

# بررسی هیدروژئوشیمی و آلودگی آب‌های زیرزمینی دشت شوش با استفاده از نقشه‌های هم‌ارزش، تحلیل عاملی و خوشه‌ای

دکتر حمیدرضا ناصری

استادیار دانشکده علوم زمین، دانشگاه شهید بهشتی



## چکیده

تحلیل عاملی که براساس نتایج چهار دوره نمونه‌برداری از آب‌های زیرزمینی دشت شوش انجام شده است نشان می‌دهد که مجموعه فرایندهای ژئوشیمیایی (انحلال، رسوبگذاری و تبادل یونی) بیشترین تاثیر و فعالیت‌های سطحی نظیر کشاورزی کمترین دخالت را در ترکیب آب زیرزمینی منطقه دارند. از این بین انحلال ژینس در تکامل ژئوشیمیایی آب‌های زیرزمینی بیشترین نقش را دارد. زیرا انحلال ژینس در طی فرایند ددولومیتیزاسیون و رسوبگذاری کلسیت باعث افزایش غلظت کلسیم، منیزیم، سولفات و کاهش قلیابیت شده است. نمودار درختی حاصل از تحلیل خوشه‌ای نیز بیانگر غالب بودن تیپ بی کربنات در آبخوان آزاد دشت شوش می‌باشد. تشابه بین نقشه‌های هم‌ارزش هم‌کلر و هم‌هدایت الکتریکی آبخوان آزاد شوش شاخص خوبی از تاثیر عامل تبخیر بر روی ترکیب آب زیرزمینی می‌باشد. آلودگی نیترا تده آب‌های زیرزمینی شوش محلی و ناحیه‌ای است و در دشت فراگیر نیست. آلودگی باکتریایی منطقه نیز ناشی از فضولات انسانی و حیوانی می‌باشد که به واسطه مواد انتشار یافته از محل‌های تخلیه فاضلاب، چاهک‌های جذبی و هرزآب کشاورزی وارد محیط آبی می‌گردد. احتمال آلودگی در این منطقه متناسب با جهت جریان آب زیرزمینی از سمت شمال شرق به طرف جنوب غرب افزایش می‌یابد.

واژگان کلیدی: تحلیل عاملی، تحلیل خوشه‌ای، ددولومیتیزاسیون، نقشه‌های هم‌ارزش، آلودگی باکتریایی و نیترا تده.

## مقدمه

از آن جایی که عمده آب مصرفی ساکنین منطقه شوش از طریق سفره‌های زیرزمینی تامین می‌شود، بررسی هیدروژئوشیمی و آلودگی آب‌های زیرزمینی این منطقه از اهمیت بسزایی برخوردار است. در این بررسی از روش‌های آماری (تحلیل عاملی و خوشه‌ای) و نقشه‌های هم‌ارزش استفاده شده است. از آن جایی که تشخیص مجموعه‌ای از شرایط هیدروژئولوژیکی و فرایندهای هیدروشیمیایی که در آبخوان کیفیت آب زیرزمینی را تحت تاثیر قرار می‌دهند، مشکل است. می‌توان از روش تحلیل عاملی استفاده نمود (Jeong, 2001 و Evans et al., 1996, Usunoff & Guzman-Guzman, 1989). در این روش سهم هر یک از عوامل و شرایط موثر بر ترکیب آب زیرزمینی تشخیص داده می‌شود. تحلیل خوشه‌ای نیز کاربرد زیادی در بررسی داده‌های چند متغیره دارد. یکی از مهم‌ترین این کاربردها بررسی ارتباط بین متغیرها و در نهایت گروه‌بندی آن‌ها می‌باشد که در این حالت ترکیب کل آب زیرزمینی یک منطقه به تعداد محدودی از خوشه‌ها امکان‌پذیر می‌شود (Guler, 2002 و Ochsenkühn et al., 1997). با توجه به این که تعداد داده‌های هیدروشیمیایی نمونه‌برداری شده از منطقه زیاد می‌باشد از این روش آماری برای تعیین و گروه‌بندی تیپ‌های آب زیرزمینی استفاده گردیده است. نتایج حاصل از پردازش داده‌های چند متغیره با استفاده از تحلیل خوشه‌ای به صورت ماتریس شباهت بین متغیرها و نمودار درختی معرف ساختار درونی داده‌ها ارائه می‌گردد. همچنین برای پردازش و نمایش داده‌های به دست آمده در یک منطقه وسیع می‌توان از نقشه‌های هم‌ارزش پارامترهای مختلف استفاده کرد. این نقشه‌ها از نتایج نمونه‌های جمع‌آوری شده در یک زمان مشابه ترسیم می‌شوند. توزیع نقاط نمونه‌برداری در یک منطقه برای مقایسه این نقشه‌ها از اهمیت بسزایی برخوردار است (Appelo & Postma, 1994).

## موقعیت منطقه

دشت شوش با وسعت حدود  $535 \text{ Km}^2$  در غرب استان خوزستان و در حدفاصل عرض شمالی  $32^\circ/6'$  تا  $32^\circ/21'$  و طول شرقی  $48^\circ/11'$  تا  $48^\circ/24'$  واقع است. این دشت از غرب به رودخانه کرخه، از شرق به رودخانه دز، از شمال به ارتفاعات جنوبی تاقدیس شیرین‌آباد و از جنوب به ارتفاعات تاقدیس سردارآباد محدود می‌شود. در قسمت میانی دشت نیز، رودخانه شاوور به موازات رودخانه‌های کرخه و دز جریان دارد. آب این رودخانه از زه‌کشی آب‌های زیرزمینی، سطحی و جریان‌های برگشتی از کشاورزی تامین می‌شود. متاسفانه رودخانه شاوور در سال‌های اخیر به دلیل افزایش جمعیت، گسترش شهرنشینی و عدم برنامه ریزی مناسب شهری به محلی برای دفع مواد زائد مایع و جامد شهری و نهایتاً کانون آلودگی مبدل شده است. به طوری که آب آن برای آشامیدن مناسب نمی‌باشد. از نظر اقلیمی منطقه شوش با متوسط درجه حرارت سالانه  $3/23$  درجه سانتی‌گراد و متوسط بارندگی سالانه  $309$  میلی‌متر دارای اقلیم بیابانی گرم و خشک است.

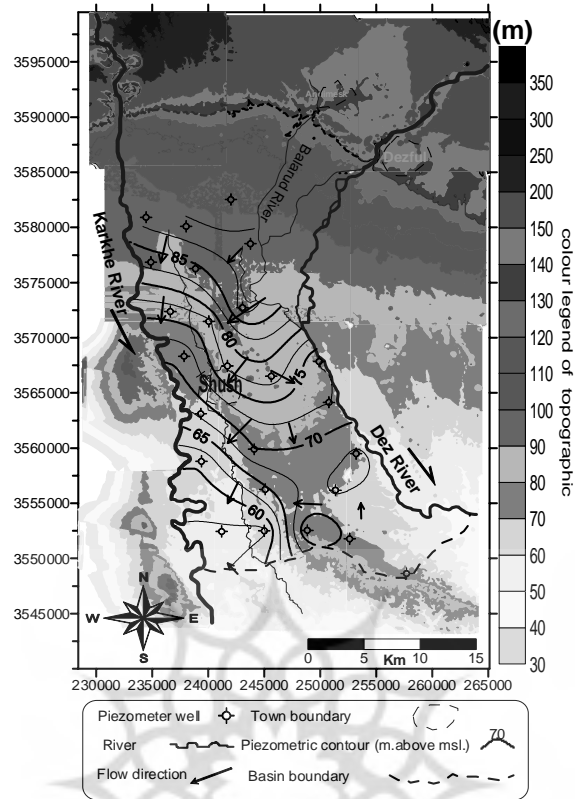
## هیدروژئولوژی

دشت شوش که از لحاظ زمین‌شناسی ناحیه‌ای جزئی از دشت خوزستان و از نظر زمین‌ساخت، جزئی از پلاتفرم عربی محسوب می‌شود، کاملاً پوشیده از رسوبات آبرفتی می‌باشد. این رسوبات حاصل فرسایش و هوازدگی سازندهای گوناگون زاگرس می‌باشند که توسط رودخانه‌های دز و کرخه در این منطقه نهشته شده‌اند. ضخامت این رسوبات بین ۱۵۰ تا ۳۰۰ متر متغیر است، به طوری که در حواشی دشت و در مجاورت سازندهای زمین‌شناسی از ضخامت آبرفت کاسته می‌گردد. بررسی لوگ چاه‌های اکتشافی و عمیق منطقه نشانگر افق‌های متفاوتی از مواد تحکیم‌نیافته‌ای (همچون شن و ماسه همراه با رس و سیلت) است که به تناوب در اعماق مختلف تکرار می‌گردند.

