Review Article

Sources, Concentration Levels, Health Impacts, and Removal Technologies of Boron in Drinking Water: A Narrative Review

10.66224/ismj.29.3.177

Zahra Jokar [1,2], Tara Najafi [1,2], Zahra Aboosaedi [3], Hossein Arfaeinia [4,*]

[1] Department of Environmental Health Engineering, Faculty of Health and Nutrition, Bushehr University of Medical Sciences, Bushehr, Iran

[2] Student Research Committe, Bushehr University of Medical Sciences, Bushehr, Iran

[3] Department of Environmental Health Engineering, Faculty of Health, Iran University of Medical Sciences, Tehran, Iran

[4] Addiction and Lifestyle Research Center, Bushehr University of Medical Sciences, Bushehr, Iran

Abstract

Background: Safe drinking water is a fundamental requirement for maintaining and promoting public health. Boron is a trace element that is beneficial to the human body in small amounts; however, at high concentrations, it can exert toxic effects on the gastrointestinal tract, immune system, and reproductive system. Because conventional water treatment processes cannot effectively remove this element, this study aimed to provide a comprehensive review of boron, focusing on its emission sources, concentration levels in water resources, health consequences, and removal technologies.

Materials and Methods: This review study was conducted by searching Scopus and PubMed databases for relevant literature published up to June 29, 2025, without any starting time restriction. Following the initial identification of 232 articles using relevant keywords, inclusion and exclusion criteria were applied, resulting in 33 articles selected for the final analysis.

Results: Boron emission sources are classified as either natural or anthropogenic, with human activities accounting for an estimated 90% of environmental pollution. Boron concentrations in water resources ranged from 0 to 21,000 µg/L, with the highest levels reported in groundwater and wells. The non-carcinogenic hazard quotient (HQ) exceeded the permissible threshold in several regions, including Turkey (up to 3.27), Iran (1.93), and China (> 1). Biological methods and surface adsorption using natural adsorbents were identified as green technologies, demonstrating removal efficiencies of 50–92%. For higher boron concentrations, advanced membrane processes, such as reverse osmosis (RO) and ion exchange resins proved more suitable, achieving efficiencies of up to 98.8%.

Conclusion: Effective management of boron pollution management requires continuous monitoring of high-risk areas, control of anthropogenic sources, and selection of appropriate removal technologies.

Keywords:
Boron element
Drinking water
Water treatment technologies
Non-carcinogenic risk
Health risk assessment

***Corresponding author**
Hossein Arfaeinia1
Arfaeiniah@bpums.ac.ir

Received: 2026/02/16
Accepted: 2026/07/20

[Downloaded from ismj.bpums.ac.ir on 2026-09-08]

[DOI: 10.66224/ismj.29.3.177]

دانشگاه علوم پزشکی
و خدمات بهداشتی و درمانی بوشهر

CrossMarck

مقاله مروری

منابع، سطوح غلظتی، پیامدهای بهداشتی و فناوری‌های حذف عنصر بور در آب آشامیدنی: یک مرور روایتی

doi
10.66224/ismj.29.3.177

زهرا جوکار [۱و۲]، تارا نجفی [۱و۲]، زهرا ابوسعیدی [۳]، حسین ارفعی‌نیا [۴*]

[۱] گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت و تغذیه، دانشگاه علوم پزشکی بوشهر، بوشهر، ایران
[۲] کمیته تحقیقات و فناوری دانشجویی دانشگاه علوم پزشکی بوشهر، بوشهر، ایران
[۳] گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی ایران، تهران، ایران
[۴] مرکز تحقیقات اعتیاد و سبک زندگی، دانشگاه علوم پزشکی بوشهر، بوشهر، ایران

چکیده

زمینه: آب آشامیدنی سالم یکی از نیازهای اساسی برای حفظ و ارتقای سلامت عمومی جوامع است. عنصربور به‌عنوان یک عنصر کمیاب، در مقادیر کم برای بدن مفید است، اما در غلظت‌های بالا می‌تواند اثرات سمی بر دستگاه گوارش، سیستم ایمنی و دستگاه تولیدمثلی داشته باشد. فرایندهای متعارف تصفیه آب قادر به حذف مؤثر این عنصر نیستند. این مطالعه با هدف مرور جامع بر سطوح غلظتی عنصر بور در آب شرب، منابع انتشار، پیامدهای بهداشتی و فناوری‌های حذف این عنصر از آب شرب انجام شد.

مواد و روش‌ها: این مطالعه مروری با جستجو در پایگاه‌های Scopus و PubMed بدون محدودیت زمانی تا ۲۹ ژوئن ۲۰۲۵ و با استفاده از کلیدواژه‌های مرتبط صورت گرفت. از میان ۲۳۲ مقاله شناسایی‌شده، پس از اعمال معیارهای ورود و خروج، ۳۳ مقاله برای تحلیل نهایی انتخاب شدند.

یافته‌ها: منابع انتشار بور به دو دسته طبیعی و انسانی تقسیم می‌شوند که سهم فعالیت‌های انسانی در آلودگی محیط‌زیست حدود ۹۰ درصد برآورد شده است. غلظت بور در منابع آبی از ۰ تا ۲۱۰۰۰ میکروگرم در لیتر متغیر بود و بیشترین مقادیر در آب‌های زیرزمینی و چاه‌ها گزارش شد. شاخص خطر غیرسرطان‌زایی (HQ) در برخی مناطق مانند کشور ترکیه (تا ۳/۲۷)، ایران (۱/۹۳) و چین (بیش از ۱) از آستانه مجاز فراتر رفت. روش‌های زیستی و جذب سطحی با جاذب‌های طبیعی با راندمان ۹۲-۵۰ درصد به‌عنوان فناوری سبز معرفی شدند، در حالی که روش‌های پیشرفته غشایی (RO) و رزین‌های تبادل یونی با راندمان تا ۹۸/۸ درصد برای غلظت‌های بالا مناسب بودند.

نتیجه‌گیری: مدیریت آلودگی بور نیازمند پایش مستمر مناطق پرخطر، کنترل منابع انسانی و انتخاب فناوری حذف مناسب است.

پیام کلیدی: این مرور نشان می‌دهد بور در منابع آب شرب تجمع یافته و غلظت آن در بسیاری از مناطق از حد مجاز فراتر رفته است؛ از این رو پایش پیوسته و راهبردهای مدیریتی هدفمند ضروری است.

واژگان کلیدی
عنصر بور
آب شرب
فناوری‌های تصفیه آب
ریسک غیرسرطان‌زایی
ارزیابی ریسک بهداشتی

***نویسنده مسئول**
حسین ارفعی نیا
Arfaeiniah@bpums.ac.ir

دریافت: ۱۴۰۴/۱۱/۲۷
پذیرش: ۱۴۰۵/۰۴/۲۹

[Downloaded from ismj.bpums.ac.ir on 2026-09-08]

[DOI: 10.66224/ismj.29.3.177]

مقدمه

آب آشامیدنی ایمن، به عنوان یکی از اساسی‌ترین و مفیدترین مواد ضروری برای ارتقای سلامت عمومی به‌شمار می‌رود (۱). بااین‌حال، حدود ۳/۶ میلیارد نفر (۴۶ درصد از کل جمعیت جهان) به آب آشامیدنی سالم و بهداشتی دسترسی ندارند (۲). مطالعات همه‌گیر شناختی نشان داده‌اند که آب آلوده می‌تواند منجر به بیماری‌های مختلف از جمله بیماری‌های قلبی- عروقی، سرطان و حتی آسیب به جنین شود (۳). همچنین، عوامل متعددی مانند تغییرات اقلیمی و افزایش جمعیت، منابع تأمین آب آشامیدنی را در وضعیتی بحرانی قرار داده‌اند (۴). از این رو، حفاظت مستمر از منابع آب‌های سطحی، حوضه‌های آبریز، و سفره‌های زیرزمینی که به‌طور مستقیم در تأمین آب آشامیدنی جوامع نقش دارند؛ امری اجتناب‌ناپذیر است (۵). اگرچه در دهه‌های اخیر، توسعه‌ی زیر ساخت‌ها و فناوری‌های نوین تصفیه آب در جهان در دهه‌های اخیر، که به ارتقای کیفیت آب انجامیده است؛ همچنان نگرانی‌های جدی درباره اثرات سلامتی برخی آلاینده‌های مقاوم در برابر فرایندهای تصفیه وجود دارد (۶).

یکی از مهم‌ترین دسته‌های این آلاینده‌ها، عناصر سمی موسوم به عناصر کمیاب[1] هستند که به علت ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی خود، با فرایندهای متعارف تصفیه، به‌طور مؤثر حذف نمی‌شوند و ازاین‌رو می‌توانند تهدیدهای جدی برای سلامت انسان ایجاد کنند (۷). عنصر بور[2] به‌عنوان یکی از مهم‌ترین عناصر کمیاب، در گروه شبه فلزات قرار دارد. به دلیل انرژی یونیزاسیون بالا در محیط آبی عمدتاً به صورت بوریک اسید و نمک‌های بورات یافت می‌شود (۸). عنصر بور به عنوان یک عنصر کمیاب برای رشد گیاهان ضروری است و در انسان و جانداران در مقادیر کم به فرایندهای فیزیولوژیک کمک می‌کند (۹). پژوهش‌ها نشان داده‌اند که ترکیبات بور نه تنها تأثیرات مثبتی بر تشکیل استخوان‌ها دارند بلکه موجب تسریع بهبود زخم در بیماران دیابتی و همچنین محافظت از کبد در برابر سموم قارچی می‌شوند (۱۲-۱۰). این نقش‌های محافظتی ترکیبات بور، با اثربخشی بر ظرفیت آنتی‌اکسیدانی آن‌ها رخ می‌دهد (۱۳).

