

Analysis of Groundwater Pollution Factors Using a Quantitative and Sampling Approach (Case Study: Mashhad)

Elmira Shaeri

M.Sc. Student of Environmental Science, Kheradgarayan Motahar Institute of Higher Education, Mashhad, Iran.

Hamed Ramyar

* Assistant Professor, Department of Environmental Science, Kheradgarayan Motahar Institute of Higher Education, Mashhad, Iran. **(Corresponding Author)** Hamedramyar@gmail.com

Shima Minaee

Health researcher, Treatment and Research Department of Razavi Hospital, Mashhad, Iran.

Abstract

Background and Objective: This study aimed to identify the factors influencing the groundwater quality of Mashhad by examining the effects of land-use types and geographical location on physicochemical parameters, inorganic pollutants, and organic contamination indices. The research emphasizes the importance of sustainable planning and the protection of water resources.

Materials and Methods: This research was conducted during autumn 2024 across different areas of Mashhad. The experiment was designed as a factorial arrangement in a completely randomized design with three replications, including two factors: land-use type (urban-residential, industrial, agricultural, and mixed [a combination of multiple land uses]) and spatial location (north, south, east, and west of Mashhad).

Results: In this study, the physicochemical characteristics and pollution indicators of Mashhad's groundwater were evaluated based on land-use type and geographical position. In northern Mashhad, industrial areas exhibited the highest pH (8.2) and electrical conductivity (1.2 dS/m), whereas agricultural areas showed the lowest pH (6.82) and the highest bicarbonate (248 mg/L) and nitrate concentrations (44.8 mg/L). In the south, agricultural land-use had the highest pH (7.6), electrical conductivity (1.91 dS/m), and sulfate (156 mg/L); nitrate peaked in mixed land-use (45 mg/L), and phosphate reached its highest level in agricultural areas (1.37 mg/L). In the west, industrial areas recorded the highest electrical conductivity (1.74 dS/m) and phosphate levels (2.15 mg/L), while the greatest bicarbonate (235 mg/L) and nitrite (0.88 mg/L) concentrations were observed in urban and mixed land-uses. In the east, mixed land-use showed the highest pH (8.45) and electrical conductivity (1.89 dS/m), and the highest nitrate (44.2 mg/L) and ammonium (2.90 mg/L) values were detected in mixed and agricultural areas.

Conclusion: Overall, groundwater quality in Mashhad varies depending on land-use type (agricultural, industrial, urban, and mixed). Industrial zones generally exhibit higher acidity levels and heavy-metal concentrations, while agricultural and mixed areas tend to show elevated nutrient levels and non-metal contaminants.

Keywords: Heavy metals, Land use, Nitrate, Phosphate and Physicochemical indicators

Open Access Policy: This is an open access article under the terms of the Creative Commons Attribution License, which permits use, distribution and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited. To view a copy of this licence, visit <https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>

► **Citation:** Shaeri E, Ramyar H, Minaee SH. Analysis of Groundwater Pollution Factors Using a Quantitative and Sampling Approach (Case Study: Mashhad). *Journal of Research in Environmental Health*. 11(4):11-32.

Received: 2025/05/31

Accepted: 2025/10/03

Doi:10.22038/jreh.2025.27156

تحلیل عوامل آلودگی منابع آب زیرزمینی با رویکرد بررسی کمی و نمونه برداری (مطالعه موردی: مشهد)

المیرا شاعری

دانشجوی کارشناسی ارشد محیط زیست، موسسه آموزش عالی خردگرایان مطهر، مشهد، ایران.

حامد رامیار

* استادیار گروه محیط زیست موسسه آموزش عالی خرد گرایان مطهر، مشهد، ایران. (نویسنده مسئول)

Hamedramyar@gmail.com

شیما مینائی

پژوهشگر حوزه سلامت، بخش درمانی و تحقیقاتی بیمارستان رضوی، مشهد، ایران.

چکیده

زمینه و هدف: این پژوهش با هدف شناخت عوامل اثرگذار بر کیفیت آب زیرزمینی مشهد، تأثیر کاربری اراضی و موقعیت جغرافیایی بر شاخص‌های فیزیکوشیمیایی، آلاینده‌های معدنی و آلودگی‌های آلی بررسی شده و بر اهمیت برنامه‌ریزی پایدار و حفاظت از منابع آبی تأکید شده است.

مواد و روش‌ها: این پژوهش در فصل پاییز ۱۴۰۳ در مناطق مختلف شهر مشهد انجام شد. آزمایش به‌صورت فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی با سه تکرار شامل دو فاکتور نوع کاربری اراضی (شهری-مسکونی، صنعتی، کشاورزی و مختلط (ترکیب چند کاربری)) و موقعیت مکانی (شمال، جنوب، شرق و غرب مشهد) اجرا گردید.

یافته‌ها: در این مطالعه ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی و شاخص‌های آلودگی آب‌های زیرزمینی مشهد بر اساس نوع کاربری و موقعیت جغرافیایی بررسی شد. در شمال مشهد، آب صنعتی بیشترین اسیدیته (۸/۲) و هدایت الکتریکی (۱/۲ دسی‌زیمنس بر متر) را داشت، در حالی که آب کشاورزی کمترین اسیدیته (۶/۸۲) و بیشترین بی‌کربنات (۲۴۸ میلی‌گرم در لیتر) و نیترات (۴۴/۸ میلی‌گرم در لیتر) را نشان داد. در جنوب، کاربری کشاورزی بیشترین اسیدیته (۷/۶)، هدایت الکتریکی (۱/۹۱ دسی‌زیمنس بر متر) و سولفات (۱۵۶ میلی‌گرم در لیتر) را داشت؛ همچنین بالاترین نیترات در مختلط (۴۵ میلی‌گرم در لیتر) و بیشترین فسفات در کشاورزی (۱/۳۷ میلی‌گرم در لیتر) ثبت شد. در غرب، بالاترین هدایت الکتریکی (۱/۷۴ دسی‌زیمنس بر متر) و فسفات (۲/۱۵ میلی‌گرم در لیتر) در کاربری صنعتی مشاهده شد و بیشترین بی‌کربنات (۰/۸۸ میلی‌گرم در لیتر) و نیترات (۰/۸۸ میلی‌گرم در لیتر) مربوط به شهری و مختلط بود. در شرق، کاربری مختلط بالاترین اسیدیته (۸/۴۵) و هدایت الکتریکی (۱/۸۹ دسی‌زیمنس بر متر) را داشت؛ بیشترین نیترات (۴۴/۲ میلی‌گرم در لیتر) و آمونیوم (۲/۹۰ میلی‌گرم در لیتر) نیز در مختلط و کشاورزی دیده شد.

نتیجه‌گیری: به‌طور کلی، کیفیت آب در مشهد بسته به نوع کاربری (کشاورزی، صنعتی، شهری و مختلط) متفاوت است؛ مناطق صنعتی معمولاً دارای اسیدیته و فلزات سنگین بالاتری هستند، در حالی که مناطق کشاورزی و مختلط بیشترین مقادیر مواد مغذی و آلاینده‌های غیر فلزی را نشان می‌دهند.

کلیدواژه‌ها: شاخص‌های فیزیکوشیمیایی، فسفات، فلزات سنگین، کاربری اراضی و نیترات

استناد: شاعری ا، رامیار ح، مینائی ش. تحلیل عوامل آلودگی منابع آب زیرزمینی با رویکرد بررسی کمی و نمونه‌برداری (مطالعه موردی: مشهد). فصلنامه‌ی پژوهش در بهداشت محیط. زمستان ۱۴۰۴؛ ۱۱(۴): ۱۱-۳۲.

تاریخ دریافت: ۱۴۰۴/۰۳/۱۰

تاریخ پذیرش: ۱۴۰۴/۰۷/۱۱

نوع مقاله: پژوهشی

آب به عنوان حیاتی‌ترین منبع طبیعی، نقشی اساسی در تداوم حیات و توسعه پایدار ایفا می‌کند و تحت تأثیر عوامل طبیعی و انسانی همواره در معرض تغییر کمیت و کیفیت قرار دارد (۱). در دهه‌های اخیر، افزایش جمعیت، رشد سریع شهرنشینی و ارتقای استانداردهای زندگی موجب افزایش تقاضا برای منابع آب به‌ویژه در مناطق خشک و نیمه‌خشک جهان شده است (۱). با توجه به محدودیت بارش و کاهش منابع آب سطحی، آب‌های زیرزمینی سهم عمده‌ای در تأمین آب شرب، کشاورزی و صنعتی دارند (۲). با این حال، برداشت بی‌رویه و بهره‌برداری ناپایدار موجب افت سطح ایستابی، تخلیه بیش‌ازحد سفره‌ها و در نهایت کاهش کیفیت و تخریب این منابع شده است (۳).

آلودگی آب‌های زیرزمینی یکی از مهم‌ترین چالش‌های زیست‌محیطی در جهان امروز است. آلودگی آب یکی از معضلات جدی زیست‌محیطی است که بار زیادی بر سلامت عمومی و اقتصاد جوامع وارد می‌کند. در سطح جهانی، تخمین زده شده است که آلودگی آب عامل مرگ ۱/۸ میلیون نفر در سال است و سالانه یک میلیارد نفر با بیماری‌های مرتبط با آب دست به‌گriبان‌اند (۴). در ایران نیز برآورد شده است که نرخ مرگ‌ومیر به دلیل مصرف آب ناسالم در سال‌های اخیر در حدود ۰/۸ نفر در هر ۱۰۰ هزار نفر بوده است (۵). از نظر اقتصادی نیز سازمان همکاری و توسعه اقتصادی (OECD)^۱ برآورد کرده که آلودگی شیمیایی در آب زیرزمینی، به‌ویژه نیترات، می‌تواند میلیون‌ها یورو هزینه سالانه وارد کند؛ برای مثال، در برخی کشورهای اروپایی این هزینه سالیانه حدود ۱ میلیارد یورو برآورد شده است (۶). این بار بیماری و اقتصادی نشان‌دهنده ضرورت مطالعه دقیق عوامل آلودگی آب زیرزمینی است.

ورود آلاینده‌هایی همچون نمک‌های محلول، فلزات سنگین، بقایای سموم و کودهای کشاورزی و نیز فاضلاب‌های صنعتی، کیفیت این منابع را به‌شدت تحت تأثیر قرار داده است (۷، ۸ و ۹). چنین آلودگی‌هایی نه‌تنها تهدیدی برای سلامت انسان محسوب می‌شوند، بلکه منجر به تخریب اکوسیستم‌ها و کاهش تنوع زیستی

نیز می‌گردند (۱۰). منابع آلودگی می‌توانند انسانی نظیر رواناب‌های شهری، پساب‌های صنعتی و استفاده نادرست از کودهای شیمیایی، یا طبیعی مانند نفوذ آب شور و فرسایش سنگ‌ها باشند (۱۱). در بسیاری از مطالعات بین‌المللی، اثر کاربری زمین بر کیفیت آب زیرزمینی نشان داده شده است؛ برای مثال، در یک منطقه کارستی در شبه‌جزیره یوکاتان، استفاده‌ی کشاورزی بیشتر موجب افزایش غلظت نیترات، آمونیوم و هدایت الکتریکی آب شده است (۱۲). در ایران نیز پژوهش‌هایی درباره ارتباط کاربری اراضی و کیفیت آب زیرزمینی انجام شده است. در منطقه آشتیارد، مطالعات نشان داده‌اند که تغییرات در کاربری اراضی (مانند گسترش اراضی شهری و کشاورزی) همراه با برداشت بیش از حد، به کاهش سطح آب زیرزمینی و کاهش کیفیت آن (متغیرهایی مثل EC، TDS، Na) منجر شده است (۱۳). همچنین در دشت قزوین، بین سال‌های ۲۰۰۵ تا ۲۰۲۰، افزایش اراضی کشاورزی و تعداد چاه‌های بهره‌برداری، با افت سطح آب و کاهش کیفیت سفره همراه بوده است (۱۴). در منطقه‌ی حوضه آبریز دریاچه زریبار نیز رابطه بین تغییر کاربری زمین، بارش و تغییر کیفیت آب زیرزمینی (متغیرهایی مانند HCO_3^- ، SO_4^{2-} ، SAR و EC) بررسی شده و کاهش کیفیت در دوره‌ای از زمان گزارش شده است (۱۵). رشد صنایع و توسعه ناپایدار در ایران، به‌ویژه در مناطق خشک مانند استان خراسان رضوی و شهر مشهد، این تهدیدها را تشدید کرده است (۱۶).

پیامدهای آلودگی آب‌های زیرزمینی گسترده است و شامل کاهش کیفیت آب شرب، افزایش بیماری‌های منتقله از طریق آب، و حذف موجودات حساس زیست‌محیطی می‌شود (۱۷). این امر ضرورت پایش مستمر، مدیریت صحیح مصرف نهاده‌های کشاورزی و ارتقای آگاهی عمومی را دوجندان می‌سازد. استفاده از ابزارهای تحلیلی و مدل‌سازی پیشرفته می‌تواند به شناسایی منابع آلاینده و پیش‌بینی روند آلودگی کمک کرده و در تدوین سیاست‌های مدیریتی مؤثر نقش‌آفرینی کند. در تهران، مدل‌سازی با شبکه‌های عصبی و روش Kriging ارتباط بین غلظت نیترات در سفره‌ی زیرزمینی و کاربری اراضی شهری (شامل کشاورزی و پساب شهری)

^۱ Organisation for Economic Co-operation and Development

را نشان داده است (۱۸). مطالعه‌ای در آکویفر شهری استان البرز (شهر کرج) با استفاده از ایزوتوپ‌های پایدار نیترات و مدل ترکیب‌بندی ایزوتوپی بیزی نشان داد که منبع عمده نیترات آلودگی، فاضلاب شهری است و سهم کم‌تری از آن به کود شیمیایی مربوط می‌شود (۱۹). همچنین، در مطالعه‌ای در دشت یزد- اردکان، شاخص کیفیت آب زیرزمینی (GQI)^۲ برای چند دوره زمانی محاسبه شده و ارتباط بین کاهش کیفیت آب و کاربری اراضی گزارش شده است (۲۰).