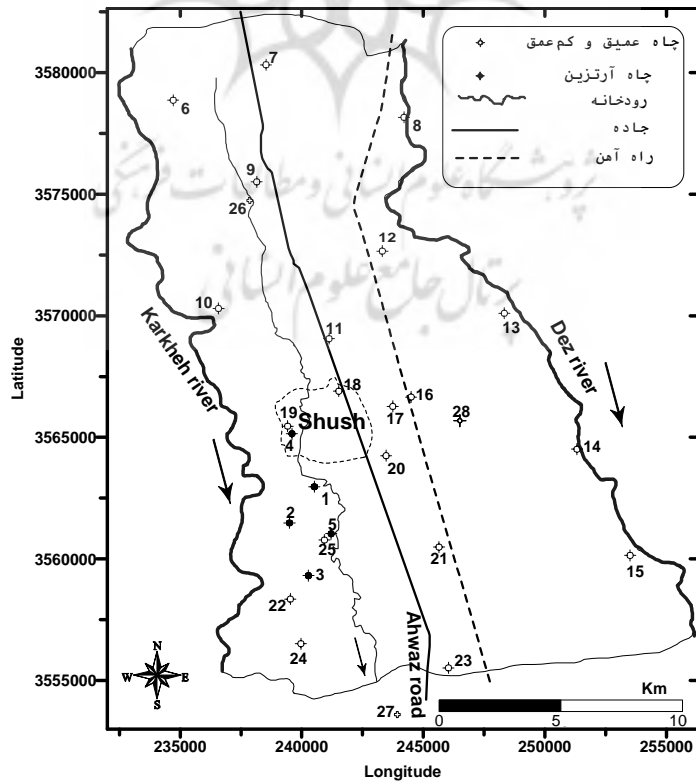
جهت جریان و شیب هیدرولیکی آب زیرزمینی در این دشت تا حدود زیادی متأثر از وضعیت توپوگرافی منطقه است. زیرا جهت عمومی جریان آب زیرزمینی عمدتاً از شمال شرق به سمت جنوب غرب، و بخش‌های میانی دشت جایی که رودخانه شاوور جریان دارد، می‌باشد. البته در حد فاصل رودخانه‌های دز و شاوور شرایط هیدروژئولوژیکی به نحوی است که خط تقسیم آب زیرزمینی باعث تغییر جهت حرکت آب زیرزمینی به سمت جنوب شرق می‌گردد (شکل ۱). میزان شیب هیدرولیکی در منطقه بین ۰/۰۰۱ تا ۰/۰۰۵ متغیر است. بر این اساس رودخانه دز مهم‌ترین عامل تغذیه‌کننده آب زیرزمینی دشت شوش است. زیرا علاوه بر نفوذ مستقیم از بستر آن، وجود شبکه وسیع آبیاری منشعب شده از این رودخانه می‌تواند در تغذیه آب زیرزمینی عاملی موثر باشد. عمده‌ترین منبع تخلیه، رودخانه شاوور است که در سرتاسر مسیر خود به‌عنوان یک زه‌کش عمل نموده و آبخوان را تخلیه می‌نماید. بررسی نقشه هم‌ارتفاع حداقل سطح آب نشان می‌دهد که رودخانه دز در ادامه مسیر خود سبب تخلیه آب زیرزمینی می‌گردد. همچنین اکثر قسمت‌های بستر رودخانه کرخه به‌صورت نقاط تخلیه و خروج آب زیرزمینی عمل می‌کنند. از دیگر منابع تخلیه آب زیرزمینی منطقه شوش می‌توان به بهره‌برداری از چاه‌های عمیق و دستی و عامل تبخیر از سطح ایستابی که در عمق کمی (۳ تا ۱۰ متر) قرار دارد اشاره نمود.

## نمونه‌برداری

به منظور شناسایی خواص هیدروژئوشیمی و عوامل آلودگی اقدام به چهار نوبت نمونه‌برداری از ۲۷ منبع از چاه‌های آرتزین، عمیق، کم‌عمق و نیز رودخانه شاوور در طی ماه‌های مهر و بهمن ۱۳۸۲، و اردیبهشت و مرداد ۱۳۸۳ گردید. شکل ۲ موقعیت نقاط نمونه‌برداری را نشان می‌دهد. تجزیه شیمیایی، بیولوژیکی و باکتریایی نمونه‌ها ( $\text{Ca}^{+2}$ ،  $\text{Mg}^{+2}$ ،  $\text{Na}^+$ ،  $\text{K}^+$ ،  $\text{HCO}_3^-$ ،  $\text{SO}_4^{-2}$ ،  $\text{Cl}^-$ ، نیترات، نیتريت، آمونیاک، اکسیژن محلول (DO)، اکسیژن خواهی شیمیایی (COD)، اکسیژن خواهی بیوشیمیایی (BOD) و کلی‌فرم‌های کل و مدفوعی) با همکاری آزمایشگاه آب اداره کل امور آب استان خوزستان انجام گردیده است. برخی از پارامترها نظیر pH، EC و درجه حرارت در محل اندازه‌گیری شده‌اند. نتایج سنجش منابع آب شوش دوره مردادماه ۸۳ در جدول ۱ ارائه گردیده است.



شکل ۱: نقشه هم‌پتانسیل آبخوان آزاد شوش



شکل ۲: موقعیت نقاط نمونه برداری

جدول ۱: نتایج سنجش نمونه‌های منابع آب دشت شوش (مرداد ۸۳)

شماره	محل نمونه برداری	نوع جبه	T (°C)	pH	EC mg/l	TDS mg/l	H <sub>T</sub> mg/l	Ca <sup>2+</sup> mg/l	Mg <sup>2+</sup> mg/l	Na <sup>+</sup> mg/l	K <sup>+</sup> mg/l	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> mg/l	Cl <sup>-</sup> mg/l	SO <sub>4</sub> <sup>-2</sup> mg/l	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> mg/l	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> mg/l	NH <sub>3</sub> mg/l	total C.(MPN)
1	زیاده دانی جنوب شوش	ارزین	25.3	7.35	769	639	272	65.13	26.74	88.28	1.88	162.9	64.16	230.07	7.8	0.004	1.2	<2.2
2	روستای ام کشوم	ارزین	26.1	7.44	1032	775	323	81.36	29.3	117.5	2.19	140.3	112.4	292.51	17.1	0.004	0.8	15
3	رحیم بیست عبدالله	ارزین	25.6	7.35	897	712	80.56	30.8	26.02	98.39	1.88	155	82.95	268.01	11.2	0.002	0.55	3.6
4	روجروی سیمان آزادی شوش	ارزین	26	7.63	601	517	234	56.31	22.85	62.99	1.56	160.5	44.31	168.59	6.1	0.004	1.3	9.1
5	شرب روستای حمزه	ارزین	25	7.47	738	622	277	72.14	23.71	80.92	0.94	151.9	63.81	229.11	5.4	0.007	1.02	3.6
6	شرب روستای سید موسی فلاح	عمیق	23.1	7.22	828	713	80.96	31.36	26.02	78.62	1.56	295.3	63.81	162.34	23.8	0.008	0.65	15
7	شرب شهرک بهرام	عمیق	25.5	7.1	1460	1130	520	104.21	63.34	147.4	1.88	335.6	182.6	295.39	11.5	0.01	1.16	<2.2
8	شرب روستای علی آباد	عمیق	22.9	7.47	700	587	305	74.15	29.18	48.97	1.25	280.7	62.39	91.258	18.3	0.008	0.82	23
9	شرب روستای رداوه	عمیق	26.1	7.32	1121	893	445	100.20	47.41	101.1	2.5	251.4	134	256.96	10.4	0.002	0.78	43
10	روستای سید عثمان	دستی	22	7.18	1234	1034	490	99.80	58.59	123.2	4.97	308.7	132.9	306.44	17.5	0.017	1.45	9.1
11	مخساری کوثر	عمیق	22.2	7.24	784	708	347	72.75	40.36	69.43	1.56	319.1	62.03	143.13	6.8	0	1.16	1100
12	شرب روستای طعمسیر زانجان	عمیق	24.2	7.27	1236	996	490	119.44	46.56	106.4	6.88	297.1	122.3	297.31	25.6	0.012	0.77	9.1
13	شرب روستای صید آباد	عمیق	21.5	7.62	588	464	244	62.53	21.52	39.77	1.25	199.5	55.3	84.534	15	0.002	0.6	9.1
14	شرب روستای حبیب بن مظاہر	عمیق	21.4	7.49	493	386	194	55.51	13.49	36.32	0.94	176.9	55.65	48.031	3.6	0.006	0.75	43
15	شرب روستای حرریجی	عمیق	22.9	7.98	469	466	232	56.51	22.12	48.97	0.94	178.2	69.12	90.298	3.7	0.006	0.72	<2.2
16	ایستگاه راه آهن شوش	عمیق	25.8	7.26	891	771	271	60.12	29.42	120.5	0.94	368.5	74.44	117.68	3.6	0	0.58	<2.2
17	شرب شهرک سلمان فارسی	عمیق	25	7.35	778	684	275	62.12	29.18	90.8	1.25	264.8	73.02	144.09	9.2	0.001	1	<2.2
18	شهید دانش شوش	عمیق	23.9	7.4	711	606	267	68.54	23.46	74.02	1.88	209.9	46.08	102.52	13	0.006	0.48	3.6
19	نشمیه خانه شماره ۴ شوش	عمیق	25.2	7.6	651	567	270	56.91	31.24	67.36	1.56	167.2	64.87	178.67	3.47	0.002	1.26	<2.2
20	شرب روستای عمده نیمور	عمیق	23.7	7.39	677	568	264	62.12	26.62	62.99	1.25	233.7	49.63	132.56	7.81	0.008	0.55	3.6
21	شرب روستای طالع آباد	عمیق	24.1	7.47	893	768	345	67.13	43.16	88.28	6.88	325.2	77.28	160.42	8.56	0.014	0.9	23
22	شرب روستای باقر صدر	عمیق	25.8	7.26	2930	2251	1010	203.21	122.3	343	13.8	292.9	539.5	736.79	11.8	0.018	0.4	23
23	شرب روستای خلف مسلم	عمیق	25	7.19	1143	945	444	103.61	45.1	109.2	3.44	299	95.36	289.63	17.4	0.004	0.96	<2.2
24	گرم حمزه	ارزین	25.2	7.47	872	678	296	73.95	27.11	93.33	1.25	146.4	77.99	258.41	8.2	0.005	0.96	<2.2
25	پل رداوه (روخانه)	روخانه	26.3	7.65	617	513	617	67.33	25.2	50.8	2.5	186.7	49.63	134.01	2.8	0.024	0.96	>1000
26	پل شلوور (روخانه)	روخانه	26.4	7.68	712	616	298	73.95	27.6	65.06	2.5	222.7	58.14	166.19	8.7	0.016	0.46	>1000
27	شرب روستای سید رضی	عمیق	23.6	7.26	926	760	344	88.18	30.15	95.86	1.56	314.2	86.85	163.78	18.4	0.004	0.67	<2.2

