fe-Mn، ماده آلی و کربنات‌ها دارد، و به این دلیل معمولاً در فاز جامد (رسوب) ته‌نشین می‌شود (Karrickoff, 1981; Bradl., 2005). با توجه به شکل (۴-۸)، غلظت سرب در رسوبات دریاچه زریوار از ۷۱/۸۵ تا ۲۷۵/۷ میلی‌گرم بر کیلوگرم تغییر می‌کند. میانگین سرب در نمونه‌های اندازه‌گیری شده نزدیک به ۱۳۸/۰۵ میلی‌گرم بر کیلوگرم است که این غلظت از سرب از مقدار توصیه شده توسط استاندارد کیفیت رسوب کانادا (ISQGS) و غلظت میانگین جهانی رسوبات بسیار بالاتر است (شکل ۴-۸). حرکت



قایق‌های بنزین‌سوز در دریاچه که آلودگی را در تمام قسمت‌های دریاچه پخش می‌کنند، فعالیت‌های کشاورزی اطراف آن و ورود بخشی از فاضلاب شهر مریوان به داخل دریاچه را می‌توان به عنوان محتمل‌ترین و اصلی‌ترین منابع آلوده‌کننده سرب در دریاچه زریوار دانست. با توجه به شکل (۴-۹)، غلظت سرب در ایستگاه ۵ و ۶ (شمال دریاچه) بسیار بالا است که علت آن عمدتاً ناشی از ورود بخشی از فاضلاب روستای "محمد" و "سیف سفلی" در قسمت شمال شرق دریاچه به داخل دریاچه و رودخانه قزلچه سو در بخش شمال دریاچه و گذر این رودخانه از میان زمین‌های کشاورزی که در بالادست دریاچه قرار دارد مرتبط دانست. علاوه بر این، در ایستگاه‌های ۳، ۴ (شرق دریاچه) نیز به علت فعالیت کشاورزی و به ویژه ورود فاضلاب بخشی از روستای "کولان" غلظت سرب بالا رفته است. غلظت سرب در ایستگاه شماره ۱ و ۱۶ (جنوب شرق دریاچه) نیز به علت ورود بخشی از فاضلاب شهری در ناحیه جنوب شرقی دریاچه بالا است.



شکل (۴-۸): تغییرات غلظت سرب در رسوبات بستر دریاچه زریوار

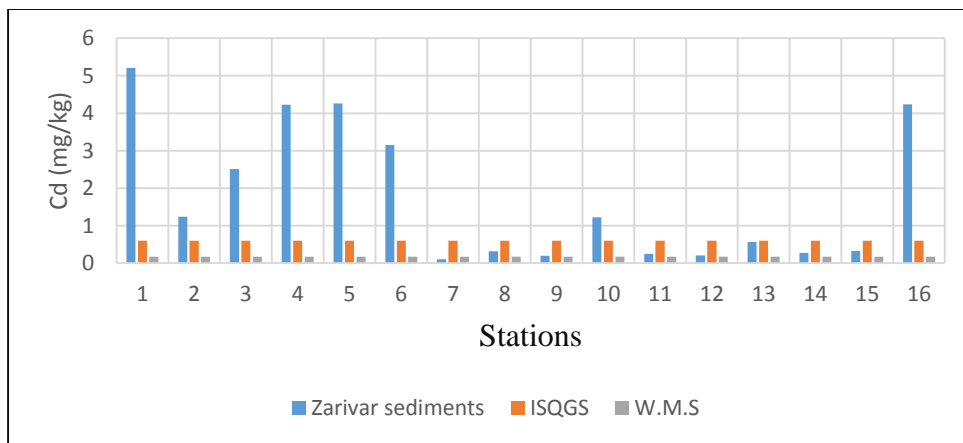


شکل (۴-۹): روند تغییرات غلظت سرب در رسوبات بستر دریاچه زریوار

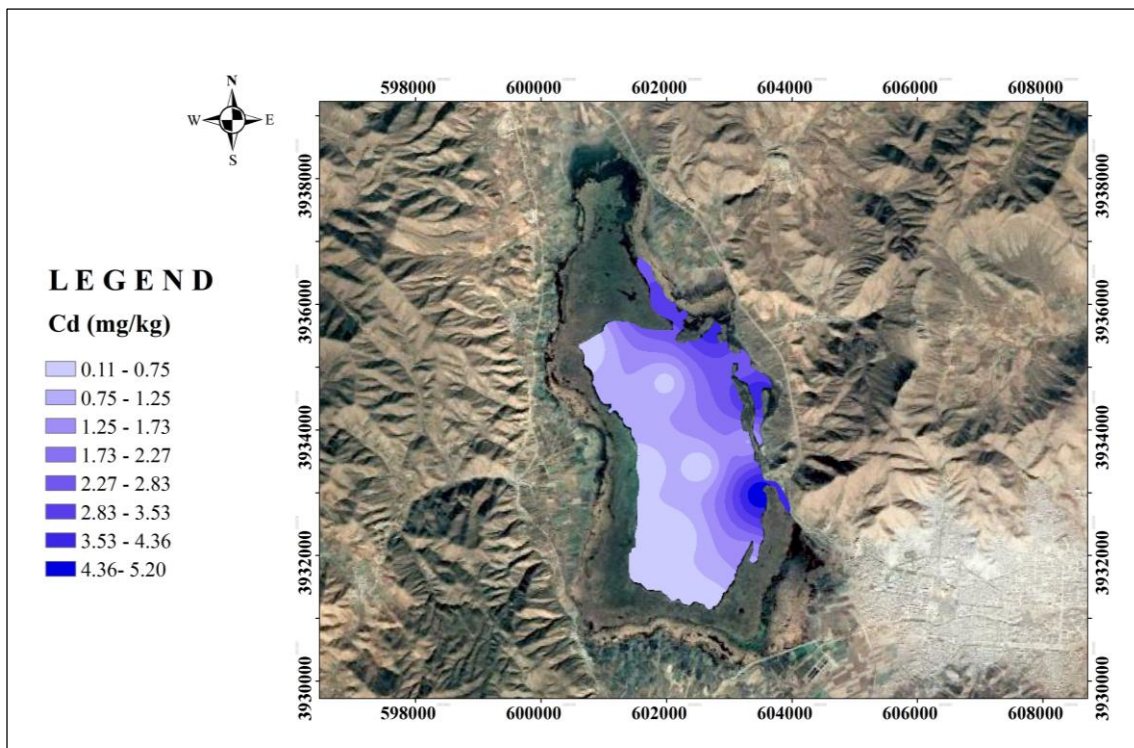
#### ۴-۳-۲- کادمیم (Cd)

بازه غلظت کادمیم در پوسته زمین  $0.2$  تا  $0.1$  mg/kg است. این فلز به ندرت در طبیعت به صورت خالص یافت می‌شود. کادمیم در محیط به عنوان یک فلز به شدت سمی شناخته می‌شود، که اثرات مخربی را بر روی تمام فعالیت‌های بیولوژیکی انسان‌ها، حیوانات و گیاهان می‌گذارد. از منابع اصلی کادمیم در خاک و رسوبات می‌توان به کودهای فسفاته، حشره‌کش‌ها و همچنین ورود فاضلاب‌های خانگی شهری و روستایی اشاره کرد (Kabata-Pendias, 2011). با توجه به شکل (۴-۱۰)، غلظت کادمیم در نمونه‌های رسوب مورد مطالعه از  $0.11$  تا  $5.21$  میلی‌گرم در کیلوگرم تغییر می‌کند. میانگین کادمیم در نمونه‌های اندازه‌گیری شده نزدیک به  $1.77$  میلی‌گرم در کیلوگرم است که بیش از غلظت میانگین جهانی رسوبات و مقدار توصیه شده توسط استاندارد کیفیت رسوب کانادا (ISQGS) است. بیشترین مقادیر کادمیم مربوط به ایستگاه‌های

۳، ۴، ۵ و ۶ (شمال و شرق دریاچه) می باشد که علت آن را می توان در درجه اول به ورود فاضلاب بخشی از روستاهای "کولان، محمده و سیف سفلی" در شرق و شمال شرقی دریاچه و همچنین زمین های کشاورزی اطراف دریاچه مرتبط دانست. علاوه بر این غلظت کادمیم در ایستگاه های شماره ۱ و ۱۶ در جنوب شرق دریاچه به علت ورود بخشی از فاضلاب شهر مریوان از جنوب شرقی دریاچه بسیار بالا رفته است. روند تغییرات غلظت عنصر کادمیم در سایر نقاط نمونه برداری پایین تر و تقریباً مشابه است (شکل ۴-۱۱).



شکل (۴-۱۰): تغییرات غلظت کادمیم در رسوبات بستر دریاچه زریوار

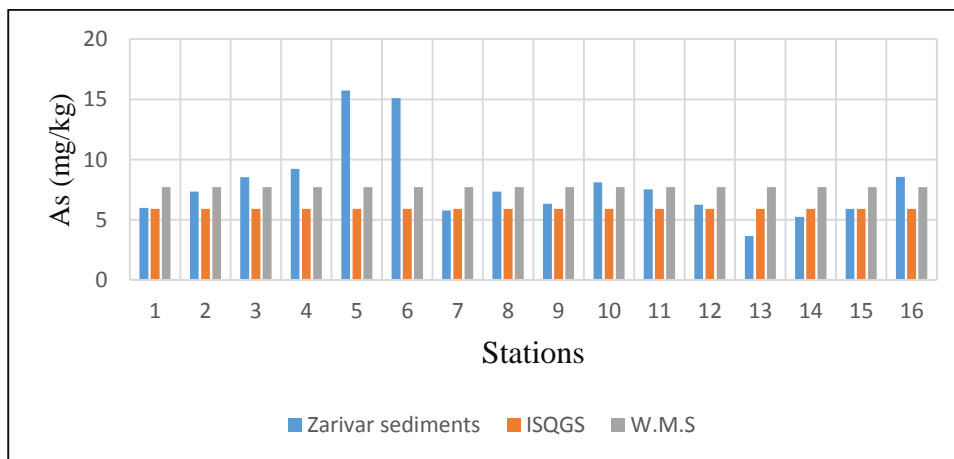


شکل (۴-۱۱): روند تغییرات غلظت کادمیم در رسوبات بستر دریاچه زریوار

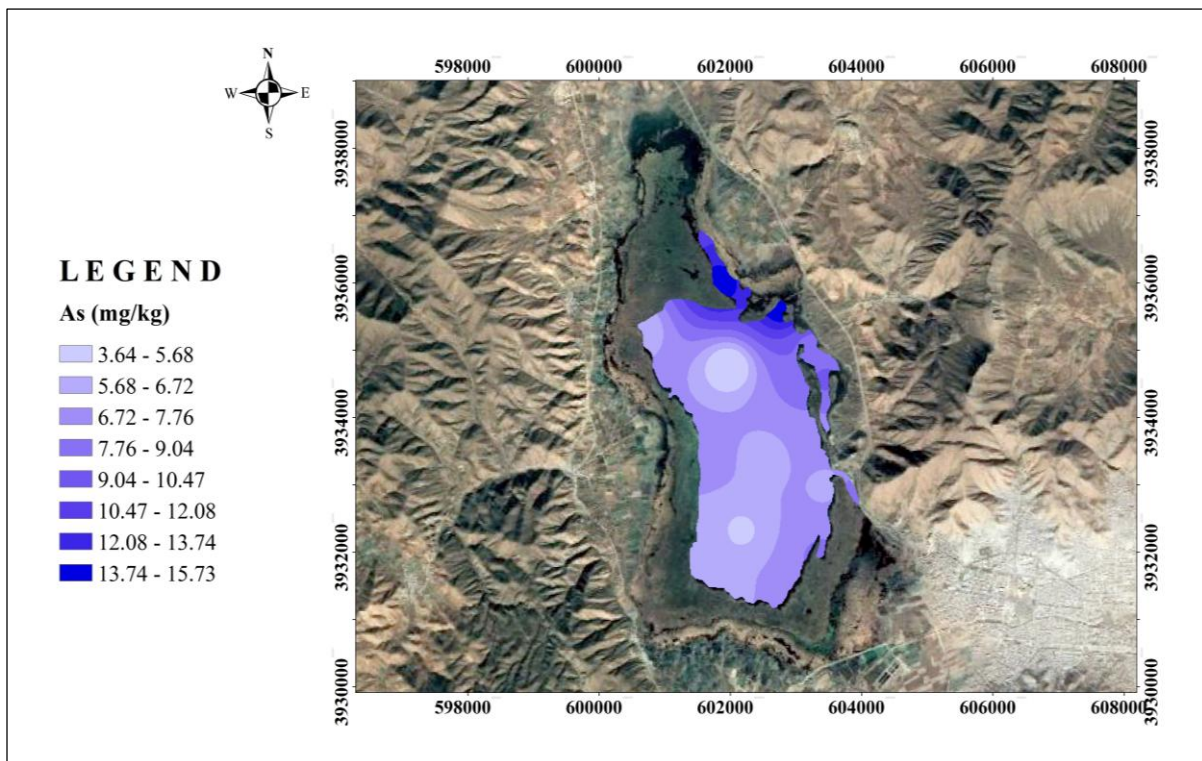
#### ۴-۳-۳- آرسنیک (As)

آرسینک شبه‌فلزی است که به طور گسترده در محیط توزیع و مقدار آن در پوسته (۲/۵ - ۵ mg/kg) است، که عمدتاً از طریق فعالیت‌های انسانی مانند تخلیه فاضلاب‌های خانگی و صنعتی و رواناب کشاورزی وارد محیط رسوبی و آبی می‌شود (Praveena et al, 2010). در موجودات آبی این شبه‌فلز عامل ایجاد سرطان و عامل تأثیرگذار در جهش ژنتیکی محسوب می‌شود. غلظت آرسنیک در نمونه‌های رسوب از ۳/۶۴ تا ۱۵/۷۴ میلی‌گرم در کیلوگرم تغییر می‌کند. میانگین غلظت آرسنیک در نمونه‌های اندازه‌گیری شده حدود ۷/۹۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم است که نزدیک به غلظت میانگین جهانی رسوبات و مقدار توصیه شده توسط استاندارد کیفیت رسوب کانادا (ISQGS) است (شکل ۴-۱۲). با توجه به تغییرات میزان آرسنیک در رسوبات بیشترین مقدار غلظت آرسنیک مربوط به دو ایستگاه شماره ۵ و ۶ است که به احتمال زیاد ناشی از ورود فاضلاب

روستاهای "محمد" و "سیف سفلی" و رواناب کشاورزی زمین‌های اطراف دریاچه در قسمت شمال شرق دریاچه است. همچنین غلظت آرسنیک در دو ایستگاه شماره ۳ و ۴ نیز بالاست که احتمالاً ناشی از ورود بخشی از فاضلاب روستای "کولان" و رواناب زمین‌های کشاورزی اطراف دریاچه است. غلظت آرسنیک در سایر نقاط نمونه‌برداری کمتر از مقادیر توصیه شده است و به احتمال زیاد مرتبط با لیتولوژی منطقه مورد مطالعه به ویژه وجود سازندهای کربناته و رسوبات کوارتزری مارنی است که حاوی رس بالایی بوده و می‌توانند آرسنیک را در خود جذب کنند (Bhattacharya et al., 2002). بنابراین مهم‌ترین عامل کنترل‌کننده غلظت آرسنیک دریاچه ابتدا سازندهای زمین‌شناسی منطقه و سپس منابع انسان‌زاد است که در نهایت باعث افزایش نسبی غلظت اولیه این عنصر در نمونه‌های رسوب شده‌اند (شکل ۴-۱۳).



