

Concentration analysis and non-carcinogenic risk assessment from arsenic exposure in Hasht-Bandi of Minab with spatial distribution model (surface kriging map)

Monireh Majlessi¹, Yadolah Fakhri^{2,3}, Maryam Sarkhosh⁴

1- Associate Professor, Department of Environmental Health Engineering, School of Public Health, Shahid Beheshti University of Medical Sciences, Tehran, Iran

2- MSc, Department of Environmental Health Engineering, School of Public Health, Shahid Beheshti University of Medical Sciences, Tehran, Iran

3- Social Determinants in Health Promotion Research Center, Hormozgan University of Medical Sciences, Bandar Abbas, Iran

4- MSc, Department of Environmental Health Engineering, School of Health, Qom University of Medical Sciences, Qom, Iran

ABSTRACT

Background and Aims: The entrance of heavy metals, such as arsenic, in water resources can adversely affect human health and ecosystem through bioaccumulation, toxicity, and environmental resistance.

Materials and Methods: The concentration of arsenic in 17 wells in the region of Hasht-Bandi Minab (Iran) was measured during 2012-2013. Groundwater arsenic concentration and hazard quotient (HQ), which describes non-carcinogenic risk, were assessed applying spatial distribution map (surface kriging map).

Results: The concentration of arsenic in groundwater ranged from non-detectable (ND) to 23.7 ppb, with a mean value of 7.69 ± 2.56 ppb. Depending on the location and season of year, arsenic in groundwater covered a wide range of concentration. In autumn (north-west region), winter (north-east region), spring (north-east, north-west, and center regions) and summer (center and east regions), arsenic concentrations were considered unsafe. Chronic daily intake (CDI) and HQ of studied population were respectively calculated as 0.00028 mg/kg-d and 0.92.

Conclusion: The mean concentration of arsenic was in worrying range; however, the population living in Hasht-Bandi had a HQ in secure range. The spatial maps prepared by kriging method showed that the highest and lowest concentrations of arsenic and subsequently hazard quotient were observed in the north-east and in the south and south-west regions, respectively. The findings of the present study draw a meaningful conclusion relating to the use of spatial distribution model in the evaluation of environmental pollutants concentration and risk.

Key words: Arsenic, Non-carcinogen, Kriging surface map

*Corresponding Author:

Department of Environmental Health Engineering, School of Public Health, Shahid Beheshti University of Medical Sciences, Tehran, Iran

Tel: +982122432040

Email: ya.fakhri@gmail.com

Received: 21 April 2015

Accepted: 22 June 2015

ارزیابی غلظت و خطر غیر سرطان زایی آرسنیک آبهای زیرزمینی با استفاده از مدل توزیع فضایی (نقشه کریجینگ سطحی): منطقه هشتمین میناب، ایران

منیره مجلسی نصر^۱، یدالله فخری^{۲،۳*}، مریم سرخوش^۴

^۱ دانشیار گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی شهید بهشتی، تهران، ایران
^۲ کارشناس ارشد مهندسی بهداشت محیط، گروه مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی شهید بهشتی، تهران، ایران
^۳ کارشناس ارشد مهندسی بهداشت محیط، مرکز تحقیقات عوامل اجتماعی در ارتقاء سلامت، دانشگاه علوم پزشکی هرمزگان، بندرعباس، ایران
^۴ کارشناس ارشد مهندسی بهداشت محیط، دانشکده بهداشت، دانشگاه علوم پزشکی قم، قم، ایران

چکیده

زمینه و هدف: ورود فلزات سنگین مانند آرسنیک به منابع آبی به علت تجمع بیولوژیکی، سمی بودن و پایداری محیطی می تواند اثرات نامطلوبی بر سلامت انسان و اکوسیستم داشته باشد.

مواد و روش ها: جهت تهیه نقشه کریجینگ سطحی، غلظت آرسنیک در طول سال ۱۳-۲۰۱۲ و در ۱۷ حلقه چاه منطقه هشتمین میناب اندازه گیری شد. با استفاده از مدل توزیع فضایی، غلظت آرسنیک آبهای زیرزمینی و سهم خطر (HQ) که نشان دهنده خطر غیر سرطان زایی است، مورد ارزیابی قرار گرفت.

یافته ها: میانگین و دامنه غلظت آرسنیک آب زیرزمینی به ترتیب $7/69 \pm 2/56$ ppb و $23/7$ - ND بود. غلظت آرسنیک آبهای زیرزمینی در فصل پاییز (شمال غرب منطقه)، در فصل زمستان (شمال شرق)، در فصل بهار (شمال شرق، شمال غرب و مرکز) و در فصل تابستان (مرکز و شرق) در محدوده غیرایمن قرار داشت. جذب روزانه مزمن (CDI) و سهم خطر جمعیت منطقه هشتمین میناب به ترتیب $0/92$ و $0/0028$ mg/kg-d و محاسبه گردید.

نتیجه گیری: میانگین غلظت آرسنیک و سهم خطر جمعیت شهر هشتمین میناب به ترتیب در محدوده نگران کننده و ایمن قرار دارند. نقشه های فضایی تهیه شده به روش کریجینگ نشان داد که در مناطق شمال شرق، بیشترین و در جنوب و جنوب غرب کمترین غلظت آرسنیک و به دنبال آن سهم خطر مشاهده گردید. از مدل توزیع فضایی می توان در ارزیابی غلظت و خطر آلاینده های محیطی استفاده شود.