## بحث

- روش تحلیل عاملی<sup>۱</sup>

تحلیل عاملی یک روش آماری چند متغیره‌ای است که هدف آن شناخت سازوکارهای موثر یا ساده کردن مجموعه‌های پیچیده و مختلفی است که بین متغیرهای مشاهده‌ای وجود دارد (Liu et al., 2003). در مطالعه هیدروژئوشیمی دشت شوش از روش تحلیل عاملی برای شناخت عوامل و میزان تاثیرگذاری آن‌ها بر روی ترکیب آب زیرزمینی استفاده شده است. متغیرهای مشاهده‌ای به کار برده شده در مطالعات هیدروژئوشیمی شامل نتایج آنالیزهای شیمیایی آب می‌باشد. تحلیل عاملی دارای سه مرحله تهیه ماتریس همبستگی از تمام متغیرها، استخراج عامل‌ها و تفسیر نتایج می‌باشد (Guler, 2002). اساس ماتریس همبستگی، ضریب همبستگی پیرسون است (رابطه ۱).

$$r = \frac{\sum (x - \bar{x})(y - \bar{y})}{(n-1)s_1s_2} \quad (1)$$

x و y میزان مربوط به هر یک از متغیرها،  $\bar{x}$  و  $\bar{y}$  میانگین ریاضی این متغیرها، n تعداد داده‌ها،  $s_1$  و  $s_2$  انحراف از معیار هر یک از متغیرها می‌باشد. براساس ماتریس همبستگی داده‌های هیدروژئوشیمی برای چهار دوره مختلف، یون‌های عمده آب زیرزمینی دشت شوش به جز بی‌کربنات همبستگی بالایی با هدایت الکتریکی دارند (جدول ۲). درحالی‌که نترات آب زیرزمینی نسبت به یون‌های اصلی در دوره اول همبستگی معکوس و در دوره دوم تا حدودی نشانگر عدم همبستگی می‌باشد. بیشترین همبستگی نترات با یون بی‌کربنات می‌باشد که در اردیبهشت ماه به بالاترین میزان می‌رسد. در طول دوره‌های نمونه برداری

بی‌کربنات نیز با یون منیزیم بیشترین همبستگی را نشان می‌دهد. این همبستگی در اردیبهشت ماه به بالاترین میزان و در مرداد ماه به کمترین مقدار رسیده است. سدیم آب زیرزمینی بیشترین همبستگی را با یون کلرید نشان داده است که میزان این همبستگی بیش از ۹۳٪ می‌باشد.

جدول ۲: ماتریس همبستگی بین متغیرهای شیمیایی منابع آب دشت شوش

مهر آ۷	EC	Ca	Mg	Na	K	HC03	Cl	S04	NO3
EC	1								
Ca	0.976	1							
Mg	0.974	0.953	1						
Na	0.986	0.938	0.942	1					
K	0.892	0.871	0.905	0.855	1				
HC03	0.471	0.43	0.525	0.45	0.358	1			
Cl	0.98	0.95	0.966	0.965	0.93	0.381	1		
S04	0.943	0.955	0.892	0.931	0.791	0.259	0.911	1	
NO3	-0.092	-0.138	-0.099	-0.053	-0.084	-0.24	-0.04	-0.08	1
-----									
بهمن آ۷	EC	Ca	Mg	Na	K	HC03	Cl	S04	NO3
EC	1								
Ca	0.988	1							
Mg	0.981	0.968	1						
Na	0.991	0.968	0.965	1					
K	0.935	0.929	0.936	0.926	1				
HC03	0.491	0.462	0.55	0.469	0.45	1			
Cl	0.985	0.973	0.97	0.982	0.959	0.415	1		
S04	0.973	0.971	0.95	0.965	0.893	0.33	0.952	1	
NO3	0.011	0.032	0.037	-0.014	0.001	0.138	-0.01	0.004	1
-----									
اردیبهشت آ۷	EC	Ca	Mg	Na	K	HC03	Cl	S04	NO3
EC	1								
Ca	0.956	1							
Mg	0.973	0.908	1						
Na	0.954	0.931	0.921	1					
K	0.636	0.649	0.647	0.683	1				
HC03	0.533	0.392	0.565	0.364	0.122	1			
Cl	0.923	0.929	0.915	0.957	0.695	0.277	1		
S04	0.92	0.941	0.874	0.951	0.706	0.221	0.905	1	
NO3	0.309	0.265	0.364	0.119	-0.033	0.661	0.093	0.123	1
-----									
مرداد آ۷	EC	Ca	Mg	Na	K	HC03	Cl	S04	NO3
EC	1								
Ca	0.964	1							
Mg	0.966	0.928	1						
Na	0.977	0.904	0.925	1					
K	0.853	0.852	0.862	0.81	1				
HC03	0.399	0.375	0.488	0.343	0.341	1			
Cl	0.967	0.928	0.94	0.957	0.841	0.279	1		
S04	0.942	0.92	0.884	0.937	0.813	0.136	0.907	1	
NO3	0.294	0.422	0.248	0.183	0.263	0.369	0.157	0.253	1

در روش تحلیل عاملی، عامل‌ها به‌عنوان سازوکارهای موثر بر ترکیب آب زیرزمینی شناسایی می‌شوند. براساس استاندارد این روش، سه عامل در نظر گرفته شده است. استخراج این عامل‌ها به روش Equimax و توسط نرم‌افزار 11 Minitab (Minitab Inc., 1996) صورت می‌گیرد. تفسیر و تعیین منشا هر یک از عامل‌ها بر اساس بارهای عاملی<sup>۱</sup>، شرایط هیدروژئولوژیکی و فرایندهای هیدروشیمیایی صورت می‌گیرد (Jeong, 2001). نسبت همبستگی هر متغیر با هر یک از عامل‌ها را بار عاملی می‌نامند. با توجه به چهار دوره نمونه برداری از منابع آب دشت شوش مدل عاملی آن‌ها تهیه و نتایج آن در جدول ۳ نشان داده شده است. نتایج این مدل نشان می‌دهد که این سه عامل حدود ۹۳/۹ تا ۹۷/۸ درصد از ترکیب آب زیرزمینی را تحت کنترل خود دارند.