شکل (۴-۱۲) تغییرات غلظت آرسنیک در رسوبات بستر دریاچه زیوار

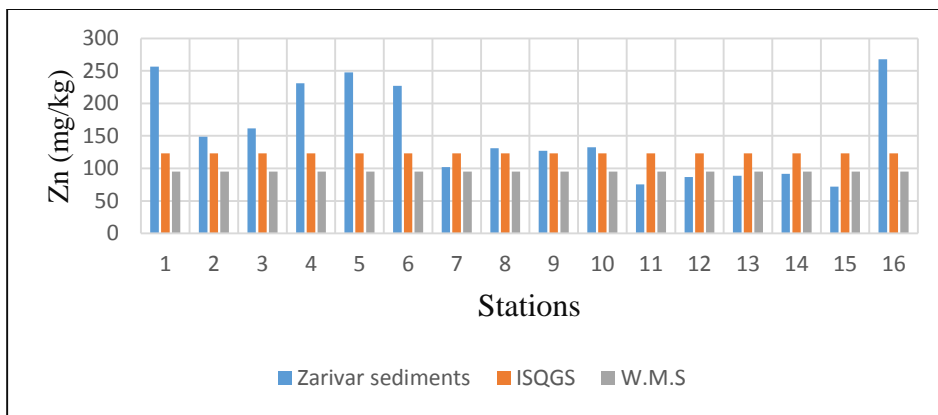


شکل (۴-۱۳): روند تغییرات غلظت آرسنیک در رسوبات بستر دریاچه زریوار

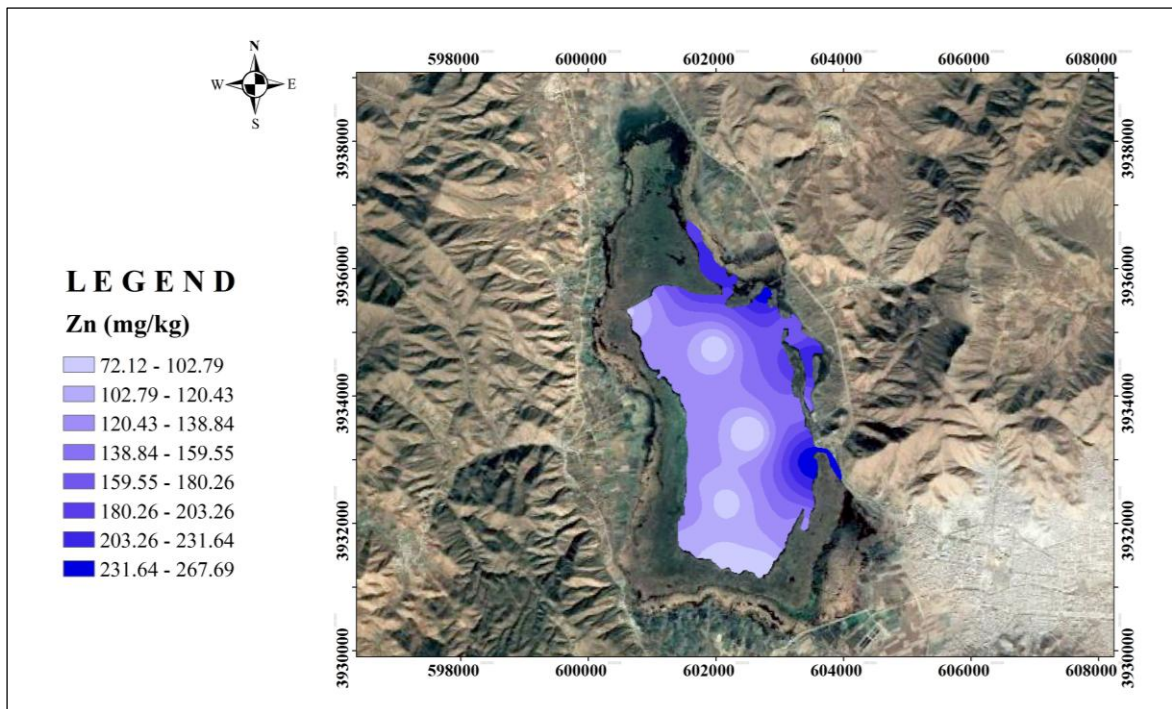
#### ۴-۳-۴- روی (Zn)

غلظت روی در پوسته زمین از  $50 - 80 \text{ mg/kg}$  تغییر می کند (Bowen, 1979). این فلز به صورت ترکیبات محلول به سرعت به وسیله واکنش با کربنات ها ته نشین می شوند، یا جذب کانی های نظیر کانی های رسی یا ترکیبات آلی می شود. در سیستم های آبی بخشی از روی در رسوبات و بخشی دیگر با انحلال پذیری کمتر به صورت یون های هیدرات روی و کمپلکس های آلی و غیر آلی وجود دارد (MacDonald, 1993). از منابع آلودگی روی زباله های شهری، کمپوست و مواد شیمیایی مورد استفاده در کشاورزی مانند آفت کش ها و کودها است. در نمونه های رسوب مورد مطالعه غلظت فلز روی در نمونه های رسوب از  $72/12$  تا  $267/72$  میلی گرم در کیلوگرم تغییر می کند. با توجه به شکل (۴-۱۴) غلظت این فلز در ۱۰ ایستگاه بیش از غلظت میانگین جهانی رسوبات و مقدار توصیه شده توسط استاندارد کیفیت رسوب کانادا (ISQGS) است. بیشترین مقدار روی مربوط به ایستگاه های ۱ و ۱۶ است که ناشی از ورود بخشی از فاضلاب شهر مریوان به جنوب

شرقی دریاچه است. در ایستگاه‌های ۳ و ۴ مقدار روی به دلیل ورود بخشی از فاضلاب روستای "کولان" و رواناب کشاورزی بالا رفته است. در ایستگاه‌های ۵ و ۶ غلظت روی نیز بالا است که علت آن را می‌توان به ورود فاضلاب روستاهای "محمد" و "سیف سفلی" و رواناب زمین‌های کشاورزی اطراف دریاچه مرتبط دانست. در سایر نقاط نمونه‌برداری غلظت روی عمدتاً ناشی از فعالیت‌های کشاورزی (ورود رواناب کشاورزی) در اطراف دریاچه است (شکل ۴-۱۵).



شکل (۴-۱۴): روند تغییرات غلظت روی در رسوبات بستر دریاچه زیروار



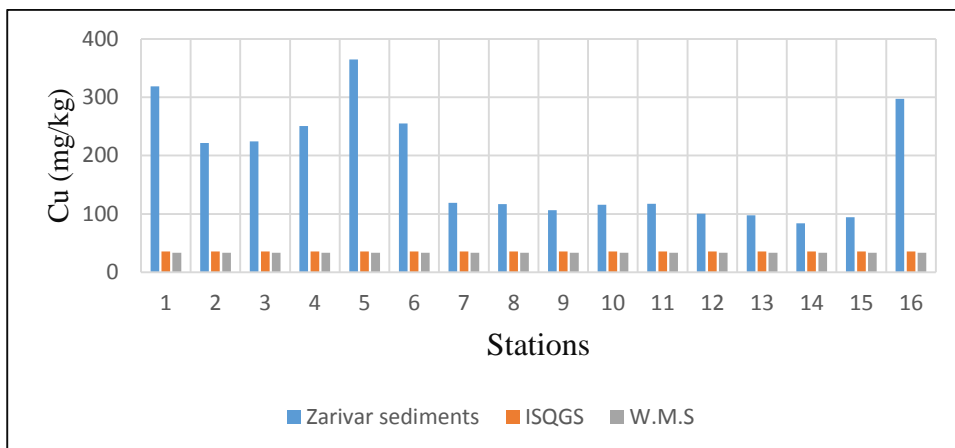
شکل (۴-۱۵): تغییرات غلظت روی در رسوبات بستر دریاچه زیروار

#### ۴-۳-۵- مس (Cu)

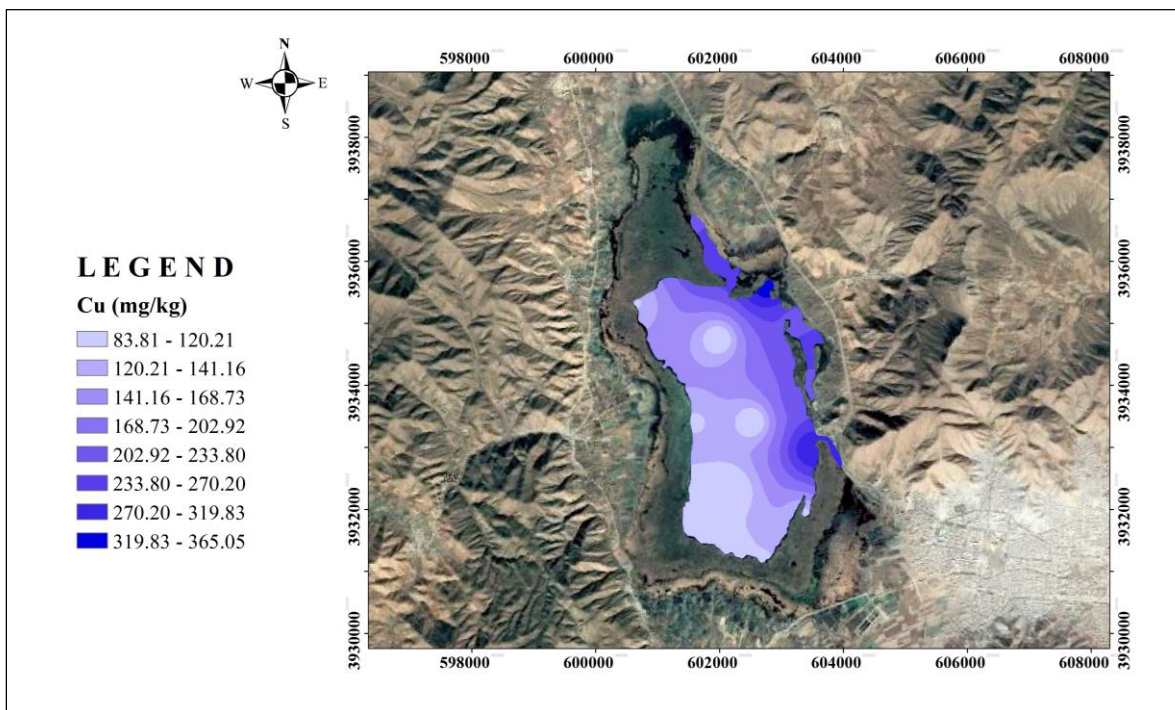
در پوسته زمین غلظت مس از ۷۵ - ۲۵ mg/kg تغییر می‌کند. این فلز به دلیل شعاع و بار یونی مشابه عناصری چون کلسیم، آهن و منگنز در ترکیبات آهکی و اکسیدهای آهن و منگنز جایگزین این عناصر شده و غلظت آن در رسوبات افزایش می‌یابد (Bradl, 2005). مس ریزمغذی و در عین حال سمی است و به شدت جذب ماده آلی، کربنات‌ها و رس می‌شود و زیست دسترس‌پذیری آن کاهش می‌یابد.

مس در مقادیر اندک هم برای سه گروه از جانوران مانند ماهی‌ها، بی‌مهرگان و دوزیستان بسیار سمی است غلظت این فلز در رسوبات توسط بافت و میزان pH کنترل می‌شود، به طوری که در رسوبات آهکی و ریزدانه با pH بالا (قلیایی) غلظت این فلز بالا است (Kabata- Pendias and Pendias, 2001). با توجه به شکل (۴-۱۶)، غلظت مس در نمونه‌های رسوب از ۸۳/۸ تا ۳۶۵/۰۷ میلی‌گرم در کیلوگرم (میانگین ۱۸۰/۳۱ میلی‌گرم در کیلوگرم) تغییر می‌کند. غلظت مس در تمامی ایستگاه‌های نمونه‌برداری بسیار بالاتر از غلظت میانگین جهانی رسوبات و مقدار توصیه شده توسط استاندارد کیفیت رسوب کانادا (ISQGS) است. با توجه به شکل (۴-۱۷)، غلظت بالای مس احتمالاً ناشی از فعالیت‌های انسان‌زاد در اطراف دریاچه نظیر ورود فاضلاب برخی از روستاهای شرق و شمال شرقی دریاچه و فعالیت‌های کشاورزی است. علاوه بر عوامل یاد شده، بخشی از غلظت مس را می‌توان به ورود رودخانه‌های فصلی که از سازندهای کربناته دگرگون شده در منطقه مورد مطالعه عبور می‌کند مرتبط دانست. در ایستگاه‌های ۱ و ۱۶ در جنوب شرقی دریاچه افزایشی در میزان مس در اثر ورود بخشی از فاضلاب شهر مریوان مشاهده می‌شود که این روند در مورد فلزاتی مانند سرب، کادمیم و روی نیز صادق است.





شکل (۴-۱۶) تغییرات غلظت مس در رسوبات بستر دریاچه زیروار



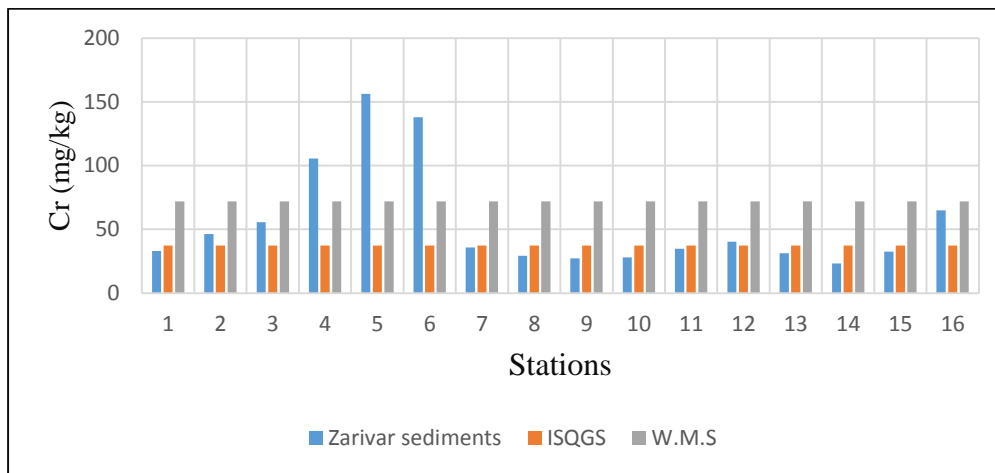
شکل (۴-۱۷) روند تغییرات غلظت مس در رسوبات بستر دریاچه زیروار