کلید واژه ها: آرسنیک، خطر غیر سرطانزایی، نقشه کریجینگ سطحی

آدرس نویسنده مسئول:

دانشکده بهداشت دانشگاه علوم پزشکی شهید بهشتی، تهران. تلفن: ۰۲۱-۲۲۴۳۲۰۴۰

Email: ya.fakhri@gmail.com

تاریخ دریافت مقاله: ۱۳۹۴/۰۲/۰۱

تاریخ پذیرش مقاله: ۱۳۹۴/۰۴/۰۱

مقدمه

بیش از ۷۰ درصد از سطح کره زمین را آب در بر گرفته است. اما به علت شوری، مصرف آن برای بسیاری از کشورهای فقیر و در حال توسعه غیرممکن می‌باشد. همچنین ۳٪ از سطح زمین دارای آب شیرین است که از این مقدار تنها ۰/۶ درصد (چاه‌ها، قنات، رودخانه و دریاچه) قابل استفاده برای انسان می‌باشد و بقیه به علت واقع شدن در قطبین، در حال حاضر قابل استفاده برای بشر نیست [۱].

وجود فلزات سنگین در منابع آب می‌تواند ناشی از فرآیندهای طبیعی (فرسایش خاک) یا ناشی از فعالیت‌های انسانی (تخلیه فاضلاب شهری، صنعتی و یا کشاورزی) باشد [۲،۳]. ورود فلزات سنگین به منابع آبی موجب کاهش کیفیت آب برای مصارف شرب و یا آبیاری کشاورزی می‌گردد [۴]. فلزات سنگین دارای خصوصیات ماند؛ تجمع بیولوژیکی، سمی بودن و پایداری محیطی هستند [۵]. برخی از فلزات سنگین مانند کادمیوم (Cd)، کروم (Cr)، منگنز (Mn)، سرب (Pb)، آرسنیک (As) و نیکل (Ni) در غلظت بالا، می‌تواند برای سلامت انسان و سایر موجودات زنده خطرناک باشند [۶].

مطالعات اپیدمیولوژیک نشان می‌دهد بین پوسیدگی دندان، بیماری‌های قلبی، اختلالات کلیوی، اختلالات عصبی و سرطان‌ها با فلزات سنگین ارتباط معنی‌داری وجود دارد [۷،۸]. با وجود اینکه آرسنیک می‌تواند از طرق مختلف وارد بدن انسان شود (خوردن غذا، سیگار) اما مهمترین منبع ورود آن، مصرف آب آلوده است [۹]. ورود آرسنیک به بدن در دراز مدت می‌تواند باعث بروز سرطان مثانه، کبد، کلیه و ضایعات پوستی شود [۱۰، ۱۱]. یکی از فاکتورهای بسیار موثر در بروز بیماری پای سیاه، مصرف آب آلوده به آرسنیک می‌باشد [۱۲، ۱۳].

در مطالعه Chowdhury و Alouani غلظت As در آب آشامیدنی به طبقه ۱ (ایمن): ۵ - ۰ ppb، طبقه ۲ (نگران کننده): ۱۰ - ۵۰ ppb (غیر ایمن): ۳ (غیر ایمن): ۱۰ - ۵۰ ppb تقسیم بندی شده است [۱۴]. بسیاری از مطالعات نشان داده است که آرسنیک می‌تواند از طریق کودهای شیمیایی وارد منابع آب و خاک گردد [۱۵، ۱۶]. مدل توزیع فضایی می‌تواند با محاسبه انتگرال غلظت متغیر مورد مطالعه، نقشه کریجینگ سطحی (Surface kriging map) را ایجاد کند. در نهایت توسط این نقشه می‌توان پهنه بندی و شدت متغیر را مورد ارزیابی قرار داد. در بسیاری از مطالعات با استفاده از مدل توزیع فضایی، نقشه کریجینگ سطحی غلظت آلاینده تهیه و مورد ارزیابی قرار گرفته است [۱۷-۲۰].

در این مطالعه تلاش گردید با استفاده از مدل توزیع فضایی، نقشه کریجینگ سطحی غلظت آرسنیک آبهای زیرزمینی و همچنین سهم خطر (Quotient Hazard) یا خطر غیرسرطان زایی (Risk Carcinogen-Non) جمعیت منطقه هشتبندی میناب مورد ارزیابی قرار گیرد.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

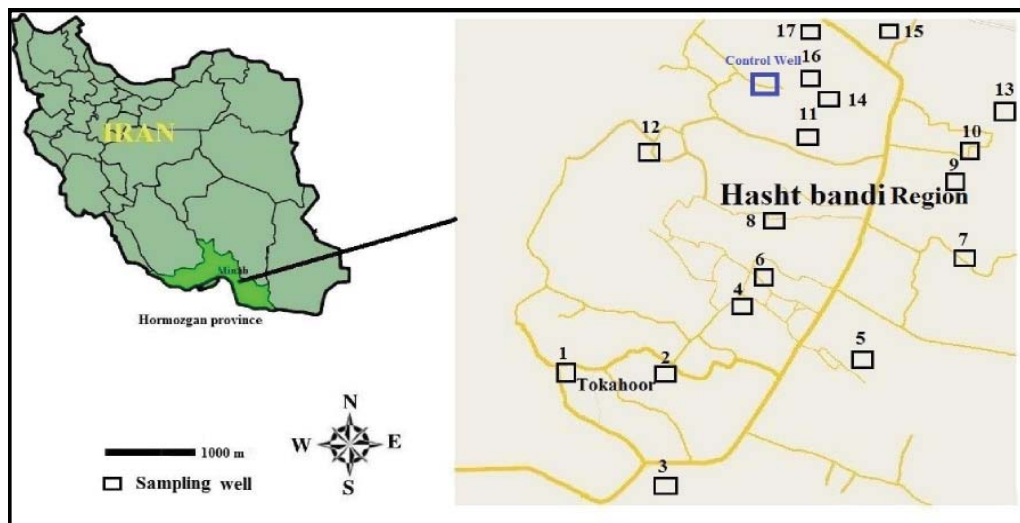
منطقه هشتبندی (شکل ۱) با جمعیت ۵ هزار نفر و مساحت تقریباً ۲۰ کیلومترمربع در شمال شرقی شهرستان میناب و در ۱۶۳ کیلومتری بندر عباس (مرکز استان هرمزگان) و در مختصات $27^{\circ}07'19''N$ و $57^{\circ}27'23''E$ قرار دارد [۲۱].