ایران با میانگین بارندگی سالانه حدود ۲۵۰ میلی‌متر از جمله کشورهایی است که با بحران آب مواجه است. استان خراسان رضوی و شهر مشهد با میانگین بارندگی سالانه ۲۱۰ میلی‌متر، جمعیت رو به رشد و وابستگی بالا به منابع آب زیرزمینی، یکی از مناطق بسیار آسیب‌پذیر در این زمینه محسوب می‌شوند (۲۱). در دهه‌های اخیر، بهره‌برداری بی‌رویه از دشت مشهد، نفوذ پساب‌های شهری و صنعتی و ورود آلاینده‌های کشاورزی، این منابع را با افت کمی و آلودگی کیفی مواجه ساخته است. این وضعیت نه تنها تهدیدی برای سلامت عمومی شهروندان، بلکه عاملی برای کاهش پایداری اکوسیستم و تنوع زیستی در منطقه نیز به‌شمار می‌آید.

اگرچه این مطالعات نشان‌دهنده تأثیر کاربری اراضی بر کیفیت آب هستند، اما چند محدودیت مهم وجود دارد: اغلب مطالعات بر یک نوع کاربری (مثلاً کشاورزی یا شهری) تمرکز داشته‌اند و کمتر به تأثیر ترکیبی کاربری‌های مختلف (مثلاً کشاورزی + صنعتی + شهری) در یک منطقه جغرافیایی با جهت‌یابی مکانی پرداخته‌اند. همچنین، مطالعات مکانی با پهنه‌بندی دقیق در شهرهای بزرگ با رشد سریع جمعیت بسیار محدود است.

با وجود مطالعات گسترده، هنوز شکافی در شناخت تأثیر کاربری اراضی و موقعیت مکانی بر کیفیت آب زیرزمینی در مناطق شهری با جمعیت رو به رشد وجود دارد. مطالعه‌ی حاضر با بررسی تأثیر نوع کاربری اراضی (شهری، صنعتی، کشاورزی و مختلط) و موقعیت مکانی در چهار جهت مشهد بر کیفیت آب‌های زیرزمینی، نقش فضایی و کاربری‌محور آلودگی‌ها را به‌طور جامع شناسایی می‌کند. این کار می‌تواند مدیران شهری و منابع آب را در

تدوین سیاست‌های هدفمند، حفاظت از منابع و کاهش مخاطرات بهداشتی یاری دهد و بر مبنای آن راهبردهای علمی برای مدیریت پایدار آب زیرزمینی ارائه شود. به این ترتیب، مطالعه‌ی حاضر علاوه بر ارائه داده‌های کمی درباره وضعیت کیفیت آب‌های زیرزمینی، مشارکت علمی خود را در شناسایی روابط مکانی و کاربری‌محور آلاینده‌ها و ارائه‌ی راهکارهای مدیریتی هدفمند نشان می‌دهد، که می‌تواند الگویی برای سایر مناطق خشک و نیمه‌خشک با چالش‌های مشابه باشد.

بر این اساس، مطالعه‌ی حاضر با هدف تعیین اثر نوع کاربری اراضی (شهری، صنعتی، کشاورزی و مختلط) و موقعیت مکانی (چهار جهت اصلی مشهد) بر کیفیت آب‌های زیرزمینی انجام شد. در این پژوهش، تغییرات متغیرهای فیزیکی، شیمیایی و غلظت فلزات سنگین مورد ارزیابی قرار گرفت تا ضمن شناسایی کاربری‌ها و مناطق با پتانسیل آلودگی بالا، راهکارهای مدیریتی مناسبی برای حفاظت از منابع آب زیرزمینی ارائه گردد.

روش کار

مکان و زمان انجام تحقیق

این پژوهش به‌منظور بررسی عوامل مؤثر بر آلودگی منابع آب زیرزمینی در شهر مشهد با استفاده از رویکرد ترکیبی کمی و نمونه‌برداری میدانی انجام شد. شهر مشهد با مختصات تقریبی ۳۶/۲۰ درجه شمالی و ۵۹/۳۵ درجه شرقی و ارتفاع حدود ۹۸۵ متر از سطح دریا واقع شده است. این شهر دارای اقلیم نیمه‌خشک با میانگین بارش سالانه حدود ۲۵۰ میلی‌متر و میانگین دمای سالانه حدود ۱۷ درجه سانتی‌گراد است. جمعیت مشهد بیش از ۳ میلیون نفر بوده و تراکم جمعیتی حدود ۵۰۰ نفر در کیلومتر مربع می‌باشد. مناطق نمونه‌برداری بر اساس نوع کاربری اراضی و موقعیت جغرافیایی شهر (شمال، جنوب، شرق و غرب) انتخاب و طبقه‌بندی شدند. نمونه‌برداری‌ها در فصل پاییز سال ۱۴۰۳ از مناطق مختلف شهر انجام گرفت.

طرح آزمایشی

این مطالعه به‌صورت یک آزمایش فاکتوریل در قالب طرح کاملاً تصادفی با سه تکرار انجام شد. فاکتور اول، نوع کاربری اراضی، شامل چهار سطح بود: شهری- مسکونی، صنعتی، کشاورزی و مختلط (ترکیب چند کاربری)، و

² Groundwater Quality Index

کالیبره شده با محلول‌های استاندارد اسیدیته ۴ و ۷ انجام شد. نمونه‌ها در دمای اتاق (25 ± 1 درجه‌ی سانتی‌گراد) مستقیماً اندازه‌گیری شدند. هر نمونه دو بار قرائت شد و میانگین ثبت گردید (APHA, Method 4500-H⁺ B). برای تضمین کنترل کیفیت، کالیبراسیون دستگاه پیش از هر سری اندازه‌گیری انجام شد و از نمونه‌های استاندارد استفاده شد تا دقت و صحت نتایج تأیید گردد.

هدایت الکتریکی (EC): اندازه‌گیری با هدایت‌سنج دیجیتال در دمای ۲۵ درجه‌ی سانتی‌گراد انجام شد. قبل از اندازه‌گیری، الکترود با آب مقطر شسته شد و دستگاه با محلول استاندارد کالیبره گردید. هر نمونه سه بار اندازه‌گیری شد (APHA, Method 2510 B). کنترل کیفیت شامل کالیبراسیون دستگاه پیش از هر سری اندازه‌گیری و استفاده از محلول‌های استاندارد بود تا صحت و دقت نتایج تأیید گردد.

کلراید (Cl⁻): حجم نمونه به میزان ۵۰ میلی‌لیتر بود. تیتراسیون با نقره نیترات ۰/۱ نرمال (روش (آرژانتومتري) در حضور کرومات پتاسیم به‌عنوان شناساگر نقطه پایانی انجام شد. تغییر رنگ از زرد به قرمز نشان‌دهنده‌ی نقطه‌ی پایانی است. هر نمونه دو بار تکرار شد (APHA, Method 4500-Cl⁻ B). برای کنترل کیفیت، محلول نیترات نقره و تجهیزات تیتراژ پیش از آزمایش کالیبره شدند و نمونه‌های استاندارد تحلیل گردیدند تا دقت و صحت نتایج تأیید شود.

سولفات (SO₄²⁻): حجم نمونه به‌میزان ۵۰ میلی‌لیتر بود. واکنش با کلرید باریم (روش توربیدیمتری) برای تشکیل رسوب انجام شد و میزان توربیدیمتری با اسپکتروفتومتر UV-Vis در طول موج ۴۲۰ نانومتر اندازه‌گیری شد که بر مبنای واکنش سولفات با محلول کلرید باریم انجام گرفت. نمونه‌ها قبل از اندازه‌گیری فیلتر شدند تا ذرات معلق حذف شود (APHA, Method 4500-SO₄²⁻ E). برای کنترل کیفیت، اسپکتروفتومتر پیش از هر سری آزمایش کالیبره شد و نمونه‌های استاندارد همراه با نمونه‌ها تحلیل شدند تا صحت و دقت نتایج تأیید گردد.

فسفات (PO₄³⁻): حجم نمونه برابر ۵۰ میلی‌لیتر بود روش رنگ‌سنجی بر اساس تشکیل کمپلکس فسفومولیدات و احیا با آسکوربیک اسید مورد استفاده قرار گرفت. و جذب آن در طول موج ۸۸۰ نانومتر با استفاده از اسپکتروفتومتر

فاکتور دوم، موقعیت مکانی، شامل چهار منطقه جغرافیایی شهر مشهد: شمال، جنوب، شرق و غرب. در نتیجه، با توجه به ۴ سطح نوع کاربری و ۴ سطح موقعیت مکانی و سه تکرار، ۱۶ ترکیب تیماری ایجاد شد و مجموعاً ۴۸ نمونه آب برای آنالیز آماده شد.

نمونه‌برداری و آماده‌سازی نمونه‌ها

نمونه‌برداری از آب‌های زیرزمینی از طریق چاه‌های فعال در هر منطقه انجام شد. نمونه‌برداری از هر چاه به‌صورت دستی با استفاده از پمپ دستی انجام شد. چاه‌ها بر اساس نوع کاربری اراضی و پراکندگی جغرافیایی انتخاب شدند تا تمام ترکیب‌های طرح آزمایشی پوشش داده شوند. نمونه‌ها در توسط پاییز سال ۱۴۰۳ و در ساعات صبح (۸ تا ۱۲) جمع‌آوری شدند تا اثر تغییرات روزانه دما و جریان آب کاهش یابد. از هر چاه یک نمونه آب به حجم ۱ لیتر برداشت شد. بطری‌ها پلی‌اتیلنی استریل بودند و پیش از استفاده با اسید نیتریک ۱۰٪ و آب مقطر شسته شده تا هرگونه آلودگی یا یون خارجی حذف شود. نمونه‌ها با استفاده از پمپ دستی مخصوص یا سطل نمونه‌برداری از چاه برداشت و بلافاصله در یخچال حمل نمونه در دمای ۴ درجه سانتی‌گراد منتقل شدند. نمونه‌ها تا زمان آنالیز در دمای ۴ درجه‌ی سانتی‌گراد نگهداری شدند و حداکثر ظرف ۲۴ ساعت پس از برداشت مورد آنالیز قرار گرفتند تا از تغییرات شیمیایی یا بیولوژیکی جلوگیری شود. این روش تضمین می‌کند که کیفیت و قابلیت تکرار نتایج حفظ شود.

اندازه‌گیری متغیرها

برای بررسی کیفیت آب‌های زیرزمینی، تمامی آنالیزها مطابق روش‌های استاندارد APHA انجام شد و به گونه‌ای طراحی شد که هر اندازه‌گیری قابل تکرار باشد.

بی‌کربنات (HCO₃⁻): حجم نمونه ۵۰ میلی‌لیتر بود. نمونه‌ها در ارلن قرار گرفتند و با ۰/۰۲ نرمال اسیدسولفوریک (H₂SO₄) تیتراژ شدند. متیل اورنج به‌عنوان شناساگر استفاده شد و تیتراسیون تا تغییر رنگ از نارنجی به قرمز ادامه یافت (pH 4.5). برای کنترل کیفیت اندازه‌گیری بی‌کربنات، تجهیزات و محلول‌های تیتراژ پیش از آزمایش کالیبره شدند، نمونه‌های استاندارد با غلظت شناخته شده تحلیل گردیدند و هر نمونه سه بار تکرار شد و میانگین گزارش شد.

اسیدیته (pH): اندازه‌گیری با pH متر دیجیتال

صورت گرفت. اندازه‌گیری با AAS، بسته به نوع فلز، از شعله (Flame) یا کوره گرافیتی (Graphite Furnace) برای خوانش استفاده شد (APHA, Method 3111 B/C). برای کنترل کیفیت، دستگاه AAS پیش از هر سری آزمایش کالیبره شد، از استانداردهای مرجع برای هر فلز استفاده شد و هر نمونه حداقل دو بار اندازه‌گیری شد تا صحت، دقت و قابلیت تکرار نتایج تضمین گردد.

اندازه‌گیری نیاز شیمیایی به اکسیژن (COD)^۳: حجم نمونه برابر با ۵۰ میلی‌لیتر بود. با استفاده از روش دی‌کرومات صورت گرفت؛ در این روش، نمونه‌ها با محلول دی‌کرومات پتاسیم و اسیدسولفوریک حرارت داده شده (حرارت در ۱۵۰ درجه سانتی‌گراد به مدت ۲ ساعت) و پس از خنک شدن، با فروس‌آمونیم‌سولفات تیترا شدند (APHA, Method 5220 C). برای کنترل کیفیت، محلول‌ها و تجهیزات تیتراژ پیش از هر سری آزمایش کالیبره شدند و نمونه‌های استاندارد همراه با نمونه‌های آزمایشی تحلیل گردیدند تا دقت، صحت و قابلیت تکرار نتایج تضمین شود.

اکسیژن مورد نیاز بیوشیمیایی (BOD)^۴: نیز نمونه‌ها به مدت پنج روز در دمای ۲۰ درجه سانتی‌گراد در شرایط تاریکی انکوبه شدند و سپس کاهش اکسیژن محلول توسط دستگاه DO متر دیجیتالی اندازه‌گیری و هر نمونه دو بار تکرار شد و میانگین گزارش گردید (APHA, Method 5210 B). برای کنترل کیفیت، DO متر پیش از هر سری اندازه‌گیری کالیبره شد و نمونه‌های استاندارد همراه با نمونه‌های آزمایشی تحلیل شدند تا دقت، صحت و قابلیت تکرار نتایج تضمین گردد.

تجزیه و تحلیل داده‌ها

داده‌ها ابتدا از نظر نرمال بودن توزیع با آزمون Shapiro-Wilk و همگنی واریانس با آزمون Levene بررسی شدند. در صورت نیاز، داده‌ها به روش مناسب (مثلاً تبدیل لگاریتمی) اصلاح شدند تا شرایط تحلیل پارامتریک فراهم شود. محاسبات آماری با استفاده از نرم‌افزارهای SAS 9.4 و Excel انجام شد و برای مقایسه میانگین‌ها از آزمون LSD^۵ در سطح معنی‌داری ۵٪ ($p < 0.05$)

اندازه‌گیری شد هر نمونه سه بار اندازه‌گیری شد و میانگین گزارش شد (APHA, Method 4500-P E). هر نمونه سه بار اندازه‌گیری شد و میانگین نتایج گزارش شد. برای کنترل کیفیت، اسپکتروفتومتر پیش از هر سری آزمایش کالیبره شد و نمونه‌های استاندارد همراه با نمونه‌ها تحلیل شدند تا دقت و صحت نتایج تضمین گردد. آمونیوم (NH_4^+): حجم نمونه به میزان ۲۵ میلی‌لیتر بود. با استفاده از روش نیتر و خوانش جذب در طول موج ۴۲۰ نانومتر تعیین شد. کالیراسیون با محلول‌های استاندارد آمونیوم انجام شد (APHA, Method 4500-NH₃ F) و هر نمونه دو بار تکرار شد تا دقت و قابلیت تکرار نتایج تضمین گردد. برای کنترل کیفیت، اسپکتروفتومتر پیش از هر سری آزمایش کالیبره شد و نمونه‌های استاندارد به همراه نمونه‌های آزمایشی تحلیل شدند تا صحت و دقت اندازه‌گیری‌ها تأیید شود.