عنصر بور عمدتاً از طریق منابع طبیعی و انسانی وارد منابع آبی می‌شود. منابع طبیعی عنصر بور عمدتاً ناشی از فرآیندهای ژئوشیمیایی، هوازدگی سنگ‌ها، فعالیت‌های آتشفشانی، چشمه‌های آب‌گرم و نفوذ آب دریا به آبخوان‌های ساحلی است (۱۶-۱۴). بااین‌حال؛ حدود ۹۰ درصد از آلودگی عنصر بور موجود در محیط زیست ناشی از فعالیت‌های انسانی مانند صنایع شیشه و سرامیک و غیره است (۱۷). انسان‌ها از طریق بلع دهانی و جذب پوستی در مواجهه با عنصر بور موجود در آب‌های زیرزمینی هستند (۱۸ و ۱۹). مطالعات نشان می‌دهند مواجهه پوستی خطر بیشتری نسبت به بلع آن دارد و کودکان نسبت به بزرگسالان با خطرات سلامتی بیشتری روبرو هستند (۲۰). مواجهه طولانی‌مدت با عنصر بور یا جذب بیش از حد آن می‌تواند اثر سمّی داشته باشد. مصرف مقادیر بالای آن در مدت زمان کوتاه می‌تواند باعث مسمومیت حاد شده و به دستگاه گوارش، اعصاب، پوست و سیستم ایمنی آسیب وارد کند (۱۱، ۲۱ و ۲۲). علاوه‌بر این، این عنصر می‌تواند بر سیستم تولید مثل مردان تأثیر بگذارد، سطح تستوسترون را در مردان کاهش دهد و احتمالاً باعث کاهش قد و وزن نوزاد تازه متولد شده شود (۲۳ و ۲۴).

باتوجه به اهمیت روزافزون کیفیت آب آشامیدنی و نقش بالقوه عنصر بور در ایجاد پیامدهای بهداشتی و همچنین کارایی ناکافی واحدهای متعارف تصفیه خانه‌های آب آشامیدنی در حذف این عنصر، مرور جامع ادبیات موجود در این زمینه ضروری به نظر می‌رسد. در

[1] Trace elements
[2] Borne

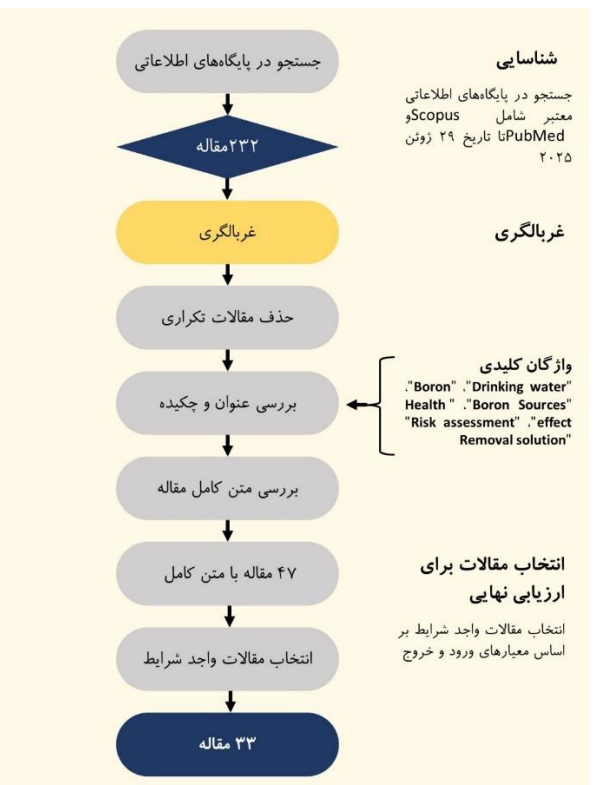
[Downloaded from ismj.bpums.ac.ir on 2026-09-08]

[DOI: 10.66224/ismj.29.3.177]

این مطالعه، برای نخستین‌بار عنصر بور در آب آشامیدنی از جنبه‌های منابع آلودگی، دامنه‌های غلظتی، پیامدهای احتمالی سلامت انسان و نیز روش‌های متعارف و نوین حذف عنصر بور مورد بررسی قرار گرفته است. یافته‌های این مطالعه اهمیت مدیریت منابع انتشار بور، به‌کارگیری روش‌های مناسب تصفیه و توجه جدی‌تر به این آلاینده در برنامه‌های ایمنی آب را روشن می‌سازد.

روش کار

این مطالعه مروری روایتی و با جستجو در پایگاه‌های اطلاعاتی معتبر شامل Scopus و PubMed، بدون اعمال محدودیت زمانی تا تاریخ ۲۹ ژوئن ۲۰۲۵ انجام گرفت. در این جستجو، از واژگان کلیدی اصلی شامل"Drinking water"،"Boron"،"Boron Sources"، "Health effect"، "Risk assessment"و "Removal solution" برای دستیابی به جامعیت بیشتر، از مترادف‌های این واژه‌ها و عملگرهای بولی (AND / OR) نیز به کار گرفته شدند. در جستجوی اولیه تعداد ۲۳۲ مقاله شناسایی شد که پس از حذف ۱۱ مورد تکراری و انجام غربالگری اولیه بر اساس عنوان و چکیده، تعداد ۴۷ مقاله برای ارزیابی متن کامل انتخاب شدند. در ادامه و پس از اعمال معیارهای ورود و خروج، ۳۳ مقاله واجد شرایط برای تحلیل نهایی برگزیده شدند. شکل ۱، مراحل جستجو و انتخاب مقالات را نشان می‌دهد.



شکل ۱. نمودار گردشی فرایند جستجو و انتخاب مقالات

Fig 1. Flowchart of the article search and selection process

با رعایت اصول مرور روایتی، معیارهای ورود شامل مقالات منتشرشده پس از سال ۲۰۱۰ میلادی، دارا بودن داده‌های کمی از مقادیر غلظتی عنصر بور در آب آشامیدنی، در دسترس بودن متن کامل به زبان انگلیسی و بررسی حداقل یکی از جنبه‌های کلیدی (شامل سطوح عنصر بور در آب آشامیدنی، اثرات

[Downloaded from ismj.bpums.ac.ir on 2026-09-08]

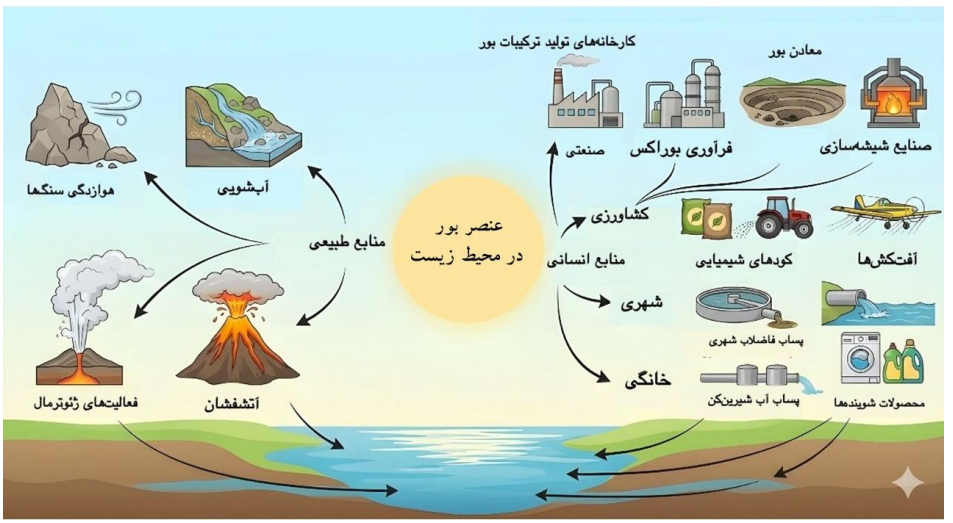
[DOI: 10.66224/ismj.29.3.177]

سلامتی مرتبط، ارزیابی ریسک بهداشتی و یا روش‌های حذف عنصر بور) بود. همچنین، معیارهای خروج شامل مطالعاتی بود که غلظت عنصر بور را در منابع غیر آشامیدنی آب (مانند فاضلاب یا دریاچه‌های تفریحی) و یا در ماتریس‌های بیولوژیکی (مانند خون و ادرار) گزارش کرده بودند. علاوه بر این، مطالعات نامرتبط با اهداف پژوهش، یا دارای حجم نمونه کم‌تر از ۵ و نیز مطالعات مروری و چکیده کنفرانسی از دایره بررسی خارج شدند. برای افزایش جامعیت، فهرست منابع منتخب نیز مورد بررسی قرار گرفت تا مقالات مرتبط احتمالی شناسایی شوند.

یافته‌ها

منابع انتشار و پراکندگی عنصر بور

بر اساس مطالعات مورد بررسی عنصر بور موجود در محیط زیست از منابع طبیعی و انسانی متعددی منشأ می‌گیرد که در شکل ۲ به صورت شماتیک نشان داده شده است. منابع طبیعی آلودگی شامل هوازدگی طبیعی سنگ‌ها (مانند رسوبات لسی[3])، برهم‌کنش آب و سنگ (آب‌شویی)، فعالیت‌های ژئوترمال و آتشفشانی و ورود آب دریا به آبخوان‌های ساحلی است (۲۷-۲۵). همان‌طور که در این شکل مشاهده می‌گردد، مهم‌ترین منابع انسانی انتشار عنصر بور به چهار دسته اصلی صنعتی، کشاورزی، شهری و خانگی تقسیم می‌شوند. در بخش صنعتی، کارخانجات تولید ترکیبات بور، فرآوری بوراکس‌ها[4]، معادن بور، و صنایع شیشه و سرامیک (۲۸)، در بخش کشاورزی، کودهای شیمیایی، علف‌کش‌ها (۲۹) و آفت کش‌های (۳۰) حاوی عنصر بور؛ در بخش شهری، پساب فاضلاب شهری (۳۱) و پساب تأسیسات آب شیرین‌کن (۳۲)؛ و در بخش خانگی، محصولات شوینده حاوی عنصر بور قرار دارند (۳۳) که همه‌ی آن‌ها نقش قابل توجهی در آلودگی منابع آب سطحی و زیرزمینی به عنصر بور دارند.