## جدول ۳: الگوی عاملی به دست آمده برای آب‌های زیرزمینی شوش

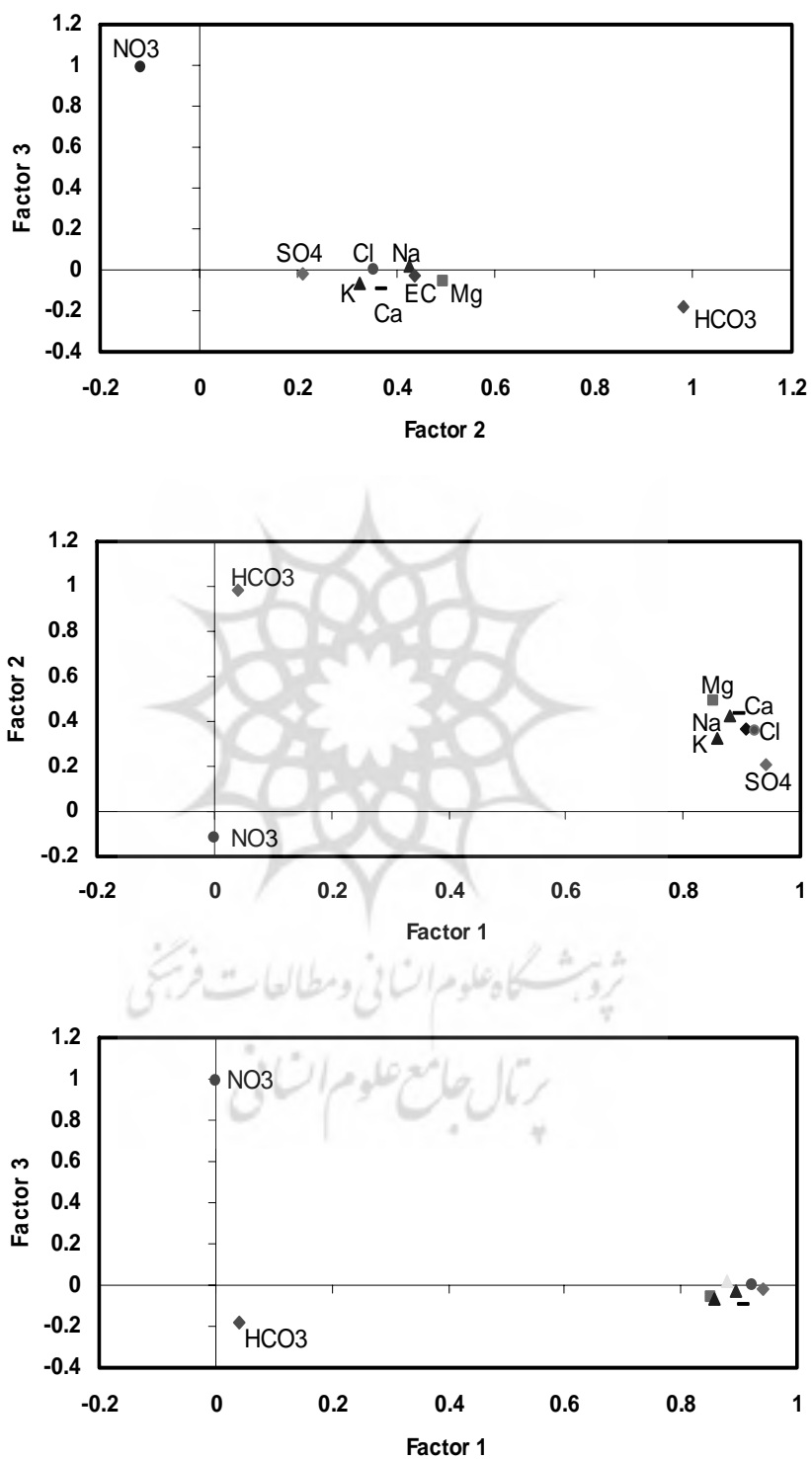
مهر ۸۲					اردیبهشت ۸۳				
متغیرها	عامل ۱	عامل ۲	عامل ۳	میزان اشتراک	متغیرها	عامل ۱	عامل ۲	عامل ۳	میزان اشتراک
Ca	0.906	0.368	-0.099	0.966	Ca	0.967	-0.033	0.112	0.948
Mg	0.851	0.494	-0.057	0.972	Mg	0.973	0.126	0.016	0.962
Na	0.881	0.428	0.016	0.96	Na	0.969	-0.141	0.112	0.972
K	0.858	0.325	-0.065	0.847	K	0.725	-0.346	0.595	0.999
HCO <sub>3</sub>	0.04	0.982	-0.179	0.998	HCO <sub>3</sub>	0.472	0.781	-0.097	0.842
NO <sub>3</sub>	0	-0.118	0.993	0.999	NO <sub>3</sub>	0.282	0.866	-0.092	0.839
SO <sub>4</sub>	0.94	0.211	-0.022	0.928	SO <sub>4</sub>	0.943	-0.214	0.09	0.943
Cl	0.923	0.355	-0.003	0.978	Cl	0.95	-0.197	0.103	0.952
EC	0.896	0.436	-0.031	0.994	EC	0.987	0.072	0.088	0.987
واریانس %	62.2	22.3	11.5		واریانس %	71.3	17.9	4.7	
درصد تجمعی واریانس	62.2	84.5	96		درصد تجمعی واریانس	71.3	89.2	93.9	

بهرمن ۸۲					مرداد ۸۳				
متغیرها	عامل ۱	عامل ۲	عامل ۳	میزان اشتراک	متغیرها	عامل ۱	عامل ۲	عامل ۳	میزان اشتراک
Ca	0.907	0.394	0.014	0.978	Ca	0.857	0.299	0.377	0.966
Mg	0.854	0.502	0.015	0.983	Mg	0.852	0.466	0.163	0.969
Na	0.907	0.393	-0.038	0.979	Na	0.916	0.312	0.118	0.95
K	0.863	0.41	-0.018	0.914	K	0.812	0.311	0.214	0.802
HCO <sub>3</sub>	0.054	0.994	0.092	0.999	HCO <sub>3</sub>	0.006	0.977	0.205	0.997
NO <sub>3</sub>	-0.005	0.063	0.998	1	NO <sub>3</sub>	0.008	0.173	0.983	0.997
SO <sub>4</sub>	0.955	0.239	-0.011	0.97	SO <sub>4</sub>	0.949	0.075	0.24	0.964
Cl	0.925	0.357	-0.03	0.984	Cl	0.94	0.265	0.1	0.963
EC	0.906	0.418	-0.012	0.995	EC	0.902	0.352	0.229	0.989
واریانس %	63.5	23.1	11.2		واریانس %	61.7	18.7	15.1	
درصد تجمعی واریانس	63.5	86.6	97.8		درصد تجمعی واریانس	61.7	80.4	95.5	

عامل ۱: فرایندهای ژئوشیمیایی    عامل ۲: تغذیه از رودخانه    عامل ۳: فعالیت‌های کشاورزی

به طوری که عامل یک به میزان ۶۱/۷ تا ۷۱/۳ درصد بیشترین و عامل سه با میزان ۴/۷ تا ۱۵/۱ درصد کمترین دخالت را در ترکیب آب‌های زیرزمینی شوش نشان می‌دهند. میزان اشتراک متغیرها که بیانی از درجه واریانس متغیرها توسط این عامل‌ها می‌باشد برای مهر ۸۲ بزرگتر از ۸۴٪، بهمن ۸۲ بزرگتر از ۹۱٪، اردیبهشت ۸۳ بزرگتر از ۸۳٪ و برای مرداد ۸۳ بزرگتر از ۸۰٪ به دست آمده است. براین اساس عامل یک به مجموعه‌ای از فرایندهای ژئوشیمیایی (انحلال، رسوب‌گذاری، تبادل یونی) نسبت داده می‌شود، زیرا اغلب کاتیون و آنیون‌ها دارای بار عاملی بالا هستند در حالی که نیترات هیچ‌گونه رابطه همبستگی با این عامل نشان نمی‌دهد. عامل دو که در آن بی‌کربنات دارای بار عاملی بالایی می‌باشد را می‌توان به یک منشاء اتمسفری نسبت داد. زیرا باعث ورود CO<sub>2</sub> به درون آبخوان و افزایش بی‌کربنات به دنبال آن شده است. این عامل با توجه به شرایط هیدرولوژیکی منطقه، رودخانه دز و نیز نزولات جوی تشخیص داده شده است. عامل سه که تاثیر کمتری در ترکیب آب زیرزمینی دارد به فعالیت‌های سطحی (مانند کشاورزی) که در منطقه در سطح وسیعی انجام می‌گیرد نسبت داده می‌شود. تشخیص این عامل، با توجه به بالا بودن بار عاملی نیترات، عدم منشاء لیتولوژیکی نیترات و نیز متأثر بودن غلظت آن از آبشویی کودهای کشاورزی، نفوذ فاضلاب‌های شهری و فضولات چاهک‌های جذبی صورت گرفته است. شکل ۳ نسبت این عامل‌ها را نشان می‌دهد که می‌توان نتیجه گرفت غلظت املاح اصلی به جزء بی‌کربنات بیشتر در اثر واکنش‌های آب-سنگ رخ داده در آبخوان افزایش می‌یابد در حالی که بی‌کربنات آب زیرزمینی ناشی از نفوذ آب‌های سطحی می‌باشد. همچنین آلودگی نیترا ته آب زیرزمینی شوش اغلب متأثر از استفاده بی‌رویه کودهای کشاورزی در منطقه می‌باشد.

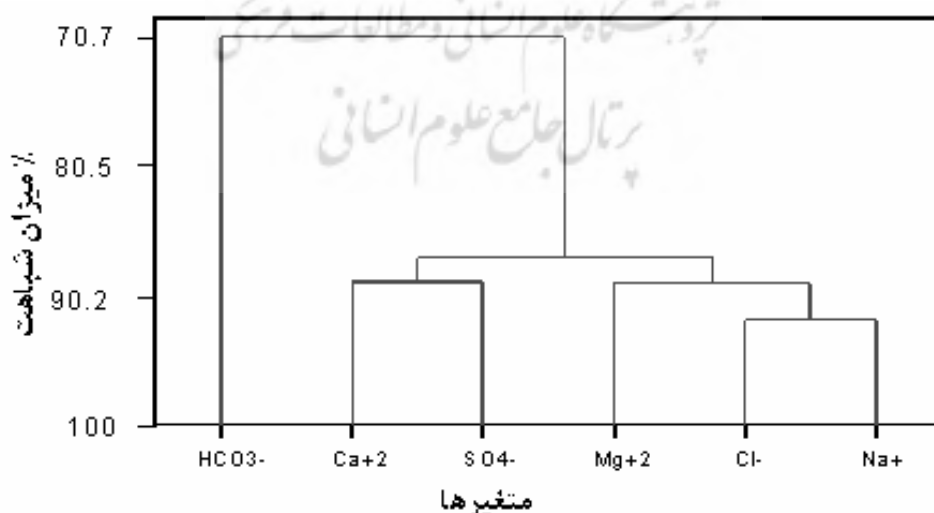


شکل ۳: میزان توزیع پارامترهای شیمیایی آب زیرزمینی در هر یک از عامل‌ها و چگونگی نسبت آن‌ها