نیتريت (NO_2^-): حجم نمونه برابر با ۲۵ میلی‌لیتر بود. از طریق واکنش آن با محلول سولفانیل‌آمید و (N-1-naphthylethylenediamine) NEDA و خوانش جذب در طول موج ۵۴۳ نانومتر و هر نمونه دو بار اندازه‌گیری شد (APHA, Method 4500-NO₂⁻ B). برای کنترل کیفیت، اسپکتروفتومتر پیش از هر سری آزمایش کالیبره شد و نمونه‌های استاندارد همراه با نمونه‌های آزمایشی تحلیل شدند تا صحت و دقت نتایج تضمین گردد.

نیترات (NO_3^-): حجم نمونه ۵۰ میلی‌لیتر بود. پس از احیای آن به نیتريت و استفاده از همان واکنش رنگ‌سنجی، طبق روش ۴۵۰۰ E-NO₃⁻ توسط اسپکتروفتومتر در طول موج ۲۲۰ و ۲۷۵ نانومتر تعیین گردید (APHA, Method 4500-NO₃⁻ E). هر نمونه دو بار تکرار شد تا دقت و قابلیت تکرار نتایج تأیید گردد. برای کنترل کیفیت، اسپکتروفتومتر پیش از هر سری آزمایش کالیبره شد و نمونه‌های استاندارد همراه با نمونه‌های آزمایشی تحلیل شدند تا صحت و دقت اندازه‌گیری‌ها تضمین شود.

فلزات سنگین روی (Zn)، کروم (Cr)، کادمیم (Cd) و سرب (Pb): حجم نمونه ۵۰ میلی‌لیتر بود. از دستگاه جذب اتمی (Atomic Absorption Spectrophotometer, AAS) استفاده شد. قبل از اندازه‌گیری، نمونه‌ها با اسید نیتريك تغلیظ‌شده تا pH کمتر از ۲ اسیدی شدند و سپس فیلتر گردیدند. فیلتراسیون با فیلتر ۰/۴۵ میکرومتر

³ Chemical Oxygen Demand

⁴ Biochemical Oxygen Demand

⁵ Least Significant Difference

مورد هدایت الکتریکی، هر دو عامل اصلی و همچنین اثر متقابل آن‌ها در سطح یک درصد معنی‌دار بودند و این موضوع تأثیر مستقل و هم‌زمان شرایط کاربری و موقعیت جغرافیایی بر میزان یون‌های محلول را نشان می‌دهد. متغیر بی‌کربنات نیز به‌طور مشابه تحت تأثیر عوامل اصلی و اثر متقابل آن‌ها در سطح یک درصد قرار گرفت و بیانگر حساسیت بالای این ترکیب یونی به شرایط محیطی و مدیریتی است (جدول ۱).

استفاده شد. تمامی آزمایش‌ها دارای سه تکرار مستقل بودند و مقادیر گزارش شده میانگین نتایج تکرارها است.

یافته‌ها

ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی آب در نمونه‌های مختلف

نتایج تجزیه واریانس نشان داد که متغیر pH تحت تأثیر عوامل اصلی نوع کاربری و موقعیت جغرافیایی تفاوت معنی‌داری نداشت، اما اثر متقابل این دو عامل در سطح یک درصد معنی‌دار بود؛ به این معنا که واکنش pH به نوع کاربری در موقعیت‌های مختلف متفاوت است. در

جدول ۱. تجزیه واریانس صفات اسیدیته، هدایت الکتریکی و بی‌کربنات آب تحت تأثیر نوع کاربری و موقعیت جغرافیایی

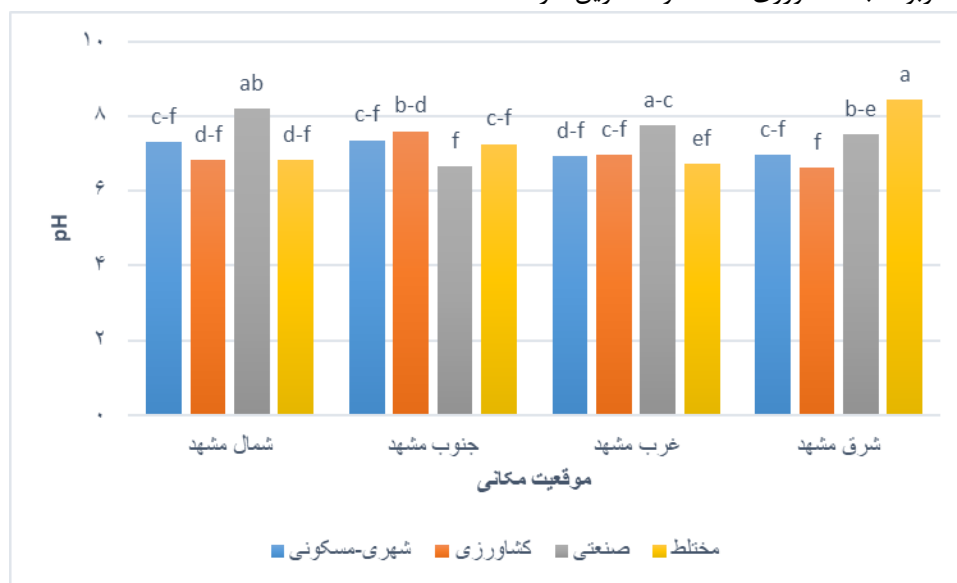
منابع تغییر	درجه آزادی	میانگین مربعات	
		اسیدیته	هدایت الکتریکی
نوع کاربری (A)	۳	ns ۰/۱۷۸	** ۰/۳۰۴
موقعیت (B)	۳	ns ۰/۶۲۲	** ۰/۲۳۶
A × B	۹	** ۱/۲۱	** ۱/۲۴
خطا	۳۲	۰/۲۵۱	۰/۰۱۷
ضریب تغییرات		۶/۹۱	۱۱
		۹/۴۴	۲۹۹

ns و * به ترتیب بیانگر تفاوت معنی‌دار در سطح احتمال یک درصد، پنج درصد و عدم تفاوت معنی‌دار می‌باشند.

اسیدیته آب

نتایج نشان داد که مقدار pH آب در مشهد تحت تأثیر اثرات متقابل نوع کاربری و موقعیت جغرافیایی متغیر است. در شمال، بالاترین pH در کاربری صنعتی (۸/۲) و کمترین در کشاورزی (۶/۸۲) ثبت شد که بیانگر اثر پساب‌های صنعتی بر افزایش قلیائیت آب است. در جنوب، بیشترین pH مربوط به کشاورزی (۷/۶) و کمترین در

صنعتی (۶/۶۶) مشاهده شد که نشان‌دهنده تأثیر فعالیت‌های کشاورزی بر افزایش pH است. در غرب، اختلاف قابل‌توجهی بین کاربری صنعتی (۷/۷۷) و کشاورزی (۶/۹۸) وجود داشت و در شرق، بیشترین تغییرات مشاهده شد؛ به‌طوری که کاربری مختلط با مقدار ۸/۴۵ بیشترین و کشاورزی با ۶/۶۳ کمترین pH را داشتند (نمودار ۱).



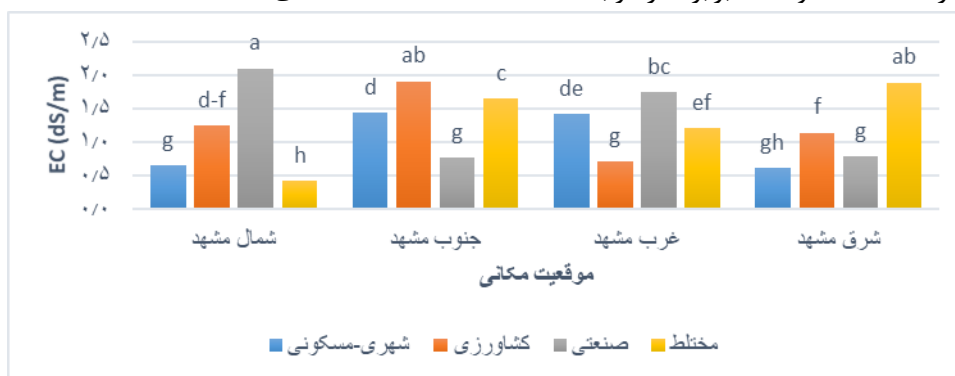
نمودار ۱. برهمکنش نوع کاربری و موقعیت مکانی بر متغیر اسیدیته آب

ستون‌ها با حروف مشترک بر اساس آزمون LSD از نظر آماری تفاوت معنی‌دار ندارند.

هدایت الکتریکی

مقادیر هدایت الکتریکی (EC) در مشهد بسته به نوع کاربری و موقعیت جغرافیایی تفاوت قابل توجهی نشان داد. در شمال، بیشترین EC مربوط به کاربری صنعتی (۲/۱) دسی‌زیمنس بر متر) و کمترین در مختلط (۰/۴۱) بود که اختلافی حدود چهار برابر را نشان می‌دهد. در جنوب، کاربری کشاورزی با ۱/۹۱ بیشترین و صنعتی با ۰/۷۶ کمترین مقدار را داشتند (حدود ۲/۵ برابر). در غرب، EC

در کاربری صنعتی (۱/۷۴) بیش از دو برابر کشاورزی (۰/۷۱) بود و کاربری‌های شهری و مختلط در سطح متوسط (۱/۲۱ تا ۱/۴۲) قرار گرفتند. در شرق، بیشترین مقدار به کاربری مختلط (۱/۸۹) و کمترین به شهری (۰/۶۱) تعلق داشت که اختلافی بیش از سه برابر را نشان می‌دهد. به‌طور کلی، این نتایج نشان‌دهنده‌ی نقش پررنگ فعالیت‌های صنعتی، کشاورزی و مختلط در افزایش شوری آب‌های زیرزمینی مشهد است (نمودار ۲).



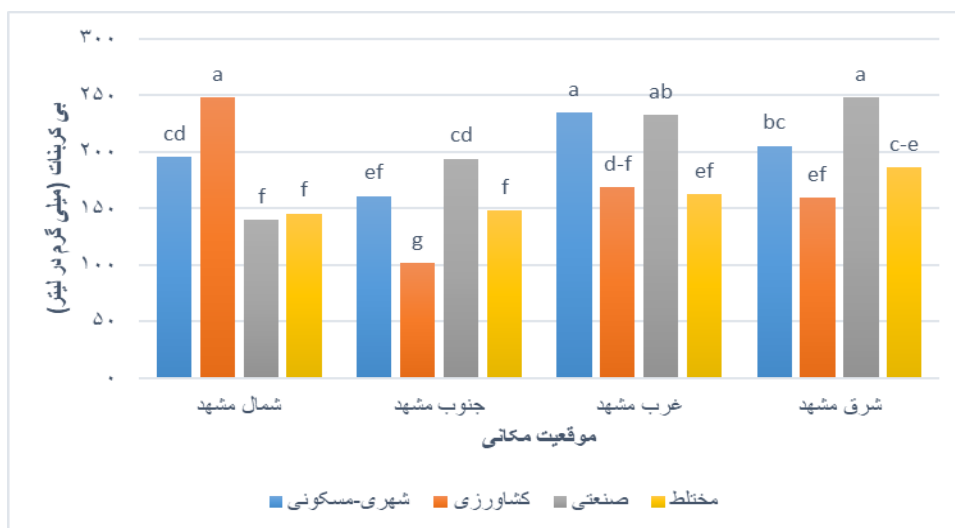
نمودار ۲. برهمکنش نوع کاربری و موقعیت مکانی بر متغیر هدایت الکتریکی آب

ستون‌ها با حروف مشترک بر اساس آزمون LSD از نظر آماری تفاوت معنی‌دار ندارند.

بی‌کربنات

مقایسه‌ی میانگین‌ها نشان داد که در شمال مشهد بیشترین بی‌کربنات مربوط به کاربری کشاورزی (۲۴۸ میلی‌گرم در لیتر) و کمترین در صنعتی (۱۴۰) بود که اختلافی ۷۷ درصدی دارد. در جنوب، مقدار بی‌کربنات در صنعتی (۱۹۴) بیشترین و در کشاورزی (۱۰۲) کمترین بود (اختلاف ۹۲ میلی‌گرم). در غرب، کاربری شهری-

مسکونی با ۲۳۵ میلی‌گرم بالاترین و کاربری مختلط با ۱۶۲ پایین‌ترین مقدار را داشتند (۴۵ درصد اختلاف). در شرق نیز صنعتی با ۲۴۸ میلی‌گرم در صدر و کشاورزی با ۱۶۰ میلی‌گرم در پایین‌ترین سطح قرار گرفتند (۵۵ درصد اختلاف). این نتایج نشان‌دهنده‌ی نقش متفاوت فعالیت‌های صنعتی، کشاورزی و شهری در تغییر سطح بی‌کربنات آب‌های زیرزمینی مشهد است (نمودار ۳).



نمودار ۳. برهمکنش نوع کاربری و موقعیت مکانی بر متغیر بی کربنات آب

ستون‌ها با حروف مشترک بر اساس آزمون LSD از نظر آماری تفاوت معنی‌دار ندارند

درصد داشته‌اند. همچنین، اثر متقابل نوع کاربری و موقعیت جغرافیایی نیز برای تمامی این صفات از نظر آماری در سطح یک درصد معنی‌دار بود (جدول ۲).