شکل ۲. منابع آلودگی عنصر بور
Fig 2. Sources of boron pollution

روش‌های اندازه‌گیری مقادیر غلظتی و سطوح عنصر بور در منابع آب آشامیدنی

بر اساس مطالعات مورد بررسی در جدول ۱ روش‌های دستگاهی متعددی برای اندازه‌گیری سطوح غلظت عنصر بور در منابع آب آشامیدنی گزارش شده است. به‌طور کلی تکنیک‌های طیف سنجی پرکاربردترین روش‌های مورد استفاده برای تعیین غلظت عنصر بور معرفی شده‌اند. این تکنیک‌ها شامل طیف سنج جرمی با پلاسمای جفت شده القایی (ICP-MS)[5]، طیف‌سنجی نشر نوری با پلاسمای جفت‌شده القایی

[3] Loess
[4] Borax
[5] Inductively coupled plasma mass spectrometry

[Downloaded from ismj.bpums.ac.ir on 2026-09-08]
[DOI: 10.66224/ismj.29.3.177]

(ICP-OES)[6] و برخی مطالعات نیز از طیف‌سنجی نشر اتمی با پلاسمای جفت‌شده القایی (ICP-AES)[7] است.

جدول ۱. مرور مطالعات بین‌المللی درباره منابع عنصر بور در آب و روش‌های دستگاهی

ردیف	کشور	نویسنده/ سال	منبع آب	استاندارد WHO ۲۴۰۰µg/l	دستگاه	منابع
۱	موزامبیک[8](استان گازا)	ریکولفی[9](۲۰۲۰)	۱۵ نمونه سطحی و زیرزمینی (۹ نمونه فصل خشک و ۶ نمونه فصل تر)	در این مطالعه مقدار استاندارد عنصر بور در آب آشامیدنی بوده و مقادیر اندازه‌گیری شده عمدتاً کمتر از این مقدار بود.	ICP-MS	(۲۶)
۲	ترکیه (آنتالیا)	کوچوک سومبول[10](۲۰۲۱)	۲۹ نمونه ۱۵ نمونه چاه‌عمیق، ۶ نمونه آب سطحی، ۶ نمونه آب چشمه	۳۱ درصد از نمونه‌ها فراتر از مقادیر استاندارد بودند.	ICP-MS	(۳۴)
۳	ایران (ارومیه)	مسافری (۲۰۲۰)	۱۱۶ نمونه آب چاه و ۵ نمونه آب چشمه	غلظت عنصر بور در ۸۹/۳ درصد نمونه‌ها در محدوده استاندارد بود.	ICP-OES	(۳۵)
۴	چین	بای[11] (۲۰۲۲)	۱۵۶ نمونه آب چاه	غلظت عنصر بور در ۹۸/۰۸ درصد نمونه‌ها در محدوده استاندارد بود.	ICP-OES	(۳۶)
۵	چین (منطقه جیانگجین)	یوان[12](۲۰۲۰)	۵۴ نمونه آب رودخانه	غلظت عنصر بور در ۱۰۰ درصد نمونه‌ها در محدوده استاندارد بود.	ICP-AES	(۳۷)
۶	کنیا (تانارود)	نجیوگونا[13] (۲۰۲۰)	۱۱۰ نمونه آب سطحی در ۵۷ فصل مرطوب و ۵۳ فصل خشک	غلظت عنصر بور در ۱۰۰ درصد نمونه‌ها در محدوده استاندارد بود.	ICP-OES	(۳۸)
۷	صربستان[14](ورنیاکا بانیا)	پانتلیک[15] (۲۰۱۹)	۷ ایستگاه آب معدنی طبیعی	۷۲ درصد از نمونه‌ها فراتر از مقادیر استاندارد بودند.	ICP-OES	(۳۹)
۸	شیلی[16] (آریکا)	کرتس[17] (۲۰۱۱)	۱۷۳ نمونه آب لوله کشی، ۲۲ نمونه آب بطری شده	۵۵ درصد فراتر از مقادیر استاندارد بودند.	ICP-OES	(۴۱)
۹	آمریکا (مونتانا)	اگرس[18] (۲۰۲۵)	۶۵۴۱ چاه	غلظت عنصر بور در ۱۰۰ درصد نمونه‌ها در محدوده استاندارد بود.	گزارش نشده*	(۴۲)
۱۰	ترکیه (باتمان)	نعلبتکیلار[19] (۲۰۱۶)	۳۰ نمونه آب چاه	غلظت عنصر بور در ۱۰۰ درصد نمونه‌ها در محدوده استاندارد بود.	ICP-MS	(۴۳)
۱۱	چین (شنگشان)	دونگ[20] (۲۰۲۳)	۳۰ نمونه آب زیرزمینی	غلظت عنصر بور در ۱۰۰ درصد نمونه‌ها در محدوده استاندارد بود.	ICP–MS	(۴۴)
۱۲	چین (هتائو)	چن[21] (۲۰۲۰)	آب زیرزمینی	۶۵/۲ درصد از نمونه‌ها فراتر از مقادیر استاندارد بودند.	ICP-OES	(۴۵)
۱۳	چین[22] (منطقه ساحلی)	وانگ[23] (۲۰۲۱)	۵۹ نمونه آب زیر زمینی و ۱ نمونه آب دریای زرد	همه نمونه‌های آب‌های زیرزمینی در محدوده استاندارد بودند. اما نمونه آب دریای زرد در محدوده استاندارد نبود.	ICP-MS	(۴۶)
۱۴	هند[24] (حیدرآباد)	ردی[25] (۲۰۱۲)	۴۵ نمونه آب دریاچه	-	ICP-MS	(۳۱)
۱۵	ترکیه	سلبی[26] (۲۰۱۴)	۷ نقطه زیرزمینی ۹ نقطه سطحی (جمعاً ۱۹۲ نمونه)	غلظت عنصر بور در ۱۰۰ درصد نمونه‌ها در محدوده استاندارد بود.	ICP-OES	(۴۷)
۱۶	چین[27] (انهویی)	وانگ[28] (۲۰۱۷)	۲۱۱ نمونه از ۵۳ نقطه آب سطحی	غلظت عنصر بور در ۱۰۰ درصد نمونه‌ها در محدوده استاندارد بود.	ICP-AES	(۴۸)
۱۷	هند[29] (اوتار پرادش)	کومار[30] (۲۰۱۷)	۲۴ نمونه آب زیرزمینی	غلظت عنصر بور در ۱۰۰ درصد نمونه‌ها در محدوده استاندارد بود.	ICP-OES	(۴۹)

* مطالعه مبتنی بر داده ثانویه

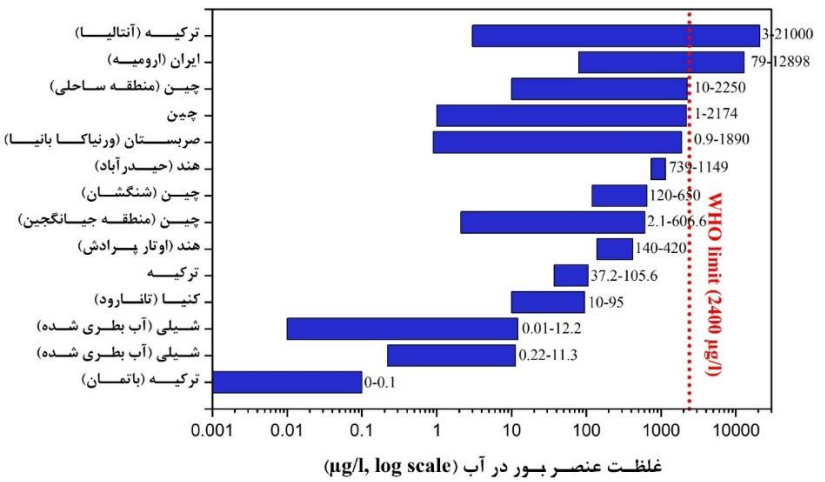
نتایج مربوط به مقادیر غلظتی عنصر بور در مطالعات متعدد، در شکل ۳ به‌طور خلاصه آمده است. همچنان که مشاهده می‌گردد، غلظت عنصر بور در منابع مختلف آبی، در بازه گسترده‌ای از ۰ تا ۲۱۰۰۰ میکروگرم در لیتر متغیر بوده و بیشترین مقادیر گزارش شده مربوط به منابع آب‌های زیرزمینی و چاه‌ها بوده است. به طوری که در کشور ترکیه[31] (آنتالیا) غلظت اندازه‌گیری‌شده

[6] Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectrometry
[7] Inductively Coupled Plasma – Atomic Emission Spectrometry
[8] Gaza Province, Southern Mozambique
[9] Ricolfi
[10] Küçüksümbül
[11] Bai
[12] Yuan
[13] Njuguna
[14] Vrnjačka Banja, Serbia
[15] Pantelić
[16] Arica, Chile
[17] Cortes
[18] Eggers
[19] Nalbantcilar
[20] Dong
[21] Chen
[22] China coastal zone
[23] Wang
[24] Hyderabad, India
[25] Reddy
[26] Celebi
[27] Anhui, China
[28] Jie wang
[29] Uttar Pradesh, India
[30] kumar
[31] Anatolia, Turkey

[Downloaded from ismj.bpums.ac.ir on 2026-09-08]
[DOI: 10.66224/ismj.29.3.177]

بین ۳ تا ۲۱۰۰۰ میکروگرم در لیتر (۳۴)، در کشور ایران (ارومیه) از ۷۹ تا ۱۲۸۹۸ میکروگرم در لیتر (۳۵) و در کشور چین تا ۲۱۷۴ میکروگرم در لیتر (۳۶) گزارش شده است. در مقابل منابع آب‌های سطحی (شامل رودخانه‌ها، دریاچه‌ها و چشمه‌ها) عمدتاً سطوح غلظتی پایین‌تری نسبت به آب‌های زیرزمینی نشان دادند (۳۷ و ۳۸). مقادیر گزارش شده آب‌های سطحی از ۲/۱ تا ۶۰۶/۶ میکروگرم در لیتر قرار داشت. نسبت نمونه‌های فراتر از مقدار استاندارد سازمان بهداشت جهانی (WHO)[۳۲]، ۲۴۰۰ میکروگرم در لیتر به کل نمونه‌های ارزیابی شده، تفاوت قابل توجهی در مناطق مختلف داشت. به عنوان مثال از ۷۲ درصد در کشور صربستان (۳۹)، ۶۵/۲ درصد در منطقه هتائو در کشور چین[۳۳] (۴۰)، ۵۵ درصد در کشور شیلی (۴۱) و ۳۱ درصد در کشور ترکیه (۳۴) متغیر بود. در مقابل از سایر مناطق جهان، شهر مونتانا در کشور امریکا[۳۴]، باتمان در ترکیه[۳۵]، تانارود در کنیا[۳۶]، استان جیانگجین در چین[۳۷] و جزیرهی شنگشان در چین[۳۸] غلظت عنصر بور در ۱۰۰ درصد نمونه‌ها در محدوده استاندارد WHO گزارش شده است (۳۷، ۳۸ و ۴۴-۴۲).