## تحلیل خوشه‌ای<sup>۱</sup>

در روش خوشه‌ای تجزیه و تحلیل بر اساس روش r-mode cluster analysis و با استفاده از نرم افزار Minitab.11 و نیز نتایج حاصل از آنالیز شیمیایی نمونه‌های آب دشت شوش صورت گرفته است. جهت پردازش این داده‌ها در مرحله اول نیاز به انتخاب معیاری مناسب برای محاسبه شباهت بین متغیرها می‌باشد. بنا به پیشنهاد محققین و تئوری روش تحلیل خوشه‌ای از ضریب همبستگی پیرسون (رابطه ۱) در محاسبات شباهت بین متغیرها استفاده می‌شود (Guler, 2002) پس از انتخاب این معیار، برای تهیه نمودار درختی معرف ساختار درونی متغیرها نیاز به انتخاب روشی مناسب برای اتصال خوشه‌ها می‌باشد. با توجه به معیار شباهت انتخاب شده و نتایج تجربی حاصل از روش‌های مختلف اتصال خوشه‌ای، روش اتصال متوسط بین خوشه‌ای<sup>۲</sup> به‌عنوان مناسب‌ترین روش در تهیه نمودار درختی انتخاب شده است. خوشه‌های مختلف در هر نمودار درختی نشان‌دهنده یک حالت هیدروژئوشیمی مشابه و مشخص از آب زیرزمینی می‌باشد. نمودار درختی تهیه شده برای دشت شوش (شکل ۴) نشان می‌دهد که بین مقدار یون‌های کلرید و سدیم آب شباهتی بیش از ۹۰٪ وجود دارد. بعد از این دو یون، غلظت منیزیم نمونه‌های آب بیشترین شباهت را از لحاظ مقداری با آن‌ها خواهد داشت. درحالی‌که مقدار کلسیم و سولفات آب‌ها با حدود ۸۷٪ شباهت نزدیک به هم می‌باشند و منیزیم نیز نزدیکترین یون به آن‌ها را به خود اختصاص داده است. نکته قابل توجه در نمودار درختی دشت شوش متفاوت بودن مقدار بی‌کربنات آب‌ها نسبت به سایر املاح می‌باشد. زیرا درصد شباهت این یون با سایر کاتیون و آنیون‌های آب به کمترین مقدار یعنی حدود ۷۰٪ می‌رسد. با توجه به نتایج سنجش‌ها و نمودار درختی حاصله می‌توان نتیجه گرفت که متوسط غلظت کلرید و سدیم سالانه آب زیرزمینی دشت شوش متأثر از یک منبع واحد زمین‌شناسی (مانند هالیت) می‌باشد زیرا بر اثر انحلال این کانی به نسبت مشابهی (یک مول) کلرید و سدیم وارد آب می‌گردد. درحالی‌که تشابه بین مقادیر سولفات با منیزیم و کلسیم، نشانگر انحلال

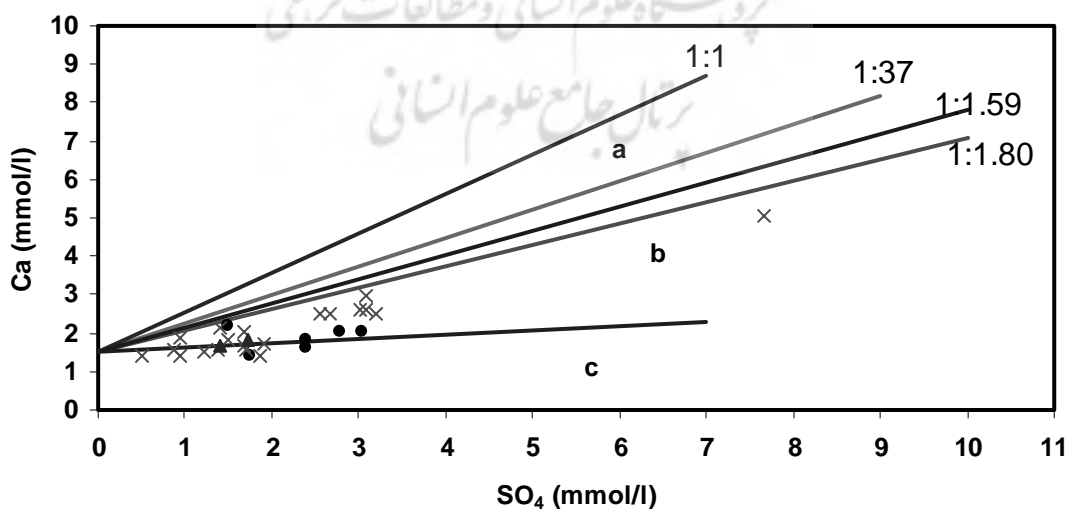


شکل ۴: نمودار درختی حاصل از تحلیل خوشه‌ای متغیرهای شیمیایی منابع آب شوش

ژپس در طی فرایند ددولومیتیزاسیون در آبخوان می‌باشد. همچنین این نمودار بیانگر غالب بودن تیپ بی کربنات آب زیرزمینی به صورت  $Ca - Mg - HCO_3 - SO_4$  در دشت شوش می‌باشد. برای تعیین تاثیر احتمالی انحلال ژپس بر روی مقادیر کلسیم و سولفات نمونه‌های آب از نمودار دومتغیره کلسیم در مقابل سولفات (شکل ۵) استفاده می‌شود (Capaccioni, 2001). نمونه‌هایی که در قسمت a واقع می‌شوند بیانگر انحلال ژپس بدون ته‌نشینی کلسیت می‌باشد یعنی آب نسبت به کلسیت تحت اشباع می‌باشد. قسمت b نیز نشان‌دهنده انحلال ژپس همراه با ته‌نشینی کلسیم و فرایند ددولومیتیزاسیون می‌باشد. قسمت c نشانگر انحلال ژپس و ته‌نشینی کلسیت تحت یک فشار ثابت  $CO_2$  می‌باشد. در این حالت غلظت کلسیم آب فقط در مواقعی که قدرت یونی محلول افزایش یابد بالا می‌رود. نمونه‌هایی که در امتداد خط  $(Ca/SO_4 = 1:1/8)$  قرار دارند مؤید شرایط اشباع آب نسبت به دولومیت و کلسیت می‌باشند. درحالی‌که امتداد خط  $(Ca/SO_4 = 1:1/59)$  نشان‌دهنده فوق‌اشباع بودن آب نسبت به کلسیت و دولومیت و امتداد خط  $(Ca/SO_4 = 1:1/37)$  بیانگر فوق‌اشباع بودن آب نسبت به کلسیت و در تعادل بودن آن با دولومیت می‌باشد (Capaccioni, 2001). اغلب نمونه‌های آب شوش در قسمت b قرار دارند که نشانگر انحلال ژپس در طی ددولومیتیزاسیون و رسوبگذاری کلسیت می‌باشد (شکل ۵). فرایند ددولومیتیزاسیون به صورت رابطه ۲ خلاصه می‌شود (Plummer et al., 1990):



در اثر این فرایند برگشت‌ناپذیر، دولومیت به کلسیت تغییر شکل یافته و ته‌نشین می‌گردد و ژپس شروع به انحلال می‌کند. نتیجه نهایی ددولومیتیزاسیون در آبخوان‌ها افزایش غلظت کلسیم، منیزیم و سولفات، همراه با کاهش قلیابیت آب می‌باشد. انجام فرایند ددولومیتیزاسیون در آبخوان‌ها احتمالاً به علت وجود بخش لهری در منطقه می‌باشد.



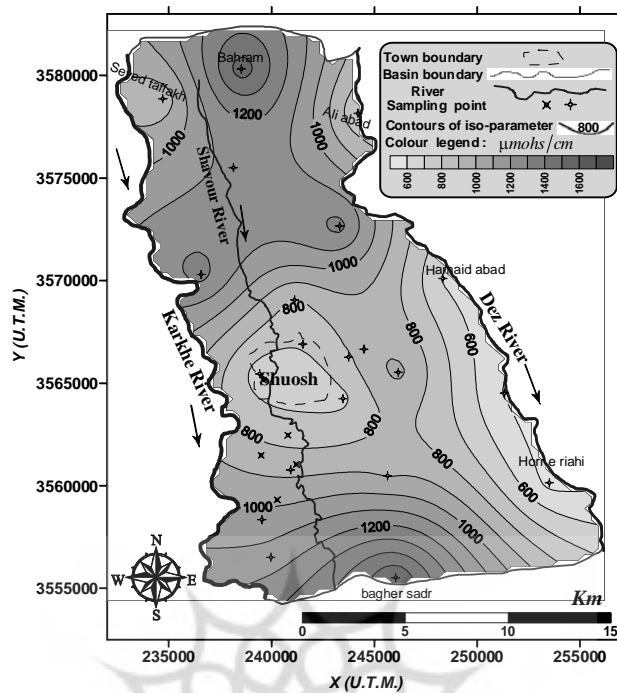
شکل ۵: نمودار دومتغیره کلسیم در مقابل سولفات منابع آب شوش

در مناطق تغذیه‌ای (شرق دشت) که آبخوان تحت تاثیر آب نفوذی با فشار ثابت  $CO_2$  قرار دارد نمونه‌ها در قسمت C قرار می‌گیرند. لذا در این مناطق، کلسیت ته‌نشین و غلظت کلسیم آب پایین می‌آید. شایان ذکر است که درجه کانی‌زایی نمونه‌های آب شوش بالا تا متوسط می‌باشد زیرا نسبت  $Ca/SO_4$  اغلب آن‌ها کمتر از واحد می‌باشد.