یون‌های معدنی محلول در آب

نتایج حاصل از تجزیه‌ی واریانس صفات نیترات، نیتريت، آمونیوم، فسفات، سولفات و کلراید آب نشان داد که نوع کاربری و موقعیت جغرافیایی هر دو بر تمامی این ترکیبات معدنی اثر معنی‌داری در سطح احتمال یک

جدول ۲. تجزیه واریانس صفات نیترات، نیتريت، آمونیوم، فسفات، سولفات و کلراید آب تحت تاثیر نوع کاربری و موقعیت جغرافیایی

منابع تغییر	درجه آزادی	نیترات	نیتريت	آمونیم	فسفات	سولفات	کلراید
نوع کاربری (A)	۳	**۵۷۵	**۰/۷۱۸	**۱/۷۲	**۱/۸۰	**۱۵۰۰	**۹۱۹۴
موقعیت (B)	۳	**۱۳۲۰	**۰/۲۲۳	**۲/۳۹	**۱/۴۵	**۱۸۳۸	**۶۱۶۱
A × B	۹	**۴۲۶	**۰/۰۴۹	**۲/۰۴۵	**۰/۶۴۵	**۱۵۸۸۷	**۳۸۵۶
خطا	۳۲	۱۰/۵	۰/۰۰۲	۰/۰۱۲	۰/۰۲۰	۷۹/۴	۸۳/۹
ضریب تغییرات	۱۲	۸/۹۸	۶/۴۷	۹/۵۶	۸/۰۷	۱۰/۹	

ns و * به ترتیب بیانگر تفاوت معنی‌دار در سطح احتمال یک درصد، پنج درصد و عدم تفاوت معنی‌دار می‌باشند.

نیترات

مقادیر نیترات در مناطق مختلف مشهد با توجه به نوع کاربری و موقعیت جغرافیایی متفاوت است. در شمال مشهد، بیشترین مقدار نیترات مربوط به کاربری کشاورزی (۴۴/۸ میلی گرم بر لیتر) و کمترین آن در کاربری صنعتی (۱۰/۲ میلی گرم بر لیتر) ثبت شده است. در جنوب مشهد، کاربری مختلط بیشترین مقدار نیترات (۴۵ میلی گرم بر لیتر) را دارد، در حالی که کمترین مقدار مربوط به کاربری شهری-مسکونی (۱۳/۶ میلی گرم بر

لیتر) است. در غرب مشهد، بیشترین نیترات در کاربری مختلط (۴۰/۷ میلی گرم بر لیتر) و کمترین در کشاورزی (۱/۶ میلی گرم بر لیتر) مشاهده شد. در شرق مشهد، بیشترین مقدار نیترات نیز به کاربری مختلط (۴۴/۲ میلی گرم بر لیتر) و کمترین به کاربری صنعتی (۱۳ میلی گرم بر لیتر) تعلق دارد. در کل، کاربری مختلط و کشاورزی به طور کلی دارای سطوح بالاتر نیترات نسبت به کاربری صنعتی و شهری-مسکونی هستند (جدول ۳).

جدول ۳. برهمکنش نوع کاربری و موقعیت مکانی بر صفات یون‌های معدنی محلول در آب

نوع کاربری	موقعیت مکانی	نیترات	نیتريت	آمونیم	فسفات	سولفات	کلراید
شهری-مسکونی	شمال مشهد	de۳۴/۹	d۰/۵۸۰	j۰/۶۶۰	c۱/۸۶	bc۱۶۷	a۱۳۳
	جنوب مشهد	a۴۴/۸	f۰/۲۹۰	a۲/۸۵	c۱/۸۳	g۷۵/۶	a۱۳۹
	غرب مشهد	hi۱۰/۲	g۰/۱۵۰	hi۱/۰۹	e-g۱/۱۳	de۱۴۸	de۶۵/۹
	شرق مشهد	b-d۳۹/۳	e۰/۴۷۰	bc۲/۵۶	a۲/۱۸	i۱۴/۴	a۱۳۲
کشاورزی	شمال مشهد	gh۱۳/۶	f۰/۳۲۰	e۲/۱۴	d-f۱/۲۸	i۱۳/۱	ef۵۹/۶
	جنوب مشهد	f۲۶/۵	g۰/۱۲۰	gh۱/۲۷	d۱/۳۷	cd۱۵۶	h۱۴/۵
	غرب مشهد	cd۳۸/۰	g۰/۱۶۰	i۰/۹۵۰	i۰/۲۳۰	f۱۱۰	d۷۵/۸
	شرق مشهد	a۴۵/۰	e۰/۴۵۰	k۰/۳۲۷	gh۰/۹۵۰	de۱۴۸	a۱۲۹
صنعتی	شمال مشهد	g۱۷/۰	c۰/۷۱۰	f۱/۷۸	c۱/۸۸	g۶۷/۵	fg۴۴/۵
	جنوب مشهد	i۶/۱۰	b۰/۸۰۰	de۲/۲۷	bc۱/۹۴	e۱۳۴	g۴۲/۲
	غرب مشهد	i۷/۰۰	b۰/۸۰۰	b۲/۶۴	ab۲/۱۵	h۴۱/۰	g۳۰/۱
	شرق مشهد	a-c۴۰/۷	a۰/۸۸۰	h۱/۱۵	d-g۱/۱۸	a۱۸۶	bc۱۰۰
مختلط	شمال مشهد	cd۳۸/۳	a۰/۹۳۰	g۱/۴۴	de۱/۳۶	ab۱۷۲	b۱۰۸

جنوب مشهد	ef ³⁰ /۰	e ^۰ /۴۱۰	a ^۲ /۹۰	a ^۲ /۳۵	de ^{۱۴۵}	g ^{۴۲} /۲
غرب مشهد	gh ^{۱۳} /۰	e ^۰ /۴۷۰	cd ^۲ /۴۵	h ^۰ /۷۲۰	de ^{۱۴۳}	a ^{۱۳۴}
شرق مشهد	ab ^{۴۴} /۲	bc ^۰ /۷۵۰	hi ^۱ /۱۳	fg ^۱ /۰۹	h ^{۴۷} /۲	c ^{۹۲} /۶

میانگین‌های دارای حروف مشترک در سطح احتمال پنج درصد بر اساس آزمون LSD تفاوت معنی‌داری ندارند.

نیتريت

مقادیر نیتريت در مناطق مختلف مشهد با توجه به نوع کاربری متفاوت است. در شمال مشهد، بیشترین مقدار نیتريت در کاربری شهری-مسکونی (۰/۵۸ میلی‌گرم بر لیتر) و کمترین در کاربری صنعتی (۰/۱۵ میلی‌گرم بر لیتر) مشاهده شد. مقادیر متوسط در کاربری‌های مختلط و کشاورزی به‌ترتیب برابر با ۰/۴۷ و ۰/۲۹ میلی‌گرم بر لیتر بود. در جنوب مشهد، کاربری مختلط بیشترین مقدار نیتريت (۰/۴۵ میلی‌گرم بر لیتر) و کاربری کشاورزی کمترین مقدار (۰/۱۲ میلی‌گرم بر لیتر) را نشان داد، در حالی‌که مقادیر کاربری‌های شهری و صنعتی در حد متوسط قرار داشتند. در غرب مشهد، نوسانات نیتريت کمتر بود و مقادیر در تمامی کاربری‌ها بالا و نزدیک به هم گزارش شد (کمترین ۰/۷۱ و بیشترین ۰/۸۸ میلی‌گرم بر لیتر). در شرق مشهد، بیشترین نیتريت در کاربری شهری-مسکونی (۰/۹۳ میلی‌گرم بر لیتر) و کمترین در کشاورزی (۰/۴۱ میلی‌گرم بر لیتر) مشاهده شد، در حالی‌که کاربری‌های مختلط و صنعتی مقادیر متوسط داشتند (جدول ۳).

آمونیم

غلظت آمونیم در مناطق مختلف مشهد بسته به نوع کاربری متفاوت است. در شمال مشهد، بیشترین میزان آمونیم در کاربری کشاورزی (۲/۸۵ میلی‌گرم بر لیتر) و کمترین در کاربری شهری-مسکونی (۰/۶۶ میلی‌گرم بر لیتر) مشاهده شد، در حالی‌که کاربری مختلط مقدار نسبتاً بالایی (۲/۵۶ میلی‌گرم بر لیتر) داشت. در جنوب مشهد، بیشترین آمونیم در کاربری شهری-مسکونی (۲/۱۴ میلی‌گرم بر لیتر) و کمترین در کاربری مختلط (۰/۳۳ میلی‌گرم بر لیتر) ثبت شد. در غرب مشهد، بالاترین میزان آمونیم در کاربری صنعتی (۲/۶۴ میلی‌گرم بر لیتر) و کمترین در کاربری مختلط (۱/۱۵ میلی‌گرم بر لیتر) بود، در حالی‌که کاربری کشاورزی و شهری نیز مقادیر نسبتاً بالایی داشتند. در شرق مشهد، بیشترین آمونیم مربوط

به کاربری کشاورزی (۲/۹۰ میلی‌گرم بر لیتر) و کمترین در کاربری مختلط (۱/۱۳ میلی‌گرم بر لیتر) ثبت شد، با مقادیر قابل توجه در کاربری صنعتی (۲/۴۵ میلی‌گرم بر لیتر) (جدول ۳).

فسفات

در شمال مشهد، بیشترین فسفات در کاربری مختلط (۲/۱۸ میلی‌گرم بر لیتر) و کمترین در کاربری صنعتی (۱/۱۳ میلی‌گرم بر لیتر) ثبت شد، در حالی‌که مقادیر کاربری‌های کشاورزی و شهری در سطح متوسط بودند. در جنوب مشهد، کاربری کشاورزی بیشترین فسفات (۱/۳۷ میلی‌گرم بر لیتر) و کاربری صنعتی کمترین مقدار (۰/۲۳ میلی‌گرم بر لیتر) را نشان داد. در غرب مشهد، بیشترین فسفات مربوط به کاربری صنعتی (۲/۱۵ میلی‌گرم بر لیتر) و کمترین به کاربری مختلط (۱/۱۸ میلی‌گرم بر لیتر) تعلق داشت، با مقادیر نسبتاً بالا در کاربری‌های کشاورزی و شهری. در شرق مشهد، بیشترین فسفات در کاربری کشاورزی (۲/۳۵ میلی‌گرم بر لیتر) و کمترین در کاربری صنعتی (۰/۷۲ میلی‌گرم بر لیتر) مشاهده شد، در حالی‌که کاربری‌های شهری و مختلط در حد متوسط بودند (جدول ۳).

سولفات

نتایج نشان داد که غلظت سولفات در مناطق مختلف مشهد به‌شدت وابسته به نوع کاربری است. در شمال مشهد، بالاترین مقدار سولفات در کاربری شهری-مسکونی با ۱۶۷ میلی‌گرم بر لیتر ثبت شد، در حالی‌که کمترین مقدار مربوط به کاربری مختلط (۱۴/۴ میلی‌گرم بر لیتر) بود، یعنی اختلاف بیش از ده برابر است. در جنوب مشهد، کاربری کشاورزی با ۱۵۶ میلی‌گرم بر لیتر بیشترین سولفات را داشت و کاربری شهری با ۱۳/۱ میلی‌گرم بر لیتر پایین‌ترین مقدار را نشان داد. کاربری‌های مختلط و صنعتی نیز مقادیر نسبتاً بالایی (به‌ترتیب ۱۴۸ و ۱۱۰ میلی‌گرم بر لیتر) داشتند که احتمالاً ناشی از مصرف ترکیبات گوگردی در فعالیت‌های کشاورزی و صنعتی

در غرب مشهد، بیشترین مقدار کلراید در کاربری مختلط (۱۰۰ میلی گرم بر لیتر) و کمترین در کاربری صنعتی (۳۱ میلی گرم بر لیتر) بود، اختلاف بیش از ۲۳۰ درصد. در شرق مشهد، بیشترین کلراید مربوط به کاربری صنعتی (۱۳۴ میلی گرم بر لیتر) و کمترین در کشاورزی (۴۲/۲ میلی گرم بر لیتر) مشاهده شد، در حالی که مقادیر کاربری شهری نیز نسبتاً بالا (۱۰۸ میلی گرم بر لیتر) بود که احتمالاً ناشی از منابع خانگی و فاضلاب است (جدول ۳).

فلزات سنگین

نتایج تجزیه واریانس صفات مرتبط با فلزات سنگین شامل سرب، کادمیم، کروم و روی در نمونه‌های آب نشان داد که نوع کاربری در تمامی فلزات مورد بررسی اثر معنی‌دار در سطح یک درصد داشت. موقعیت جغرافیایی نیز بر غلظت تمامی فلزات اثر معنی‌دار داشت؛ به‌طوری‌که برای سرب، کروم و روی این اثر در سطح یک درصد و برای کادمیم در سطح پنج درصد معنی‌دار بود. هم‌چنین، اثر متقابل نوع کاربری و موقعیت جغرافیایی برای هر چهار فلز سنگین در سطح یک درصد معنی‌دار بود (جدول ۴).

است. در غرب مشهد، بیشترین سولفات در کاربری مختلط (۱۸۶ میلی گرم بر لیتر) مشاهده شد و کمترین در کاربری صنعتی (۴۱ میلی گرم بر لیتر) قرار داشت، در حالی که کاربری کشاورزی با ۱۳۴ میلی گرم بر لیتر نیز در سطح بالایی قرار داشت. در شرق مشهد، بیشترین میزان سولفات در کاربری شهری (۱۷۲ میلی گرم بر لیتر) و کمترین در کاربری مختلط (۴۷/۲ میلی گرم بر لیتر) ثبت شد، با مقادیر قابل توجه در کاربری‌های کشاورزی و صنعتی (۱۴۵ و ۱۴۳ میلی گرم بر لیتر) (جدول ۳).

کلراید

غلظت کلراید در مناطق مختلف مشهد با توجه به نوع کاربری تفاوت قابل توجهی دارد. در شمال مشهد، بیشترین مقدار در کاربری کشاورزی (۱۳۹ میلی گرم بر لیتر) و کمترین در کاربری صنعتی (۶۵/۹ میلی گرم بر لیتر) مشاهده شد، با افزایشی حدود ۱۱۰ درصد. در جنوب مشهد، کاربری مختلط بیشترین کلراید (۱۲۹ میلی گرم بر لیتر) و کاربری کشاورزی کمترین مقدار (۱۴/۵ میلی گرم بر لیتر) را نشان داد، اختلافی نزدیک به ۸ برابر بود. مقادیر نسبتاً بالای کاربری صنعتی (۷۵/۸ میلی گرم بر لیتر) نیز به پساب‌های فرآیندی مرتبط است.