جمع‌آوری نمونه

در این مطالعه مقطعی- توصیفی، جمع‌آوری نمونه از ۱۷ چاه آب منطقه در طول یک سال ۱۳-۲۰۱۲ و در مساحت ۲۰ کیلومترمربع انجام گرفت. با توجه به مطالعات مشابه انجام شده و جهت افزایش دقت مدل توزیع فضایی، در طول هر فصل از هر چاه، ۲۷ نمونه و در مجموع ۱۸۳۶ نمونه آب از ۱۷ چاه، جمع‌آوری گردید. همچنین جهت بررسی دقت پیش بینی غلظت آرسنیک توسط نقشه کریجینگ سطحی، یک چاه، به عنوان چاه کنترل در نظر گرفته شد. هدف از انتخاب چاه کنترل، بررسی میزان تفاوت غلظت آرسنیک اندازه‌گیری شده به غلظت As پیش بینی شده توسط مدل توزیع فضایی در این چاه می‌باشد. نمونه‌گیری از چاه کنترل، همزمان با سایر چاه‌ها انجام شد. نمونه‌های آب، بعد از ۱۰ دقیقه خروج آب از لوله پمپ و توسط ظروف نمونه برداری ۱/۵ لیتری پلی اتیلنی برداشت شد [۲۲]. در نهایت نمونه‌ها در $4^{\circ}C$ به آزمایشگاه شیمی دانشکده بهداشت بندر عباس منتقل گردید [۲۳].

اندازه‌گیری غلظت آرسنیک

برای اندازه‌گیری غلظت آرسنیک، نمونه‌های آب از صافی واتمن ۴۲ عبور داده شد و سپس برای رساندن $pH < 2$ و به منظور حفظ فلزات سنگین نمونه تا ۲۸ روز از اسید نیتریک (۶۵٪ مرک) استفاده گردید. اندازه‌گیری غلظت As توسط دستگاه اسپکتروفتومتر جذب اتمی مدل DR2800 به روش Diethyldithiocarbamate Silver 8013 Method انجام گرفت [۲۵، ۲۶]. همچنین آنالیز آماری توسط نرم افزار SPSS16 و با احتساب خطای ۵ درصد ($\alpha=5$) به عنوان سطح معنی‌دار انجام گرفت.



شکل ۱- چاه های مورد مطالعه (اصلی و کنترل) در منطقه هشتمبندی میناب در شمال شرقی شهرستان میناب، ایران [۲۴]

معادله کلی روش کریجینگ به این صورت می باشد:

$$Z^*(x_p) = \sum_{i=1}^n \lambda_i Z(x_i) \quad (3)$$

برای بدست آوردن خط بدون خطا باید از معادله زیر به صورت همزمان حل گردد:

$$\sum_{i=1}^n \lambda_i \gamma(x_i, x_j) - \mu = \gamma(x_i, x) \quad (4)$$

$$\sum_{i=1}^n \lambda_i = 1$$

$Z^*(x_p)$ مقدار تخمین زده شده متغیر در محل x_p ، $Z(x_i)$ مقدار تخمین زده شده متغیر در محل x_i ، λ_i وزن داده ها، μ ضریب لاگارانگ (Lagrange coefficient) $\gamma(x_i, x_j)$ مقدار واریوگرام (Variogram)، مطابق با اندازه متغیر در نقطه x_i و نقطه انتهایی x_j می باشد. [۳۴]. در این مطالعه مدل توزیع فضایی (نقشه کریجینگ سطحی) با استفاده از نرم افزار Surfer 12 تهیه گردید.

یافته ها

میانگین سالانه ($M \pm SD$) و دامنه غلظت As در آب زیرزمینی منطقه هشتمبندی به ترتیب $7/69 \pm 2/56$ ppb و $23/7$ ppb - ND اندازه گیری شده است. میانگین سالانه غلظت As ($7/69 \pm 2/56$ ppb) در طبقه ۲ (نگران کننده) قرار دارد و میزان غلظت میانگین سالانه آرسنیک در چاهها به ترتیب زیر می باشد:

محاسبه جذب روزانه مزمن و خطر غیر سرطان زایی

جذب روزانه مزمن (Chronic Daily Intake) یا CDI به وسیله معادله ارائه شده توسط EPA محاسبه گردید [۲۷]:

$$CDI = \frac{C \times DI}{BW} \quad (1)$$

جذب روزانه مزمن (mg/kg-d): C، غلظت آلاینده (As) در آب آشامیدنی (mg/l): DI، متوسط آب مصرفی روزانه (l/d) و وزن بدن (kg) می باشد. از آنجایی که اطلاعاتی در زمینه میانگین آب مصرفی و وزن بدن افراد منطقه هشتمبندی وجود نداشت از این رو بر اساس DI و BW ارائه شده توسط EPA برای مناطق گرمسیر، محاسبه جذب روزانه مزمن انجام گرفت. DI برای بالغین و BW به ترتیب $2/723$ l/d و 76 kg می باشد [۲۸، ۲۹]. سهم خطر (HQ) و محاسبه خطر غیرسرطانزایی As ناشی از آشامیدن توسط معادله ۲ محاسبه گردید [۳۰]:

$$HQ = \frac{CDI}{RfD} \quad (2)$$

در این رابطه RfD؛ دز مرجع آلاینده (mg/kg-d) است که برای RfD، As $0/0003$ mg/kg-d می باشد [۳۱]. جمعیت یک منطقه، زمانی از لحاظ خطر غیرسرطانزایی آب آشامیدنی در محدوده ایمن قرار می گیرد که HQ محاسبه شده برای آن کمتر از یک باشد [۳۲].

مدل توزیع فضایی (نقشه کریجینگ سطحی)

روش کریجینگ از طریق پیدا کردن بهترین خط بدون خطا، میزان متغیر (غلظت آرسنیک آب زیرزمینی) مورد نظر را در سایر نقاط به صورت دقیق تخمین می زند [۳۳].