#### ۴-۳-۶- کروم (Cr)

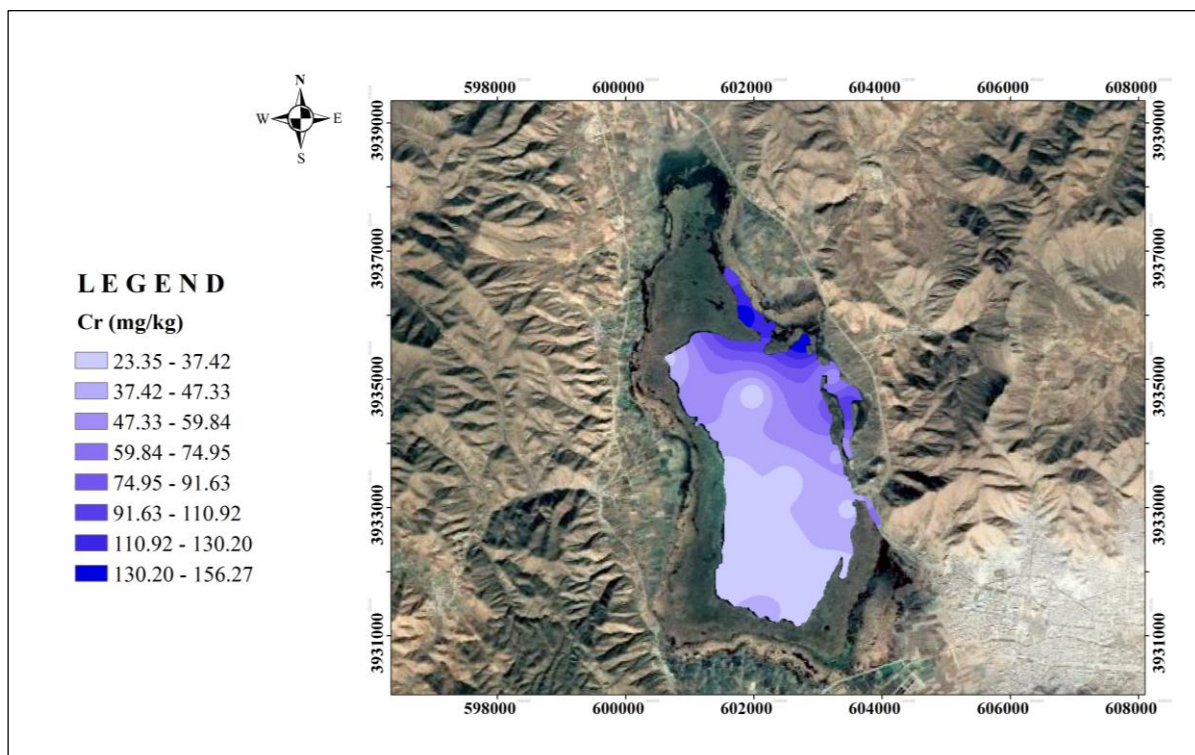
در پوسته زمین، میانگین غلظت کروم حدود  $126 \text{ mg/kg}$  است (Bowen, 1979). این فلز در سنگ‌های آذرین عمدتاً با کانی‌های مافیک مانند پیروکسن‌ها و آمفیبول‌ها همراه است. از منابع انسان‌زاد فلز کروم در محیط می‌توان به کودهای شیمیایی، فاضلاب شهری و صنعتی و همچنین می‌توان به بارش‌های جوی اشاره کرد (Luo et al., 2009). ژئوشیمی کروم پیچیده است، زیرا به آسانی از حالت اکسیداسیون به حالت‌های دیگر تبدیل می‌شود، همچنین این عنصر با آهن و منگنز ارتباط ژئوشیمیایی دارد. از طرف دیگر کروم یک ریزمغذی طبیعی ضروری برای متابولیسم در انسان و حیوانات است و همچنین کنترل‌کننده متابولیسم گلوکز و لیپیدها است. کروم در محیط‌های آبی دچار زیست‌افزایی (Biomagnification) می‌شود اما با این وجود، کروم طیف بزرگی از اثرات نامطلوب را بر در موجودات آبی باقی می‌گذارد.

اثرات سمی کروم در درجه اول در سطح پایین زنجیره غذایی مشاهده می‌شود. اثرات بالقوه‌ی اکولوژیکی ناشی از قرار گرفتن در معرض مستقیم کروم بر جاندارانی نظیر جلبک‌ها، بی‌مهرگان کف‌زی، دوزیستان و ماهی‌های آب شیرین است.

در نمونه‌های رسوب غلظت کروم از  $23/35$  تا  $156/28$  میلی‌گرم در کیلوگرم (میانگین  $55/14$  میلی‌گرم در کیلوگرم) تغییر می‌کند (شکل ۴-۱۸). با توجه به شکل (۴-۱۹) نیز بیشترین مقدار کروم مربوط به ایستگاه‌های ۵ و ۶ در نزدیکی ورودی رودخانه قزلچه سو و کمترین مقدار آن مربوط به ایستگاه ۱۴ است. با توجه به نزدیک بودن غلظت کروم به مقدار میانگین آن در رسوبات جهانی، این فلز به احتمال زیاد مرتبط با لیتولوژی منطقه مورد مطالعه است و دارای منشأ طبیعی (زمین‌زاد) است. در حالت کلی کروم در محیط آبی انحلال‌پذیری کمی داشته و تحت شرایط قلیایی به راحتی جذب کانی‌های رسی و یا ماده آلی رسوبات می‌شود (Bradl, 2005).



شکل (۴-۱۸) تغییرات غلظت کروم در رسوبات بستر دریاچه زریوار

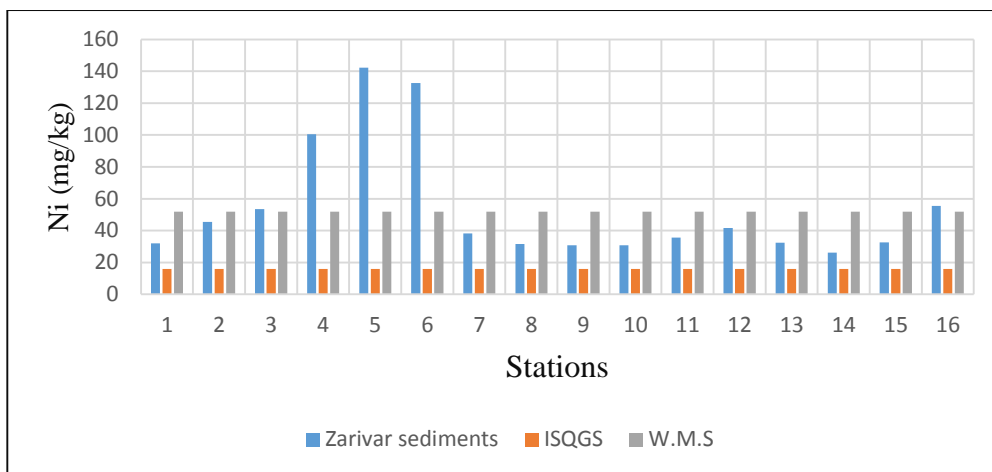


شکل (۴-۱۹) روند تغییرات غلظت کروم در رسوبات بستر دریاچه زریوار

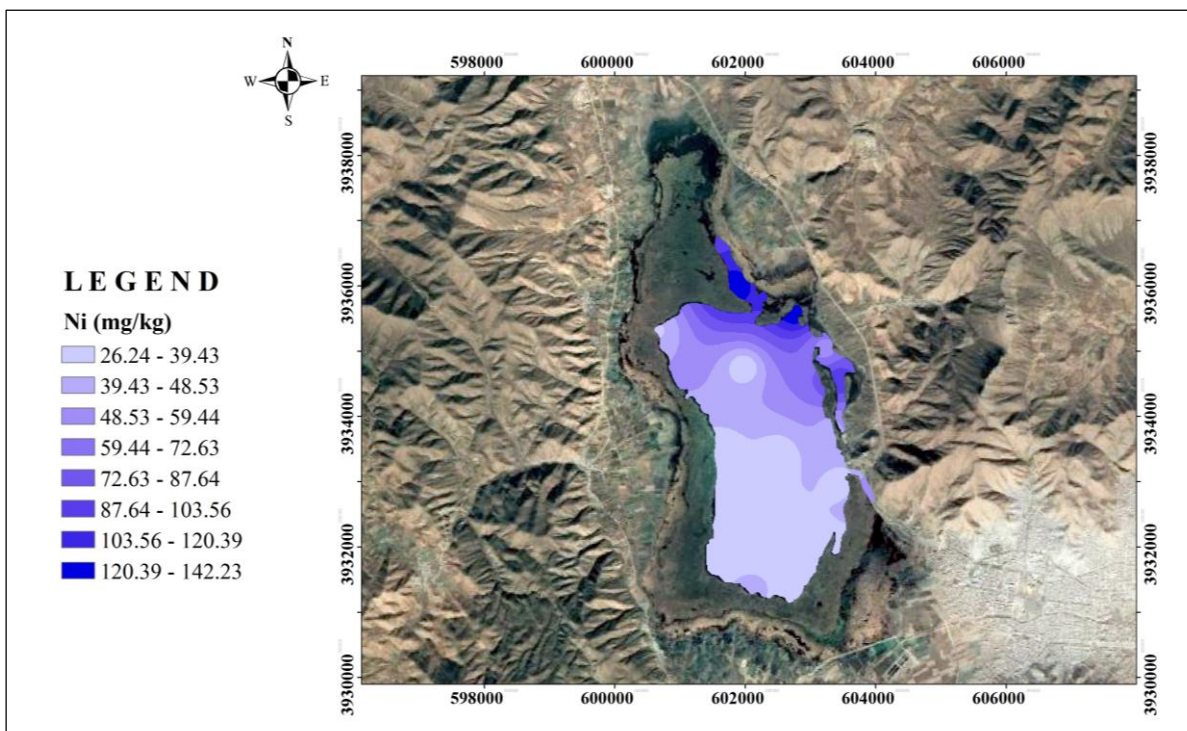
#### ۴-۳-۷- نیکل (Ni)

متوسط غلظت نیکل در پوسته زمین حدود  $20 \text{ mg/kg}$  است و در سنگ‌های الترامافیک مانند سرپانتینیت و دونیت حضور دارد. بعد از فرسایش، بخش عمده نیکل در محیط آبی همراه با اکسیدهای آهن و منگنز هم‌ته‌نشین (Co-precipitation) می‌شود. علاوه بر آن، مواد آلی توانایی بالایی در جذب نیکل دارند. این فلز از طریق بسیاری از عوامل انسان‌زاد مانند فعالیت‌های صنعتی، کشاورزی و شهری وارد محیط آبی می‌شوند (Bradl, 2005). از نظر سم شناختی نیکل یک فلز سرطان‌زا و عامل جهش است. برخی اثرات مشاهده شده نیکل در محیط‌های آبی شامل آسیب بافتی، کاهش رشد و سمیت ژنتیکی (Genotoxicity) است در این میان نرم‌تنان و خرچنگ‌ها نسبت به سایر ارگانیزم‌ها حساس‌ترند.

با توجه به شکل (۴-۲۰) غلظت نیکل در نمونه‌های رسوب مورد مطالعه از  $26/24$  تا  $142/24$  میلی‌گرم در کیلوگرم (میانگین  $53/85$  میلی‌گرم در کیلوگرم) تغییر می‌کند. مقایسه غلظت نیکل با غلظت این عنصر در میانگین جهانی رسوبات ( $52 \text{ kg/mg}$ ) نشان‌دهنده این است که غلظت نیکل در ۱۱ نقطه نمونه‌برداری کمتر از غلظت میانگین جهانی رسوبات و مقدار توصیه‌شده توسط استاندارد کیفیت رسوب کانادا (ISQGS) است. بیشترین مقدار این عنصر در ایستگاه‌های شماره ۴، ۵ و ۶ در نزدیک ورودی رودخانه "فزلچه سو" است و به زمین‌شناسی منطقه مرتبط دانست (شکل ۴-۲۱). عدم تغلیظ فلز نیکل در سایر نقاط مورد مطالعه بیانگر عدم وجود منشأ انسان‌زاد در سایر نقاط دریاچه است. به نظر می‌رسد این عنصر ناشی از لیتولوژی اطراف دریاچه و فرسایش سنگ‌های دگرگونی و آذرین در پیرامون دریاچه است.



شکل (۴-۲۰) تغییرات غلظت نیکل در رسوبات بستر دریاچه زریوار



شکل (۴-۲۱): روند تغییرات غلظت نیکل در رسوبات بستر دریاچه زریوار

## ۴-۴- ارزیابی آلودگی رسوبات با استفاده از شاخص‌های ژئوشیمیایی

به منظور تعیین درجه و شدت آلودگی رسوبات دریاچه زریوار از شاخص‌های ژئوشیمیایی ضریب غنی‌شدگی (Enrichment Factor) و ضریب زمین‌انباشت (Geo-accumulation index) و همچنین شاخص ارزیابی اکولوژیک استفاده گردید، که در زیر به شرح آنها پرداخته می‌شود.

### ۴-۴-۱- ضریب غنی‌شدگی (Enrichment Factor)

در محاسبه ضریب غنی‌شدگی از غلظت میانگین عناصر در پوسته بالائی (Bowen. 1979) استفاده شده و عنصر اسکاندیم (Sc) به عنوان عنصر مرجع در نظر گرفته شد. ضریب غنی‌شدگی فلزات مورد مطالعه با توجه به معادله (۳-۳) محاسبه شده (جدول ۴-۴) و نمودار آن رسم گردید (شکل ۴-۲۲).

با توجه به جدول (۴-۴) ضریب غنی‌شدگی برای عنصر آرسنیک از ۳/۴ تا ۶۹/۸۴ تغییر می‌کند و از این نظر این عنصر در رده‌های غنی‌شدگی متوسط تا بی‌نهایت شدید قرار می‌گیرد. کمترین میزان غنی‌شدگی مربوط به ایستگاه ۱۰ می‌باشد که در رده غنی‌شدگی متوسط قرار دارد. بالاترین میزان غنی‌شدگی آرسنیک مربوط به ایستگاه‌های شماره ۳، ۴، ۵ و ۱۶ است که می‌تواند دلیلی بر منشأ عمدتاً غیرطبیعی آرسنیک در این نقاط باشد. بیشترین ضریب غنی‌شدگی عنصر کادمیم در ۷ ایستگاه‌های (۱، ۲، ۳، ۴، ۵، ۶ و ۸) در رده غنی‌شدگی شدید تا بی‌نهایت شدید قرار می‌گیرد که می‌تواند به منشأ عمدتاً غیرطبیعی کادمیم در این نقاط مربوط باشد. کادمیم در سایر نقاط غنی‌شدگی نسبتاً شدید نشان می‌دهد. ضریب غنی‌شدگی برای عنصر کروم از ۱/۵۹ تا ۵/۲ تغییر می‌کند و از این نظر در رده‌های غنی‌شدگی اندک تا نسبتاً شدید قرار می‌گیرد. بالاترین میزان غنی‌شدگی مربوط به ایستگاه ۵ و کمترین آن مربوط به ایستگاه شماره ۱۵ است. ضریب غنی‌شدگی برای فلز مس نیز از ۷/۴۱ تا ۷۲/۹۵ متغیر است. این فلز در ایستگاه‌های ۱، ۲، ۳، ۴، ۷، ۸، ۹ و ۱۴ از لحاظ غنی‌شدگی در رده خیلی شدید قرار دارد و در سایر ایستگاه‌ها غنی‌شدگی نسبتاً شدید نشان می‌دهد.