جدول ۴. تجزیه واریانس صفات فلزات سنگین آب تحت تاثیر نوع کاربری و موقعیت جغرافیایی

منابع تغییر	درجه آزادی	میانگین مربعات			روی
		سرب	کادمیم	کروم	
نوع کاربری (A)	۳	**۰/۰۰۰۱	**۰/۰۰۰۰۳	**۰/۰۰۰۲	**۳/۱۷
موقعیت (B)	۳	**۰/۰۰۰۱	*۰/۰۰۰۰۱	**۰/۰۰۰۲	**۰/۶۳۱
A × B	۹	**۰/۰۰۰۰۴	**۰/۰۰۰۰۴	**۰/۰۰۰۲	**۵/۵۱
خطا	۳۲	۰/۰۰۰۰۱	۰/۰۰۰۰۰۳	۰/۰۰۰۰۳	۰/۰۵۴
ضریب تغییرات		۱۰/۳	۲۰/۷	۹/۷۱	۷/۴۲
**، * و ns به ترتیب بیانگر تفاوت معنی‌دار در سطح احتمال یک درصد، پنج درصد و عدم تفاوت معنی‌دار می‌باشند.					

سرب

میلی گرم بر لیتر) بود. در غرب، بالاترین میزان سرب در کاربری صنعتی (۰/۰۱۵ میلی گرم بر لیتر) و کمترین در شهری (۰/۰۰۸ میلی گرم بر لیتر) مشاهده شد. در شرق، بیشترین مقدار در کشاورزی (۰/۰۱۰ میلی گرم بر لیتر) و کمترین در صنعتی (۰/۰۰۳ میلی گرم بر لیتر) بود (جدول ۵).

غلظت سرب در منابع آبی مشهد بین مناطق و کاربری‌ها نوسان دارد. در شمال، بیشترین مقدار در کاربری شهری-مسکونی (۰/۰۱ میلی گرم بر لیتر) و کمترین در صنعتی (۰/۰۰۸ میلی گرم بر لیتر) ثبت شد. در جنوب، بیشترین غلظت مربوط به کاربری مختلط (۰/۰۱۵ میلی گرم بر لیتر) و کمترین در کاربری شهری-مسکونی (۰/۰۰۱ میلی گرم بر لیتر) بود.

جدول ۵. برهمکنش نوع کاربری و موقعیت مکانی بر صفات یون‌های معدنی محلول در آب

نوع کاربری	موقعیت	سرب	کادمیم	کروم	روی
------------	--------	-----	--------	------	-----

مکانی	میلی گرم در لیتر	
شمال مشهد	cd./۰۱۰	c-f./۰۰۳
جنوب مشهد	de./۰۰۹	bc./۰۰۴
غرب مشهد	ef./۰۰۸	b./۰۰۴
شرق مشهد	ef./۰۰۸	gh./۰۰۱
شمال مشهد	h./۰۰۱	f-h./۰۰۲
جنوب مشهد	f./۰۰۷	a./۰۰۵
غرب مشهد	g./۰۰۳	bc./۰۰۳
شرق مشهد	a./۰۱۵	b-e./۰۰۳
شمال مشهد	ef./۰۰۸	d-g./۰۰۲
جنوب مشهد	b./۰۱۲	h./۰۰۱
غرب مشهد	a./۰۱۵	e-g./۰۰۲
شرق مشهد	a./۰۱۴	bc./۰۰۳
شمال مشهد	cd./۰۰۹	c-f./۰۰۳
جنوب مشهد	c./۰۱۰	c-f./۰۰۳
غرب مشهد	g./۰۰۳	e-g./۰۰۲
شرق مشهد	de./۰۰۹	b-d./۰۰۳

میانگین‌های دارای حروف مشترک در سطح احتمال پنج درصد بر اساس آزمون LSD تفاوت معنی‌داری ندارند.

گردید و کاربری شهری- مسکونی کمترین مقدار (۰/۰۱۰) میلی گرم بر لیتر) را نشان داد (جدول ۵).

روی

در شمال مشهد، کاربری مختلط بیشترین مقدار روی (۴/۷۱ میلی گرم بر لیتر) را ثبت کرد و کاربری صنعتی کمترین مقدار (۱/۷۲ میلی گرم بر لیتر) را نشان داد. در جنوب، کاربری‌های شهری-مسکونی و کشاورزی بیشترین غلظت روی (۶/۳ میلی گرم بر لیتر) را داشتند و کاربری مختلط مقدار بسیار کمتری (۰/۱۳ میلی گرم بر لیتر) نشان داد. در غرب، مقادیر روی تقریباً برابر بودند و بین ۳/۳۷ تا ۴ میلی گرم بر لیتر نوسان کردند، در حالی که بیشترین در کاربری مختلط و کمترین در کشاورزی ثبت شد. در شرق، کاربری صنعتی بالاترین میزان روی (۴/۶۷ میلی گرم بر لیتر) را داشت و کاربری شهری-مسکونی کمترین مقدار (۲/۰۲ میلی گرم بر لیتر) را نشان داد (جدول ۵).

شاخص‌های آلودگی آلی آب

نتایج تجزیه واریانس متغیرهای اکسیژن مورد نیاز بیوشیمیایی (BOD) و نیاز شیمیایی به اکسیژن (COD) در نمونه‌های آب نشان داد که هر دو شاخص به‌طور معنی‌داری تحت تأثیر نوع کاربری و موقعیت جغرافیایی قرار گرفتند، به‌طوری‌که برای هر دو عامل و هر دو متغیر، تفاوت‌ها در سطح احتمال یک درصد معنی‌دار بودند.

کادمیوم

غلظت کادمیوم در شمال مشهد در کاربری‌های کشاورزی و صنعتی بالاترین مقدار (۰/۰۰۴ میلی گرم بر لیتر) و کمترین در مختلط (۰/۰۰۱ میلی گرم بر لیتر) مشاهده شد. در جنوب، بالاترین مقدار در کشاورزی (۰/۰۰۵ میلی گرم بر لیتر) و پایین‌ترین در شهری-مسکونی (۰/۰۰۲ میلی گرم بر لیتر) ثبت شد. در غرب، مقادیر کادمیوم پایین و تقریباً مشابه در تمامی کاربری‌ها (۰/۰۰۳-۰/۰۰۱ میلی گرم بر لیتر) بود. در شرق نیز همه کاربری‌ها مقادیر تقریباً یکسانی نزدیک به ۰/۰۰۳ میلی گرم بر لیتر داشتند، با کمی افزایش در شهری-مسکونی و کشاورزی بود (جدول ۵).

کروم

در شمال مشهد، کاربری صنعتی بیشترین مقدار کروم (۰/۰۸۲ میلی گرم بر لیتر) را نشان داد، در حالی‌که کمترین مقدار در کاربری کشاورزی (۰/۰۱۶ میلی گرم بر لیتر) ثبت شد. در جنوب، غلظت کروم در اراضی کشاورزی بیش از سه برابر کاربری مختلط بود و به ۰/۰۵۹ میلی گرم بر لیتر رسید. در غرب، کاربری صنعتی با ۰/۰۶۲ میلی گرم بر لیتر بالاترین مقدار را داشت و کمترین مقدار در کاربری شهری (۰/۰۵۳ میلی گرم بر لیتر) مشاهده شد. در شرق، بیشترین غلظت کروم در کاربری صنعتی و مختلط (۰/۰۸۸ میلی گرم بر لیتر) ثبت

همچنین، اثر متقابل نوع کاربری و موقعیت جغرافیایی برای هر دو متغیر BOD و COD نیز در سطح یک درصد معنی‌دار بود (جدول ۶).

جدول ۶. تجزیه واریانس متغیرهای اکسیژن مورد نیاز بیوشیمیایی و نیاز شیمیایی به اکسیژن آب تحت تاثیر نوع کاربری و موقعیت جغرافیایی

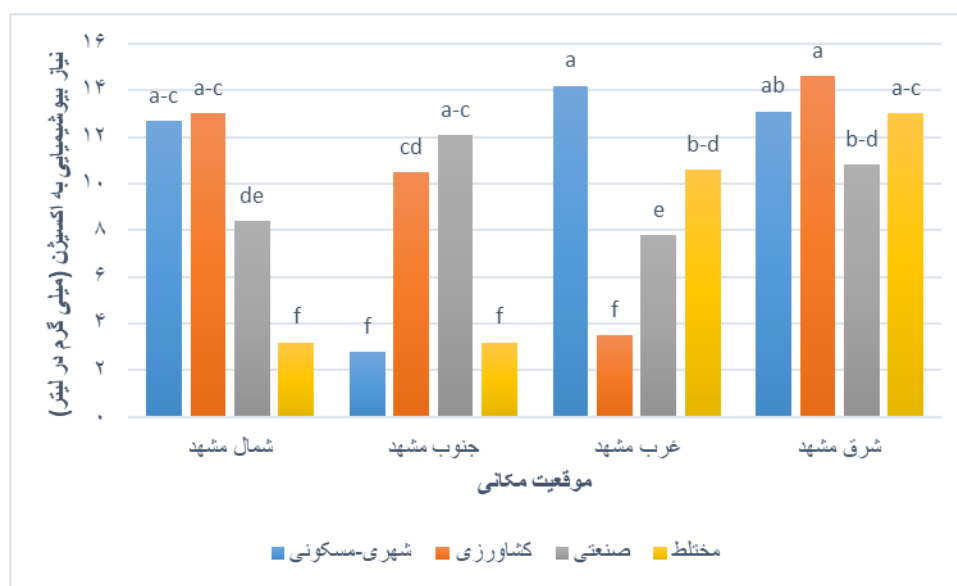
منابع تغییر	درجه آزادی	اکسیژن مورد نیاز بیوشیمیایی (BOD)	نیاز شیمیایی به اکسیژن (COD)
نوع کاربری (A)	۳	**۶۸/۵	**۳۳/۵
موقعیت (B)	۳	**۲۵/۲	**۱۱۹۴
A × B	۹	**۵۹/۰	**۵۲۳
خطا	۳۲	۲/۳۴	۶/۱۶
ضریب تغییرات		۱۵/۹	۸/۷۹

***، ** و NS به ترتیب بیانگر تفاوت معنی‌دار در سطح احتمال یک درصد، پنج درصد و عدم تفاوت معنی‌دار می‌باشند.

اکسیژن مورد نیاز بیوشیمیایی (BOD)

غلظت BOD در مناطق مختلف مشهد و کاربری‌های گوناگون تفاوت قابل توجهی نشان داد. در شمال مشهد، بیشترین BOD در کاربری کشاورزی (۱۳ میلی‌گرم بر لیتر) و کمترین در کاربری مختلط (۳/۲۰ میلی‌گرم بر لیتر) ثبت شد، در حالی‌که کاربری شهری-مسکونی مقدار متوسط ۱۲/۷ میلی‌گرم بر لیتر داشت. در جنوب، بیشترین BOD در کاربری صنعتی (۱۲/۱ میلی‌گرم بر لیتر) و کمترین در شهری-مسکونی (۲/۸۰ میلی‌گرم بر لیتر) بود، با مقادیر بالای کاربری کشاورزی (۱۰/۵

میلی‌گرم بر لیتر). در غرب، کاربری شهری-مسکونی بیشترین BOD (۱۴/۲ میلی‌گرم بر لیتر) و کشاورزی کمترین مقدار (۳/۵ میلی‌گرم بر لیتر) را نشان داد. در شرق، کاربری کشاورزی بیشترین BOD (۱۴/۶ میلی‌گرم بر لیتر) و صنعتی کمترین (۱۰/۸ میلی‌گرم بر لیتر) را ثبت کرد، در حالی‌که کاربری‌های شهری-مسکونی و مختلط حدود ۱۳ میلی‌گرم بر لیتر بودند. بیشترین اختلافات BOD در جنوب و غرب مشاهده شد، در حالی‌که شمال و شرق تفاوت‌ها کمتر بود (نمودار ۴).

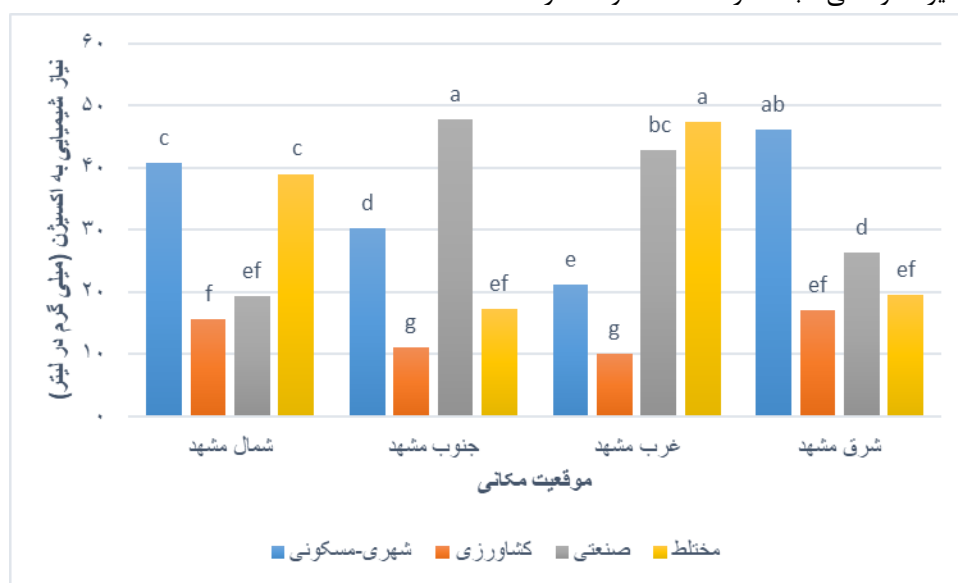


نمودار ۴. برهمکنش نوع کاربری و موقعیت مکانی بر متغیر اکسیژن مورد نیاز بیوشیمیایی (BOD) آب ستون‌ها با حروف مشترک بر اساس آزمون LSD از نظر آماری تفاوت معنی‌دار ندارند

نیاز شیمیایی به اکسیژن (COD)

در شمال مشهد، کاربری شهری-مسکونی بیشترین COD (۴۰/۷ میلی گرم بر لیتر) را نشان داد و کاربری کشاورزی کمترین مقدار (۱۵/۶ میلی گرم بر لیتر) را ثبت کرد. مقدار COD در کاربری مختلط تقریباً برابر با شهری-مسکونی بود (۳۹ میلی گرم بر لیتر) و صنعتی مقدار کمتری داشت (۱۹/۳ میلی گرم بر لیتر) که تفاوت‌ها را نشان داد. در جنوب مشهد، کاربری صنعتی بیشترین COD (۴۷/۸ میلی گرم بر لیتر) و کشاورزی کمترین مقدار (۱۱/۱ میلی گرم بر لیتر) را داشت و کاربری‌های شهری-مسکونی و مختلط مقادیر متوسطی ثبت کردند که تفاوت‌ها را

آشکار کرد. در غرب مشهد، کاربری مختلط بالاترین COD (۴۷/۴ میلی گرم بر لیتر) و کشاورزی کمترین مقدار (۱۰/۱ میلی گرم بر لیتر) را نشان داد و مقادیر کاربری صنعتی و شهری-مسکونی بالاتر از کشاورزی ثبت شد که تأثیر فعالیت‌های انسانی را بیان کرد. در شرق مشهد، بیشترین COD در شهری-مسکونی (۴۶/۲ میلی گرم بر لیتر) و کمترین در کشاورزی (۱۷/۱ میلی گرم بر لیتر) بود، در حالی که صنعتی و مختلط مقادیر متوسطی ثبت کردند که روند غلظت را نشان داد (نمودار ۵).