هر فصل بوده و اعداد ستون میانگین در این جدول، میانگین ۱۰۸ اندازه گیری انجام شده بر روی چاه است. میانگین جذب روزانه مزمن و سهم خطر که بیان کننده خطر غیر سرطان زایی می باشد به ترتیب 28 mg/kg-d و 0.92 است (جدول ۲).

$$W4 < W3 < W2 < W10 < W11 < W5 < W6 < W1 < W17 < W12 < W7 < W8 < W16 < W9 < W15 < W14 < W13$$

در خصوص جدول شماره ۱، این نکته قابل ذکر است که مقادیر آورده شده برای فصل ها، میانگین ۲۷ نمونه اندازه گیری شده در

جدول ۱- میانگین، دامنه و انحراف معیار ۱۷ چاه آب منطقه هشتبندی میناب (ppb)

نام چاه	طول (Y)	عرض (X)	پاییز	زمستان	بهار	تابستان	حدافل	حداکثر	میانگین	انحراف معیار
W1	۲۷۰۷۲۴	۵۷۲۳۴۸	۴/۷	۸/۹	۹/۸	۵/۲۵	۲/۳	۱۰/۹	۷/۱۵	۲/۵۶
W2	۲۷۰۷۳۰	۵۷۲۴۴۰	۰/۴۵	۱/۸۵	۱/۲۷	۰/۹	ND	۲/۱	۱/۱۳	۰/۵۹
W3	۲۷۰۶۲۳	۵۷۲۴۳۷	۰/۸۷	۰/۹۸	۱/۲۱	۱/۲۵	ND	۱/۴	۱/۰۸	۰/۱۸
W4	۲۷۰۸۱۱	۵۷۲۵۱۸	۰/۳	۰/۸	۱/۴	۰/۷۵	ND	۱/۴۶	۰/۸	۰/۴۵
W5	۲۷۰۷۴۲	۵۷۲۶۳۹	۳/۹	۶/۹	۷/۶	۴/۹	۱/۶	۸/۴	۵/۹۱	۱/۷۲
W6	۲۷۰۸۴۲	۵۷۲۵۴۲	۴/۸	۲/۹	۸/۶	۱۱/۵	۲/۴	۱۲/۷	۶/۹۶	۳/۸۵
W7	۲۷۰۸۳۹	۵۷۲۷۲۳	۹/۷	۷/۹	۱۲/۴	۸/۷	ND	۱۳/۲	۹/۶۹	۱/۹۶
W8	۲۷۰۹۱۸	۵۷۲۵۵۸	۹/۱	۹/۸	۱۱/۶	۱۱/۹	۲/۶	۱۲/۶	۱۰/۶	۱/۳۶
W9	۲۷۰۹۱۷	۵۷۲۷۳۸	۵/۲	۱۱/۳	۱۳/۵	۱۵/۸	ND	۱۶/۹	۱۱/۴۶	۴/۵۵
W10	۲۷۰۹۴۷	۵۷۲۷۵۶	۳/۸	۴/۹	۶/۳	۳/۷	۰/۶	۷/۲	۴/۶۸	۱/۲۱
W11	۲۷۱۰۰۱	۵۷۲۶۰۹	۲/۵	۳/۶	۶/۹	۷/۶	۱/۱	۸/۳	۵/۱۸	۲/۴۸
W12	۲۷۱۰۰۱	۵۷۲۴۵۷	۱۱/۳	۸/۱	۱۳/۴	۵/۹	۲/۹	۱۴/۱	۹/۶۸	۳/۳۳
W13	۲۷۱۰۰۵	۵۷۲۸۰۶	۴/۶	۱۶/۵	۲۲/۵	۱۳/۱	۴/۵	۲۳/۷	۱۴/۱۸	۷/۴۷
W14	۲۷۱۰۳۱	۵۷۲۸۰۶	۱۰/۹	۱۰/۸	۱۷/۹	۸/۱	۵/۵	۱۹/۱	۱۱/۹	۴/۱۹
W15	۲۷۱۱۰۴	۵۷۲۷۱۹	۷/۸	۱۳/۹	۱۹/۸	۴/۷	۵/۶	۲۱/۱	۱۱/۵۵	۶/۷
W16	۲۷۱۰۵۲	۵۷۲۶۱۹	۱/۸	۱۷/۸	۱۶/۳	۸/۶	۵/۳	۱۸/۲	۱۱/۱	۷/۴۱
W17	۲۷۱۱۳۳	۵۷۲۶۲۳	۶/۴	۶/۹	۱۱/۷	۶/۱	ND	۲۴/۴	۷/۸	۲/۶۴
میانگین			۵/۱۸	۷/۸۷	۱۰/۷۲	۶/۹۹			۷/۷	

* ND: پایین تر از حد قابل تشخیص دستگاه یا (Not detected) می باشد.

جدول ۲- CDI و HQ ناشی از آرسنیک آب چاه های هشتبندی میناب

نام چاه	میانگین	CDI	HQ
W1	۷/۱۵	۰/۰۰۰۲۶	۰/۸۵
W2	۱/۱۳	۰/۰۰۰۰۴	۰/۱۳
W3	۱/۰۸	۰/۰۰۰۰۴	۰/۱۳
W4	۰/۸	۰/۰۰۰۰۳	۰/۱
W5	۵/۹۱	۰/۰۰۰۲۱	۰/۷۱
W6	۶/۹۶	۰/۰۰۰۲۵	۰/۸۳
W7	۹/۶۹	۰/۰۰۰۳۵	۱/۱۶
W8	۱۰/۶	۰/۰۰۰۳۸	۱/۲۷
W9	۱۱/۴۶	۰/۰۰۰۴۱	۱/۳۷
W10	۴/۶۸	۰/۰۰۰۱۷	۰/۵۶
W11	۵/۱۸	۰/۰۰۰۱۹	۰/۶۲
W12	۹/۶۸	۰/۰۰۰۳۵	۱/۱۶
W13	۱۴/۱۸	۰/۰۰۰۵۱	۱/۶۹
W14	۱۱/۹	۰/۰۰۰۴۳	۱/۴۲
W15	۱۱/۵۵	۰/۰۰۰۴۱	۱/۳۸
W16	۱۱/۱	۰/۰۰۰۰۴	۱/۳۳
W17	۷/۸	۰/۰۰۰۲۸	۰/۹۳
میانگین	۷/۷	۰/۰۰۰۲۸	۰/۹۲