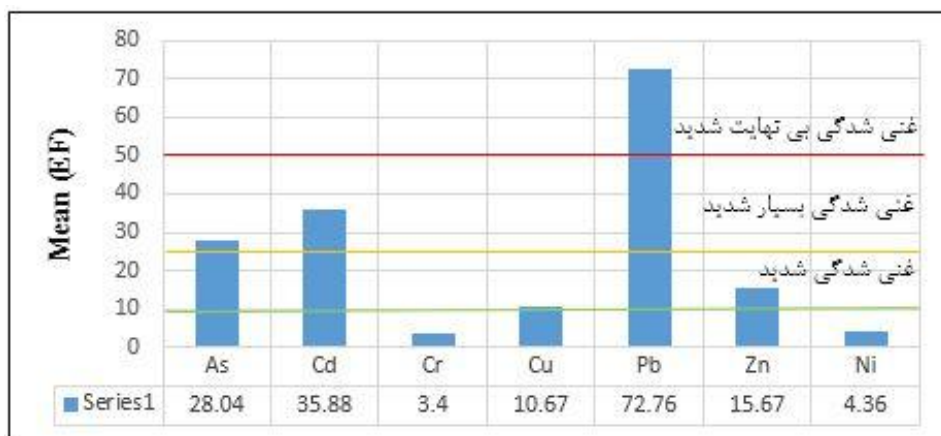
برای فلز سرب ضریب غنی‌شدگی از ۱۶/۴۴ تا ۲۲۵/۱۲ تغییر می‌کند و از این نظر سرب در رده‌های غنی‌شدگی شدید تا بی‌نهایت شدید قرار می‌گیرد. بالا بودن ضریب غنی‌شدگی را می‌توان به منشأ عمدتاً غیرطبیعی سرب به‌ویژه حرکت قایق‌های بنزین سوز در دریاچه نسبت داد. ضریب غنی‌شدگی برای فلز روی غنی‌شدگی در رده‌های متوسط تا خیلی شدید را نشان می‌دهد. بالاترین غلظت روی مربوط به ایستگاه ۱ و کمترین آن مربوط به ایستگاه ۵ است. برای فلز نیکل بالاترین ۶/۵۲ و کمترین آن ۱/۸۰ بدست آمد و از این نظر فلز نیکل غنی‌شدگی اندک تا نسبتاً شدید در رسوبات نشان می‌دهد.

به‌طور کلی مقایسه میانگین غنی‌شدگی و فلزات مختلف در دریاچه زریوار (شکل ۴-۲۲) نشان می‌دهد که برای فلزات مختلف میزان غنی‌شدگی از ۳/۴ تا ۷۲/۷ تغییر می‌کند. در این میان ضریب غنی‌شدگی کروم، مس، روی و نیکل در محدوده غنی‌شدگی اندک تا نسبتاً شدید قرار می‌گیرد. برای سه فلز دیگر یعنی آرسنیک، کادمیم و سرب ضریب غنی‌شدگی در رده خیلی شدید تا بی‌نهایت شدید است. در چارچوب داده‌های موجود می‌توان منشأ احتمالی فلزات کروم و نیکل در نمونه‌های رسوب را عمدتاً طبیعی و به زمین‌شناسی منطقه نسبت داد. در مقابل غلظت سه فلز کادمیم، آرسنیک و سرب در رسوبات احتمالاً تحت تأثیر عوامل انسان‌زاد افزایش یافته است.

جدول (۴-۴): ضریب غنی‌شدگی فلزات برای نمونه‌های رسوب دریاچه زریوار

Station	As	Cd	Cr	Cu	Pb	Zn	Ni
۱	۴۵/۵۶	۵۴/۱۳	۳/۷۷	۳۰/۱۳	۲۲۵/۱۲	۳۹/۱۳	۴/۴۵
۲	۷/۴۷	۳۹/۳۱	۲/۶۰	۳۱/۱۵	۱۰۱/۴۱	۱۱/۱۴	۳/۱۸
۳	۶۸/۰۸	۹۰/۵۹	۲/۲۰	۳۴/۴۴	۶۰/۸۴	۲۳/۹۵	۲/۶۵
۴	۶۹/۸۴	۶۸/۲۸	۱/۸۷	۳۲/۶۸	۳۲/۲۹	۱۸/۹۲	۲/۲۲
۵	۵۵/۷۹	۶۳/۲۸	۵/۲۰	۷۲/۹۵	۷۸/۶۸	۳/۳۵	۱/۸۰
۶	۴۵/۶۷	۵۲/۵۰	۴/۸۵	۷/۵۷	۲۳/۲۰	۴/۴۹	۲/۴۶
۷	۱۴/۹۴	۸/۸۵	۴/۲۴	۲۸/۱۵	۴۳/۹۹	۱۶/۱۱	۵/۶۶
۸	۲۲/۶۰	۲۶/۴۷	۴/۰۸	۳۲/۴۵	۵۰/۰۵	۲۴/۳۳	۵/۴۹
۹	۱۰/۹۳	۹/۰۹	۴/۳۸	۳۴/۰۷	۴۴/۷۳	۱۰/۶۰	۶/۱۷
۱۰	۳/۴۰	۹/۴۹	۳/۸۱	۱۷/۸۳	۱۶/۴۴	۸/۵۵	۵/۲۲
۱۱	۷/۸۴	۸/۶۲	۲/۰۵	۸/۹۰	۷۴/۴۸	۱۳/۹۷	۶/۲۰
۱۲	۹/۲۰	۶/۲۷	۳/۰۲	۱۵	۵۰/۷۴	۸/۶۵	۳/۸۸
۱۳	۸/۸۲	۸/۸۲	۵	۲۴/۹۱	۸۲/۱۱	۵/۴۷	۶/۴۸
۱۴	۸/۶۵	۸/۶۵	۳/۷۴	۲۶/۸۲	۸۵/۸۵	۱۹/۵۴	۵/۲۴
۱۵	۶/۹۲	۶/۹۲	۱/۵۹	۷/۴۱	۸۸/۹۹	۱۵/۳۹	۶/۵۲
۱۶	۶۲/۹۳	۱۱۴/۴۲	۱/۹۳	۱۷/۶۸	۱۰۵/۲۲	۲۷/۱۶	۲/۰۵
Mean	۲۸/۰۴	۳۵/۸۸	۳/۳۹	۱۰/۶۷	۷۲/۷۶	۱۵/۶۷	۴/۳۶

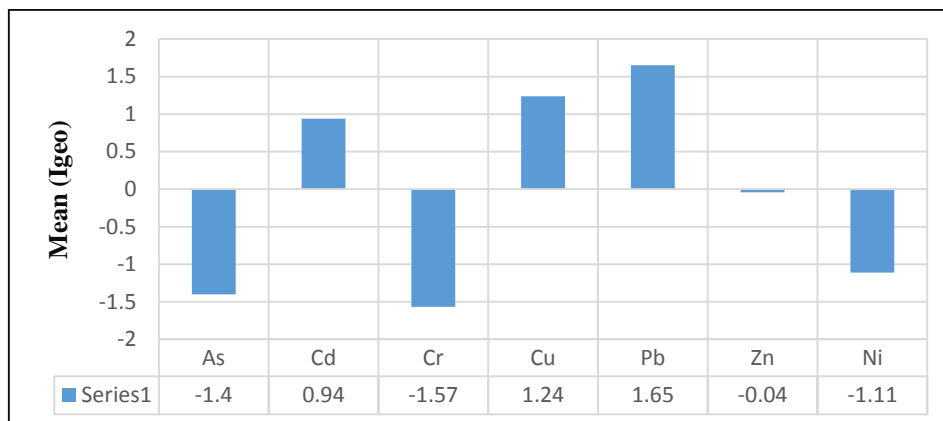




شکل (۴-۲۲): میانگین ضریب غنی‌شدگی برای فلزات مورد مطالعه

#### ۴-۲-۴- ضریب زمین انباشت (Geo-accumulation index)

به منظور محاسبه شاخص زمین انباشت از غلظت میانگین فلزات در شیل و از معادله (۳-۴) استفاده شد (جدول ۴-۵) و نمودار تغییرات آن رسم گردید (شکل ۴-۲۳). شبه‌فلز آرسنیک در تمام ایستگاه‌های نمونه‌برداری دارای شاخص زمین انباشت منفی است، علاوه بر آن دو فلز کروم و نیکل به جزء در ایستگاه‌های شماره ۵ و ۶ که دارای شاخص زمین انباشت غیر آلوده تا کمی آلوده است در سایر نقاط نمونه‌برداری دارای شاخص زمین انباشت منفی هستند که طبق جدول (۳-۳) در طبقه‌بندی ضریب زمین انباشت در رده غیر آلوده قرار می‌گیرند. شاخص زمین انباشت فلز روی در ۹ ایستگاه منفی است و طبق طبقه‌بندی ضریب زمین انباشت در رده غیر آلوده قرار می‌گیرد. این فلز در سایر نقاط در رده کمی آلوده قرار می‌گیرد. فلز مس در ایستگاه‌های ۱، ۵ و ۱۶ در رده کمی آلوده تا خیلی آلوده، در ایستگاه‌های ۲، ۳، ۴ و ۶ در رده کمی آلوده و در سایر ایستگاه‌ها در رده غیر آلوده تا کمی آلوده قرار می‌گیرد. سرب در ایستگاه‌های ۲، ۳، ۶ و ۱۶ آلودگی زیاد، در ایستگاه‌های ۱ و ۴ در رده خیلی آلوده قرار می‌گیرد که علت آن را می‌توان به عوامل انسان‌زاد همچون ورود فاضلاب خانگی، فعالیت‌های کشاورزی و حرکت قایق‌های بنزین سوز مرتبط دانست. کادمیم در ایستگاه‌های ۲ و ۱۰ در رده کمی آلوده، در ایستگاه‌های ۳ و ۶ در رده کمی آلوده تا خیلی آلوده و در ایستگاه‌های ۱، ۴، ۵ و ۱۶ در رده خیلی آلوده قرار می‌گیرد که علت آن تأثیر عوامل انسان‌زاد است.



شکل (۴-۲۳): میانگین ضریب زمین انباشت برای فلزات مورد مطالعه در رسوبات دریاچه زریوار

جدول (۴-۵): ضریب زمین انباشت فلزات برای نمونه‌های رسوبات دریاچه زریوار

Station	As	Cd	Cr	Cu	Pb	Zn	Ni
۱	-۱/۷۱	۳/۵۳	-۲/۰۳	۲/۲۴	۳/۲	۰/۸۵	-۱/۶۷
۲	-۱/۴۱	۱/۴۶	-۱/۵۴	۱/۷۲	۲/۰۶	۰/۰۶	-۱/۱۷
۳	-۱/۱۹	۲/۴۸	-۱/۲۸	۱/۷۳	۲/۳۷	۰/۱۸	-۰/۲۲
۴	-۱/۰۸	۳/۲۳	-۰/۳۶	۱/۸۹	۳/۰۹	۰/۷	-۰/۰۲
۵	-۰/۳۱	۳/۲۴	۰/۲۱	۲/۴۴	۰/۶۸	۰/۸	۰/۴۸
۶	-۰/۳۷	۲/۸۱	۰/۰۳	۱/۹۲	۲/۸۷	۰/۶۷	۰/۳۷
۷	-۱/۷۵	-۲	-۱/۹۲	۰/۸۱	۱/۲۶	-۰/۵	-۱/۴۱
۸	-۱/۴۱	-۰/۵	-۲/۲	۰/۷۹	۰/۴۱	-۰/۱	-۱/۶۹
۹	-۱/۶۲	-۱/۲	-۲/۳	۰/۶۶	۰/۳۷	-۰/۲	-۱/۷۲
۱۰	-۱/۲۶	۱/۴۴	-۲/۲۶	۰/۷۸	۱/۴۴	-۰/۱	-۱/۷۳
۱۱	-۱/۳۷	-۰/۸	-۱/۹۵	۰/۸	۰/۳۱	-۰/۹	-۱/۵۱
۱۲	-۱/۶۴	-۱/۱	-۱/۷۴	۰/۵۷	۱/۶۶	-۰/۷	-۱/۲۹
۱۳	-۲/۴۲	۰/۳۴	-۲/۱۱	۰/۵۳	۱/۲۶	-۰/۷	-۱/۶۵
۱۴	-۱/۹	-۰/۷	-۲/۵۳	۰/۳۱	۱/۳۲	-۰/۶	-۱/۹۶
۱۵	-۱/۷۲	-۰/۴	-۲/۰۵	۰/۴۸	۱/۳۸	-۱	-۱/۶۴
۱۶	-۱/۱۹	۳/۲۴	-۱/۰۶	۲/۱۴	۲/۸۱	۰/۹۱	-۰/۸۸
Mean	-۱/۴	۰/۹۴	-۱/۵۷	۱/۲۴	۱/۶۵	-۰/۰۴	-۱/۱۱

#### ۴-۵- شاخص ارزیابی ریسک اکولوژیک (RI)

نتایج محاسبه ریسک اکولوژیک رسوبات نسبت به فلزات سنگین بررسی شده در جدول (۴-۶) آمده است. بر اساس نتایج برآورد ریسک اکولوژیک و مقایسه آنها با رده‌بندی ریسک اکولوژیک (جدول ۳-۵)، دریاچه زریوار از نظر فلزات سرب و کادمیم به ترتیب دارای ریسک اکولوژیک بالا و بسیار بالا است. از طرف دیگر فلزات روی، مس، نیکل، کروم و شبه‌فلز آرسنیک ریسک اکولوژیک کم دارند. به طور کلی دریاچه زریوار نسبت به فلزات مورد مطالعه دارای ریسک اکولوژیک متوسط است. علاوه بر آن، فاکتور یا ضریب آلودگی (Cf) برای فلزات مورد مطالعه نیز در جدول (۴-۶) آمده است. با توجه به جدول (۴-۶)، فلزات کروم، نیکل و شبه‌فلز آرسنیک ضریب آلودگی (Cf) پایینی دارند. فلزات مس و روی دارای ضریب آلودگی متوسط و دو فلز کادمیم و سرب به ترتیب دارای ضریب آلودگی بالا و بسیار بالا هستند.

جدول (۴-۶): نتایج شاخص ارزیابی ریسک اکولوژیک در رسوبات دریاچه زریوار

	As	Cd	Cr	Cu	Pb	Zn	Ni
Cf	0/61	5/9	0/61	1/23	16/9	1/6	0/79
contamination factor	Light	Heavy	Light	Moderate	Very heavy	Moderate	Light
Er	6/09	177/1	1/23	6/13	84/51	1/61	1/58
Ecological Risk	Light	Very heavy	Light	Light	Heavy	Light	Light
RI	278/25 Moderate						

#### ۴-۶- تحلیل آماری داده‌ها

در این پژوهش برای تحلیل داده‌های به دست آمده، تعیین رابطه آنها با یکدیگر و همچنین طبقه‌بندی متغیرهای اندازه‌گیری شده از روش‌های آماری چون تحلیل همبستگی (Correlation Analysis)، تحلیل خوشه‌ای (Cluster Analysis) و تحلیل مؤلفه اصلی (Principal Component Analysis) استفاده گردید. این روش‌ها در حقیقت قادرند ضمن توصیف کمی از ویژگی‌های داده‌های موجود، اطلاعاتی در مورد روابط

بین متغیرهای اندازه‌گیری شده، عوامل مؤثر بر تغییرپذیری داده و یا فرآیندهای اصلی کنترل‌کننده آنها و همچنین منشاء احتمالی متغیرها در اختیار قرار دهند. کلیه محاسبات و آزمون‌های آماری مورد نظر با استفاده از نرم‌افزار SPSS (Version. 22) انجام گردید.