بر اساس مطالعات مورد بررسی در جدول ۱ روش‌های دستگاهی متعددی برای اندازه‌گیری سطوح غلظت عنصر بور در منابع آب آشامیدنی گزارش شده است. به‌طور کلی تکنیک‌های طیف سنجی پرکاربردترین روش‌های مورد استفاده برای تعیین غلظت عنصر بور معرفی شده‌اند. این تکنیک‌ها شامل طیف سنج جرمی با پلاسمای جفت شده القایی (ICP-MS)، طیف‌سنجی نشر نوری با پلاسمای جفت‌شده القایی (ICP-OES) و برخی مطالعات نیز از طیف‌سنجی نشر اتمی با پلاسمای جفت‌شده القایی (ICP-AES) است (جدول ۱).



شکل ۳. مقایسه سطوح غلظتی بور در آب مناطق مختلف جهان با استاندارد سازمان جهانی بهداشت

Fig 3. Comparison of boron concentration levels in water from different regions of the world with the World Health Organization standard

[32] World Health Organization
[33] Hetao Plain, northern China
[34] Montana, USA
[35] Batman, Turkey
[36] Tana River in Kenya
[37] Jiangjin District, China
[38] China, Shengshan

[Downloaded from ismj.bpums.ac.ir on 2026-09-08]
[DOI: 10.66224/ismj.29.3.177]

ارزیابی ریسک بهداشتی و اثرات سلامتی

در مطالعات مختلف از شاخص‌های متعددی برای ارزیابی ریسک بهداشتی استفاده می‌شود. در مطالعه حاضر، شاخص غیر سرطان‌زایی[39] (HQ)[40] ناشی از مواجهه با عنصر بور در آب آشامیدنی مورد بررسی قرار گرفت. شاخص HQ بیانگر نسبت دوز مواجهه به مقدار مرجع است و مقدار HQ>1 بیانگر احتمال بروز خطرات سلامتی غیرسرطان‌زا می‌باشد. نتایج حاصل از مطالعات بررسی شده در خصوص ارزیابی ریسک بهداشتی عنصر بور در منابع مختلف آبی در جدول ۲ ارائه شده است. دامنه تغییرات HQ در این مطالعات از ۰ تا ۳/۲۷ متغیر بوده است. بر اساس یافته‌های مطالعات مورد بررسی، مقادیر بالاتر این شاخص در آب‌های زیرزمینی و چاه‌ها مشاهده شد. به‌طوری که در ترکیه (آنتالیا) ۷ مورد از ۲۹ نمونه آب بررسی شده این شاخص بیش از آستانه مجاز قرار داشت (۳۴). همچنین در مطالعه مسافری و همکاران، میانگین شاخص HQ، ۱/۹۳ (۳۵) و در مطالعه بای (Bay) و همکاران در چین مقدار این شاخص بیشتر از ۱ ثبت شده است (۳۶). که بیانگر پتانسیل خطر غیرسرطان‌زایی در این مناطق است. در سایر مطالعات مانند مطالعات انجام شده در کشور موزامبیک[41] (استان گازا)، چین[42] (آنهویی) و مطالعه سلبی (Celebi) و همکاران، مقادیر HQ در محدوده ایمن گزارش شده است. از جمله در امریکا (مونتانا) ۰/۵۸۳، چین (جیانگجین) ۰/۲۸۹ و در استان هتائو چین ۰/۲ برای شاخص HQ ثبت شده است (۹، ۲۶ و ۴۸). کمترین مقادیر HQ به کشور هند[43] (اوتارپراداش) با دامنه ۰/۰۰۱ تا ۰/۰۰۳ و چین (شنگشان) با دامنه ۰/۰۰۱ تا ۰/۰۰۲ اختصاص داشت (۴۴ و ۴۹).

جدول ۲. ارزیابی ریسک عنصر بور در منابع مختلف آب آشامیدنی

ردیف	کشور	نویسنده/سال	منبع آب	Non-carcinogenic risk (HQ)	منابع
۱	موزامبیک (استان گازا)	ریکولفی (۲۰۲۰)	۱۵ نمونه سطحی و زیرزمینی (۹ نمونه فصل خشک و ۶ نمونه فصل تر)	HQ برای عنصر بور در تمامی نمونه‌ها در محدوده ایمن کمتر از ۱ بود.	(۲۶)
۲	ترکیه (آنتالیا)	کوچوک سومبول (۲۰۲۱)	۲۹ نمونه ۱۵ نمونه چاه عمیق، ۶ نمونه آب سطحی، ۶ نمونه آب چشمه	۰/۰ -۳/۲۷ ۷ مورد از ۲۹ مورد مقادیر بالاتر از استاندارد داشتند.	(۳۴)
۳	ایران (ارومیه)	مسافری (۲۰۱۹)	۱۱۶ نمونه آب چاه و ۵ نمونه آب چشمه	۱/۹۳	(۳۵)
۴	چین	بای (۲۰۲۲)	۱۵۶ نمونه آب چاه	TCR[44] بالا HQ عنصر بور بیشتر از یک بود.	(۳۶)
۵	چین (منطقه جیانگجین)	یوان (۲۰۲۰)	۵۴ نمونه آب رودخانه	۰/۲۸۹	(۳۷)
۶	امریکا (مونتانا)	اگرس (۲۰۲۵)	۶۵۴۱ چاه	۰/۰۵۸۳	(۴۲)
۷	چین (شنگشان)	دونگ (۲۰۲۳)	۳۰ نمونه آب زیرزمینی	۰/۰۰۲ -۰/۰۱	(۴۴)
۸	چین (هتائو)	چن (۲۰۲۰)	آب زیرزمینی	۰/۲	(۴۵)
۹	ترکیه	سلبی (۲۰۱۴)	۷ نقطه زیرزمینی ۹ نقطه سطحی (جمعا ۱۹۲ نمونه)	در هر دو بستر (سطحی و زیرزمینی) HQ برای عنصر بور بسیار کمتر از ۱ است.	(۴۷)
۱۰	چین (انهویی)	وانگ (۲۰۱۷)	۲۱۱ نمونه از ۵۳ نقطه آب سطحی	همه مقادیر HQ و HI برای عنصر بور بسیار کمتر از ۱هستند.	(۴۸)
۱۱	هند (اوتار پرادش)	کومار (۲۰۱۷)	۲۴ نمونه آب زیرزمینی	۰/۰۰۱ -۰/۰۰۳	(۴۹)

[39] Non-carcinogenic health risk assessment
[40] Hazard Quotient
[41] Gaza Province, Southern Mozambique
[42] Anhui, China
[43] Uttar Pradesh, India
[44] Total carcinogenic risk

[Downloaded from ismj.bpums.ac.ir on 2026-09-08]
[DOI: 10.66224/ismj.29.3.177]

فناوری‌های حذف عنصر بور

روش‌های حذف متداول و ساده مانند انعقاد و ترسیب شیمیایی، جذب و گیاه پالایی و روش‌های حذف پیچیده نظیر استفاده از فرایندهای غشایی اسمز معکوس RO، رزین‌های تبادل یون، الکترودیالیز و روش‌های ترکیبی برای حذف عنصر بور در جدول ۳ ارائه شده است. علاوه بر تنوع روش‌ها، تنوع در نوع نمونه آب نیز قابل توجه است. همانطور که مشاهد می‌نمایید هر یک از روش‌ها عمدتاً بر نوع خاصی از آب انجام گرفته است. به‌طور مثال برخی مطالعات بر منابع آب طبیعی مانند آب زیرزمینی، آب دریا و حتی آب ژئوترمال و برخی دیگر بر آب‌های مصنوعی و یا آب آشامیدنی آلوده به عنصر بور تمرکز داشته‌اند.