شکل ۵. برهمکنش نوع کاربری و موقعیت مکانی بر متغیر نیاز شیمیایی به اکسیژن (COD) آب ستون‌ها با حروف مشترک بر اساس آزمون LSD از نظر آماری تفاوت معنی‌دار ندارند

دارد؛ جایی که pH معمولاً در بازه‌ی خنثی تا کمی قلیایی بوده و تغییرات آن بیشتر به ورودی فاضلاب‌های صنعتی، ماهیت خاک و رفتار آیخوان‌ها وابسته دانسته شده است (۲۲ و ۲۳). چنین یافته‌ای تأیید می‌کند که باید همزمان به ویژگی‌های مصرف و شرایط محیطی توجه شود تا بتوان تغییرات pH منابع آبی را تبیین نمود (۲۴). در تحلیل‌های منطقه‌ای، مشاهده شد که در شمال مشهد، بیشترین مقدار pH مربوط به آب‌های با مصرف صنعتی (۸/۲) و کمترین آن مربوط به مصرف کشاورزی (۶/۸۲) است؛ یعنی اختلافی در حدود ۲۰ درصد می‌باشد. این تفاوت می‌تواند به علت ورود مواد قلیایی یا پساب‌های صنعتی باشد. این موضوع در مطالعات انجام‌شده در تهران (۲۵)، اصفهان (۲۶) و شیراز (۲۷) نیز مشاهده شده است.

بحث

ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی آب نمونه‌های مختلف

نتایج حاصل از تجزیه واریانس نشان داد که مقدار اسیدیته (pH) آب آبیاری تحت تأثیر عوامل اصلی نوع مصرف آب (کشاورزی، صنعتی، شهری-مسکونی، مختلط) و موقعیت جغرافیایی تفاوت معنی‌داری نداشت، اما اثر متقابل این دو عامل در سطح احتمال ۱ درصد معنی‌دار بود. این موضوع نشان می‌دهد که پاسخ pH آب نسبت به نوع مصرف در مناطق مختلف یکسان نبوده و ترکیب شرایط مکانی و نوع استفاده از آب، نقش مؤثری در تعیین pH دارد. این الگو با گزارش‌های مشابه از مناطق نیمه‌خشک ایران و همچنین مطالعات بین‌المللی مطابقت

سطح را داشت. این نتایج نشان‌دهنده تأثیر ملموس شیوه مصرف و کاربری‌های مختلف آب بر ویژگی‌های

فیزیکوشیمیایی آن است، به‌ویژه می‌توان به توجه به الگوهای متفاوت تخلیه پساب، تغذیه سفره‌های آب زیرزمینی، و ساختار مصرف در بخش‌های مختلف اشاره کرد (۳۱). این نتایج با مطالعات مشابه در دیگر مناطق ایران و جهان مقایسه می‌شود: در شیراز، ایران دوست و تبریزی، (۲۷) نشان دادند که ورود پساب‌های شهری باعث افزایش EC آب‌های زیرزمینی شده است، و در اصفهان، پناهی و همکاران (۲۶) گزارش کردند که پساب‌های شهری باعث افزایش EC و بی‌کربنات آب زیرزمینی شدند. همچنین، در مناطق نیمه‌خشک هند و پاکستان، افزایش EC در اثر فعالیت‌های صنعتی و کشاورزی مشاهده شده است (۳۲ و ۳۳).

برای یون بی‌کربنات نیز تأثیر معنی‌دار و هم‌افزای نوع مصرف آب و موقعیت جغرافیایی مشاهده شد، که حاکی از حساسیت این یون به هر دو عامل است. میزان بی‌کربنات می‌تواند بازتاب‌دهنده فرآیندهای زمین‌شیمیایی، کیفیت ورودی‌های آب و حتی مدیریت فاضلاب در بخش‌های مختلف شهری و صنعتی باشد (۳۴). مقدار بی‌کربنات نیز نشان‌دهنده تنوع منطقه‌ای در ترکیبات یونی آب است. برای مثال، در شمال مشهد، آب مصرف کشاورزی دارای بیشترین مقدار بی‌کربنات (۲۴۸ میلی‌گرم در لیتر) و آب مصرف صنعتی کمترین مقدار (۱۴۰ میلی‌گرم در لیتر) بود. در جنوب مشهد نیز تفاوت بین بیشترین (۱۹۴ میلی‌گرم در لیتر مصرف صنعتی) و کمترین (۱۰۲ میلی‌گرم در لیتر مصرف کشاورزی) مقدار، قابل‌توجه است. این اختلافات احتمالاً ناشی از ورود ترکیبات بی‌کربنات‌زا در پساب‌های صنعتی یا فرآیندهای زمین‌شیمیایی خاص هر منطقه است. همچنین در غرب مشهد، بیشترین مقدار بی‌کربنات در آب مصرف شهری-مسکونی (۲۳۵ میلی‌گرم در لیتر) مشاهده شد که ممکن است بازتاب‌دهنده نوع منابع آب شرب یا مواد شیمیایی مصرفی در شبکه توزیع باشد (۳۵).

یون‌های معدنی محلول در آب

نتایج حاصل از بررسی کیفیت منابع آب در مناطق مختلف مشهد نشان داد که نوع کاربری تأثیر قابل‌توجهی

در غرب مشهد نیز آب مورد استفاده صنعتی دارای pH بالاتر (۷/۷۷) در مقایسه با مصارف کشاورزی (۶/۹۸) بود. در شرق مشهد، مصرف مختلط بیشترین مقدار pH (۸/۴۵) را داشت، که نسبت به آب مورد استفاده کشاورزی در همان منطقه (۶/۶۳) حدود ۲۷ درصد بیشتر است. این تفاوت در حد ۲۵-۳۰ درصد، با یافته‌های مطالعات مشابه در مشهد، تهران و مناطق خاورمیانه سازگار است؛ جایی که فعالیت‌های شهری و صنعتی منجر به افزایش قلیائیت و انحراف pH از محدوده طبیعی آبخوان می‌شود (۲۷ و ۲۸). این تغییرات گویای تأثیر مستقیم نوع استفاده بر ویژگی‌های شیمیایی آب، به‌ویژه قلیائیت آن، است (۲۹). به‌طور کلی، الگوی تغییرات pH در این مطالعه با گزارش‌های پیشین که ماهیت pH آب‌های زیرزمینی را تا حد زیادی وابسته به کیفیت ورودی‌های انسانی، ویژگی‌های هیدروژئوشیمیایی و مقدار CO₂ محلول معرفی کرده‌اند، سازگار است. این امر تأیید می‌کند که مدیریت یکپارچه تخلیه پساب‌های صنعتی، شهری و کشاورزی نقشی اساسی در حفظ وضعیت خنثی یا قلیایی ملایم آبخوان مشهد دارد.

در مورد هدایت الکتریکی (EC)، هر دو عامل نوع مصرف آب و موقعیت مکانی اثر معنی‌داری در سطح ۱ درصد داشتند و اثر متقابل آن‌ها نیز در همین سطح معنی‌دار بود. این موضوع بیانگر آن است که شوری و غلظت یون‌های محلول در آب، هم تحت تأثیر الگوی مصرف (نظیر تخلیه پساب‌های صنعتی، استفاده از کودها و شوری خاک) و هم ویژگی‌های زمین‌شناسی و اقلیم نواحی مختلف قرار دارد (۳۰). در نتیجه، EC می‌تواند شاخصی حساس به هر دو عامل مدیریتی و محیطی تلقی شود. در خصوص هدایت الکتریکی، آب‌های صنعتی در شمال مشهد با EC برابر ۲/۱ دسی‌زیمنس بر متر بیشترین شوری را داشتند، در حالی که آب مصرف مختلط در همین منطقه دارای پایین‌ترین میزان بود (۰/۴۱ دسی‌زیمنس بر متر). در جنوب مشهد، آب مصرف کشاورزی با EC حدود ۱/۹۱ دسی‌زیمنس بر متر در صدر قرار گرفت، که احتمالاً تحت تأثیر شوری خاک و استفاده از کودها در این ناحیه است. در شرق مشهد، مصرف مختلط با EC معادل ۱/۸۹ دسی‌زیمنس بر متر بالاترین

بر غلظت ترکیبات نیتروژن دار (نیترات، نیتريت، آمونیوم) و فسفر و سولفات دارد. این یافته‌ها با مطالعات قبلی مطابقت دارد که نشان داده‌اند فعالیت‌های انسانی نظیر کشاورزی، توسعه شهری و صنایع، از عوامل اصلی ورود

آلاینده‌های شیمیایی به منابع آب سطحی و زیرزمینی هستند (۳۶ و ۳۷).

بالاترین غلظت نیترات در اکثر مناطق به کاربری‌های کشاورزی و مختلط اختصاص دارد. این مسئله احتمالاً ناشی از مصرف گسترده کودهای شیمیایی نیتروژنه است که در صورت نبود مدیریت صحیح آبیاری و کوددهی، به راحتی شسته شده و وارد منابع آبی می‌شوند (۳۸). مقدار ۴۴/۸ میلی‌گرم بر لیتر در شمال مشهد (کاربری کشاورزی) از حد مجاز WHO برای نیترات در آب آشامیدنی (۵۰ میلی‌گرم در لیتر) نزدیک است (۳۹)، که زنگ خطر بالقوه‌ای برای سلامت عمومی به‌ویژه در مناطق با مصرف بالای آب زیرزمینی است.

تفاوت چشمگیر غلظت نیترات بین کاربری‌ها در یک منطقه (مثلاً اختلاف بیش از ۵ برابری در غرب مشهد) نشان‌دهنده تأثیر مستقیم فعالیت‌های انسانی است. همچنین، نقش کاربری مختلط (تلفیق کشاورزی، شهری و صنعتی) در تشدید آلودگی نیترات تأیید می‌شود، چراکه این کاربری‌ها اغلب فاقد زیرساخت مناسب برای مدیریت رواناب‌ها و فاضلاب‌ها هستند (۴۰).

نیتريت که از اکسیداسیون آمونیوم و احیای نیترات حاصل می‌شود، به‌ویژه در مناطق با اکسیژن محدود یا شرایط احیایی بالا قابل تشکیل است. مقادیر بالای نیتريت در مناطق شهری و مختلط مشهد (تا ۰/۹۳ میلی‌گرم در لیتر) می‌تواند نشان‌دهنده وجود شرایط مناسب برای احیای نیترات یا آلودگی مستقیم از پساب‌ها باشد. از آن‌جا که نیتريت سمیت بسیار بالاتری نسبت به نیترات دارد، حتی غلظت‌های پایین آن نیز برای انسان و موجودات زنده خطرناک هستند و طبق استاندارد WHO نباید از ۰/۱ میلی‌گرم در لیتر در آب آشامیدنی تجاوز کند (۳۹). وجود غلظت‌های بالا در مناطق شهری مانند شرق مشهد، می‌تواند نتیجه نفوذ فاضلاب‌های خانگی و رواناب سطحی باشد که با مواد آلی غنی شده و باعث مصرف اکسیژن محلول و ایجاد شرایط احیایی می‌شوند (۴۱).

غلظت بالای آمونیوم به‌ویژه در کاربری‌های کشاورزی (تا ۲/۹۰ میلی‌گرم در لیتر) و صنعتی، بیانگر وجود ورود مستقیم مواد آلی حاوی نیتروژن است. آمونیوم به‌طور مستقیم از تجزیه مواد آلی یا تخلیه فاضلاب‌ها منشأ می‌گیرد و در حضور اکسیژن به نیترات اکسید می‌شود (۴۲). بنابراین، حضور آمونیوم می‌تواند نشان‌دهنده آلودگی تازه و تجزیه ناقص مواد آلی باشد. همچنین، مصرف کودهای آمونیومی مانند سولفات آمونیوم در زمین‌های کشاورزی از منابع بالقوه این ترکیب در منابع آب است. نوسانات زیاد بین کاربری‌ها در یک منطقه (مانند اختلاف ۵۴۸ درصدی در جنوب مشهد) نشان می‌دهد که کنترل آلودگی آمونیومی نیازمند توجه به نوع کاربری و شیوه مدیریت فاضلاب و کوددهی است.

فسفات که اغلب از طریق ورود رواناب‌های کشاورزی و تخلیه پساب‌های خانگی وارد آب می‌شود، نقش کلیدی در ایجاد پدیده یوتروفیکاسیون دارد (۴۳). در مناطق کشاورزی و مختلط مشهد، غلظت‌های بالا (تا ۲/۳۵ میلی‌گرم در لیتر در شرق) دیده شد که از منابعی چون کودهای فسفره، فضولات دامی و شوینده‌ها ناشی می‌شود. ورود فسفات به منابع آبی، رشد بیش از حد جلبک‌ها و کاهش اکسیژن محلول را به دنبال دارد که تهدیدی برای اکوسیستم‌های آبی است (۴۴). مقادیر بالای فسفات در مناطق صنعتی مشهد نیز قابل توجه است که احتمالاً مربوط به تخلیه پساب‌های صنعتی بدون تصفیه مناسب می‌باشد. در کاربری‌های شهری نیز مقادیر نسبتاً بالا مشاهده شد که می‌تواند ناشی از ورود شوینده‌ها و فاضلاب‌ها باشد.