بحث

ارزیابی غلظت آرسنیک

با توجه به نتایج اندازه گیری آرسنیک در منطقه هشتبندی و طبقه بندی نتایج غلظت As در آب آشامیدنی بر اساس مطالعه Chowdhury و Alouani، میانگین غلظت As ($M \pm SD$) در فصل پاییز ($3/55 \pm 5/18$ ppb)، زمستان ($5/14 \pm 7/87$ ppb)، بهار ($6/32 \pm 10/72$ ppb) و تابستان ($4/34 \pm 6/99$ ppb) به ترتیب در طبقه ۱ (ایمن)، طبقه ۲ (نگران کننده)، طبقه ۳ (غیر ایمن) و طبقه ۴ (نگران کننده) قرار دارد (جدول ۱). ترتیب فصول با توجه به میانگین غلظت آرسنیک؛ بهار < زمستان < تابستان < پاییز می باشد.

آنالیز آماری نتایج نشان داد که اختلاف معنی داری بین میانگین غلظت آرسنیک در فصل بهار با سایر فصول وجود دارد ($pvalue < 0/05$). در صورتی که غلظت آرسنیک در فصول زمستان، تابستان و پاییز با هم اختلاف معنی دار ندارند ($pvalue > 0/05$). میانگین سالانه غلظت As در چاه های W8، W5، W9، W13 و W14 در طبقه ۳ (غیر ایمن) قرار دارد ($pvalue < 0/05$). برخلاف مطالعه ما، در برخی از مناطق جهان غلظت بالای As در منابع آب زیرزمینی (> 10 ppb) مانند: بنگلادش [35-37]، هند [38]، پاکستان [39]، ایالات متحده [40]، گزارش شده است.

بالا بودن غلظت As آبهای زیرزمینی در این مناطق می تواند ناشی از آلودگی بیشتر خاک و آب به فاضلاب صنعتی و کشاورزی و یا بیشتر بودن آرسنیک در بافت لایه های زمین و انحلال آن در آب زیرزمینی باشد [41].

ارزیابی دقت مدل توزیع فضایی (نقشه کریجینگ سطحی) همانطور که شرح داده شد در قسمتی از این مطالعه، دقت روش نقشه کریجینگ سطحی بررسی شد. طبق نتایج بدست آمده، نسبت میانگین غلظت As چاه کنترل به غلظت پیش بینی شده توسط نقشه کریجینگ سطحی در فصل پاییز، زمستان، بهار و تابستان به ترتیب 1/16، 0/73، 1/19 و 0/68 می باشد (جدول ۳).

نسبت میانگین سالانه غلظت As چاه کنترل به غلظت پیش بینی شده 0/96 می باشد. دقت بدست آمده در مطالعه ما نسبت به مطالعه زانگ و همکاران (63/2٪) بیشتر می باشد [42]. در مطالعه امین و همکاران بیان شده است که هر اندازه فاصله نقاط نمونه گیری و تعداد نمونه از منطقه بیشتر باشد، دقت پیش بینی نقشه کریجینگ سطحی افزایش خواهد یافت [43].

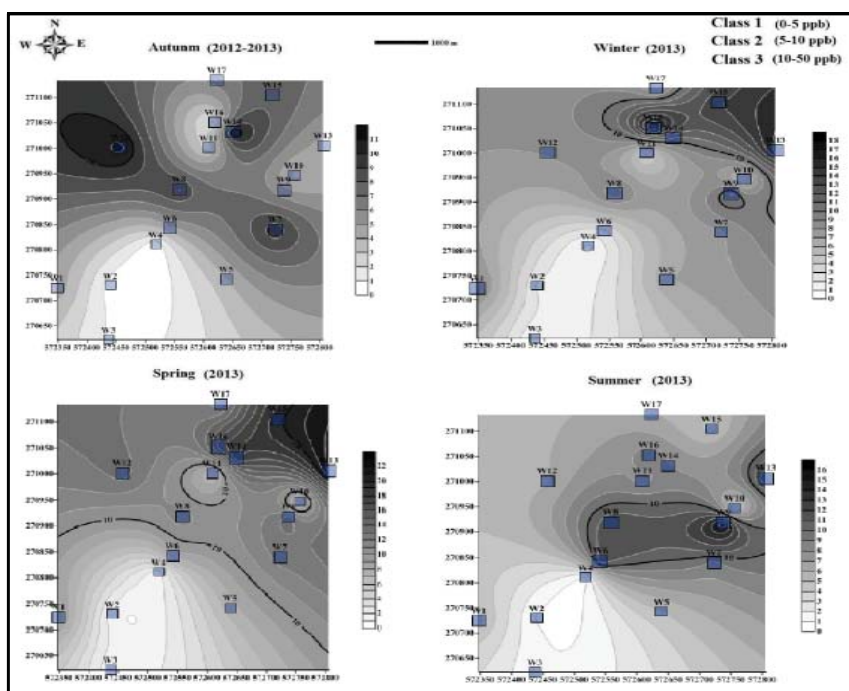
جدول ۳- مقایسه میانگین غلظت آرسنیک چاه کنترل به غلظت پیش بینی شده در فصول مختلف

میانگین	فصول				نتایج غلظت آرسنیک
	تابستان	بهار	زمستان	پاییز	
9/13	4/1	17/9	8/7	5/8	غلظت اندازه گیری شده (ppb)
9/5	6	15	12	5	غلظت پیش بینی شده (ppb)
0/96	0/68	1/19	0/73	1/16	نسبت

*ND: میانگین مربوط به مقادیر 27 نمونه از چاه کنترل می باشد.