[Downloaded from ismj.bpums.ac.ir on 2026-09-08]

[DOI: 10.66224/ismj.29.3.177]

جدول ۳. روش‌های حذف عنصر بور از منابع مختلف

کشور	نویسنده/سال	روش حذف	نمونه آب	pH	راندمان حذف	مواد مورد استفاده	مزایا	معایب	منابع
اسپانیا	فیگوارا[45] (۲۰۲۵)	رزین تبادل یونی و الکترودیالیز	شورابه حاصل از اسمز معکوس آب دریا[46]	۱ و ۱۰	۹۸/۸ درصد	رزین تبادل یونی انتخابی عنصربور[47]- اسیدکلریدریک- اسید سولفوریک- سدیم هیدرواکسید-اسید نیتریک	- جداسازی انتخابی تغلیظ بالای عنصربور - امکان بازیافت کلراید	- چند مرحله‌ای - مصرف انرژی بالا برای فرایند الکترودیالیز	(۳۲)
لهستان	اسکوچکو[48] (۲۰۲۰)	انعقاد و ترسیب شیمیایی	آب زیرزمینی نفوذی	۵/۸ تا ۱۰	%۶۰	-هیدروکسید کلسیم[49] -سولفات آلومینیوم[50] -پلی آلومینیوم کلراید[51] -کلروسولفات آهن[52]	- ارزان - استفاده از روش‌های ساده و متداول - حذف همزمان سایر آلاینده‌ها نظیر رنگ، کدورت و ...	- راندمان پایین در PH بالا - نتایج غیریکنواخت - عملکرد ضعیف کلروسولفات آهن - تغییرات شدید میزان کلسیم و منیزیم	(۵۰)
ترکیه	آلتیوک[53](۲۰۲۳)	رزین‌های چیلاته‌کننده تبادل یونی	آب ژئوترمال	۴/۸	۹۱تا ۹۸/٪۶	رزین‌های ژلی چیلاته‌کننده دارای گروه (NMDG54)-ونیل بنزیل کلراید۵۵-دی ونیل بنزین۵۶-اسید سولفوریک	- راندمان بسیار بالا - حذف همزمان عنصر بور و فلز آرسنیک - مؤثرتر از رزین تجاری - روش نوآورانه	- نیاز به احیای شیمیایی رزین - پیچیدگی روش	(۵۱)
لهستان	کولوزکا[57] (۲۰۲۱)	جذب سطحی با استفاده از کیتوزان اصلاح‌شده با یون‌های منگنز	آب ساختگی (محلول آبی اسیدبوریک- شبیه آب آشامیدنی/ آب آلوده)	۷	–	کیتوزان اصلاح‌شده با یون‌های منگنز- ذنیترات پتاسیم- سدیم هیدرواکسید- اسید کلریدریک- منیزیم کلراید-	- راندمان بالا - قابلیت استفاده مجدد - زیست‌تخریب پذیر - قابلیت بازیافت - هزینه نسبتاً کم	- نیاز به سنتز جاذب - به غلظت اولیه آلاینده بستگی دارد - زمان تماس نسبتاً بالا - عملکرد ضعیف در pH قلیایی	(۵۲)
ایران	خرسندی[58] (۲۰۱۷)	جذب سطحی با استفاده از نانو ذرات آهن و بیوپلیمر نشاسته	آب مصنوعی (محلول سنتتیک حاوی عنصر بور)	۸/۵	۹۲٪	جاذب جامد (بر پایه مواد معدنی/ بیوپلیمرنشاسته) سولفات آهن- سدیم بور هیدرید- اتانول ۹۶ درصد	- ظرفیت جذب بالا - راندمان بالا - استفاده از نشاسته به عنوان جاذب دوست دار محیط زیست	- کارایی پایین در Ph بالاتر از ۱۰ و کمتر از ۵ - نیاز به سنتز روزانه ذرات جهت جلوگیری از اکسید شدن آن‌ها - نیاز به دوز کافی جاذب	(۵۳)

[45] Figueria
[46] SWRO brine
[47] DIAION™ CRB03
[48] Iwona Skoczko
[49] Calcium hydroxide – $Ca(OH)_2$
[50] Aluminium sulfate – $Al_2(SO_4)_3$
[51] Polyaluminium chloride – PACl
[52] Iron(III) chlorosulfate
[53] Altiok
[54] N-methyl-D-glucamine
[55] Vinylbenzyl chloride (VBC)
[56] Divinylbenzene (DVB)
[57] Joanna Kluczka
[58] Hassan Khorsandi

[Downloaded from ismj.bpums.ac.ir on 2026-09-08]
[DOI: 10.66224/ismj.29.3.177]

ترکیه	تورکر[۵۹] (۲۰۱۸)	سیستم هیبریدی: جذب با کیتوسان و گیاه‌پالایی با Lemna gibba	آب آشامیدنی (آب آشامیدنی آلوده به عنصر بور)	۷	۵۰ درصد	استیک اسید- اتانول--NaOH گلوتارالدهید	- سازگار با محیط‌زیست - ارزان و غیر سمی - مناسب برای آب آشامیدنی - نوآورانه - عدم تولید پسماند ثانویه	- زمان‌بر (۴ روز گیاه‌پالایی) - نیاز به کنترل pH - عدم مقایسه با سایر مطالعات - تحت تأثیر شرایط محیطی (دمای آب و سایر یون‌ها)	(۵۴)
ترکیه	ییلدیریم[۶۰] (۲۰۱۸)	-گیاه پالایی تالاب مصنوعی (صنوبر[۶۱] و بید[۶۲]	فاضلاب مصنوعی با غلظت بالای عنصر بور	۴/۷	۴۴ تا ۶۵ درصد	اسید نیتریک	- تولید بیومس زیاد - توانایی بالای گیاهان در حذف عنصر بور	- زمان طولانی ۹۰ روز (۱۵روز زمان ماند هیدرولیکی) - کاهش کارایی در مواجهه با مقادیر بالای عنصر بور	(۵۵)
ایران	الافی[۶۳] (۲۰۱۹)	فرایند غشایی[۶۴] همراه نانوذره‌ی اکسید گرافن مغناطیسی	آب لوله‌کشی، آب معدنی و آب زیرزمینی	۹/۲	۹۵-۹۷٪	غشای پلیمری تجاری پرمنگنات پتاسیم-اسید سولفوریک غلیظ-هگزاهیدرات-کلرید آهن-کلرید آهن (II) تتراهیدرات -پراکسید هیدروژن-اسید کلریدریک-اسید نیتریک -نیترات سدیم-فلوراید سدیم	- پیوستگی فرایند - مناسب برای آب آشامیدنی - روش سریع ۱۵دقیقه - قابلیت استفاده مجدد تا حداقل۱۰ بار	- گرفتگی غشا - هزینه تعویض و نگهداری - نیازمند تجهیزات پیشرفته	(۵۶)
قطر	شومار[۶۵] (۲۰۲۳)	اسمز معکوس	آب دریا[۶۶] و آب توازن[۶۷]	۷ تا ۱/۸	۵۵-۶۰ درصد	غشاهای اسمز معکوس	-حذف همزمان فلزات و نمک‌ها	- هزینه سرمایه‌گذاری و بهره‌برداری بالا - تولید شورابه - حساسیت به کیفیت آب ورودی راندمان پایین برای عنصر بور	(۵۷)

[59] Onur Can Turker
[60] Kubilay Yıldırım
[61] Poplar
[62] Willow
[63] Nour Al-Afy
[64] Membrane-based process
[65] Shomar
[66] Baseline
۶۷ آب توازن (Ballast Water) به آبی گفته می‌شود که کشتی‌ها و شناورها برای حفظ تعادل، پایداری و کنترل حرکت خود در دریا داخل مخازن مخصوص ذخیره می‌کنند.

[Downloaded from ismj.bpums.ac.ir on 2026-09-08]
[DOI: 10.66224/ismj.29.3.177]

روش‌های شیمیایی مانند انعقاد و ترسیب، با راندمان متوسط ۶۰ درصد، صرفه اقتصادی و حذف همزمان سایر آلاینده‌ها را به همراه داشتند (۵۰). در مقابل، رزین‌های چیلاته‌کننده تبادل یونی راندمان بسیار بالایی ۹۱ تا ۹۸/۶ درصد را در آب ژئوترمال نشان دادند و توانستند عنصر بور و فلز آرسنیک را به‌طور همزمان حذف کنند (۵۱). استفاده از جاذب‌ها نتایج قابل‌توجهی داشت. به عنوان مثال بهره‌گیری از کیتوزان اصلاح شده با یون‌های منگنز و ترکیبات معدنی به‌عنوان جاذب دارای راندمان بالایی بود (۵۲). همچنین، استفاده از نانوذرات آهن بر پایه بیوپلیمر نشاسته به‌عنوان یک روش ترکیبی دوست‌دار محیط‌زیست با راندمان ۹۲ درصد بود (۵۳). تورکر (Türker) و همکاران با طراحی یک سیستم نوآورانه ترکیبی جذب با کیتوزان و گیاه پالایی با استفاده از گیاه لمناگیبا در آب آشامیدنی آلوده به عنصر بور توانستند به راندمان ۵۰ درصد دست یابند (۵۴).

استفاده از روش‌های گیاه‌پالایی نیز مورد توجه پژوهشگران بوده است. ییلدیریم (Yıldırım) و همکاران از گیاهان بید و صنوبر برای گیاه پالایی در تالاب مصنوعی با آلودگی بالای عنصر بور استفاده کردند. آن‌ها توانستند به راندمان متوسط ۴۴ تا ۶۵ درصد در ۹۰ روز دست یابند (۵۵). نتایج حاکی از آن است که استفاده از فناوری‌های غشایی و رزینی بالاترین راندمان حذف را به دنبال داشت؛ به‌طور مثال، استفاده از رزین‌های تبادل یونی و الکترودیالیز در مطالعه فیگورا (Figueira) و همکاران در اسپانیا توانست راندمانی معادل ۹۸/۸ درصد را به دست آورد (۳۲)؛ در حالی که فرایند غشایی همراه با نانوذره اکسید گرافن مغناطیسی در مطالعه الافی (Al-Afy) و همکاران راندمان ۹۷–۹۵ درصد را در مدت زمان کوتاه ۱۵ دقیقه نشان داد (۵۶).