سولفات یکی از آنیون‌های پایدار در منابع آبی است که معمولاً از هوازدگی سنگ‌های گواردار، پساب‌های صنعتی، و کودهای شیمیایی وارد محیط می‌شود. بیشترین غلظت سولفات در کاربری‌های شهری (تا ۱۶۷ میلی‌گرم در لیتر در شمال مشهد) و کشاورزی مشاهده شد که نشان‌دهنده تأثیر مستقیم فعالیت‌های انسانی است. طبق استاندارد WHO، حداکثر مجاز سولفات در آب آشامیدنی ۲۵۰ میلی‌گرم در لیتر است (۳۹). بنابراین مقادیر مشاهده‌شده در مشهد در محدوده ایمن قرار دارند اما همچنان می‌توانند نشان‌دهنده بارگذاری زیاد مواد معدنی از طریق فعالیت‌های انسانی باشند.

فلزات سنگین

بررسی غلظت فلزات سنگین در منابع آبی مشهد نشان‌دهنده تفاوت‌های معناداری در میزان تجمع این عناصر در ارتباط با نوع کاربری اراضی و موقعیت جغرافیایی منطقه است. این تفاوت‌ها می‌تواند ناشی از تأثیرات مستقیم فعالیت‌های انسانی مانند صنعت، کشاورزی، حمل‌ونقل و نحوه مدیریت پساب‌ها و پسماندها باشد (۴۵).

غلظت سرب در منابع آبی نواحی مختلف مشهد در بازه‌ای بین ۰/۰۰۱ تا ۰/۰۱۵ میلی‌گرم در لیتر متغیر بود. در شمال مشهد، بیشترین غلظت در مناطق شهری-مسکونی ثبت گردید، که حدود ۲۵ درصد بیشتر از کمینه ثبت‌شده در همان منطقه بود. این افزایش نسبی، علی‌رغم تفاوت مطلق کم، ممکن است نشان‌دهنده تأثیر استفاده از وسایل نقلیه، سوخت‌های فسیلی و فرسایش لوله‌های قدیمی باشد (۴۶). در جنوب مشهد، اوج غلظت مربوط به مناطق مختلط با ۰/۰۱۵ میلی‌گرم در لیتر بود که نسبت به نواحی مسکونی با ۰/۰۰۱ میلی‌گرم در لیتر، افزایشی حدود ۱۴ برابر نشان داد. چنین تفاوتی می‌تواند ناشی از فعالیت‌های هم‌زمان شهری، تجاری و کشاورزی باشد که به‌صورت تجمیعی منابع آلاینده سرب را افزایش می‌دهد.

غلظت کادمیوم نیز در بین مناطق و کاربری‌ها تفاوت آشکاری داشت. در شمال مشهد، بیشینه آن با مقدار ۰/۰۰۴ میلی‌گرم در لیتر در اراضی کشاورزی و صنعتی گزارش شد. این مقدار، نسبت به کمینه ۰/۰۰۱ میلی‌گرم در لیتر در کاربری مختلط، افزایشی چهار برابری داشت. کادمیوم معمولاً از طریق کودهای فسفاته، آبیاری با فاضلاب و زباله‌های صنعتی وارد منابع آب می‌شود. در جنوب مشهد، غلظت Cd در کاربری کشاورزی نسبت به کاربری شهری حدود ۱۵۰ درصد بیشتر بود. این امر بر نقش قابل توجه فعالیت‌های کشاورزی، ازجمله مصرف بی‌رویه کودها و سموم آلوده، در آلودگی آب‌های سطحی تأکید دارد.

در ارتباط با کروم، نواحی صنعتی همواره بالاترین غلظت را در اغلب مناطق نشان دادند. در شمال مشهد، کاربری صنعتی دارای بیشترین غلظت بود، در حالی که کمترین

مقدار در اراضی کشاورزی مشاهده شد. در شرق مشهد نیز بالاترین سطح کروم به کاربری صنعتی و مختلط تعلق داشت که حدود ۸/۸ برابر بیشتر از کمترین مقدار در کاربری مسکونی بود. وجود غلظت‌های بالای کروم در نواحی صنعتی احتمالاً به دفع پساب‌های صنعتی، فرسایش فلزات و استفاده از ترکیبات کرومی در صنایع مربوط می‌شود (۴۷).

غلظت روی در آب‌های سطحی محدوده مطالعاتی نیز نوسانات قابل‌توجهی را بسته به موقعیت مکانی و نوع کاربری نشان داد. در شمال مشهد، کاربری مختلط دارای بیشترین غلظت روی با مقدار ۴/۷۱ میلی‌گرم در لیتر بود که در مقایسه با کمترین مقدار در کاربری صنعتی (۱/۷۲ میلی‌گرم در لیتر) بیش از ۲/۵ برابر افزایش را نشان می‌دهد. در حالی که در غرب مشهد، پراکنش غلظت‌ها تفاوت کمی داشت (بین ۳/۳۴ تا ۴ میلی‌گرم در لیتر). غلظت روی در منابع آبی اغلب از طریق روان‌آب‌های ناشی از سطوح فلزی، کودهای کشاورزی و فرسایش زیرساخت‌های فلزی شهری به منابع آبی وارد می‌شود (۴۸). همچنین در مناطق کشاورزی شرق و جنوب مشهد، غلظت روی به‌طور نسبی بالا بوده و می‌تواند ناشی از کاربرد گسترده کودهای حاوی روی یا انتقال از خاک‌های آلوده باشد.

شاخص‌های آلودگی آلی آب

مقادیر اندازه‌گیری‌شده BOD و COD در مناطق مختلف مشهد بیانگر تأثیر قابل توجه نوع کاربری اراضی بر کیفیت منابع آبی است. به‌طور کلی، بیشترین مقادیر BOD و COD در کاربری‌های صنعتی و شهری-مسکونی مشاهده شد، در حالی که کمترین مقادیر معمولاً در کاربری‌های کشاورزی یا مختلط ثبت گردید. مقدار بالای BOD در کاربری‌های شهری-مسکونی و صنعتی می‌تواند ناشی از ورود مستقیم فاضلاب‌های خانگی، فاضلاب تجاری، و پساب‌های صنعتی به آب‌های سطحی یا زیرزمینی باشد. این نوع پساب‌ها معمولاً حاوی بار بالایی از مواد آلی قابل تجزیه زیستی هستند که مصرف اکسیژن محلول توسط میکروارگانیسم‌ها را افزایش می‌دهند (۴۸). این پدیده نه‌تنها منجر به کاهش اکسیژن محلول در آب می‌شود، بلکه در درازمدت می‌تواند به

کاهش تنوع زیستی و بروز شرایط بی‌هواری منجر گردد (۴۹).

هم‌چنین، در کاربری صنعتی، بالا بودن COD در کنار BOD می‌تواند نشان‌دهنده‌ی حضور ترکیبات آلی مقاوم به تجزیه زیستی مانند فنول‌ها، هیدروکربن‌ها، فلزات سنگین و رنگ‌های شیمیایی باشد که نیازمند فرآیندهای اکسیداسیون شیمیایی برای تجزیه هستند (۵۰). این موضوع در جنوب و غرب مشهد به‌خوبی مشهود است، جایی که اختلاف بین مقادیر COD در کاربری صنعتی با کشاورزی به بیش از ۴۰۰ درصد می‌رسد. در مقابل، کاربری‌های کشاورزی در برخی مناطق مانند شمال و شرق مشهد مقادیر نسبتاً کمتری از BOD و COD را نشان دادند. گرچه فعالیت‌های کشاورزی نیز می‌توانند موجب آلودگی منابع آبی شوند، اما معمولاً این آلودگی بیشتر به شکل آلودگی نیتراتی و فسفاتی ناشی از مصرف کودهای شیمیایی بروز می‌کند. با این حال، در برخی موارد مانند شرق مشهد، مشاهده شد که مقدار BOD در کاربری کشاورزی بیشتر از سایر کاربری‌هاست. این موضوع ممکن است ناشی از استفاده بی‌رویه از کودهای حیوانی یا ورود زهاب گلخانه‌ها و پسماندهای گیاهی به آب‌های سطحی باشد. در کاربری‌های مختلط، مقدار BOD در برخی مناطق (مانند شمال مشهد) بسیار پایین‌تر از سایر کاربری‌ها بود، که احتمالاً ناشی از تنوع کمتر منابع آلودگی یا مدیریت بهتر پساب‌ها در این مناطق است. با این حال، در غرب مشهد، کاربری مختلط دارای بیشترین COD بود که ممکن است به دلیل هم‌زمانی فعالیت‌های مسکونی، تجاری و صنعتی در یک محدوده باشد و ترکیب متنوعی از آلاینده‌ها را ایجاد کرده باشد (۵۱).

از نظر مکانی، بیشترین اختلافات BOD و COD در جنوب و غرب مشهد مشاهده شد که ممکن است ناشی از تمرکز بیشتر فعالیت‌های صنعتی و توسعه نامتوازن زیرساخت‌های تصفیه فاضلاب در این نواحی باشد. در مقابل، اختلافات کمتر در شمال و شرق مشهد احتمالاً به دلیل ترکیب متعادل‌تر کاربری‌ها و سطح پایین‌تر صنعتی‌شدن است. در مقایسه با سایر مناطق ایران و جهان، یافته‌های ما در مورد BOD و COD مشهد نیز هم‌سو با گزارش‌هایی هستند که تأثیر کاربری اراضی بر بار

آلی منابع آبی را نشان می‌دهند. به‌عنوان مثال، در مطالعه‌ای از منطقه صنعتی «بروجن» در بخش جنوب‌غرب ایران، دریافت شده است که پساب صنعتی باعث آلودگی ترکیبات فلزی و آلی در سفره آب زیرزمینی می‌شود (۵۲). هم‌چنین، در مطالعه موردی ذوب‌آهن اصفهان، مقادیر COD و BOD در پساب صنعتی آن‌قدر بالا بوده‌اند که پس از نفوذ به آبخوان، سطح این شاخص‌ها در چاه‌های پایین‌دست نیز افزایش معنی‌داری یافته است (۵۳). در سطح بین‌المللی، نتایج مشابهی گزارش شده است؛ به‌عنوان نمونه در مطالعات هندی، تأثیر پساب صنعتی و فاضلاب شهری بر کیفیت منابع آبی به‌وضوح دیده شده است. در منطقه Hudia در مرز هند و پاکستان، آلودگی ناشی از فاضلاب صنعتی و شهری باعث مقادیر بالای BOD و COD در آب‌های سطحی شده است (۵۴). در یک مطالعه دیگر در دهلی / منطقه شهرک صنعتی Jharsuguda (هند)، ارزیابی کیفیت آب زیرزمینی نشان داده است که تخلیه فاضلاب صنعتی منجر به افزایش بار آلی (COD و BOD) در سفره آب می‌شود (۵۵).

به‌طور کلی مقایسه نتایج متغیرهای اندازه‌گیری شده در این مطالعه با استانداردهای ملی ایران و دستورالعمل‌های سازمان بهداشت جهانی نشان داد که اغلب متغیرهای اصلی کیفیت آب زیرزمینی مشهد در محدوده قابل قبول قرار دارند. مقدار pH در تمامی نمونه‌ها بین ۶/۵ تا ۸/۵ قرار گرفت که مطابق با حدود مجاز توصیه‌شده استاندارد ملی ایران و WHO است (۵۶). هدایت الکتریکی (EC) در برخی نقاط به‌ویژه مناطق صنعتی و کشاورزی بالاتر از مقدار توصیه‌شده برای آب شرب بود، اما همچنان در محدوده قابل قبول برای آب‌های زیرزمینی با ویژگی زمین‌شناسی منطقه قرار دارد (۳۹). غلظت نیترات در تعدادی از نمونه‌ها نزدیک به حد مجاز سازمان بهداشت جهانی برای آب آشامیدنی (۵۰ میلی گرم بر لیتر) بود که می‌تواند ناشی از ورود پساب‌های شهری یا مصرف کودهای نیتروژنی در اراضی کشاورزی باشد (۲۱). غلظت بی‌کربنات، سولفات، کلراید و فسفات در اغلب نمونه‌ها کمتر از حدود مجاز تعیین‌شده در استاندارد ملی ایران و WHO قرار داشتند (۵۶). مقادیر فلزات سنگین شامل سرب، کادمیم، کروم و روی نیز در محدوده مجاز گزارش

ملاحظات محیط‌زیستی می‌تواند کیفیت منابع آبی را به شدت کاهش دهد و برنامه‌ریزی پایدار زمین ضروری است.

تشکر و قدردانی: بدین وسیله از موسسه آموزش عالی خردگرایان مطهر که امکانات لازم جهت اجرای این مطالعه را فراهم کردند تشکر و قدردانی می‌شود.

تعارض منافع: نویسندگان اظهار می‌دارند که هیچ‌گونه تعارض منافع با یکدیگر ندارند.

حمایت مالی: هیچ‌گونه حمایت مالی برای این مطالعه وجود ندارد.

ملاحظات اخلاقی: کلیه ملاحظات اخلاقی از جمله عدم سرقت ادبی، انتشار دوگانه، تحریف داده‌ها و داده‌سازی در این مطالعه رعایت شده است. با توجه به عدم ثبت به‌عنوان طرح تحقیقاتی، دارای کد اخلاق نمی‌باشد.

سهم نویسندگان: سرکار خانم المیرا شاعری در جمع‌آوری داده‌ها و نگارش مقاله، دکتر حامد رامیار ارائه ایده‌ی پژوهشی و طراحی مطالعه، سرکار خانم دکتر شیمیا مینائی در بازبینی و مرور مقاله همکاری کرده‌اند.

شدند، هرچند که مقادیر روی در برخی نقاط نسبت به مقدار توصیه‌شده کمی بالاتر بود (۳۹). در مجموع، کیفیت آب زیرزمینی مشهود از نظر بیشتر متغیرهای شیمیایی مطلوب بوده و تغییرات مشاهده‌شده عمدتاً به تفاوت در کاربری اراضی و شدت فعالیت‌های انسانی در مناطق مختلف شهر مرتبط است.