#### ۴-۶-۱- تحلیل همبستگی داده‌ها

جهت تعیین رابطه آماری غلظت فلزات با یکدیگر و همچنین با پارامترهای فیزیکوشیمیایی نمونه‌های رسوب از ضریب همبستگی پیرسون (Pearson Correlation) استفاده گردید. در جدول (۴-۷) ضریب همبستگی محاسبه شده بین فلزات و پارامترهای فیزیکوشیمیایی نمونه‌های رسوب در دو سطح معنادار ۰/۰۱ و ۰/۰۵ آورده شده است.

همانطور که مشاهده می‌شود سه فلز نیکل، کروم و آرسنیک در سطح اطمینان ۰/۰۱ با یکدیگر رابطه مثبت و معناداری نشان می‌دهد. همبستگی این فلزات با یکدیگر احتمالاً نشان‌دهنده منشأ یکسان (طبیعی یا زمین‌زاد) آنها در نمونه‌های رسوب دریاچه زریوار است. از طرف دیگر چهار فلز سرب، کادمیم، روی و مس در سطح اطمینان ۰/۰۱ با یکدیگر رابطه مثبت و معناداری دارا هستند. همبستگی این فلزات با یکدیگر گویای منشأ متفاوت و عمدتاً انسان‌زاد این فلزات در رسوبات دریاچه است. در این میان موقعیت شبه‌فلز آرسنیک مشکوک است. رابطه مثبت با نیکل و کروم و از طرف دیگر ارتباط آن با سایر فلزات احتمالاً نشان‌دهنده منشأ دوگانه این عنصر در رسوبات دریاچه است، علاوه بر آن آرسنیک به علت شبه‌فلز بودن، گاه رفتاری مشابه با سایر فلزات نشان می‌دهد. برای درک بهتر رابطه متغیرها و تعیین منشأ فلزات، رابطه آنها با خواص فیزیکوشیمیایی نمونه‌های رسوب نیز مورد بررسی قرار گرفت. همانطور که از جدول (۴-۷) مشخص است pH با هیچ‌یک از فلزات رابطه آماری با اهمیت نشان نمی‌دهد که علت آن احتمالاً بازه کم تغییرات pH (۷/۹۲ - ۷/۱۳) در نمونه‌های رسوب است. ماده آلی رسوبات ارتباط ضعیفی با سه فلز آرسنیک، نیکل و کروم نشان می‌دهد. ماده آلی نقش مهمی در جذب و پراکندگی فلزات در رسوبات ایفا می‌کند. از

طرف دیگر دو پارامتر فیزیکوشیمیایی شامل رس و درصد کربنات با هیچ‌یک از فلزات رابطه معناداری نشان نمی‌دهند.

جدول (۷-۴) همبستگی فلزات سنگین و پارامترهای فیزیکوشیمیایی رسوبات

	pH	CaCO <sub>3</sub>	OM	Clay	As	Cd	Cr	Cu	Pb	Zn	Ni
pH	۱ /۰۹۹	/۴۲۷ /۰۹۹	-/۴۲۱ /۱۰۴	/۶۷۸** /۰۰۴	-/۶۴۲** /۰۰۷	-/۴۸۷ /۰۵۶	-/۵۰۴* /۰۴۶	-/۵۳۹* /۰۳۱	-/۴۱۳ /۱۱۱	-/۵۷۷* /۰۱۹	-/۵۱۶* /۰۴۱
CaCO <sub>3</sub>	/۴۲۷ /۰۹۹	۱ /۴۸۵	-/۱۸۸ /۴۸۵	/۶۲۴** /۰۱۰	-/۷۵۵** /۰۰۱	-/۴۷۷ /۰۶۲	-/۸۱۹** ...	-/۵۸۴* /۰۱۷	-/۵۴۱* /۰۳۱	-/۵۴۸* /۰۲۸	-/۸۴۱** ...
OM	-/۴۲۱ /۱۰۴	-/۱۸۸ /۴۸۵	۱ /۱۳۳	-/۳۹۲ /۱۳۳	/۲۶۶ /۳۱۹	-/۱۰۵ /۶۹۸	/۱۵۷ /۵۶۱	/۰۲۵ /۹۲۶	-/۰۴۲ /۸۷۷	/۰۲۱ /۹۳۷	/۲۱۲ /۴۳۰
Clay	/۶۷۸** /۰۰۴	/۶۲۴** /۰۱۰	-/۳۹۲ /۱۳۳	۱ /۱۳۳	-/۶۴۴** /۰۰۷	-/۵۹۳* /۰۱۶	-/۵۶۷* /۰۲۲	-/۶۹۳** /۰۰۳	-/۶۳۵** /۰۰۸	-/۶۳۷** /۰۰۸	-/۵۷۲* /۰۲۱
As	-/۶۴۲** /۰۰۷	-/۷۵۵** /۰۰۱	/۲۶۶ /۳۱۹	-/۶۴۴** /۰۰۷	۱ /۰۰۷	/۵۹۱* /۰۱۶	/۸۴۴** ...	/۶۸۶** /۰۰۳	/۶۴۷** /۰۰۷	/۶۵۲** /۰۰۶	/۸۵۳** ...
Cd	-/۴۸۷ /۰۵۶	-/۴۷۷ /۰۶۲	-/۱۰۵ /۶۹۸	-/۵۹۳* /۰۱۶	/۵۹۱* /۰۱۶	۱ /۰۱۶	/۶۸۵** /۰۰۳	/۸۹۸** ...	/۸۹۹** ...	/۸۸۴** ...	/۶۴۴** /۰۰۷
Cr	-/۵۰۴** /۰۴۶	-/۸۱۹** ...	/۱۵۷ /۵۶۱	-/۵۶۷** /۰۲۲	/۸۴۴** ...	/۶۸۵** /۰۰۳	۱ /۰۰۳	/۷۷۱** ...	/۷۵۳** /۰۰۱	/۶۸۷** /۰۰۳	/۹۹۶** ...
Cu	-/۵۳۹** /۰۳۱	-/۵۸۴** /۰۱۷	/۰۲۵ /۹۲۶	-/۶۹۳** /۰۰۳	/۶۸۶** /۰۰۳	/۸۹۸** ...	/۷۷۱** ...	۱ ...	/۹۴۰** ...	/۹۲۳** ...	/۷۳۰** /۰۰۱
Pb	-/۴۱۳ /۱۱۱	-/۵۴۱* /۰۳۱	-/۰۴۲ /۸۷۷	-/۶۳۵** /۰۰۸	/۶۴۷** /۰۰۷	/۸۹۹** ...	/۷۵۳** /۰۰۱	/۹۴۰** ...	۱ ...	/۹۳۷** ...	/۷۱۸** /۰۰۲
Zn	-/۵۷۷* /۰۱۹	-/۵۴۸** /۰۲۸	/۰۲۱ /۹۳۷	-/۶۳۷** /۰۰۸	/۶۵۲** /۰۰۶	/۸۸۴** ...	/۶۸۷** /۰۰۳	/۹۲۳** ...	/۹۳۷** ...	۱ ...	/۶۵۹** /۰۰۵
Ni	-/۵۱۶* /۰۴۱	-/۸۴۱** ...	/۲۱۲ /۴۳۰	-/۵۷۲* /۰۲۱	/۸۵۳** ...	/۶۴۴** /۰۰۷	/۹۹۶** ...	/۷۳۰** /۰۰۱	/۷۱۸** /۰۰۲	/۶۵۹** /۰۰۵	۱

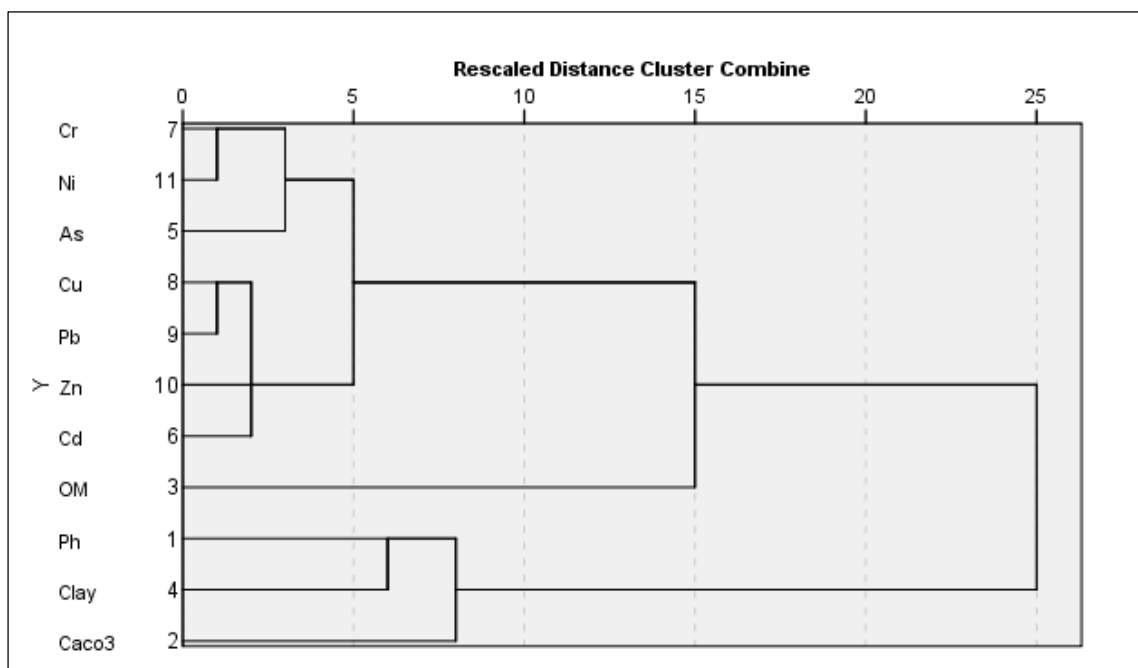
Correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed). \*\*

Correlation is significant at the 0.05 level (2-tailed). \*

#### ۴-۶-۲- تحلیل خوشه‌ای داده‌ها (Cluster Analysis)

آنالیز خوشه‌ای (CA) یکی از انواع تکنیک‌های آماری چند متغیره است که در آن برای رده‌بندی متغیرها بر اساس مشابهت و یا نزدیکی آنها به یکدیگر استفاده می‌شود (Kazi, et al., 2009). در این روش عناصر

یا متغیرهایی که دارای رفتار ژئوشیمیایی یکسان یا منشأ مشابه هستند در یک خوشه قرار می‌گیرند. در این رابطه از روش سلسله مراتبی وارد (Ward) برای خوشه‌بندی داده‌ها استفاده شد. همانطور که از شکل (۴-۲۴) مشخص است دو فلز کروم و نیکل با حداکثر مشابهت (کمترین فاصله) و تا حدی آرسنیک تشکیل خوشه اولیه را می‌دهند، که دلالت بر منشأ مشترک (زمین‌زاد) و در ارتباط با فرآیندهای طبیعی هستند. خوشه دوم شامل سرب، روی و مس است که با حداکثر شباهت تشکیل خوشه دوم را داده‌اند و بعد از آن به صورت سلسله مراتبی، کادمیم با فاصله بیشتر به خوشه دوم متصل شده است. دلیل قرارگیری این چهار فلز در یک خوشه منشأ یکسان و احتمالاً عمدتاً انسان‌زاد این فلزات در رسوبات است. ماده آلی با فاصله بیشتر خوشه سوم را تشکیل می‌دهد. سه متغیر pH، رس و کربنات کلسیم با فاصله بیشتر از خوشه‌های دیگر تشکیل خوشه چهارم را می‌دهند.



شکل (۴-۲۴) نمودار شاخه درختی برای فلزات و پارامترهای مورد مطالعه در رسوبات دریاچه زریوار

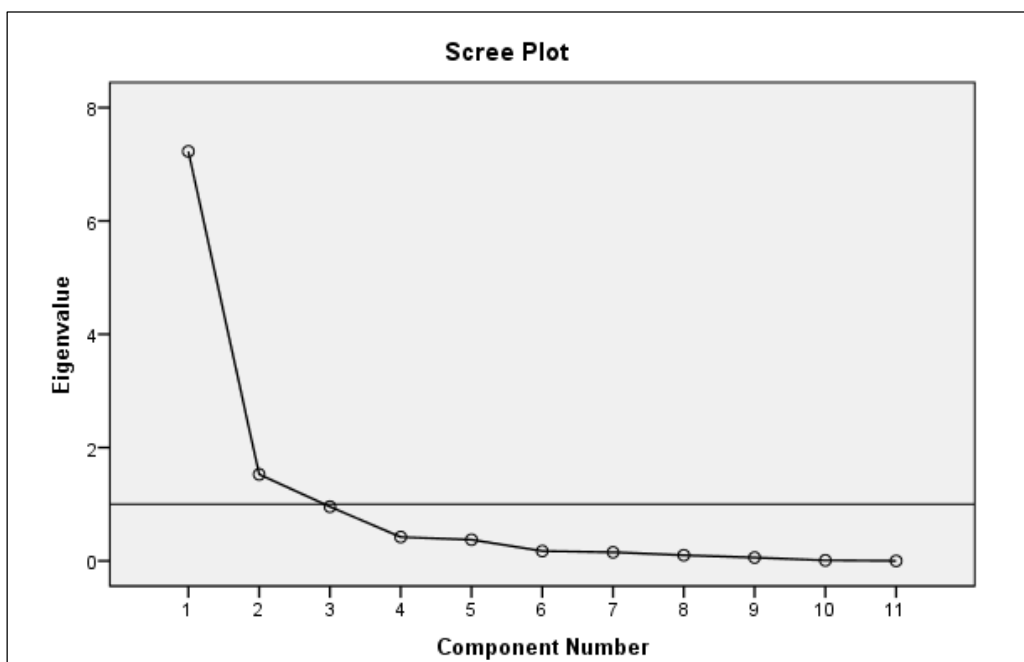
### ۴-۶-۳- تحلیل مؤلفه اصلی (PCA)

یکی از روش‌های آماری که بیش از هر روش دیگری جهت تعیین منشأ فلزات و یا تمایز منشأ انسان‌زاد و زمین‌زاد مورد استفاده قرار می‌گیرد، روش تحلیل مؤلفه اصلی است. هدف از به‌کارگیری این روش، کاهش ابعاد متغیرها و پیچیدگی روابط بین آنها است. در این روش در حقیقت عناصر یا متغیرهایی که دارای رفتار ژئوشیمیایی مشابه و یا منشأ مشترکی هستند در یک مؤلفه اصلی قرار می‌گیرند (Miller et al., 2000). هر مؤلفه استخراج شده درصدی از واریانس کل را تشکیل می‌دهد، که هر چه درصد این واریانس بیشتر باشد، ارزش یا نمره (Eigenvalue) آن مؤلفه بیشتر خواهد بود. علاوه بر آن در هر مؤلفه متغیرهای که دارای بارگذاری یا Loading بیشتر از ۰/۵ هستند به عنوان متغیرهای با اهمیت در آن مؤلفه به حساب می‌آیند (Singh et al., 2005). مؤلفه‌های که امتیاز آنها بیشتر از یک است برای تحلیل‌های بعدی در نظر گرفته می‌شود.