بحث

بر اساس یافته‌های موجود در مطالعات مورد بررسی، منابع انتشار عنصر بور به‌طور کلی به دو دسته منابع طبیعی شامل فعالیت‌های آتشفشانی و ژئوترمال. و منابع انسانی شامل فعالیت‌های صنعتی مرتبط با استخراج و فراوری، کاربرد کودها و آفت‌کش‌ها در کشاورزی، تخلیه پساب‌های شهری و آب‌شیرین‌کن‌ها و استفاده از شوینده‌ها تقسیم می‌شوند. مطالعات نشان دادند که فعالیت‌های انسانی عامل حدود ۹۰ درصد از آلودگی عنصر بور در محیط‌زیست هستند (۱۷ و ۵۸). از سویی دیگر عواملی مانند pH خاک، میزان ماده آلی، و شرایط اقلیمی می‌توانند تأثیر زیادی بر جذب عنصر بور در خاک و آب داشته باشند و در نهایت به افزایش غلظت عنصر بور در آب‌های زیرزمینی منجر شوند (۲۶). توزیع بور نیز تحت تأثیر فعالیت‌های انسانی قرار دارد؛ به‌عنوان مثال عنصر بور از طریق آبیاری به لایه‌های زیرین خاک انتقال می‌یابد. از طرفی این عنصر توسط محصولات کشاورزی جذب و از مزرعه خارج می‌شود (۲۹). با توجه به اینکه بخش عمده آلودگی عنصر بور در محیط ناشی از فعالیت‌های انسانی است و منابع طبیعی خارج از مداخلات مدیریتی هستند، بنابراین راهکارهای پیشگیرانه باید بر کنترل فعالیت‌های انسانی متمرکز باشند. این رویکرد نقش موثری در کاهش آلودگی منابع به عنصر بور دارد (۲۹).

تکنیک‌های طیف سنجی متعددی برای اندازه‌گیری سطوح غلظت عنصر بور باتوجه به میزان حساسیت و امکانات آزمایشگاهی مورد استفاده قرار گرفته‌اند. برای سطوح غلظتی کم از دستگاه‌های حساس‌تر مانند ICP-MS استفاده می‌شود (۵۹). مطالعات نشان داده‌اند تفاوت‌های آماری معنی‌داری بین غلظت‌های به‌دست‌آمده با استفاده از تکنیک‌های ICP-MS و ICP-OES وجود دارد (۶۰). با این حال می‌توان از هر دو روش جهت تعیین مقادیر غلظتی عنصر بور استفاده کرد. استفاده از تکنیک ICP-OES یک روش ساده و کم هزینه برای اندازه‌گیری غلظت کل بور محسوب می‌شود (۶۱).

بیشترین مقادیر عنصر بور در منابع آب‌های زیرزمینی و چاه‌ها گزارش شده بود (۳۶-۳۴). از دلایل این امر

[Downloaded from ismj.bpums.ac.ir on 2026-09-08]

[DOI: 10.66224/ismj.29.3.177]

می‌توان به زمان ماندگاری طولانی‌تر و برهم‌کنش شدیدتر آب با سنگ‌ها و رسوبات موجود در آبخوان و فرایندهای جذب از سطوح کانی‌ها اشاره کرد (۶۲ و ۶۳).

در مقابل، منابع آب‌های سطحی (شامل رودخانه‌ها، دریاچه‌ها و چشمه‌ها) عمدتاً به دلیل رقیق‌سازی سریع‌تر توسط رواناب‌ها و بارندگی و زمان تماس کوتاه‌تر با زمین، سطوح غلظتی پایین‌تری نسبت به آب‌های زیرزمینی نشان دادند (۳۷، ۳۸ و ۶۴). نسبت نمونه‌های فراتر از مقدار استاندارد WHO، ۲۴۰۰ میکروگرم در لیتر به کل نمونه‌های ارزیابی شده، تفاوت قابل توجهی در مناطق مختلف داشت. این تفاوت را می‌توان به ویژگی‌های زمین شناختی و فعالیت‌های انسانی نسبت داد (۶۵ و ۶۶).

طبق مطالعات بررسی شده، با توجه به تفاوت غلظت بور در مناطق مختلف، شاخص HQ نیز مقادیر متفاوتی دارد. در بسیاری از مناطق مقدار HQ در محدوده استاندارد بوده است. اما در برخی مناطق به ویژه مناطقی که منابع آب آشامیدنی آن‌ها آب زیرزمینی و چاه بود مقادیر این شاخص از آستانه مجاز فراتر رفته بود. این موضوع می‌تواند نشان‌دهنده پتانسیل بروز پیامدهای نامطلوب غیرسرطان‌زایی باشد (۳۵ و ۳۶). این مناطق نیاز به پایش مستمر، مدیریت منابع آب و در صورت لزوم استفاده از روش‌های تصفیه مناسب جهت کاهش غلظت عنصر بور دارند (۲۱ و ۶۷).

انتخاب فناوری‌های نوین حذف عنصر بور باید بر اساس نوع آب، سطح آلودگی و صرفه اقتصادی صورت بگیرد (۵۲ و ۵۵). اگرچه جذب یک روش امیدوارکننده در حذف عنصر بور است، یافتن جاذب‌های مناسب، یعنی جاذب‌هایی با راندمان بالا و عملی، همچنان یک چالش مداوم است (۶۸). روش‌های جذب سطحی زیستی، به‌ویژه جاذب‌های مبتنی بر بیوپلیمرها، به‌عنوان گزینه‌هایی مؤثر و سازگار با محیط‌زیست برای حذف عنصر بور مطرح شده‌اند. زیست‌تخریب‌پذیری، قابلیت بازیافت و سمیت پایین از مهم‌ترین مزایای این روش‌ها به‌شمار می‌روند. با این حال، عملکرد آن‌ها به‌شدت تحت تأثیر غلظت اولیه آلاینده و زمان تماس قرار دارد، به‌گونه‌ای که در غلظت‌های بالاتر و شرایط عملیاتی نامناسب، کارایی کاهش می‌یابد (۵۲ و ۵۳).

استفاده از جاذب‌های معدنی اصلاح‌شده، مانند نانوذرات آهن بر پایه بیوپلیمرهای طبیعی، نشان می‌دهد که ترکیب فناوری نانو با مواد زیستی می‌تواند ظرفیت جذب بور را به‌طور قابل‌توجهی افزایش دهد. با وجود این حساسیت این سامانه‌ها به تغییرات pH و نیاز به سنتز مداوم جاذب، کاربرد عملی آن‌ها را در مقیاس بزرگ با محدودیت‌هایی مواجه می‌کند (۵۳). در مقابل، روش‌های شیمیایی متداول مانند انعقاد و ترسیب، اگرچه از نظر اقتصادی مقرون‌به‌صرفه بوده و امکان حذف همزمان سایر آلاینده‌ها را فراهم می‌کنند، اما وابستگی شدید آن‌ها به شرایط pH و ناپایداری عملکرد، کارایی آن را در حذف پایدار عنصر بور کاهش می‌دهد (۵۰ و ۵۱). رزین‌های تبادل یونی و چیلاته‌کننده به‌عنوان روش‌های پیشرفته تصفیه، توانایی بالایی در حذف انتخابی عنصر بور، به‌ویژه در آب‌های ژئوترمال و شورابه‌ها، از خود نشان داده‌اند. با این حال، نیاز به احیای شیمیایی، مصرف مواد شیمیایی و پیچیدگی بهره‌برداری، از چالش‌های اصلی این فناوری‌ها محسوب می‌شود (۵۷).

روش‌های زیستی مانند گیاه‌پالایی به‌عنوان فناوری سبز، به‌دلیل هزینه پایین، سازگاری زیست‌محیطی و امکان تولید بیومس، گزینه‌ای جذاب برای حذف بور در سیستم‌های طبیعی و نیمه‌طبیعی هستند. با این وجود، وابستگی شدید به شرایط محیطی، زمان‌بر بودن فرآیند و کاهش کارایی در غلظت‌های بالای عنصر بور، کاربرد این روش‌ها را به شرایط خاص محدود می‌کند. به‌طور کلی، انتخاب روش مناسب برای حذف عنصر بور به کیفیت آب، غلظت آلاینده،

[Downloaded from ismj.bpums.ac.ir on 2026-09-08]

[DOI: 10.66224/ismj.29.3.177]

هدف تصفیه و محدودیت‌های اقتصادی و عملیاتی بستگی دارد (۵۴ و ۵۵). روش‌های زیستی و جذب سطحی بیشتر برای کاربردهای کم‌هزینه و پایدار مناسب‌اند، در حالی که فناوری‌های پیشرفته غشایی و رزینی، علی‌رغم هزینه و پیچیدگی بیشتر، گزینه‌های مؤثرتری برای تصفیه آب آشامیدنی و جریان‌های با غلظت بالای بور محسوب می‌شوند (۳۲، ۵۰-۵۲ و ۵۶-۵۴).