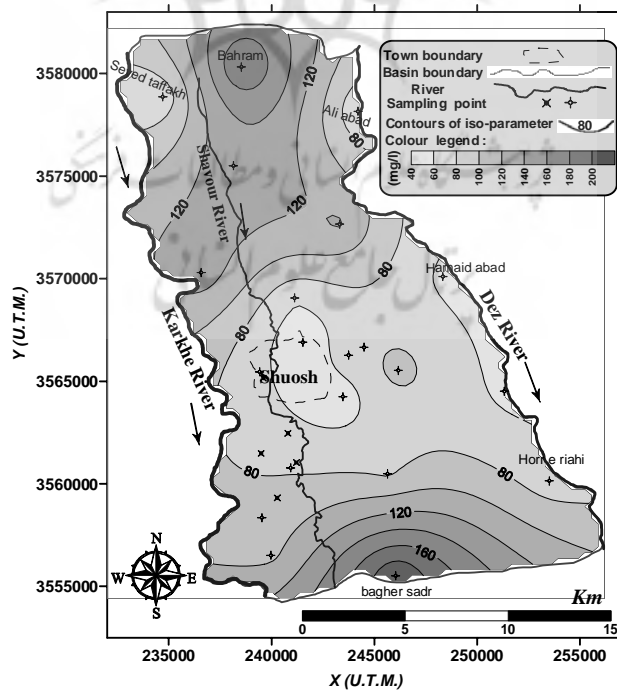
### – نقشه‌های هم‌ارزش<sup>۱</sup>

نقشه هم‌هدایت الکتریکی آبخوان آزاد شوش نشان می‌دهد در اطراف رودخانه دز و حوالی شهر شوش میزان EC کمتر از سایر نواحی دشت می‌باشد (شکل ۶). در حالی که در قسمت‌های شمالی و جنوبی مرکز دشت یک ناهنجاری در کیفیت شیمیایی آب زیرزمینی مشاهده می‌شود که با سایر نواحی دشت قابل ملاحظه نیست. میزان هدایت الکتریکی در این مناطق عموماً بیش از  $1400$  میکروموس بر سانتی متر می‌باشد. این مقدار در روستای باقر صدر حتی به  $4500 \mu mhos/cm$  نیز می‌رسد. علت افزایش EC را می‌توان به وجود عامل زمین‌شناسی نسبت داد. از آنجایی که نمونه‌های آب این نقاط مربوط به چاه‌های با بیش از  $115$  متر می‌باشد می‌توان عنوان نمود که آب در اثر تماس با بخش لِهبری شروع به انحلال میان‌لایه‌های ژپسی و تبخیری نموده و در نتیجه باعث شور شدن آب‌های عمیق منطقه گردیده است. همچنین آب چاه‌های کم‌عمق منطقه به علت فرسایشی املاح خاک‌های سطحی و دیگر منابع آلاینده سطحی بیش از چاه‌های عمیق، در معرض افزایش شوری هستند. رخداد چنین وضعیتی را می‌توان در چاه روستای سیدعدنان مشاهده نمود، به طوری که در بهمن‌ماه به علت ریزش‌های جوی و نفوذ مستقیم آب مقدار EC بصورت موضعی افزایش یافته است. میزان هدایت الکتریکی نمونه‌های آب چاه‌های آرتزین منطقه نیز در تمام دوره‌های نمونه‌برداری بین  $600$  تا  $1100$  میکروموس بر سانتی متر متغیر است که بیشترین و کمترین میزان به ترتیب به چاه‌های آرتزین شوش و روستای ام‌کلثوم متعلق می‌باشد. شایان ذکر است این دو چاه دارای حداکثر و حداقل عمق حفاری شده در آبخوان محبوس می‌باشند. به طور کل میزان تغییرات غلظت هدایت الکتریکی آب در هر یک از چاه‌های آرتزین نسبت به چاه‌های حفر شده در آبخوان آزاد کمتر است. به طوری که در چاه آرتزین شوش این میزان در تمام دوره‌های نمونه‌برداری از  $45 \mu mhos/cm$  بیشتر نگردیده است. بنابراین به علت وجود لایه محصور کننده فوقانی، آبخوان محبوس کمتر تحت تاثیر ریزش‌های جوی، تبخیر و تعرق و نفوذ آلاینده‌های افزایش دهنده غلظت املاح قرار گرفته است.

باتوجه به نقشه هم‌کلر مشخص می‌شود که بین نقشه هم‌کلر و هم‌هدایت الکتریکی آب‌های زیرزمینی شوش تشابه زیادی وجود دارد (شکل ۷). به عقیده Njitchoua و همکاران (۱۹۹۷) تشابه میان این نقشه‌ها شاخص خوبی از تاثیر عامل تبخیر روی ترکیب آب زیرزمینی می‌باشد. ناهنجاری‌های مشاهده شده در نقشه‌های هم‌کلر همانند نقشه‌های هم‌هدایت الکتریکی می‌باشد به طوری که حداکثر مقادیر کلر مربوط به روستای باقر صدر و شهرک بهرام است. صرف‌نظر از مقدار کلر این نقاط، غلظت کلرور دشت شوش بین  $50$  تا  $140$  میلی‌گرم در لیتر متغیر است. به طور کلی غلظت این پارامتر از مناطق تغذیه (مرز شرقی دشت) به سمت جنوب‌غربی دشت افزایش نشان می‌دهد. در اغلب چاه‌های کم‌عمق دشت (مانند روستای سیدعدنان)



شکل ۶: نقشه هم‌هدایت الکتریکی آبخوان آزاد شوش

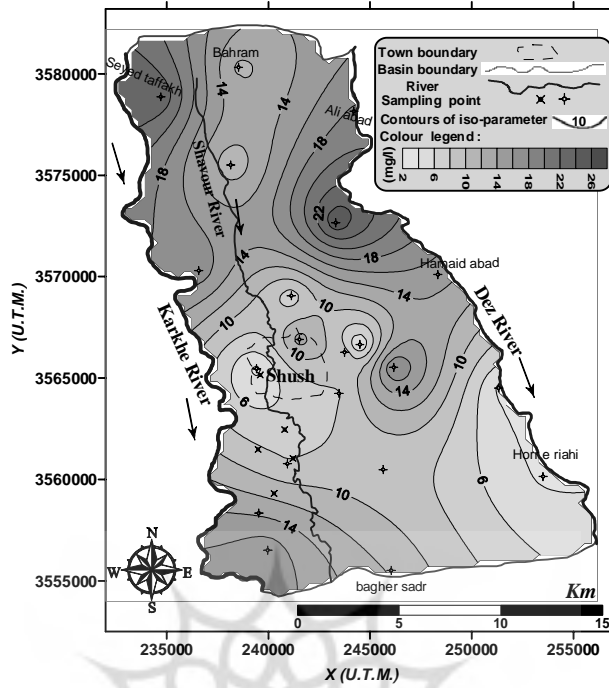


شکل ۷: نقشه هم‌کلر آبخوان آزاد شوش

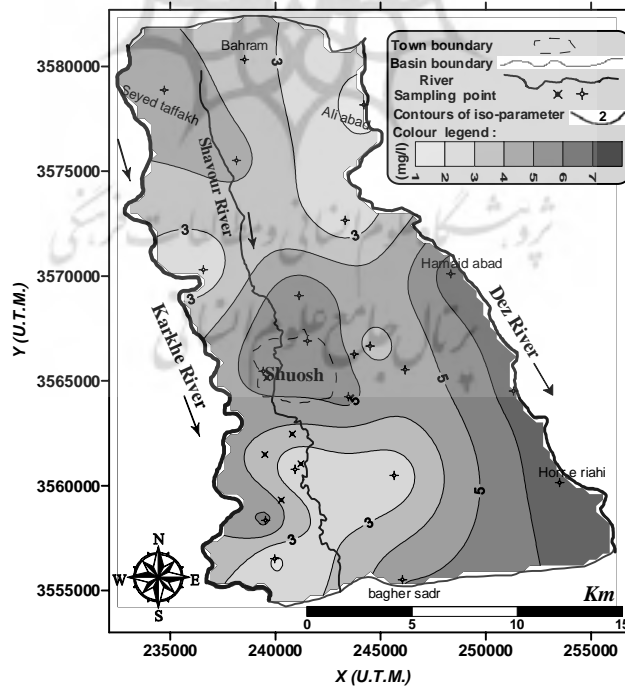
نیز متأثر از نشت فضولات حاصل از چاهک‌های جذبی غلظت کلر بالا رفته است. این افزایش غلظت در طی دوره مرطوب وضوح بیشتری دارد. همچنین در بخش شرقی دشت و حوالی شهر شوش که از چاه‌های عمیق بهره‌برداری می‌شود غلظت کلر کمتر از ۱۰۰ میلی‌گرم در لیتر می‌باشد که در طول سال اختلاف چشمگیری در غلظت کلر مشاهده نمی‌گردد. کم بودن تراکم جمعیت و چاه‌های بهره‌برداری و متأثر بودن آبخوان از رودخانه دز از عوامل کاهش غلظت کلر در بخش شرقی دشت می‌باشد. میزان کلر آب چاه‌های آرتزین نیز بین ۵۰ تا ۱۲۰ میلی‌گرم در لیتر در سال متغیر است که کمترین و بیشترین غلظت کلر، همانند میزان EC متعلق به چاه‌های آرتزین شوش و روستای ام‌کلثوم می‌باشد. ولی در هر حال تغییرات غلظت کلر در آبخوان محبوس در طول سال اندک است و بیشترین غلظت کلر در آن در انتهای دوره مرطوب سال (اردیبهشت ماه) اندازه‌گیری شده است.