نتایج حاصل از به‌کارگیری تحلیل مؤلفه اصلی در شکل‌های ۴-۲۵ و ۴-۲۶ و جدول‌های ۴-۸ و ۴-۹ آورده شده است. همانطور که مشاهده می‌شود ۱۱ مؤلفه اصلی از مجموعه داده‌های اولیه استخراج شده است. در این بین ۲ مؤلفه که دارای Eigenvalue بیش از یک می‌باشند (شکل ۴-۲۵) به عنوان مؤلفه‌های اصلی در نظر گرفته شده‌اند. بعد از چرخش مؤلفه‌های اولیه به روش (Varimax) حول محورهای مختصات، اختلاف واریانس این مؤلفه‌ها نسبت به یکدیگر به حداکثر رسیده که نتایج آن در جدول ۴-۹ آورده شده است. شکل ۴-۲۵ بارگذاری هر ۲ مؤلفه اصلی استخراج شده را به صورت دو بعدی نشان می‌دهد.

جدول (۴-۸) نتایج روش تحلیل مؤلفه اصلی بر روی متغیرهای اندازه‌گیری شده

Component	Initial Eigenvalue			Extraction Sums Squared Loadings			Rotation Sums of Squared Loadings		
	Total	% of Variance	Cumulative %	Total	% of Variance	Cumulative %	Total	% of Variance	Cumulative %
۱	۷/۲۲۷	۶۵/۷۰۲	۶۵/۷۰۲	۷/۲۲۷	۶۵/۷۰۲	۶۵/۷۰۲	۵/۸۱۲	۵۲/۸۳۳	۵۲/۸۳۳
۲	۱/۵۲۷	۱۳/۸۷۸	۷۹/۵۸۱	۱/۵۲۷	۱۳/۸۷۸	۷۹/۵۸۱	۲/۹۴۲	۲۶/۷۴۷	۷۹/۵۸۱
۳	/۹۵۷	۸/۶۹۸	۸۸/۲۷۸						
۴	/۴۲۰	۳/۸۲۳	۹۲/۱۰۱						
۵	/۳۷۴	۳/۴۰۳	۹۵/۵۰۴						
۶	/۱۷۳	۱/۵۷۵	۹۷/۰۷۹						
۷	/۱۵۲	۱/۳۸۵	۹۸/۴۶۴						
۸	/۱۰۰	/۹۰۹	۹۹/۳۷۳						
۹	/۰۵۹	/۵۳۹	۹۹/۹۱۲						
۱۰	/۰۰۹	/۰۸۴	۹۹/۹۹۶						
۱۱	/۰۰۰	/۰۰۴	۱۰۰/۰۰۰						



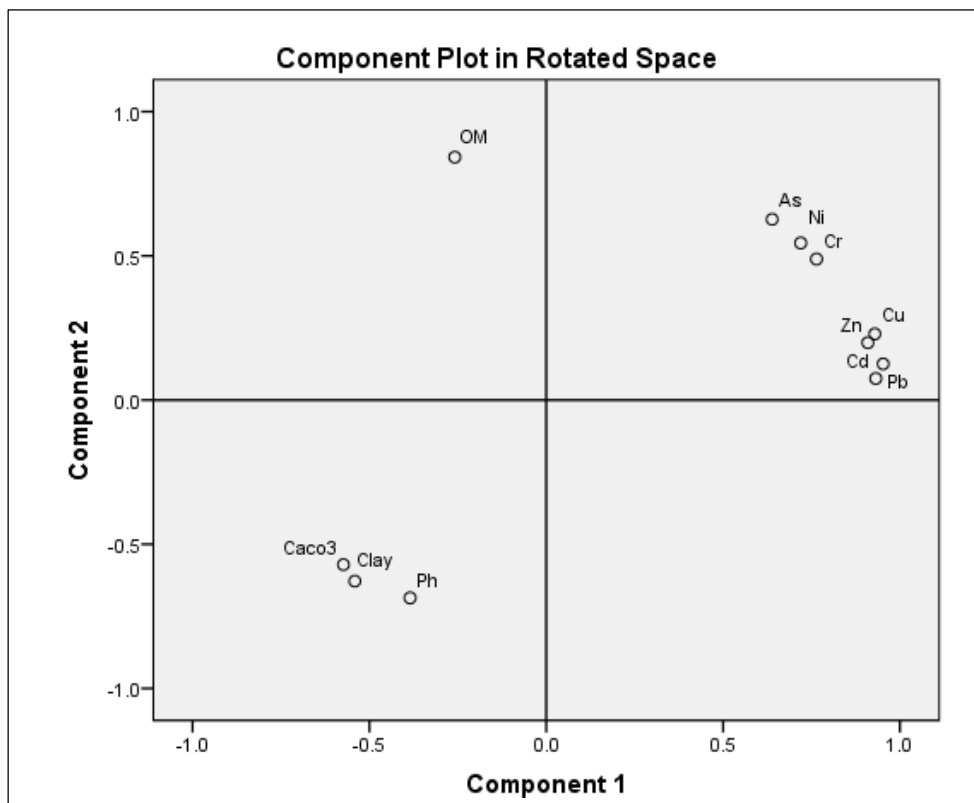
شکل (۴-۲۵) دو مؤلفه استخراج شده از ساختار اولیه داده‌ها با  $\text{Eigenvalue} > 1$



با توجه به شکل (۴-۲۶) و جدول (۴-۸) در مؤلفه اول با ۵۲/۸۳٪ از واریانس کل فلزاتی چون کادمیم، مس، سرب و روی بیشترین بارگذاری را نشان می‌دهند. مؤلفه دوم با ۲۶/۷۴٪ از واریانس کل شامل فلزهای نیکل، کروم و آرسنیک است. همانطور که در ابتدای بحث ذکر شد در هر مؤلفه، متغیرهای که دارای خواص ژئوشیمیایی مشابه یا منشأ مشترک هستند در یک مؤلفه قرار می‌گیرند، بنابراین قرارگیری فلزاتی مانند سرب، کادمیم، روی و مس در مؤلفه اول نشان‌دهنده منشأ عمدتاً یکسان (انسان‌زاد) است که این با نتایج حاصل از تحلیل همبستگی و آنالیز خوشه‌ای همخوانی دارد. مؤلفه دوم که شامل فلزات نیکل، کروم و آرسنیک است گویای منشأ یکسان (زمین‌زاد) و خواص ژئوشیمیایی مشابه این فلزات است. قرارگیری ماده آلی به صورت یک مؤلفه مستقل و همچنین pH، کربنات کلسیم و رس نیز نشان‌دهنده عدم همبستگی این عوامل با تمامی فلزات مورد مطالعه است.

جدول (۴-۹): دو مؤلفه استخراج شده از ساختار اولیه داده‌ها

	مؤلفه	
	۱	۲
pH	-۰/۳۸۵	-۰/۶۸۶
OM	-۰/۵۷۴	-۰/۵۷۱
CaCO <sub>3</sub>	-۰/۲۵۹	۰/۸۴۲
Clay	-۰/۵۴۲	-۰/۶۲۸
As	۰/۶۳۹	۰/۶۲۶
Cd	۰/۹۳۲	۰/۰۷۵
Cr	۰/۷۶۴	۰/۴۸۹
Cu	۰/۹۲۹	۰/۲۳۰
Pb	۰/۹۵۲	۰/۱۲۵
Zn	۰/۹۰۹	۰/۱۹۹
Ni	۰/۷۱۹	۰/۵۴۵



شکل (۴-۲۶) بارگذاری متغیرهای مربوط به غلظت فلزات و پارامترهای مورد مطالعه در فضای دو بعدی

# فصل پنجم: نتیجه گیری و پیشنهادها

## ۵-۱- کیفیت و آلودگی رسوبات بستر دریاچه زریوار

نتایج آزمایش دانه سنجی نشان می‌دهد که رسوبات دریاچه در نقاط نمونه‌برداری دارای دو بافت گل ماسه‌ای و ماسه گلی هستند. pH تمامی نمونه‌های رسوب در محدوده قلیایی (۷/۹۲ - ۷/۱۳) قرار می‌گیرد که علت آن رخنمون واحدهای کربناتی در منطقه است. مقدار ماده آلی در بیشتر نقاط نمونه‌برداری بالا است که علت آن را می‌توان به نوع کاربری زمین اطراف دریاچه که شامل زمین کشاورزی است، مرتبط دانست. چرا که فعالیت‌های کشاورزی باعث افزایش سرعت فرسایش خاک و تجزیه مواد گیاهی می‌شود. علاوه بر آن، وجود منابع رطوبتی همچون رودخانه‌ها و خود دریاچه و بارندگی سالانه بالا سبب شده که تمامی وسعت منطقه پوشیده از پوشش گیاهی غنی و متنوع باشد. کربنات کلسیم تمام نمونه‌های رسوب در محدود (۴۸ - ۳/۵ درصد) قرار می‌گیرد و این بیانگر آن است که رسوبات بستر منطقه مورد مطالعه به دلیل وجود سنگ‌های کربناته دارای درصد نسبتاً بالای از کربنات کلسیم ( $\text{CaCO}_3$ ) هستند.

با اندازه‌گیری و بررسی تغییرات غلظت هر یک از فلزات در رسوبات دریاچه مشاهده شد که غلظت سرب در تمام نقاط نمونه‌برداری بالاتر از میانگین جهانی رسوبات و مقدار توصیه شده توسط استاندارد کیفیت رسوب کانادا است که در این افزایش غلظت نقش فعالیت‌های انسان‌زاد بیشتر از عوامل طبیعی (زمین‌زاد) است. تغییرات روی، مس و کادمیم نیز در بیشتر ایستگاه‌ها مشابه تغییرات سرب است. که علت آن یکسان بودن منشأ و عوامل کنترل‌کننده غلظت این فلزات است. غلظت فلز روی در ۱۰ ایستگاه بیش از غلظت میانگین جهانی رسوبات و مقدار توصیه شده توسط استاندارد کیفیت رسوب کانادا (ISQGS) بدست آمد. غلظت مس در تمامی ایستگاه‌های نمونه‌برداری بسیار بالاتر از غلظت میانگین جهانی رسوبات و مقدار توصیه شده توسط استاندارد کیفیت رسوب کانادا (ISQGS) است. بیشترین مقادیر کادمیم مربوط به ایستگاه‌های ۳، ۴، ۵ و ۶ (شمال و شرق دریاچه) است که علت آن در درجه اول ناشی از ورود فاضلاب بخشی از روستاهای "کولان، محمده و سیف سفلی" در شرق و شمال شرقی دریاچه و همچنین زمین‌های کشاورزی اطراف دریاچه

مرتبط دانست. میانگین غلظت آرسنیک در نمونه‌های اندازه‌گیری شده حدود ۷/۹۱ میلی‌گرم بر کیلوگرم است که نزدیک به غلظت میانگین جهانی رسوبات و مقدار توصیه شده توسط استاندارد کیفیت رسوب کانادا (ISQGS) است. بالاترین غلظت آرسنیک مربوط به دو ایستگاه شماره ۵ و ۶ است که به احتمال زیاد ناشی از ورود فاضلاب روستاهای "محمدیه" و "سیف سفلی" و رواناب کشاورزی زمین‌های اطراف دریاچه در قسمت شمال شرق دریاچه است. در نمونه‌های رسوب غلظت کروم به مقدار میانگین آن در رسوبات جهانی نزدیک است، منشأ این فلز به احتمال زیاد مرتبط به لیتولوژی منطقه باز می‌گردد و دارای منشأ طبیعی (زمین‌زاد) است. در مورد فلز نیکل مقایسه غلظت این فلز در ۱۱ ایستگاه نمونه‌برداری کمتر از غلظت میانگین جهانی رسوبات و مقدار توصیه شده توسط استاندارد کیفیت رسوب کانادا (ISQGS) است. عدم تغلیظ فلز نیکل بیانگر عدم وجود منشأ انسان‌زاد در دریاچه است. به نظر می‌رسد این عنصر ناشی از لیتولوژی اطراف دریاچه و فرسایش سنگ‌های دگرگونی و سنگ‌های آذرین است.

با توجه به نتایج حاصل از محاسبه ضریب غنی‌شدگی برای فلزات مورد بررسی در نقاط نمونه‌برداری معلوم شد که رسوبات نسبت به آرسنیک غنی‌شدگی متوسط تا بی‌نهایت شدید، کادمیم غنی‌شدگی نسبتاً شدید، شدید تا بی‌نهایت شدید، کروم غنی‌شدگی اندک تا نسبتاً شدید، مس غنی‌شدگی نسبتاً شدید تا شدید، سرب غنی‌شدگی شدید تا بی‌نهایت شدید، روی غنی‌شدگی در رده‌های متوسط تا خیلی شدید و نیکل غنی‌شدگی اندک تا نسبتاً شدید در رسوبات نشان می‌دهند. علت غنی‌شدگی شدید تا بی‌نهایت شدید چهار فلز سرب، کادمیم، روی و مس احتمالاً به ورود آنها از طریق فاضلاب‌های خانگی شهری و روستایی و رواناب کشاورزی به داخل دریاچه مربوط است.

محاسبه ضریب زمین‌انباشت نیز نشان داد که فلزات کروم، نیکل، و شبه‌فلز آرسنیک دارای شاخص زمین‌انباشت منفی هستند که طبق طبقه‌بندی ضریب زمین‌انباشت در رده غیر آلوده قرار می‌گیرند. فلز مس در ایستگاه‌های ۱، ۵ و ۱۶ در رده کمی آلوده تا خیلی آلوده، در ایستگاه‌های ۲، ۳، ۴ و ۶ در رده کمی آلوده و

در سایر ایستگاه‌ها در رده غیر آلوده تا کمی آلوده قرار می‌گیرد. سرب در ایستگاه‌های ۲، ۳، ۶ و ۱۶ آلودگی زیاد، در ایستگاه‌های ۱ و ۴ در رده خیلی آلوده قرار می‌گیرد که علت آن را می‌توان به عوامل انسان‌زاد همچون ورود فاضلاب خانگی، فعالیت‌های کشاورزی و حرکت قایق‌های بنزین سوز مرتبط دانست. کادمیم در ایستگاه‌های ۲ و ۱۰ در رده کمی آلوده، در ایستگاه‌های ۳ و ۶ در رده کمی آلوده تا خیلی آلوده و در ایستگاه‌های ۱، ۴، ۵ و ۱۶ در رده خیلی آلوده قرار می‌گیرد که علت آن تأثیر عوامل انسان‌زاد است. ضریب زمین انباشت فلز روی در ۹ ایستگاه منفی است و طبق طبقه‌بندی ضریب زمین انباشت در رده غیر آلوده قرار می‌گیرد. این فلز در سایر نقاط در رده کمی آلوده قرار می‌گیرد.

بررسی ضریب همبستگی به روش پیرسون (Pearson Correlation) بین داده‌های اندازه‌گیری شده نشان داد که سه فلز نیکل، کروم و آرسنیک در سطح اطمینان ۰/۰۱ با یکدیگر رابطه مثبت و معناداری نشان دهد. همبستگی این فلزات با یکدیگر احتمالاً نشان‌دهنده منشأ یکسان (طبیعی یا زمین‌زاد) آنها در نمونه‌های رسوب دریاچه زریوار است. از طرف دیگر سه فلز سرب، کادمیم و مس در سطح اطمینان ۰/۰۱ با یکدیگر رابطه مثبت و معناداری دارا هستند. همبستگی این فلزات با یکدیگر گویای منشأ متفاوت و عمدتاً انسان‌زاد این فلزات در رسوبات دریاچه است.