نتیجه‌گیری

این مرور روایتی به بررسی وضعیت حضور بور در منابع آب و پیامدهای بالقوه آن برای سلامت انسان پرداخته است. بور عنصری طبیعی در محیط است که از طریق فرایندهای زمین‌شناختی مانند فعالیت‌های آتشفشانی، چشمه‌های زمین‌گرمایی و هوازدگی کانی‌های حاوی بور وارد منابع آبی می‌شود. در کنار این منابع طبیعی، فعالیت‌های انسانی مانند استفاده از کودهای کشاورزی، تخلیه پساب‌های صنعتی و شهری و مصرف مواد شوینده نیز می‌توانند در افزایش غلظت آن در محیط‌های آبی نقش داشته باشند. توزیع غلظت بور در منابع آبی مناطق مختلف جهان تحت تأثیر ویژگی‌های زمین‌شناسی، شرایط هیدروژئوشیمیایی و نوع منبع آب قرار دارد. به طور کلی، آب‌های زیرزمینی به دلیل زمان ماند بیشتر و تماس طولانی‌تر با سازندهای زمین‌شناسی، مستعد تجمع مقادیر بالاتر بور هستند، در حالی که آب‌های سطحی به دلیل فرایندهای رقیق‌سازی سریع‌تر معمولاً غلظت‌های پایین‌تری دارند. با توجه به اهمیت تأمین آب آشامیدنی سالم، توجه به حدود راهنمای بهداشتی و مدیریت مناسب منابع آب اهمیت زیادی دارد. حد راهنمای سازمان جهانی بهداشت برای بور در آب آشامیدنی ۲۴۰۰ میکروگرم بر لیتر در نظر گرفته شده است، با این حال در برخی شرایط اقلیمی و هیدروژئولوژیک، توجه به ویژگی‌های منطقه‌ای و بازبینی احتمالی این مقدار می‌تواند در مدیریت ریسک مؤثر باشد. همچنین در مناطقی که بخش قابل توجهی از منابع آب آشامیدنی از آب‌های زیرزمینی تأمین می‌شود، اجرای برنامه‌های پایش دوره‌ای و مدیریت یکپارچه منابع آب می‌تواند به کنترل بهتر غلظت این عنصر کمک کند. در زمینه پایش آزمایشگاهی، روش‌های طیف‌سنجی مانند ICP-MS و ICP-OES به‌طور گسترده برای اندازه‌گیری بور در آب مورد استفاده قرار می‌گیرند و در صورت افزایش غلظت آن، استفاده از فناوری‌های مناسب حذف مانند تبادل یونی می‌تواند مورد توجه قرار گیرد. این مطالعه با محدودیت‌هایی مانند جستجوی غیرسیستماتیک منابع، احتمال سوگیری انتخابی و انتشار، محدودیت دسترسی به داده‌های خام و تمرکز بر مطالعات انگلیسی‌زبان همراه بوده است. با وجود این محدودیت‌ها، این مرور می‌تواند به‌عنوان مبنایی برای توسعه مطالعات نظام‌مندتر و طراحی برنامه‌های پایش و مدیریت آلودگی بور در منابع آب مورد استفاده قرار گیرد.

سپاس و قدردانی

نویسندگان این مطالعه مراتب قدردانی خود را از کمیته تحقیقات و فناوری دانشجویی دانشگاه علوم پزشکی بوشهر، به واسطه‌ی حمایت‌های ارزشمند معنوی که نقش به‌سزایی در انجام این پژوهش داشته است؛ ابراز می‌دارند.

هیچ کمک هزینه‌ای از نهادهای دولتی، بخش خصوصی یا سازمان‌های غیرانتفاعی برای انجام این مطالعه دریافت نشده است.

تضاد منافع

هیچ‌گونه تعارض منافع توسط نویسندگان بیان نشده است.

[Downloaded from ismj.bpums.ac.ir on 2026-09-08]

[DOI: 10.66224/ismj.29.3.177]

References:

1.Liska D, Mah E, Brisbois T, et al. Narrative Review of Hydration and Selected Health Outcomes in the General Population. Nutrients 2019; 11(1): 70. 10.3390/nu11010070

2.Dutta S, Fajal S, Ghosh SK. Heavy Metal-Based Toxic Oxo-Pollutants Sequestration by Advanced Functional Porous Materials for Safe Drinking Water. Acc Chem Res 2024; 57(17): 2546-2560. 10.1021/acs.accounts.4c00348

3.Smalling KL, Bradley PM, Romanok KM, et al. Exposures and potential health implications of contaminant mixtures in linked source water, finished drinking water, and tapwater from public-supply drinking water systems in Minneapolis/St. Paul area, USA. Environ Sci (Camb) 2023; 9(7): 1813-1828. 10.1039/d3ew00066d

4.Leveque B, Shyaka AI, Ndong M, et al. Assessing the vulnerability of urban drinking water intakes to water scarcity under global change: A bottom-up approach. Environmental Challenges 2024; 15: 100885. 10.1016/j.envc.2024.100885

5.Dong L, Zhang J, Guo Z, et al. Distributions and interactions of dissolved organic matter and heavy metals in shallow groundwater in Guanzhong basin of China. Environmental research 2022; 207: 112099. 10.1016/j.envres.2021.112099

6.Levin R, Villanueva CM, Beene D, et al. US drinking water quality: exposure risk profiles for seven legacy and emerging contaminants. J Expo Sci Environ Epidemiol 2024; 34(1): 3-22. 10.1038/s41370-023-00597-z

7.Jomova K, Alomar SY, Nepovimova E, et al. Heavy metals: toxicity and human health effects. Arch Toxicol 2025; 99(1): 153-209. 10.1007/s00204-024-03903-210.1007/s00204-024-03903-2

8.Parks JL, Edwards M. Boron in the environment. Critical Reviews in Environmental Science and Technology 2005; 35(2): 81-114. 10.1080/10643380590900200

9.Celebi C, Sen H, Susar H, et al. Relationship between distance to boron mine and exposure in cattle. Environ Geochem Health 2025; 47(5): 173. 10.1007/s10653-025-02484-y

10.Karatekeli S, Demirel HH, Zemheri-Navruz F, et al. Boron exhibits hepatoprotective effect together with antioxidant, anti-inflammatory, and anti-apoptotic pathways in rats exposed to aflatoxin B1. J Trace Elem Med Biol 2023; 77: 127127. 10.1016/j.jtemb.2023.127127

11.Huang T, Hao Y, Tan Y, et al. Low-Mineral Water Diminishes the Bone Benefits of Boron. Nutrients 2024; 16(17): 2881. 10.3390/nu16172881

12.Soriano-Ursúa MA, Cordova-Chávez RI, Farfan-García ED, et al. Boron-containing compounds as labels, drugs, and theranostic agents for diabetes and its complications. World J Diabetes 2024; 15(6): 1060-1069. 10.4239/wjd.v15.i6.1060

13.Turkez H, Geyikoglu F, Tatar A, et al. The effects of some boron compounds against heavy metal toxicity in human blood. Exp Toxicol Pathol 2012; 64(1-2): 93-101. 10.1016/j.etp.2010.06.011

14.Rddad L, Spayd S. Constraining Geogenic Sources of Boron Impacting Groundwater and Wells in the Newark Basin, USA. Hydrology 2024; 11(7): 107. 10.3390/hydrology11070107

15.Paternoster M. Boron isotopes in the mount vulture groundwaters (southern Italy): constraints for the assessment of natural and anthropogenic contaminant sources. Geofluids 2019; 2019(1): 9107636. 10.1155/2019/9107636

16.Vengosh A, Kloppmann W, Marei A, et al. Sources of salinity and boron in the Gaza strip: Natural contaminant flow in the southern Mediterranean coastal aquifer. Water Resources Research 2005; 41(1). 10.1029/2004WR003344

17.Bhagyaraj S, Al-Ghouti MA, Kasak P, et al. An updated review on boron removal from water through adsorption processes. Emergent Materials 2021; 4(5): 1167-1186. 10.1007/s42247-021-00197-3

18.Li S, Zhang Q. Risk assessment and seasonal variations of dissolved trace elements and heavy metals in the Upper Han River, China. J Hazard Mater 2010; 181(1-3): 1051-1058. 10.1016/j.jhazmat.2010.05.120

19.Magesh NS, Chandrasekar N, Elango L. Trace element concentrations in the groundwater of the Tamiraparani river basin, South India: Insights from human health risk and multivariate statistical techniques. Chemosphere 2017; 185: 468-479. 10.1016/j.chemosphere.2017.07.044

20.Yan H, Zhang P, Han B. Concentrations, Sources and Health Risk of Boron in Surface Water of Huaihe River Basin, China. Water, Air, & Soil Pollution 2025; 236(14): 910. 10.1007/s11270-025-08598-4

21.Liu X, Xu C, Chen P, et al. Advances in Technologies for Boron Removal from Water: A Comprehensive Review. Int J Environ Res Public Health 2022; 19(17): 10671. 10.3390/ijerph191710671

22. Nielsen FH, Eckhert CD. Boron. Adv Nutr 2020; 11(2): 461-462. 10.1093/advances/nmz110

23. Bolt HM, Başaran N, Duydu Y. Effects of boron compounds on human reproduction. Arch Toxicol 2020; 94(3): 717-724. 10.1007/s00204-020-02700-x

24.Igra AM, Harari F, Lu Y, et al. Boron exposure through drinking water during pregnancy and birth size. Environ Int 2016; 95: 54-60. 10.1016/j.envint.2016.07.017

25.Xiao J, Wang L, Deng L, et al. Characteristics, sources, water quality and health risk assessment of trace elements in river water and well water in the Chinese Loess Plateau. Sci Total Environ 2019; 650(Pt 2): 2004-2012. 10.1016/j.scitotenv.2018.09.322

[Downloaded from ismj.bpums.ac.ir on 2026-09-08]

[DOI: 10.66224/ismj.29.3.177]