ارزیابی خطر غیر سرطان زایی آرسنیک

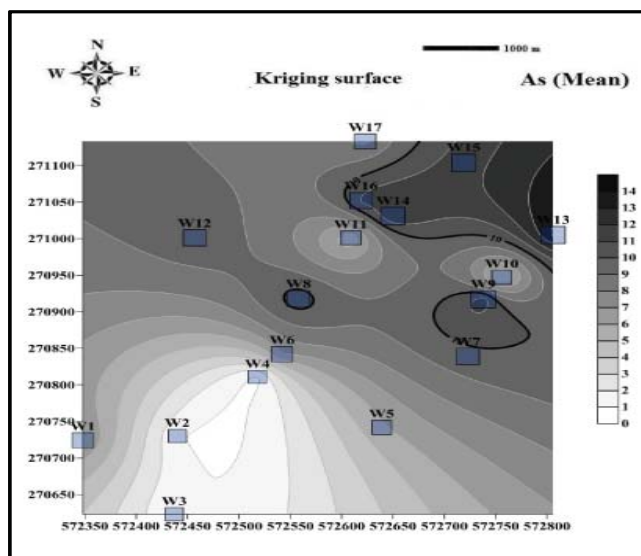
محاسبه جذب روزانه مزمن و به دنبال آن سهم خطر که بیان کننده خطر غیرسرطان زایی می باشد نشان داد که میانگین خطر غیرسرطان زایی آرسنیک یا سهم خطر در کل چاه ها کمتر از یک ($HQ < 1$) می باشد. همچنین سهم خطر آرسنیک در چاه های W7، W8، W9، W12، W13، W14، W15 و W16، کمتر از یک است. کمترین و بیشترین HQ به ترتیب مربوط به چاه های W4 و W13 می باشد (جدول 2). غلظت آرسنیک آبهای زیرزمینی در فصل پاییز، در شمال غرب منطقه (3/8٪ مساحت کل)، در فصل زمستان در شمال شرق (13/3٪ مساحت کل)، در فصل بهار شمال شرق، شمال غرب و مرکز (55/6٪ مساحت کل) و در فصل تابستان در مرکز و شرق (12/8٪ مساحت کل) در ناحیه غیر ایمن (طبقه 3) قرار دارد (شکل 2). ترتیب فصول از لحاظ وسعت منطقه غیرایمن، بهار < زمستان < تابستان < پاییز می باشد. فصل پاییز و بهار به ترتیب کمترین و بیشترین وسعت منطقه غیرایمن را دارند ($pvalue < 0/05$). یکی از منابع آلودگی آب به فلزات سنگین، فاضلاب کشاورزی می باشد [44]. از آنجایی که این منطقه آب و هوای معتدلی در فصل پاییز و زمستان دارد، از این رو کشاورزی در این منطقه در فصل پاییز شروع و در فصل بهار به اوج خود می رسد. انتشار فاضلاب کشاورزی نیز در فصل زمستان و بهار به مراتب بیشتر از سایر فصول می باشد. از طرف دیگر، این منطقه فاقد هیچ گونه مرکز صنعتی و به دنبال آن فاضلاب صنعتی است، از این رو، افزایش غلظت As آبهای زیرزمینی به خصوص در فصل زمستان و بهار احتمالاً می تواند به علت آلودگی آب های زیرزمینی به کود و سموم کشاورزی در این فصول باشد (شکل 2). البته نمی توان از ورود آرسنیک از لایه های زمین به آبهای زیرزمینی چشم پوشی کرد که می تواند در مطالعات بعدی منبع و علت این آلودگی مورد بررسی قرار گیرد.



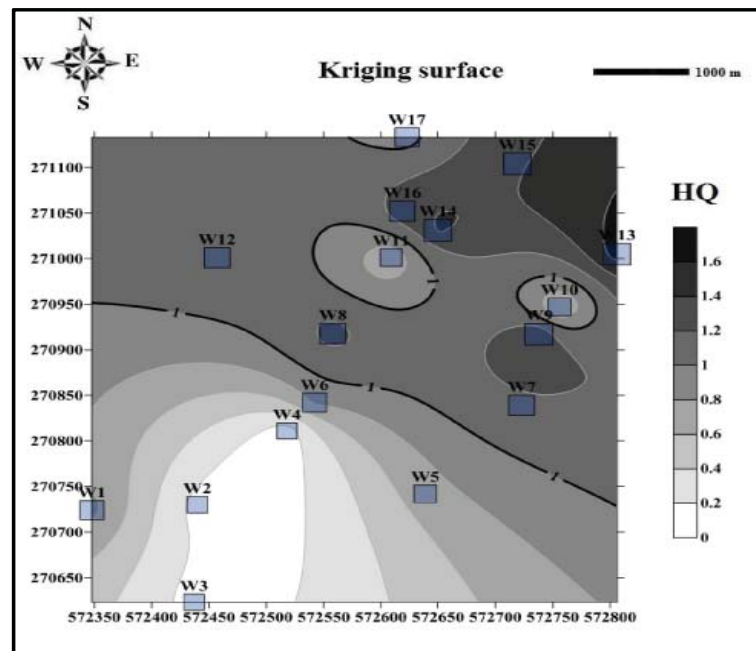
شکل ۲- نقشه کریجینگ سطحی و طبقه بندی غلظت آرسنیک آبهای زیرزمینی منطقه هشتمین

شد این تفاوت غلظت آرسنیک می‌تواند به علت تفاوت انتشار فاضلاب کشاورزی، نفوذ پذیری خاک یا غلظت آرسنیک در لایه‌های زمین و یا فرآیندهای هیدرولوژیکی باشد [۴۵-۴۷]. با وجود اینکه $2/55 \text{ km}^2$ از مساحت منطقه دارای غلظت بالاتر از حد استاندارد As آب زیرزمینی می‌باشد، اما $9/58 \text{ km}^2$ از مساحت منطقه (۴۷٪ مساحت کل) در محدوده غیرایمن قرار دارند ($HQ > 1$). در مناطق شمال شرق بیشترین و در جنوب و جنوب غرب کمترین HQ مشاهده گردید (شکل ۴).