نتایج حاصل از تحلیل خوشه‌ای مشخص کرد که دو فلز کروم و نیکل با حداکثر شباهت (کمترین فاصله) و تا حدی آرسنیک تشکیل خوشه اولیه را می‌دهند، که دلالت بر منشأ مشترک (زمین‌زاد) و مرتبط با فرآیندهای طبیعی هستند. خوشه دوم شامل سرب، روی و مس است که با حداکثر شباهت تشکیل خوشه دوم را داده‌اند و بعد از آن به صورت سلسله مراتبی، کادمیم با فاصله بیشتر به خوشه دوم متصل شده است. دلیل قرارگیری این چهار فلز در یک خوشه منشأ یکسان و احتمالاً عمدتاً انسان‌زاد این فلزات در رسوبات است.

با انجام روش تحلیل مؤلفه اصلی، تعداد دو مؤلفه اصلی از ساختار اولیه داده‌ها استخراج شد. قرارگیری فلزاتی مانند سرب، کادمیم، روی و مس در مؤلفه اول نشان‌دهنده منشأ عمدتاً یکسان (انسان‌زاد) است (فاضلاب خانگی و رواناب کشاورزی) که این با نتایج حاصل از تحلیل همبستگی و آنالیز خوشه‌ای همخوانی دارد. مؤلفه دوم که شامل فلزات نیکل، کروم و آرسنیک است گویای منشأ یکسان (زمین‌زاد) و خواص ژئوشیمیایی مشابه این فلزات است. قرارگیری ماده آلی به صورت یک مؤلفه مستقل و همچنین pH، کربنات کلسیم و رس نیز نشان‌دهنده عدم همبستگی این عوامل با تمامی فلزات مورد مطالعه است.

بر اساس نتایج بدست آمده از این مطالعه می‌توان نتیجه گرفت که رسوبات بستر دریاچه زریوار در شرایط فعلی دارای آلودگی متوسط تا کمی بالا نسبت به بیشتر فلزات هستند و چنانچه منابع ورود آلاینده‌ها به دریاچه کنترل نشود این شرایط ممکن است در آینده به سمت آلودگی شدیدتر سوق یابد. با توجه به اهمیت اکولوژیکی و اقتصادی این دریاچه این مسئله باید مدنظر مسئولین محلی و کارشناسان منابع طبیعی و محیط زیستی منطقه قرار گیرد.

## ۵-۲- پیشنهادها

به منظور بررسی بیشتر و دقیق‌تر رسوبات دریاچه زریوار از نظر زیست‌محیطی، چندین راهکار می‌توان پیشنهاد داد که به شرح زیر است:

۱- انجام روش استخراج ترتیبی جهت ارزیابی دسترس‌پذیری عناصر و تعیین منشأ دقیق عناصر در رسوبات.

۲- نمونه‌برداری از شاخه‌های فرعی وارد شونده به دریاچه به منظور تعیین سهم آنها در تغییرات کیفی دریاچه و همچنین تعیین مقدار زمینه محلی.

۳- نمونه‌برداری از کلیه منابع آلودگی دریاچه و تعیین غلظت آلاینده‌های فلزی و غیرفلزی در آنها.





منابع

## منابع

### منابع فارسی

- پناهنده، م. مروتی، م. (۱۳۹۵). مقایسه غلظت فلزات سنگین در رسوبات بخش‌های مختلف تالاب انزلی در فصول گرم و سرد سال. چهارمین کنفرانس و نمایشگاه محیط‌زیست.
- حمای، م. قربان پور، ز. براتی، م. (۱۳۹۴). بررسی فلزات سنگین مس و آهن دریاچه شیرین سو و مقایسه آنها با محیط‌های تالابی مشابه. دومین همایش مدیریت و مهندسی تالاب‌ها.
- خسروی، م.، بهرامی فر، ن.، قاسمیپوری، س. م. (۱۳۹۰). بررسی آلودگی فلزات سنگین (Hg، Pb، Cd، Cu، Zn) در رسوب سه بخش تالاب انزلی. مجله سلامت و محیط. ؛ ۴(۲): ۲۲۳-۲۳۲
- درویش زاده، ع (۱۳۷۰) زمین‌شناسی ایران، نشر دانش امروز.
- دهقانی، م. دست افکن، س. (۱۳۹۵). ارزیابی شاخص‌های آلودگی فلزات سنگین در رسوبات تالاب بین‌المللی تیاب و کلاهی استان هرمزگان. مجله بوم‌شناسی آبریان.
- رفیعی، ب. آبهلی، ز. شکیبا آزاد، ع. بهبهانی، ر. (۱۳۹۵). توزیع ژئوشیمیایی و میزان آلودگی فلزات سنگین (منگنز، سرب، تیتانیم، کرم، روی، مس، وانادیم و نیکل) در رسوبات سطحی تالاب امیرکلاهی.
- رفیعی، ب. حسین پناهی، ف. شکیبا، ع. (۱۳۹۱). بررسی ویژگی‌های رسوب شناسی دریاچه زریوار با تاکید بر عوامل تهدیدکننده.
- رفیعی، ب. حسین پناهی، ف. شکیبا، ع. صادقی فر، م. (۱۳۹۳). بررسی پراکندگی و منشأ فلزات سنگین (V، Ti، Mn، Co، Ni) در رسوبات بستر دریاچه زریوار.

رفیعی، ب، قمی، ف، حسین پناهی، ف. (۱۳۹۵). کاربرد روش های آماری چند متغیره برای جداسازی منشاء فلزات نهشته های دریاچه زریوار، استان کردستان، باختر ایران.

شهرابی، م (۱۳۷۳)، دریاها و دریاچه های ایران ، سازمان زمین شناسی کشور، طرح تدوین کتاب ، مرجع شماره ۶

غلامی، م. شاپوری، م. (۱۳۹۴). بررسی آلودگی فلزات سنگین دریاچه زریوار استان کردستان. اولین همایش ملی حفاظت و احیای تالابها و دریاچه ها.

فرجی، ح، (۱۳۸۰). مشکلات و تنگناهای دریاچه ای زریوار مریوان، انجمن قلم استان کردستان.

قدیمی، ف. قمی، م. (۱۳۹۳). بررسی اثرات فاضلاب شهری در آلودگی فلزات سنگین آب و رسوب دریاچه میقان اراک. همایش ملی زیست بوم پایدار و توسعه.

کرباسی، ع، بیاتی، آ. (۱۳۸۷). سهم منابع طبیعی و انسان ساخت در توزیع عناصر سنگین در رسوب مغزی در دریاچه زریوار.

کریمی، م. قطمیری، س. نیمروزی، ع. سام، م. قاسمیور شیرازی، س. هاشمی نسب، م. (۱۳۹۰). بررسی میزان آلودگی و روند توزیع ژئوشیمیایی عناصر آلاینده (نیکل، کروم، سرب، کادمیم) در رسوبات بستر دریاچه مهارلو (شرق شیراز). اولین همایش ملی زمین شناسی ایران.

محمدی، ع، لک، ر، (۱۳۸۸). "بررسی منشأ آلودگی های زیست محیطی در فلات قاره دریای عمان بر اساس مطالعات رسوب شناسی"، سومین همایش و نمایشگاه تخصصی مهندسی محیط زیست، ص ۹، تهران..

مرتضوی، ث. صابری نسب، ف. (۱۳۹۵). پهنه بندی غلظت و ارزیابی ریسک اکولوژیک فلزات سنگین در رسوبات تالاب میقان.

موسوی حرمی، ر.، (۱۳۸۶). "رسوب‌شناسی" چاپ یازدهم، انتشارات آستان قدس رضوی، مشهد، ۴۷۴ ص.  
مهندسین مشاور آساراب (۱۳۸۶). مطالعات زیست‌محیطی، لیمنولوژیکی و حفظ تعادل اکولوژیکی دریاچه  
زریوار- مریوان، استانداری کردستان.

## منابع لاتین

Akçay, H., Oguz, A., Karapire, C. (2003). Study of heavy metal pollution and speciation in BuyakMenderes and Gediz river sediment. " Water research., Vol.37, pp. 813-822.

Amin B, Ismail A, Arshad A, Yap CK, Kamarudin MS. (2009) Anthropogenic impacts on heavy metal concentrations in the coastal sediments of Dumai, Indonesia. Environment Monitoring Assessment;148:291–305.

Avila-Pérez P, Balcázar M, Zarazúa-Ortega G, Barceló-Quintal I, Diaz-Delgado C. (1999). Heavy metal concentrations in water and bottom sediments of a Mexican reservoir. Science Total Environment;234:185–96.

Bai, J. Xiao, R. Zhang, K Gao, H. (2012). Arsenic and heavy metal pollution in wetland soils from tidal freshwater and salt marshes before and after the flow-sediment regulation regime in the Yellow River Delta, China. Journal of Hydrology 450, pp. 244–253.

Bartoli, G. Sagnella, E. Stefania, P. Antonietta, F.(2012). Heavy metal content in sediments along the Calore river: Relationships with physical-chemical characteristics. Journal of Environmental Management 95(SUPPL.).

Bhattacharya P, Jacks G, Ahmed K.M, Khan A.A, Routh J. (2002). Arsenic in ground water of the Bengal Delta Plain aquifers in Bangladesh. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology., vol. 69, Vol. 538-545.

Bhuiyan M.A.H., Parvez L., Islam M.A., Dampare S.B., Suzuki S. (2010). "Heavy metal pollution of coal mine-affected agricultural soils in the northern part of Bangladesh." Journal of hazardous Materials., Vol. 173, pp. 384-392.

Birch GF, Olmos MA. (2008). Sediment-bound heavy metals as indicators of human influence and biological risk in coastal water bodies. ICES J Mar Sci;65:1407–13.

Bowen H.J.M. (1979). *Environmental Chemistry of the Element*. Academic, London, New York, Toronto, pp. 333.

Bradl H.B (2005). *Heavy metals in the environment. Interface science and technology*. Vol. 6, series editor: A. Hubbard. Elsevier, p. 269.

Buchman, M.F. (1999). NOAA screening quick reference tables. NOAA HAZMAT Report 99-1, Seattle, WA, Coastal Protection and Restoration Division, National Oceanic and Atmospheric Administration, 12 p.

Carr, G. M., & Neary, J. P. (2008). *Water quality for ecosystem and human health* (2nd ed.). United Nations Environment Programme Global Environment Monitoring System (GEMS)/Water Programme, 120 pp.

Clarke, K.R., Green, R.N. (1988). Statistical design and analysis for a biological effects study. *Marine Ecology Progress Series*. 46: 213-226.

Davis, W.M., (1882); On the classification of lake basins, *Proc. Boston Soc. Nat. Hist.*, vol. 21.

Dekun Hou, JiangHe, ChangweiLü, LiminRen. QingyunFan, d. JinghuaWang b, ZhileiXie b. (2012). Distribution characteristics and potential ecological risk assessment of heavy metals (Cu, Pb, Zn, Cd) in water and sediments from Lake Dalinouer, China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*.

Diop, C. et al. (2015). Assessment of trace metals contamination level, bioavailability and toxicity in sediments from Dakar coast and Saint Louis estuary in Senegal, West Africa. *Chemosphere* 138, pp. 980–987.

Domska, D., and Warechowska, M. (2009). “The Effect of the municipal waste landfill on the heavy metals content in soil.” *J. of Contemporary Problems of Management and Environmental Protection*, 4(1), 95-105.

Eades LJ, Farmer JG, Mackenzie AB, Kirida A, Bailey-Watts AE. (2002). Stable lead isotopic characterization of the historical record of environmental lead contamination in dated freshwater lake sediment cores from northern and central Scotland. *Science Total Environment*;292:55-67.

ECDG. (2002). European Commission DG ENV. E3 Project ENV. E.3/ Sex j., Conant R.T., Paul E.A., Paustain K. (2002). Stabilization mechanism of soil organic matter: Implication for C- saturation of soils. *Plant and soil.*, Vol. 241, pp. 155\_176.

El-Rjoob, A. O., Mzsszdeh, A. M. and Omari, M. N. (2008). Evaluation of Pb, Cu, Zn, Cd, Ni and Fe levels in *Rosmarinus officinalis labaiatae* (Rosemary) Medicinal plants and soils in selected zones in Jordan. *Environmental Monitoring and Assessment.* 140, 61-68.

Fernandes C, Fontainhas-Fernandes A, Cabral D, Salgado MA. (2008). Heavy metals in water, sediment and tissues of *Liza saliens* from Esmoriz-Paramos lagoon, Portugal. *Environment Monitoring Assessment*;136:267-75.

Folk R.L. (1980). The distinction between grain size and mineral composition in sedimentary rock nomenclature, *Journal of Geology.*, Vol. 62, No. 4, pp. 344-359.

Forghani G, Moore F, Qishlaqi A. (2009). Assessment of heavy metal contamination in water and surface sediments of the Maharlu Saline Lake, SW Iran. *Iran J Sci Technol Trans A*;33(A1):43-55.

Forstner, U. (2004). Sediment dynamics and pollutant mobility in river: An interdisciplinary approach, lake and reservoirs: Research and management, vol 9, 25-40P.

Franco-Uria A, Lopez-Mateo C, Roca E, Fernandez-Marcos ML. (2009). Source identification of heavy metals in pasture land by multivariate analysis in NW Spain. *J Hazard Mater*;165:1008-15.

Gibbs, R. J. (1977). Transport phases of transition metals in the Amazon and Yukon Rivers. *Geological Society of America Bulletin*, 88, 829e943.

González<sup>1</sup>, A. Palma<sup>1</sup>, M. G Ziegler<sup>1</sup>, K. González<sup>2</sup> E and Álvarez<sup>1</sup> M. A. (2013). Contamination and risk assessment of heavy metals in bottom sediments from Lake Valencia, Venezuela. Owned by the authors, published by EDP Sciences.

Gurunadha Rao, C.K. Jain, B.A. Prakash, and K. Maheshkumar. (2008). Heavy Metal Speciation Study of Sediments in Hussainsagar Lake, Greater Hyderabad, India.

Hakanson, L., (1980). An ecology risk index for aquatic pollution control: a sedimentological approach. *Water Research* 14, 975-1001.

Hansen, A.M., (2012). Lake sediment cores as indicators of historical metal (loid) accumulation – a case study in Mexico. *Appl. Geochem.* 27, 1745–1752.

Heiri, O., Loofter, A. F., Lemcke, G (2001), Loss on ignition as a method for estimating organic and carbonats content in sediment: reproducibility and comparability of result " *Paleolimnology.*, Vol. 25, pp. 101-110.

He L. Z., Yanga, X, E., Stoffella, p.,J. (2005) , Trace element in agroecosystem and impact on the environment. *Trace Elements in Medicine and Biology.*, Vol.19,pp. 125\_140.

Huang K-M, Lin S. (2003). Consequences and implication of heavy metal spatial variations in sediments of the Keelung River drainage basin, Taiwan. *Chemosphere*;53:1113–21.

Huang X, Hu J, Li C, Deng J, Long J, Qin F. (2009). Heavy-metal pollution and potential ecological risk assessment of sediments from Baihua Lake, Guizhou, China. *Int J Environment Health Reserch*, 19(6): 405–419.

Hu Y.,Qi,S.H.,Wu,C.X.,Ke,Y.P.,Chen,J.,Chen,W.,Gong,XY.(2012).Preliminary assessment of heavy metal contaminationin surface water and sediments from Honghu LakeEastcentralChina.*Front.EarthSci.*6(1),39–47.

Kabata-Pendias A., Mukherjee A. B. (2007). *Trace elements from soils to Human.* Springer-Verlag Berlin Heidelberg, pp 561.

Kabata-Pendias A., Pendias H. (2001). *Trace element in soils and plants.* 3rd ed. CRC press, Boca Raton, pp 413.