26.Ricolfi L, Barbieri M, Muteto PV, et al. Potential toxic elements in groundwater and their health risk assessment in drinking water of Limpopo National Park, Gaza Province, Southern Mozambique. Environ Geochem Health 2020; 42(9): 2733-2745. 10.1007/s10653-019-00507-z
27.Renau-Pruñonosa A, Esteller MV, Aroba J, et al. Identification of salinization processes in coastal aquifers using a fuzzy logic and data mining based methodology: study case in a Mediterranian coastal aquifer (Spain). Environmental Earth Sciences. 2025; 84(4): 109. 10.1007/s12665-024-12006-1
28.Türkbay T, Laratte B, Çolak A, et al. Life cycle assessment of boron industry from mining to refined products. Sustainability 2022; 14(3): 1787. 10.3390/su14031787
29.Bolan S, Wijesekara H, Amarasiri D, et al. Boron contamination and its risk management in terrestrial and aquatic environmental settings. Sci Total Environ 2023; 894: 164744. 10.1016/j.scitotenv.2023.164744
30.Dong J, Gao F, Zhou J, et al. Analysis of groundwater chemical characteristics and boron sources in the oasis area of the Cherchen River Basin in Xinjiang, China. Water 2025; 17(16): 2397. 10.3390/w17162397
31.Reddy MV, Babu KS, Balaram V, et al. Assessment of the effects of municipal sewage, immersed idols and boating on the heavy metal and other elemental pollution of surface water of the eutrophic Hussainsagar Lake (Hyderabad, India). Environmental monitoring and assessment 2012; 184(4): 1991-2000. 10.1007/s10661-011-2094-7
32.Figueira M, de Labastida MF, Valderrama C, et al. Boron separation and concentration from pre-treated seawater reverse osmosis brines by selective ion-exchange resins and electrodialysis. Chemical Engineering Journal Advances 2025: 100863. 10.1016/j.ceja.2025.100863
33.Sarac N, Ugur A, Boran R, et al. The use of boron compounds for stabilization of lipase from Pseudomonas aeruginosa ES3 for the detergent industry. Journal of Surfactants and Detergents 2015; 18(2): 275-285. 10.1007/s11743-014-1653-7
34.Küçüksümbül A, Akar AT, Tarcan G. Source, degree and potential health risk of metal(loid)s contamination on the water and soil in the Söke Basin, Western Anatolia, Turkey. Environ Monit Assess 2021; 194(1): 6. 10.1007/s10661-021-09670-2
35.Mosaferi M, Jahani Moghaddam H, Shaker Khatibi M, et al. Spatial variation and quantitative screening level assessment of human risk from boron exposure in groundwater resources of western edge of the Lake Urmia, Iran. Int J Environ Health Res 2020; 30(3): 237-250. 10.1080/09603123.2019.1590539
36.Bai M, Zhang C, Bai Y, et al. Occurrence and Health Risks of Heavy Metals in Drinking Water of Self-Supplied Wells in Northern China. Int J Environ Res Public Health 2022; 19(19): 12517. 10.3390/ijerph191912517
37.Yuan Y, Liu Y, Luo K, et al. Hydrochemical characteristics and a health risk assessment of the use of river water and groundwater as drinking sources in a rural area in Jiangjin District, China. Environmental Earth Sciences 2020; 79(7): 160. 10.1007/s12665-020-8900-1
38.Njuguna SM, Onyango JA, Githaiga KB, et al. Application of multivariate statistical analysis and water quality index in health risk assessment by domestic use of river water. Case study of Tana River in Kenya. Process Safety and Environmental Protection 2020; 133: 149-158. 10.1016/j.psep.2019.11.006
39.Pantelić NĐ, Jaćimović S, Štrbački J, et al. Assessment of spa mineral water quality from Vrnjačka Banja, Serbia: geochemical, bacteriological, and health risk aspects. Environ Monit Assess 2019; 191(11): 648. 10.1007/s10661-019-7848-7
40.Chen C. A Glimpse of the First Eight Months of the COVID-19 Literature on Microsoft Academic Graph: Themes, Citation Contexts, and Uncertainties. Front Res Metr Anal 2020; 5: 607286. 10.3389/frma.2020.607286
41.Cortes S, Reynaga-Delgado E, Sancha AM, et al. Boron exposure assessment using drinking water and urine in the North of Chile. Sci Total Environ 2011; 410-411: 96-101. 10.1016/j.scitotenv.2011.08.073
42.Eggers MJ, Sigler WA, Kiekover N, et al. Statewide cumulative human health risk assessment of inorganics-contaminated groundwater wells, Montana, USA. Environ Pollut 2025; 369: 125810. 10.1016/j.envpol.2025.125810
43.Nalbantcilar MT, Pinarkara SY. Public health risk assessment of groundwater contamination in Batman, Turkey. J Water Health 2016; 14(4): 650-661. 10.2166/wh.2016.290
44.Dong S, Shi J, Liu Y, et al. Boron Exposure Assessment of Desalinated Seawater on an Island in China. Int J Environ Res Public Health 2023; 20(3): 2451. 10.3390/ijerph20032451
45.Chen L, Ma T, Wang Y, et al. Health risks associated with multiple metal(loid)s in groundwater: A case study at Hetao Plain, northern China. Environ Pollut 2020; 263(Pt B): 114562. 10.1016/j.envpol.2020.114562
46.Wang Z, Su Q, Wang S, et al. Spatial distribution and health risk assessment of dissolved heavy metals in groundwater of eastern China coastal zone. Environ Pollut 2021; 290: 118016. 10.1016/j.envpol.2021.118016
47.Çelebi A, Sengörür B, Kløve B. Human health risk assessment of dissolved metals in groundwater and surface waters in the Melen watershed, Turkey. J Environ Sci Health A Tox Hazard Subst Environ Eng 2014; 49(2): 153-161. 10.1080/10934529.2013.838842
48.Wang J, Liu G, Liu H, et al. Multivariate statistical evaluation of dissolved trace elements and a water quality assessment in the middle reaches of Huaihe River, Anhui, China. Sci Total Environ 2017; 583: 421-431. 10.1016/j.scitotenv.2017.01.088
49.Kumar M, Ramanathan AL, Tripathi R, et al. A study of trace element contamination using multivariate statistical techniques and health risk assessment in groundwater of Chhaprola Industrial Area, Gautam Buddha Nagar, Uttar

[Downloaded from ismj.bpums.ac.ir on 2026-09-08]

[DOI: 10.66224/ismj.29.3.177]

Pradesh, India. Chemosphere 2017; 166: 135-145. 10.1016/j.chemosphere.2016.09.086
50.Skoczko I. Boron removal from the water with chemical precipitation methods. Desalination and Water Treatment 2020; 186: 430-436.. 10.5004/dwt.2020.25586
51.Altıok E, Şen F, Wolska J, et al. Separation of Boron and Arsenic from Geothermal Water with Novel Gel-Type Chelating Ion Exchange Resins: Batch and Column Sorption-Elution Studies. Molecules 2023; 28(23): 7708. 10.3390/molecules28237708
52.Kluczka J, Dudek G, Pudło W, Kazek-Kęsik A, Turczyn R. Boron Removal by Sorption on Modified Chitosan Hydrogel Beads. Materials (Basel). 2021; 14(19): 5646. 10.3390/ma14195646
53.Khorsandi H, Azarnioush A, Aghapour AA, et al. An analysis of boron removal from water using modified zero-valent iron nanoparticles. Desalination and Water Treatment 2017; 70: 284-289. 10.5004/dwt.2017.20505
54.Türker OC, Baran T. A combination method based on chitosan adsorption and duckweed (Lemna gibba L.) phytoremediation for boron (B) removal from drinking water. Int J Phytoremediation 2018; 20(2): 175-183. 10.1080/15226514.2017.1350137
55.Yıldırım K, Kasım GÇ. Phytoremediation potential of poplar and willow species in small scale constructed wetland for boron removal. Chemosphere 2018; 194: 722-736. 10.1016/j.chemosphere.2017.12.036
56.Al-Afy N, Sereshti H. Rapid removal of boron from environmental water samples using magnetic graphene oxide: optimized by central composite design. Desalination and Water Treatment 2019; 153: 65-75. 10.5004/dwt.2019.23948
57.Shomar B, Solano JR. Probabilistic human health risk assessment of trace elements in ballast water treated by reverse osmosis desalination plants. Marine Pollution Bulletin 2023; 188: 114667. 10.1016/j.marpolbul.2023.114667
58.Schlesinger WH, Vengosh A. Global boron cycle in the Anthropocene. Global Biogeochemical Cycles 2016; 30(2): 219-230. 10.1002/2015GB005266
59.Seidel U, Haegele FA, Baumhof E, et al. Boron Contents of German Mineral and Medicinal Waters and Their Bioavailability in Drosophila melanogaster and Humans. Mol Nutr Food Res 2021; 65(15): e2100345. 10.1002/mnfr.202100345
60.Kmiecik E, Tomaszewska B, Wątor K, et al. Selected problems with boron determination in water treatment processes. Part I: comparison of the reference methods for ICP-MS and ICP-OES determinations. Environ Sci Pollut Res Int 2016; 23(12): 11658-11667. 10.1007/s11356-016-6328-7
61.Michalke B. Biomonitoring of boron: Development and characterization of a simple, reliable and quality controlled biomonitoring method. J Trace Elem Med Biol 2017; 40: 24-29. 10.1016/j.jtemb.2016.11.010
62.Ravenscroft P, McArthur JM. Mechanism of regional enrichment of groundwater by boron: the examples of Bangladesh and Michigan, USA. Applied Geochemistry 2004; 19(9): 1413-1430. 10.1016/j.apgeochem.2003.10.014
63.Gonfiantini R, Pennisi M. The behaviour of boron isotopes in natural waters and in water–rock interactions. Journal of Geochemical Exploration 2006; 88(1-3): 114-117. 10.1016/j.gexplo.2005.08.022
64.Hasenmueller EA, Criss RE. Multiple sources of boron in urban surface waters and groundwaters. Sci Total Environ 2013; 447: 235-247. 10.1016/j.scitotenv.2013.01.001
65.Sharma S, Sharma S, Likhita J, et al. Geogenic Contaminants in Groundwater: Impacts on irrigated fruit orchard health. Water 2025; 17: 1-24. 10.3390/ w17172534
66.Fatnassi S, Hörmann G, Fohrer N, et al. Boron in soil, drainage water and groundwater in long-term irrigated area by treated wastewater in northeast tunisia. Soil Systems 2025; 9(1): 8. 10.3390/soilsystems9010008
67.Al-Ejji M, Ponnamma D, Zadeh K, et al. Advanced membrane technology to remove boron from water and wastewater: a comprehensive study. ACS Applied Polymer Materials 2023; 5(10): 7675-7697. 10.1021/acsapm.3c01177
68.de Azevedo JCV, de Urzedo APFM, da Luz Mesquita P, et al. Recent advances in boron removal in aqueous media. An approach to the adsorption process and process optimization. Environ Sci Pollut Res Int 2024; 31(8): 12207-12228. 10.1007/s11356-024-31882-5

[Downloaded from ismj.bpums.ac.ir on 2026-09-08]

[DOI: 10.66224/ismj.29.3.177]