با توجه به میانگین سالانه غلظت آرسنیک آبهای زیرزمینی، $2/55 \text{ km}^2$ از مساحت منطقه در طبقه ۳ (غیر ایمن) می‌باشد (۱۲/۷٪ مساحت کل). به طور کلی بیشترین میانگین غلظت آرسنیک آبهای زیرزمینی در مناطق شمال شرقی (W۱۳)، و کمترین در مناطق جنوب و جنوب غربی (W۵ و W۴، W۳، W۲) می‌باشد (شکل ۳). آنالیز آماری نشان داد، اختلاف معنی‌دار بین غلظت آرسنیک این دو منطقه وجود داد ($p \text{ value} < 0/05$). همان گونه که گفته



شکل ۳- نقشه کریجینگ سطحی میانگین غلظت آرسنیک آب زیرزمینی منطقه هشتمین میناب



شکل ۴- نقشه کریجینگ سطحی سهم خطر آرسنیک آبهای زیرزمینی منطقه هشتمندی میناب

با استفاده از مدل توزیع فضایی (نقشه کریجینگ سطحی) می توان نحوه حرکت آلاینده در زمان های مختلف، منابع آلودگی و پهنه بندی آلودگی را شناسایی و اقدامات کنترلی را با دقت بیشتری انجام داد.

نتیجه گیری

نقشه کریجینگ سطحی نشان داد که ۴۷٪ از مساحت منطقه در محدوده غیرایمن قرار دارد ($HQ > 1$). همچنین بیشترین غلظت آرسنیک و به دنبال آن HQ در مناطق شمال شرق و کمترین در مناطق جنوب و جنوب غرب می باشد.

تشکر و قدردانی

نویسندگان این مقاله از کارشناسان شیمی آزمایشگاه دانشکده بهداشت و همچنین از معاونت پژوهشی دانشگاه علوم پزشکی هرمزگان که تامین کننده مالی این تحقیق بود، کمال تشکر را دارند.

REFERENCES

1. Mebrahtu G, Zerabruk S. Concentration and health implication of heavy metals in drinking water from urban areas of Tigray region, northern Ethiopia. *Momona Ethiopian Journal of Science* 2011; 3(1): 105-121.
2. Demirak A, Yilmaz F, Tuna AL, Ozdemir N. Heavy metals in water, sediment and tissues of *Leuciscus cephalus* from a stream in southwestern Turkey. *Chemospher* 2006; 63(9): 1451-1458.
3. Muhammad S, Shah MT, Khan S. Arsenic health risk assessment in drinking water and source apportionment using multivariate statistical techniques in Kohistan region, northern Pakistan. *Food and Chemical Toxicology* 2010; 48(10): 2855-2864.

4. Krishna AK, Satyanarayanan M, Govil PK. Assessment of heavy metal pollution in water using multivariate statistical techniques in an industrial area: a case study from Patancheru, Medak District, Andhra Pradesh, India. *Journal of Hazardous Materials* 2009; 167(1): 366-373.
5. Pekey H, Karakaş D, Bakoglu M. Source apportionment of trace metals in surface waters of a polluted stream using multivariate statistical analyses. *Marine Pollution Bulletin* 2004; 49(9): 809-818.
6. Ouyang Y, Higman J, Thompson J, O'Toole T, Campbell D. Characterization and spatial distribution of heavy metals in sediment from Cedar and Ortega rivers subbasin. *Journal of Contaminant Hydrology* 2002; 54(1): 19-35.
7. Soupioni M, Symeopoulos B, Papaefthymiou H. Determination of trace elements in bottled water in Greece by instrumental and radiochemical neutron activation analyses. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* 2006; 268(3): 441-444.
8. Babaji I, Shashikiran N, Reddy S. Comparative evaluation of trace elements and residual bacterial content of different brands of bottled waters. *Indian SOC* 2004; 22(4): 201-204.
9. WHO. *Guidelines for Drinking-Water Quality: Recommendations*. 3rd ed. Geneva: World Health Organization; 2011.
10. IARC. *Some chemicals present in industrial and consumer products, food and drinking-water*. Lyon: World Health Organization, International Agency for Research on Cancer; 2013.
11. Steinmaus C, Yuan Y, Bates MN, Smith AH. Case-control study of bladder cancer and drinking water arsenic in the western United States. *American Journal of Epidemiology* 2003; 158(12): 1193-201.
12. Shekoohiyan S, Ghoochani M, Mohagheghian A, Mahvi AH, Yunesian M, Nazmara S. Determination of lead, cadmium and arsenic in infusion tea cultivated in north of Iran. *Iranian Journal of Environmental Health Science and Engineering* 2012; 9(1): 1-6.
13. Chen HW. Gallium, indium, and arsenic pollution of groundwater from a semiconductor manufacturing area of Taiwan. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 2006; 77(2): 289-296.
14. Chowdhury M, Alouani A, Hossain F. Comparison of ordinary kriging and artificial neural network for spatial mapping of arsenic contamination of groundwater. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment* 2010; 24(1): 1-7.
15. Campos V. Arsenic in groundwater affected by phosphate fertilizers at Sao Paulo, Brazil. *Environmental Geology* 2002; 42(1): 83-87.
16. Kilgour DW, Moseley RB, Barnett MO, Savage KS, Jardine PM. Potential negative consequences of adding phosphorus-based fertilizers to immobilize lead in soil. *Journal of Environmental Quality* 2008; 37(5): 1733-1740.
17. Goovaerts P. Geostatistical modeling of the spatial variability of arsenic in groundwater of southeast Michigan. *Water Resources Research* 2005; 41(7): 1245-1255.
18. Liu CW, Jang CS, Liao CM. Evaluation of arsenic contamination potential using indicator kriging in the Yun-Lin aquifer (Taiwan). *Science of the Total Environment* 2004; 321(1): 173-188.
19. Adhikary PP, Chandrasekharan H, Chakraborty D, Kamble K. Assessment of groundwater pollution in West Delhi, India using geostatistical approach. *Environmental Monitoring and Assessment* 2010; 167(1-4): 599-615.
20. Cinnirella S, Buttafuoco G, Pirrone N. Stochastic analysis to assess the spatial distribution of groundwater nitrate concentrations in the Po catchment (Italy). *Environmental Pollution* 2005; 133(3): 569-580.