نتیجه‌گیری

نتایج پژوهش نشان داد که نوع کاربری اراضی تأثیر قابل توجهی بر کیفیت آب زیرزمینی دارد و فعالیت‌های انسانی در هر کاربری با شدت متفاوت باعث تغییر غلظت متغیرهای کیفی آب می‌شود. اراضی کشاورزی و صنعتی بیشترین تأثیر منفی را داشتند؛ در کشاورزی افزایش نیترات، فسفات، پتاسیم، سدیم و سختی کل نشان‌دهنده نفوذ کودها و سموم به آب زیرزمینی بود و در صنعتی افزایش هدایت الکتریکی، TDS و سایر شاخص‌های آلودگی معدنی ناشی از تخلیه پساب‌ها بود. کاربری‌های شهری و مختلط نیز با وجود تأثیر کمتر، به‌ویژه در مناطق پرجمعیت، کاهش کیفیت آب را نشان دادند که می‌تواند ناشی از فاضلاب خانگی و رواناب‌های سطحی باشد. این یافته‌ها تأکید می‌کنند که تغییرات کاربری بدون توجه به

References

- 1- Jamil, F., Siddique, Z., & Adil, I. H. (2022). Valuing Health Loss in Karachi City from Water Contamination and Household Defensive Behavior. *Water Economics and Policy*, 8(01), 2250002.
- 2- Mirlas, V., Antonenko, V., Kulagin, V., & Kuldeeva, E. (2015). Assessing artificial groundwater recharge on irrigated land using the MODFLOW model: a case study from Karatal agricultural area, Kazakhstan. *Earth Science Research*, 4(2), 16.
- 3- Han, D., Currell, M. J., & Cao, G. (2016). Deep challenges for China's war on water pollution. *Environmental Pollution*, 218, 1222-1233.
- 4- ShunWaste. (2025). How many people died due to water pollution. ShunWaste. <https://shunwaste.com/article/how-many-people-died-due-to-water-pollution>.
- 5- Amarfact. (2025). Death statistics due to contaminated water. <https://amarfact.com/statistics/death-statistics-due-to-contaminated-water>
- 6- Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD). (2013). *Water security for better lives: Costs and distributional impacts of inaction* (OECD Studies on Water). OECD Publishing.
- 7- Raza, M., Hussain, F., Lee, J. Y., Shakoor, M. B., & Kwon, K. D. (2017). Groundwater status in Pakistan: A review of contamination, health risks, and potential needs. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 47(18), 1713-1762.
- 8- Singh, K. P., Malik, A., Mohan, D., & Sinha, S. (2025). Heavy metal pollution in freshly deposited sediments of river Gomti: a case study from Lucknow city, India. *Environmental Monitoring and Assessment*, 105(1-3), 253-267.
- 9- Mirlas, V., Antonenko, V., Kulagin, V., & Kuldeeva, E. (2015). Assessing artificial groundwater recharge on irrigated land using the MODFLOW model: a case study from Karatal agricultural area, Kazakhstan. *Earth Science Research*, 4(2), 16.

- 10- Joudi, A., Majidi, N., & Majidi, M. (2022). Design of groundwater pollution monitoring network based on intrinsic vulnerability, pollution sources, and groundwater value: A case study of Khash-Pashtkouh plain, Sistan and Baluchestan Province. *Iranian Journal of Irrigation and Drainage*, 16(1), 13–25.
- 11- Joudi, A., & Khazaei, S. (2016). A new approach for assessing groundwater pollution risk based on GIS and numerical modeling. *Iranian Journal of Irrigation and Drainage*, 10(2), 241–251.
- 12- Smith, D. N. I., Ortega-Camacho, D., Acosta-González, G., Leal-Bautista, R. M., Fox, W. E., & Cejudo, E. (2020). A multi-approach assessment of land use effects on groundwater quality in a karstic aquifer. *Heliyon*, 6(5), e03970. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e03970>.
- 13- Javadi, S., Zehtabian, G. R., Jafari, M., Khosravi, H., & Abolhasani, A. (2020). Quantitative and qualitative analysis of groundwater affected by land use change. *Desert*, 25(1), 65–75. <https://doi.org/10.22059/jdesert.2020.78166>
- 14- Dehghan Rahimabadi, P., Heydari Alamdarloo, E., Talebiniya, M., Khosravi, H., & Azarnivand, H. (2023). Investigation of effects of land use land cover changes on quantity and quality of groundwater in Qazvin Plain. *Desert*, 28(1), 1–13. <https://doi.org/10.22059/jdesert.2023.93425>
- 15- Sadeghi, A., Galalizadeh, S., Zehtabian, G., et al. (2021). Assessing the change of groundwater quality compared with land-use change and precipitation rate (Zrebar Lake's Basin). *Applied Water Science*, 11, 170. <https://doi.org/10.1007/s13201-021-01508-z>
- 16- Bănăduc, D., Simić, V., Cianfaglione, K., Barinova, S., Afanasyev, S., Öktener, A. & Curtean-Bănăduc, A. (2022). Freshwater as a sustainable resource and generator of secondary resources in the 21st century: Stressors, threats, risks, management and protection strategies, and conservation approaches. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19(24), 16570.
- 17- Luo, J., Ma, X., Ji, Y., Li, X., Song, Z., & Lu, W. (2023). Review of machine learning-based surrogate models of groundwater contaminant modeling. *Environmental Research*, 117268.
- 18- Nickbeen, F., & Salmanmahiny, A. R. (2024). Groundwater nitrate modeling in Tehran metropolis using artificial neural network and Kriging methods. *Geopanning: Journal of Geomatics and Planning*, 11(2), 177–188. <https://doi.org/10.14710/geopanning.11.2.177-188>
- 19- Zaryab, A., Alijani, F., Knoeller, K., Minet, E., Musavi, S. F., & Ostadhashemi, Z. (2024). Identification of groundwater nitrate sources in an urban aquifer (Alborz Province, Iran) using a multi-parameter approach. *Environmental Geochemistry and Health*, 46(3), 100. <https://doi.org/10.1007/s10653-024-01872-0>
- 20- Khosravi, H., Heydari Alamdarloo, E., & Nasabpour, S. (2017). Spatiotemporal assessment of groundwater quality in Yazd–Ardakan plain using groundwater quality index (GQI). *Environmental Monitoring and Assessment*, 189(4), 175. <https://doi.org/10.1007/s10661-017-5871-9>
- 21- Gholami, A. (2018). Investigation of main pathways of pollution entry into groundwater and key mechanisms to reduce pollutant transport in waters. In *Proceedings of the 2nd National Conference on Water and Hydraulic Structures* (Feb 26–27, Dezful, Iran).
- 22- Panahi, G., Hassanzadeh Eskafi, M., Rahimi, H., Farid, A., & Tang, X. (2021). Physical–chemical evaluation of groundwater quality in semi-arid areas: Case study — Sabzevar plain, Iran. *Sustainable Water Resources Management*, 7(99), 1–15.
- 23- World Health Organization. (2022). Guidelines for drinking-water quality. World Health Organization.
- 24- Rahmanian, N., Ali, S. H., Homayoonfard, M., Ali, N. J., Rehan, M., Sadef, Y., & Nizami, A. S. (2015). Analysis of physiochemical parameters to evaluate the drinking water quality in the state of Perak, Malaysia. *Journal of Chemistry*, 2015, 716125.
- 25- Aghebat bekhair, H., Saraei Tabrizi, M., Babazadeh, H., & Kardan Moghaddam, H. (2022). Assessment of the effect of wastewater treatment processes in water treatment plants (Case study: Seventh drinking water treatment plant of Tehran). *Journal of Water and Irrigation Management*, 12(4), 891–905. <https://doi.org/10.22059/jwim.2022.342583.989>
- 26- Panahi, M., Rahmani, H. R., & Sharifi, H. (2022). Effects of municipal wastewater reuse

- on groundwater quality in northern Isfahan. *Iranian Journal of Soil and Water Research*, 12(84), 2875–2884.
- 27- Irandoust, M., & Tabriz, A. S. (2017). The effect of municipal wastewater on soil chemical properties. *Solid Earth Discussions*. <https://doi.org/10.5194/se-2017-6>
- 28- Alghamdi, A. G., Aly, A. A., Aldhumri, S. A., & Al-Barakaha, F. N. (2020). Hydrochemical and quality assessment of groundwater resources in Al-Madinah City, Western Saudi Arabia. *Sustainability*, 12, 3106. <https://doi.org/10.3390/su12083106>.
- 29- Tchobanoglous, G., Burton, F. L., & Stensel, H. D. (2023). *Wastewater engineering: Treatment and reuse*. McGraw-Hill Education.
- 30- Kaushal, S.S., Likens, G.E., Pace, M.L. et al. Freshwater salinization syndrome: from emerging global problem to managing risks. *Biogeochemistry* 154, 255–292 (2021). <https://doi.org/10.1007/s10533-021-00784-w>.
- 31- Paranychanakis, N. V., Chartzoulakis, K. S., & Angelakis, A. N. (2016). Water resources management in the island of Crete, Greece, with emphasis on the agricultural use. *Water Policy*, 8(5), 515–534.
- 32- Memon, A. H., Soomro, A. G., Majid, R. M., Lashari, B. K., Babar, M. M., & Ansari, K. (2021). Assessment of groundwater quality and soil salinity/status under various irrigation systems in arid region of Jamshoro District, Pakistan. *Pakistan Journal of Scientific & Industrial Research Series A: Physical Sciences*, 64(3). <https://doi.org/10.52763/PJSIR.PHYS.SCI.64.3.2021.214.221>
- 33- Panday, D. P., Kumari, A., & Kumar, M. (2025). Alkalinity-salinity-sustainability: Decadal groundwater trends and its impact on agricultural water quality in the Indian Peninsula. *Science of the Total Environment*, 978, 179459. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2025.179459>
- 34- Sunitha, V., Reddy, B.M. Geochemical characterization, deciphering groundwater quality using pollution index of groundwater (PIG), water quality index (WQI) and geographical information system (GIS) in hard rock aquifer, South India. *Appl Water Sci* 12, 41 (2022). <https://doi.org/10.1007/s13201-021-01527-w>.
- 35- Мацієвська, О. О. (2015). Study of water quality in the distribution network of the centralized water supply system in the city of Lviv. *Eastern-European Journal of Enterprise Technologies*, 6(6(78), 62–70. <https://doi.org/10.15587/1729-4061.2015.56225>.
- 36- Wu, H., Zhang, Y., Zhang, Y., et al. (2021). Agricultural land use changes and their environmental impacts in the middle reach of the Yangtze River. *Environmental Science and Pollution Research*, 28, 35583–35597.
- 37- Zhao, Q., Liu, S., & Zhang, H. (2019). Impacts of urbanization on surface water quality: Evidence from the Yangtze River Delta, China. *Sustainability*, 11(1), 68.
- 38- Wang, X., Gao, Y., Jiang, X., Zhang, Q., & Liu, W. (2021). Analysis on the characteristics of water pollution caused by underground mining and research progress of treatment technology. *Advances in civil engineering*, 2021(1), 9984147.
- 39- WHO. (2017). *Guidelines for Drinking-water Quality*, 4th ed. World Health Organization.
- 40- Tesoriero, A. J., Saad, D. A., & Burow, K. R. (2019). Linking land use and groundwater quality in the United States. *Ground Water*, 48(5), 735–748.
- 41- Carey, R. O., Hochmuth, G. J., Martinez, C. J., et al. (2023). Evaluating nutrient impacts on downstream waters: A regional comparison of watershed modeling tools. *Environmental Management*, 51(4), 844–860.
- 42- Zhou, Y., Wang, Y., Liu, X., & Li, Y. (2016). Nitrogen dynamics in a coastal wetland: Insights from stable isotopes. *Ecological Engineering*, 90, 161–169.
- 43- Ngatia, L., & Taylor, R. (2019). *Phosphorus Eutrophication and Mitigation Strategies*. IntechOpen. [doi: 10.5772/intechopen.79173](https://doi.org/10.5772/intechopen.79173).
- 44- Schindler, D. W. (2016). Recent advances in the understanding and management of eutrophication. *Limnology and Oceanography*, 51(1part2), 356–363.
- 45- Alloway, B.J. (2023). *Heavy metals in soils: Trace metals and metalloids in soils and their bioavailability*. Springer.
- 46- Reza, R., & Singh, G. (2020). Heavy metal contamination and its indexing approach for river water. *International Journal of Environmental Science & Technology*, 7(4), 785–792.
- 47- Kabata-Pendias, A. (2021). *Trace elements in soils and plants*. CRC press.

- 48- Yuan, Y., Zhou, J., & Tong, Y. (2019). Wastewater treatment and reclamation: A review of the state of the art. *Science of The Total Environment*, 696, 133900.
- 49- Spellman, F. R. (2017). *Handbook of Water and Wastewater Treatment Plant Operations*. CRC Press.
- 50- Kumar, M., Beniwal, V., & Puri, S. (2021). Assessment of water pollution using physicochemical parameters and water quality index of ground water: a case study. *Environmental Sustainability*, 4(1), 123–132.
- 51- Zhang, L., Lu, Y., & Zhao, Y. (2020). Impact of land use on water quality in urban river networks using multivariate analysis techniques. *Ecological Indicators*, 109, 105798.
- 52- Khodabakhshi Sureshjani, M., Amanipoor, H., & Battaleb-Looie, S. (2020). The effects of industrial wastewater on groundwater quality of the Boroujen aquifer, southwest Iran. *Natural Resources Research*, 29, 3719–3741. <https://doi.org/10.1007/s11053-020-09768-0>
- 53- Rahmani, H. R. (2017). Effects of wastewater on soil and groundwater quality (Case study: Isfahan Steel Company). *Land Management Journal*, 5(2), 151–164. https://lmj.areeo.ac.ir/article_115880.html
- 54- Afzal, S., Ahmad, I., Younas, M., Zahid, M. D., Khan, M. H., Ijaz, A., & Ali, K. (2000). Study of water quality of Hudiara drain, India-Pakistan. *Environment International*, 26(1–2), 87–96. [https://doi.org/10.1016/s0160-4120\(00\)00086-6](https://doi.org/10.1016/s0160-4120(00)00086-6)
- 55- Barik, P., & Biswal, T. (2025). Holistic approach towards pollution abatement of groundwater in major industrial belts of Jharsuguda District, Odisha, India and its modeling. *Water Environment Research*, 97(6). <https://doi.org/10.1002/wer.70086>.
- 56- ISIRI 1053. (2016). Drinking water quality – National standard. Institute of Standards and Industrial Research of Iran.