نقشه هم‌نیترات (شکل ۸) نشان می‌دهد آلودگی آب‌های زیرزمینی به نیترات در دشت شوش محلی و ناحیه‌ای می‌باشد و در کل دشت فراگیر نیست. این مناطق محلی نیز نشانگر استفاده بیش از حد نیتروژن بعلا گوناگون و در نتیجه افزایش پتانسیل آلودگی آب به نیترات می‌باشد. براین اساس افزایش آلودگی نیترات آب‌های زیرزمینی در دشت شوش توسط منشاءهای نقطه‌ای صورت می‌گیرد. در حالی که افزایش کاربری کودهای نیتروژنه در زمین‌های زراعی که همانند یک منبع غیرنقطه‌ای وسیع پخش آلودگی را باعث می‌شوند، بعد از گذشت چندین سال از آغاز مصرف هنوز غلظت نیترات آب زیرزمینی را شدیداً تحت تاثیر قرار نداده است. به طوری که میزان نیترات ورودی از این طریق کمتر از  $20 \text{ mg/l}$  می‌باشد که فرایند اصلی در این راستا، اکسیداسیون آمونیوم کودها به نیترات و آبشویی سریع آن‌ها به سمت آب‌های زیرزمینی از نواحی کشاورزی می‌باشد.

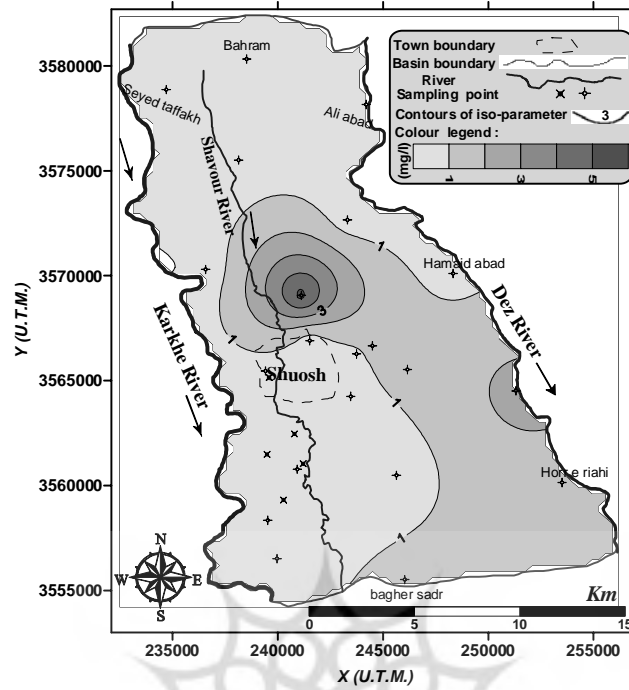
مقدار اکسیژن محلول (DO) لازم در آب آشامیدنی  $5 \text{ mg/l}$  است و مقادیر کمتر از  $4 \text{ mg/l}$  باعث خوردگی لوله‌های انتقال آب می‌شود. شایان ذکر است که مقادیر DO اندازه‌گیری شده آب‌های زیرزمینی شوش گویای مقدار واقعی آن‌ها نیست. زیرا عواملی مانند تاثیر پمپ‌های الکتروشاور و شیرهای نمونه‌برداری باعث هوادهی آن‌ها می‌شوند. با توجه به این امر، غلظت DO آبخوان آزاد شوش بین ۲ تا ۷ میلی‌گرم در لیتر متغیر است. براساس نقشه‌های Iso-DO، حاشیه شرقی دشت که در مجاورت با رودخانه دز و تحت تاثیر تغذیه مستقیم می‌باشد، بیشترین مقدار DO را داراست. درحالی‌که با دور شدن از مناطق تغذیه‌ای از میزان آن کاسته می‌گردد. در شمال غربی دشت نیز که احتمالاً متأثر از نفوذ آب رودخانه کرخه و یا کانال آبیاری-زهکشی W2 می‌باشد مقدار اکسیژن محلول بالا رفته است. از نکات قابل توجه نقشه‌های Iso-DO بالا بودن غلظت اکسیژن محلول آب زیرزمینی در زیر شهر شوش و حوالی آن می‌باشد. براساس مقدار مجاز DO آب آشامیدنی، می‌توان عنوان نمود آب‌های قسمت‌های میانی دشت از حد مجاز کمی پایین‌ترند. کمی اکسیژن محلول نشانه آلودگی آب‌های استخراج شده از عمق کم تا متوسط است، در حالی که کم بودن DO آب‌های عمیق منطقه به علت افزایش عمق جریان آب زیرزمینی طبیعی می‌باشد. مقدار اکسیژن محلول نمونه‌های آرتزین نیز در طی دو دوره نمونه‌برداری بیش از  $5 \text{ mg/l}$  اندازه‌گیری شده است. این مقادیر نشانگر هوادهی آب چاه‌ها در حین سرازیر شدن آن‌ها به سمت بالاست زیرا میزان اکسیژن محلول لایه‌های آبدار محبوس بایستی قاعداً کم باشد.



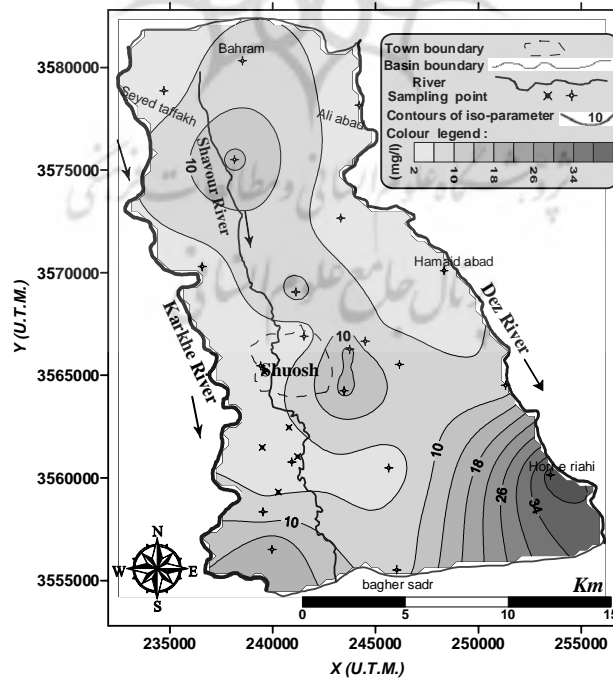
شکل ۸: نقشه هم‌نیترات آبخوان آزاد شوش



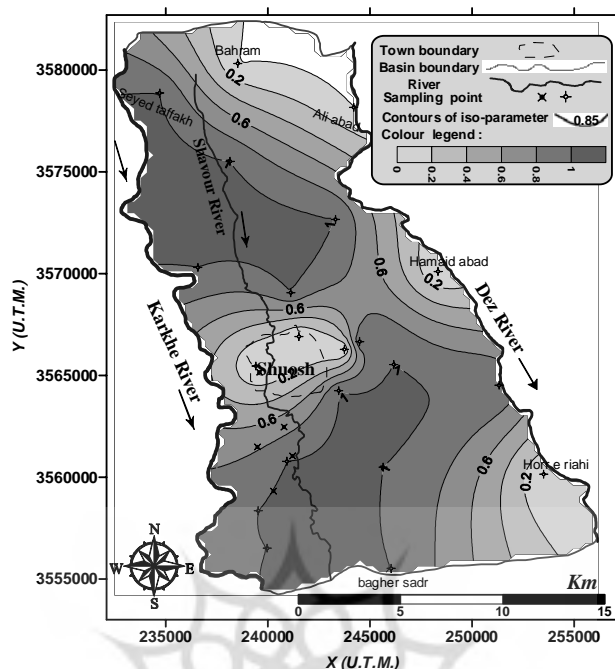
شکل ۹: نقشه Iso-DO آبخوان آزاد شوش



شکل ۱۰: نقشه Iso - BOD



شکل ۱۱: نقشه Iso - COD



شکل ۱۲: نقشه ریسک MPN کلی فرم آبخوان آزاد شوش

نقشه Iso - BOD آبخوان آزاد شوش احتمال نفوذ پساب‌های شیمیایی آلی ناشی از کارخانه قند را در آب زیرزمینی نشان می‌دهد (شکل ۱۰). زیرا این کارخانه صنعتی عموماً پساب‌های خود را به درون رودخانه دز تخلیه می‌کند. نتیجه این امر نفوذ مواد شیمیایی آلی به آب‌های سطحی و زیرزمینی و در نتیجه افزایش BOD می‌باشد. به طوری که در آب شرب روستای حبیبین مظاهر درجه آلودگی آب به مواد آلی افزایش یافته است. افزایش موضعی BOD در میانه دشت می‌تواند ناشی از فاضلاب کارخانه یخ‌سازی و کانال زه‌کش مجاور آن باشد. BOD چاه‌های آرتزین منطقه در دوره خشک به جز چاه مجاور زباله‌دانی شوش کمتر از  $0.6 \text{ mg/l}$  می‌باشد در حالی که میزان BOD در چاه مذکور به علت نشت شیرابه ایجاد شده از آشغال‌گیر مجاور آن بیش از سایر چاه‌ها است. مقادیر BOD این چاه‌ها نیز در دوره مرطوب نسبت به دوره خشک افزایش یافته است. بنابراین هنگام تغذیه بیشتر سفره محبوس غلظت این آلاینده تا حدود  $2/4 \text{ mg/l}$  بالاتر می‌رود.