21. Statistical Centre of Iran (SCI). National Population and Housing in 2011. Statistical Centre of Iran, Tehran. Available from: <http://www.amar.org.ir/>. Accessed Sep 30, 2014 (In Persian).
22. Lee JJ, Jang CS, Wang SW, Liu CW. Evaluation of potential health risk of arsenic-affected groundwater using indicator kriging and dose response model. *Science of the Total Environment* 2007; 384(1): 151-162.
23. APHA, AWWA, WEF. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21st ed. Washington DC: American Public Health Association; 2005.
24. Darvishsefat AA, Tajvidi M. Atlas of protected areas of Iran. Tehran: University of Tehran; 2006 (In Persian).
25. Muhammad S, Shah MT, Khan S. Health risk assessment of heavy metals and their source apportionment in drinking water of Kohistan region, northern Pakistan. *Microchemical Journal* 2011; 98(2): 334-343.
26. HACH. 2800 Spectrophotometer: procedures manual. 2nd ed. Germany: Hach Company; 2007.
27. Kavcar P, Sofuoglu A, Sofuoglu SC. A health risk assessment for exposure to trace metals via drinking water ingestion pathway. *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 2009; 212(2): 216-227.
28. Stralka K. Estimated per capita water ingestion and body weight in the United States. Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Office of Science and Technology; 2004.
29. Chen LG, Feng HL. Water source quality safety evaluation based on health risk assessment. *Journal of Hydraulic Engineering* 2008; 39: 235-239.
30. Patrick DR. Risk assessment and risk management. *Toxic Air Pollution Handbook* 1994; 341-59.
31. Wang Z. Potential health risk of arsenic and cadmium in groundwater near Xiangjiang River, China: a case study for risk assessment and management of toxic substances. *Environmental Monitoring and Assessment* 2011; 175(1-4): 167-173.
32. Hashmi MZ, Yu C, Shen H, Duan D, Shen C, Lou L, et al. Risk assessment of heavy metals pollution in agricultural soils of siling reservoir watershed in Zhejiang Province, China. *BioMed Research International* 2013.
33. Hooshmand A, Delghandi M, Izadi A, and Aali A. Application of kriging and cokriging in spatial estimation of groundwater quality parameters. *African Journal of Agricultural Research* 2011; 6(14): 3402-3408.
34. Goovaerts P. *Geostatistics for natural resources evaluation*. New York: Oxford University Press; 1997.
35. Zahid A, Hassan MQ, Balke KD, Flegr M, Clark DW. Groundwater chemistry and occurrence of arsenic in the Meghna floodplain aquifer, southeastern Bangladesh. *Environmental Geology* 2008; 54(6): 1247-1260.
36. Chakraborti D. Status of groundwater arsenic contamination in Bangladesh: a 14-year study report. *Water Research* 2010; 44(19): 5789-5802.
37. Reza A, Jean JS, Lee MK, Yang H J, Liu CC. Arsenic enrichment and mobilization in the Holocene alluvial aquifers of the Chapai-Nawabganj district, Bangladesh: a geochemical and statistical study. *Applied Geochemistry* 2010; 25(8): 1280-1289.
38. Kar S. Arsenic-enriched aquifers: Occurrences and mobilization of arsenic in groundwater of Ganges Delta Plain, Barasat, West Bengal, India. *Applied Geochemistry* 2010; 25(12): 1805-1814.
39. Farooqi A, Masuda H, Kusakabe M, Naseem M, Firdous N. Distribution of highly arsenic and fluoride contaminated groundwater from east Punjab, Pakistan, and the controlling role of anthropogenic pollutants in the natural hydrological cycle. *Geochemical Journal* 2007; 41(4): 213-234.
40. Moore JN, Woessner WW. Arsenic contamination in the water supply of Milltown, Montana. in *Arsenic in Ground Water*. New Yourk: Kluwer Academic Publishers; 2003.

41. Smedley P, Kinniburgh D. A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters. *Applied Geochemistry* 2002; 17(5): 517-568.
42. Zhang Q. Predicting the risk of arsenic contaminated groundwater in Shanxi Province, northern China. *Environmental Pollution* 2012; 165: 118-123.
43. Amin M, Ebrahimi A, Hajian M, Iranpanah N, Bina B. Spatial analysis of three agrichemicals in groundwater of Isfahan using GS+. *Iranian Journal of Environmental Health Science and Engineering* 2010; 7(1): 71-80.
44. Mousavi S, Balali-Mood M, Riahi-Zanjani B, Yousefzadeh H, Sadeghi M. Concentrations of mercury, lead, chromium, cadmium, arsenic and aluminum in irrigation water wells and wastewaters used for agriculture in Mashhad, northeastern Iran. *The International Journal of Occupational and Environmental Medicine* 2013; 4(2): 200.
45. Knechtenhofer LA, Xifra IO, Scheinost AC, Flühler H, Kretzschmar R. Fate of heavy metals in a strongly acidic shooting range soil: small scale metal distribution and its relation to preferential water flow. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 2003;166(1): 84-92.
46. Khan S, Cao Q, Zheng Y, Huang Y, Zhu Y. Health risks of heavy metals in contaminated soils and food crops irrigated with wastewater in Beijing, China. *Environmental Pollution* 2008;152(3): 686-92.
47. Lin Y-B, Lin Y-P, Liu C-W, Tan Y-C. Mapping of spatial multi-scale sources of arsenic variation in groundwater on ChiaNan floodplain of Taiwan. *Science of the Total Environment* 2006; 370(1):168-81.