Kabata-Pendias A., Pendias H. (2011). *Trace elements in soils and plants.* 3<sup>rd</sup> ed. CRC press, Boca Raton, pp 413.

Karbassi, A.R., Monavari, S.M., Nabi Bidhendi, G.R., Nouri, J., Nematpour, K. (2008). Metal pollution assessment of sediment and water in the Shur River. *Environment. Monitoring. Assessment.* 147 (1–3), 107–116.

Karrickoff S. W. (1981). Semi-empirical estimation of sorption of hydrophobic pollutants on natural sedi-ments and soils. *Chemosphere.*, Vol. 10, pp. 833 – 46.

Kashulin, N. A., Ratkin, N. E., Dauvalter, V. A., & Lukin, A. A. (2001). Impact of airborne pollution on the drainage area of subarctic lakes and fish. *Chemosphere*, 42, 51–59.

Kazi T. G., Arain M.B., Jamali M.K., Jalbani N., Afridi H.I., Sarfraz R.A. (2009). Assessment of water quality of polluted lake using multivariate statistical techniques: A case study. *Ecotoxicology and Environmental Safety*., Vol.72, pp. 301-309.

Kishea, MA., J.F. Machiwab. (2003). Distribution of heavy metals in sediments of Mwanza Gulf of Lake Victoria, Tanzania. *Environment International* 28 (2003) 619– 625

Konstantinos Skordas. Efstratios Kelepertzis. Dimitrios Kosmidis Panagiota. Panagiotaki Panagiota Panagiotaki. Dimitrios Vafidis. (2014). Assessment of nutrients and heavy metals in the surface sediments of the artificially lake water reservoir Karla, Thessaly, Greece. Springer-Verlag Berlin Heidelberg.

Lin C, He M, Zhou Y, Guo W, Yang Z. (2008). Distribution and contamination assessment of heavy metals in sediment of the Second Songhua River, China. *Environmental Monitoring Assessment*;137:329–42.

Lin, J. G., Chen, S, Y . (1988). “The relationship between adsorption of heavy metal and organic matter in river sediments. ”*Environment International*., Vol.24, No. 3, pp. 345-352.

Li, H.B., Yu, S., Li, G.L., Liu, Y., Yu, G.B., Deng, H. (2012). Urbanization increased metal levels in lake surface sediment and catchment topsoil of waterscape parks. *Sci. Total Environment*. 432, 202–209.

Liu W.X., Li X.D., Shen Z.G., Wang D.C., Wai O.W.H., Li Y.S. (2003). Multivariate Statistical study of heavy metal enrichment in sediments of the Pearl River Estuary. *Environmental pollution*., Vol. 121, pp. 377- 388.

Lucotte, M., Mijcci, A., Hillaire-Marcel, C., Hchet, P., & Grondin, A. (1995). Anthropogenic mercury enrichment in remote lakes of northern Quebec (Canada). *Water, Air, and Soil Pollution*, 80, 467–476.

Luo L., Ma Y .B., Zhang S.Z., Wei D .P ., Zhu Y .G. (2009). An inventory of heavy metal inputs to agricultuers soils in china. *Environmental Management*., Vol. 90, pp. 2524-2530.

MacDonald, D.D., Ingersoll, C.G., Berger, T.A. (2000). Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. *Archives of Environment Contamination and Toxicology*. 39: 20-31.

Malik D, Jain C, Yadav R. (2007). Metal fractionation study on bed sediments of Lake Nainital, Uttaranchal, India. *Environment Monitoring Assessment*;130:129–39.



Malik, N., Biswas, A.K., Qureshi, T.A., Borana, K., Virha, R. (2010). Bioaccumulation of heavy metals in fish tissues of a freshwater lake of Bhopal. *Environment. Monitoring. Assessment.* 160, 267–276.

Martincic, D., Kwokal, Z., & Branica, M. (1990). Distribution of zinc, lead, cadmium and copper between different size fractions of sediments I. The Limski Kanal (North Adriatic Sea). *Science of the Total Environment*, 95, 201e215.

Mckenna .J.E. (2003). An enhanced cluster analysis program with bootstrap significant testing for ecological community analysis. *Environmental Modeling and Software.*, Vol. 18, pp. 205- 220.

Miller, N. J., Miller, J. C. (2000). *Statistics and chemometrics for analytical chemistry* (4 th.ed.). pearson Education, Englewood Cliffs, New Jerse, 288p.

Muller G. (1969). Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River. *Geology Journal*, 2(No. 3), 108e118.

Muxika, I., Borja, A., Franco, J. (2003). The Use of Biotic Index (AMBI), to Identify Spatial and Temporal Impact Gradients on Benthic Communities in an Estuarine Area. AZTI Foundation Department of Oceanography and Marine Environment (Spain) ICES CM 2003/Session J-01.

Mwamburi, J. (2003). Variation in trace elements in bottom sediments of major river in lake Victoria's Basin, Kenya. *Lake Reservoirs. Research and Management*, 8(No. 11), 5 pp.

Nguyen H, Leermakers M, Osan J, Tfrfk S, Baeyens W. (2005). Heavy metals in Lake Balaton: water column, suspended matter, sediment and biota. *Science Of the Total Environment*;340:213– 30.

Owens, p .N. (2005). Conceptual models and budgets for sediment manage-ment at the river basin scale. *Soils sediment.*, vol. 5, pp. 201\_212.

Ozmen H, Kulahci F, Cukurovali A, Dođru M. (2004) .Concentrations of heavy metal and radioactivity in surface water and sediment of Hazar Lake (Elaziğ, Turkey).

Pekey, H., (2006). The distribution and sources of heavy metals in Izmit Bay surface sediments affected by a polluted stream. *Mar. Pollut. Bull.* 52, 1197–1208.

Pradit S, Wattayakorn G, Angsupanich S, Leemaker M, Baeyens W. (2010). Distribution of trace elements in sediments and biota of Songkhla Lake, southern Thailand. *Water Air Soil Pollution*;206:155-74.

Praveena S, Ahmed A, Radojevic M, Abdullah M, Aris A. (2007). Factor-cluster analysis and enrichment study of mangrove sediments—an example from Mengkabong Sabah. *Malays J Anal Sci*;2:421–30.

Praveena S.M., Aris A.Z., Radojevic M. (2010). Heavy Metals Dynamics and Source In Intertidal Mangrove Sediment of Sabah, Borneo Island. *Environment Asia.*, Vol. 3, pp. 79-83.

Ra, K., Bang, J.H., Lee, J.M., Kim, K.T., Kim, E.S. (2011). The extent and historical trend of metal pollution recorded in core sediments from the artificial Lake Shihwa, Korea. *Mar. Pollut. Bull.* 62, 1814–1821.

Roussiez, V., Ludwig, Monaco, A., Probst, J.L., Bouloubassi, I., Roselyne, B. & Saragoni, G. (2006). Source and sinks of sediment-bound contaminants in the Gulf of Lions (NW Mediterranean sea): a multi-tracer approach. *Cont. Shelf Res.* 26, 1843-185.

Salomons W., Forstner U. (1984). *Metal in the hydrocycle*. Springer verlage, Newyork., p 349.

Salomons, W., & Forstner, U. (1984). *Metals in hydrocycle*. New York: Springer, Berlin Heidelberg, 349 pp.

Selvaraj K, Ram Mohan V, Szefer P. (2004). Evaluation of metal contamination in coastal sediments of the Bay of Bengal, India: geochemical and statistical approaches. *Mar Pollut Bull*;49:174–85.

Shrestha S., Kazama F. (2007). “Assessment of surface water quality using multivariate statistical techniques: a case study of the Fuji river basin, Japan .” *Environment Modeling and Softwater.*, Vol.22, pp. 464-475.

Singh KP, Malik A, Sinha S, Singh VK, Murthy RC. (2005). Estimation of source of heavy metal contamination in sediments of Gomti river (India) using principal component analysis. *Water Air Soil Pollut a*;166:321–41.

Six j., Contant R.T., Paul E.A., Paustian K. (2002). “ Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. *Plant and soil.*, Vol.241, pp. 155-176.

Stewart, A. (1999). Accumulation of Cd by a freshwater mussel (*Pyganodon grandis*) is reduced in the presence of Cu, Zn, Pb, and Ni.” *Canadian J. of Fisheries and Aquatic Sciences*, 56(3), 467-478.

Suthar S., Nema A.K., Chabukdhara M., Gupta S.K. (2009). Assessment of metals in water and sediments of Hindon River, India: Impact of industrial and urban discharges. *Journal of Hazardous Materials.*, Vol. 171, pp. 1088-1095.

Taoze Liu, Zhiyou Fu. (2007). Heavy metals in an impacted wetland system: A typical case from southwestern China. *Science of the Total Environment* 387 (2007) 257–268.

Thevenon, F., de Alencastro, L.F., Loizeau, J.L., Adatte, T., Grandjean, D., Wildi, W., Poté, J., (2013). A high-resolution historical sediment record of nutrients, trace elements and organochlorines (DDT and PCB) deposition in a drinking water reservoir (Lake Brêt, Switzerland) points at local and regional pollutant sources. *Chemosphere* 90, 2444–2452

Turekian KK, Wedepohl KH. (1961). Distribution of the elements in some major units of the earth's crust. *Geology Society Am Bull*;72:175–92.

Ulbrich, K., Marsula, R., Jeltsch, F., Hofmann, H., Wissel, C. (1997). Modelling the ecological impact of contaminated river sediments on wetlands. *Ecological. Model.* 94,

Vandecasteele, B., Quataert, P., De Vos, B., Tack, F.M.G. (2004). Assessment of the pollution status of alluvial plains: a case study for the dredged sediment-derived soils along the Leie River. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 47, 14–22.

Varol, M. (2011). Assessment of heavy metal contamination in sediments of the Tigris River (Turkey) using pollution indices and multivariate statistical techniques. *Journal of Hazardous Materials* 195, pp. 355–364.

Wakida F, Lara-Ruiz D, Temores-Pena J, Rodriguez-Ventura J, Diaz C, Garcia-Flores E. (2008). Heavy metals in sediments of the Tecate River, Mexico. *Environmental Geology*;54:637–42.

Yasser A. El-Amier, Abdelhamid A. Elnaggar, Muhammad A. El-Alfy . (2016). Evaluation and mapping spatial distribution of bottom sediment heavy metal contamination in Burullus Lake, Egypt. *Egyptian Journal of Basic and Applied Sciences.* 55–66.

Yin H, Gao Y, Fan C. (2011). Distribution, sources and ecological risk assessment of heavy metals in surface sediments from Lake Taihu, China. *Environmental. Reserchers. Lett.*;6:044012.

Yuan, Hezhong, Enfeng Liu, Ji Shen, Hengjie Zhou, Qifang Geng, Shuqing Ana. (2013). Characteristics and origins of heavy metals in sediments from Ximen Co Lake during.

Yuan H Z, Shen J, Liu E F, Wang J J, Meng X H. (2011). Assessment of nutrients and heavy metals enrichment in surface sediments from Taihu Lake, a eutrophic shallow lake in China. *Environment Geochemistry Health*, 33(1): 67–81

Zan, F.Y., Huo, S.L., Xi, B.D., Zhang, J.T., Liao, H.Q., Wang, Y., Yeager, K.M. (2012). A 60-year sedimentary record of natural and anthropogenic impacts on Lake Chenghai, China. *J. Environment. Science*. 24, 602–609.

Zhao, F., Cong, Z., Sun, H., Ren, D. (2007). The geochemistry of rare earth elements (REE) in acid mine drainage from the sitai coal mine, Skanxi province, North China. *International journal of coal geology.*, Vol. 183, pp 184\_192.

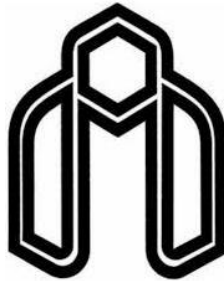
Zheng LG, Liu GJ, Kang Y, Yang RK. (2010). Some potential hazardous trace elements contamination and their ecological risk in sediment of western Chaohu Lake, China *Environment. Monitoring. Assessment.*;166:379–86.

Zheng N, Wang Q, Liang Z, Zheng D. (2008). Characterization of heavy metal concentrations in the sediments of three freshwater rivers in Huludao City, Northeast China. *Environment Pollut*;154:135–42.

## **Abstract :**

Zarivar Lake is one of the most important aquatic ecosystems in Iran, located in western Iran and in Kurdistan province. The purpose of this study was to evaluate the contamination level of heavy metals (As, Cd, Pb, Zn, Cu, Cr, Ni) and also to assess the possible origin and distribution pattern of these element in the Zarivar lake bed sediments. To this end, 16 bulk sediment samples were taken from the entire lake. In addition to analyze the total metal content of the samples using ICP-MS, some physicochemical properties of sediment samples such as clay content, pH, organic matter and calcium carbonate percentages were determined by means of standard methods. The geochemical data obtained were also analyze using multivariate statistical approaches (cluster analysis, principal component analysis and correlation analysis). Also, contamination status of the sediments were evaluated by calculating several geochemical indices such as Enrichment Factor (EF) and index of Geoaccumulation ( $I_{geo}$ ) and Ecological risk index ( $E_r$ ). The results showed that the sediments of the lake have muddy sand and sandy mud in texture. The pH of all sediment samples fall in the alkaline range (7.9-7.13) due to the outcrop of carbonate units in the region. The amount of organic matter is relatively high in most sampling points, which can be attributed to the type of land use around the lake, in particular agricultural land. Calcium carbonate contents in all sediment samples indicate a wide range between 3.5 to 48 % which is attributable to the presence of carbonate rocks in the study area. Data from geochemical analyses showed that concentration of Pb (138 mg/kg on average) in all sampling stations was higher than the world mean of sediments and the level recommended by the Canadian sediment quality standard (SQGS). Zinc, copper and cadmium with mean concentration of 153, 183 and 1.77 mg/kg, respectively in the majority of sampling stations are similar to those of lead variations, indicating similar origin in sediments. The mean concentration of arsenic (1.77 mg/kg) in the samples is close to its corresponding level in world mean of sediments and the recommended value of the Canadian Quality Standard. The highest concentration of arsenic is observed at the two stations no. 5 and 6, which is most likely due to the entry of sewage from nearby villages and runoff of agricultural land around the lake in its northeast side. The calculated enrichment coefficient for metals showed that the sediments have moderate to very high enrichment with respect to As, slightly to fairly severe with respect to Cr, relatively intense to severe with respect to Cu, extreme enrichment in terms of Pb and Zinc and moderate enrichment with respect to Zn. The geoaccumulation index ( $I_{geo}$ ) also showed that chromium, nickel, as well as arsenic fall in the non-polluted category and other metals fall within the relatively high to very severe pollution levels. Based on the results of multivariate statistical analysis, it can be concluded that lead, cadmium, zinc and copper metals are most likely derived from anthropogenic activities while chromium, nickel is mainly of geogenic sources. Arsenic has probably mixed input from both anthropogenic and geogenic sources.

**Keywords:** Zarivar Lake, Heavy Metals, Pollution, Sediment, Kurdistan Province



**Shahrood University of  
Technology**

Faculty of Earth Sciences

M.Sc. Thesis of Environmental geology

**Assessing the metal contamination in bottom sediments  
of the Zarivar lake (Marivan-Kurdistan province)**

By: Arman Amini

Supervisor

Dr. A. Qishlaqi

December 2018