نقشه Iso - COD آبخوان آزاد نشان می‌دهد در انتهای دوره خشک میزان اکسیژن‌خواهی شیمیایی از سمت جوانب به سمت قسمت‌های میانی دشت شوش افزایش یافته است. در حوالی روستای حر ریاحی نیز حداکثر غلظت COD آب باعث گشته روند منحنی‌های هم‌ارزش تحت تاثیر قرار گیرد. این امر مؤید نشت و نفوذ فاضلاب این روستا از طریق چاه‌های مستراح و نهرهای هدایت‌کننده فاضلاب به آب زیرزمینی می‌باشد. منشاء اغلب باکتری‌های کل(توتال) و مدفوعی(فکال) موجود در آب زیرزمینی دشت شوش و رودخانه شاوور فضولات انسانی و حیوانی هستند که به واسطه مواد انتشار یافته از محل‌های تخلیه فاضلاب ها، چاهک‌های جذبی و هرزآب کشاورزی وارد محیط آبی می‌گردند. از دیگر منشاءهای میکرو ارگانیسم‌ها در این



منطقه، لجن‌های نهرهای هدایت‌کننده فاضلاب و زه‌کش‌ها می‌باشند که با توجه به نفوذپذیری نسبتاً خوب آبرفت و عمق کم سطح ایستابی می‌توانند باعث ورود آن‌ها به آب‌های زیرزمینی بشوند. فضولات گاوداری‌ها و مرغداری‌ها نیز به‌طور موضعی باعث آلودگی آب‌های زیرزمینی دشت شوش شده است. به منظور نشان دادن توزیع مکانی آلودگی آبخوان آزاد از نقشه ریسک<sup>۱</sup> MPN کلی‌فرم استفاده شده است. این نقشه نشانگر افزایش احتمال آلودگی باکتریایی متناسب با جهت جریان آب زیرزمینی از سمت شمال شرقی به طرف جنوب غربی می‌باشد. این روند در قسمت‌های شمالی و جنوبی دشت بهتر دیده می‌شود درحالی که در قسمت میانی دشت احتمال آلودگی کمتر از سایر نواحی می‌باشد. افزایش بار و شیب‌های هیدرولیکی عامل موثری در انتقال آلودگی در نواحی شمالی و جنوبی دشت شوش می‌باشد. احتمال آلودگی آب‌های زیرزمینی در مجاورت رودخانه دز نیز کم می‌باشد، هرچند در روستای حبیب بن مظاهر به علت نشت فضولات چاهک‌های جذبی احتمال آلودگی افزایش یافته است. انجام تست بیوشیمیایی نمونه‌ها جهت تشخیص نوع کلی فرم، وجود باکتری‌هایی نظیر اشریشی کلی، انتروباکتر، سیتروباکتر، پروتئوس، کلبسیلا، سالمونلا و شیگلا را در نمونه‌های آلوده شده نشان می‌دهد. باکتری‌های سالمونلا، شیگلا و اشریشی کلی شاخص آغشته‌کننده‌های مدفوعی (فکال) می‌باشند. رشد و تکثیر سریع سالمونلا در آب شرب ممکن است به مرگ افراد بینجامد. این باکتری فقط در نمونه آب رودخانه شاوور تشخیص داده شده است و بیان‌کننده آلودگی میکروبی نگران‌کننده این رودخانه می‌باشد. بنابراین توصیه می‌شود به هیچ‌وجه از آب رودخانه جهت مصارف شرب استفاده نگردد.

### نتیجه‌گیری

براساس تحلیل عاملی مهمترین عامل کنترل‌کننده آب زیرزمینی دشت شوش مجموعه فرایندهای ژئوشیمیایی هستند در حالی که فعالیت‌های سطحی (مانند کشاورزی) با میزان ۱۵٪ کمترین دخالت را در ترکیب آب‌های زیرزمینی شوش نشان می‌دهند. انحلال ژیپس در طی ددولومیتیزاسیون و رسوبگذاری کلسیت که با افزایش غلظت کلسیم، منیزیم، سولفات و کاهش قلیابیت آب همراه است نقش موثری در تکامل ژئوشیمیایی آبخوان‌ها دارند. وجود بخش لهبری می‌تواند عامل اصلی فرایند ددولومیتیزاسیون در منطقه باشد. آلودگی نیتراته آب‌های زیرزمینی منطقه عمدتاً توسط منشاءهای نقطه‌ای صورت می‌گیرد. در حالی که افزایش کاربری کودهای نیتروژنه بعد از گذشت چندین سال از آغاز مصرف هنوز غلظت نیترات آب‌زیرزمینی را شدیداً تحت تاثیر قرار نداده است. حداکثر غلظت نیترات آب‌های زیرزمینی دشت شوش در انتهای دوره تر (اردیبهشت‌ماه) روی می‌دهد. افزایش پتانسیل آبشویی کودهای کشاورزی در این دوره مهم‌ترین عامل آلودگی نیتراته به شمار می‌رود. نقشه Iso-BOD نشانگر احتمال نفوذ پساب‌های کارخانه قند دزفول به درون آب‌زیرزمینی می‌باشد. درحالی که افزایش موضعی BOD در میانه دشت ناشی از فاضلاب کارخانه یخ‌سازی و کانال زه‌کش مجاور آن است. درکل در دوره مرطوب احتمال افزایش بار آلودگی آب‌های زیرزمینی دشت نسبت به مواد آلی بیش از دوره خشک می‌باشد.

نشاء اغلب باکتری‌های توتال و فکال موجود در آب زیرزمینی دشت شوش و رودخانه شاوور فضولات انسانی و حیوانی هستند که به واسطه مواد انتشار یافته از محل‌های تخلیه فاضلاب‌ها، چاهک‌های جذبی و هرزآب کشاورزی وارد محیط آبی می‌گردند. از دیگر منشأهای این میکرو ارگانیسم‌ها در منطقه، لجن‌های نهرهای هدایت‌کننده فاضلاب و زه‌کش‌ها می‌باشند که با توجه به نفوذپذیری نسبتاً خوب آبرفت و عمق کم سطح ایستابی می‌توانند باعث ورود آن‌ها به آب‌های زیرزمینی بشوند. فضولات گاوداری‌ها و مرغداری‌ها نیز بطور موضعی باعث آلودگی آب‌های زیرزمینی دشت شوش شده‌اند.

تغییرات عمق سطح ایستابی از عوامل تاثیرگذار در آلودگی آب‌های زیرزمینی دشت شوش به ویژه آب‌های زیرزمینی کم‌عمق می‌باشد. به طوری که با کاهش عمق سطح آب، احتمال ورود کلی‌فرم‌ها به درون آب‌های زیرزمینی بیشتر می‌گردد. با توجه به این که در دشت شوش در یک سال آبی دو دفعه سطح آب زیرزمینی به حداکثر میزان می‌رسد پیش‌بینی می‌گردد در این دوره‌ها احتمال ورود آلاینده‌ها بیش از دیگر مواقع سال باشد.

#### منابع:

- 1- Appelo, C.A.J., and D. Postma, 1994. *Geochemistry, Groundwater and Pollution*, Brookfield, 2th Balkema, Rotterdam, 536P.
- 2- Capaccioni, B., M. Didero, C. Paletta, and P. Salvadori, 2001. *Hydrogeochemistry of groundwater from carbonate formations with basal gypsiferous layers: an example from the Mt Catria-Mt Nerone ridge (Northern Apennines, Italy)*, Journal of Hydrology 253: 14-26.
- 3- Evans, C.D., T.D. Davies, P.J. Wigington Jr., M. Tranter, and W.A. Kretser, 1996. *Use of factor analysis to investigate processes controlling the chemical composition of four streams in the Adirondack Mountains, New York*, J. Hydrol. 185: 297-316.
- 4- Güler, C., G.D. Thyne, J.E. McCray, and A.K. Turner, 2002. *Evaluation of graphical and multivariate statistical methods for classification of water chemistry data*, Hydrogeology Journal 10 : 455-474.
- 5- Jeong, C.H., 2001. *Effect of land use and urbanization on hydrochemistry and contamination of groundwater from Taejon area, Korea*, Journal of Hydrology 253:194-210.
- 6- Liu, C.W., K.H. Lin, and Y.M. Kuo, 2003. *Application of factor analysis in the assessment of groundwater quality in a blackfoot disease area in Taiwan*, The science of the total environment 313: 77-89.
- 7- Minitab, Inc., 1996. Minitab for windows, www. Minitab.com
- 8- Njitchoua, R., L. Dever, J.Ch. Fontes, and E. Naah, 1997. *Geochemistry, origin and recharge mechanisms of groundwaters from the Garoua Sandstone aquifer, northern Cameroon*, J. of hydrology (190): 123-140.
- 9- Ochsenkühn, K.M., J. Kontoyannakos, and M. Ochsenkühn-Petropulu, 1997. *A new approach to a hydrochemical study of groundwater flow*, J. Hydrol. 194 : 64-75.
- 10- Plummer, L.N., J.F. Busby, R.W. Lee, and B.B. Hanshaw, 1990. *Geochemical modeling of the Madison aquifer in parts of Montana, Wyoming, and South Dakota*, Water Resour. Res. 26(9): 1981-2014.
- 11- Usunoff, E.J., and A. Guzman-Guzman, 1989. *Multivariate analysis in hydrochemistry: an example of the use of factor and correspondence analyses*, Groundwater 27(1): 27-34.