

بررسی تغییرات مکانی کیفیت آب در تالاب انزلی با استفاده از کریجینگ

مریم زارع خوش اقبال¹، فریدون غضبان²، فرود شریفی³، خسرو خسرو تهرانی⁴

چکیده

در این مطالعه از روش‌های آماری مختلف (همبستگی پیرسون و زمین آمار) برای تعیین مهمترین مشخصه‌های کیفیت آب و بررسی تغییرات مکانی آنها در بخش‌های مختلف تالاب انزلی استفاده شد. بعد از نمونه‌برداری تصادفی از آب در 9 نقطه از تالاب انزلی و 11 رودخانه منتهی به آن، مهمترین مشخصه‌های تعیین کیفیت آب مورد اندازه‌گیری قرار گرفت. نتایج همبستگی پیرسون نشان داد که مشخصه DO با مشخصه‌های BOD، COD، T-N، T-P و کدورت دارای همبستگی منفی است. برای استفاده از مدل کریجینگ معمولی در بررسی تغییرات مکانی مشخصه‌ها، ابتدا توزیع نرمال داده‌ها با استفاده از آزمون کولموگروف - اسمیرنوف بررسی و پس از محاسبه سمی واریوگرام، مدل‌های مدور، کروی، نمایی و گوسی به هر یک از مشخصه‌های کیفیت آب برآزش داده شد و جهت اعتبارسنجی مدل، پارامتر RMS به دست آمده از Cross-Validation مورد استفاده قرار گرفت. بهترین مدل برآزش شده برای مشخصه‌های pH، EC، T-P، COD، BOD، DO و کدورت، مدل نمایی و برای مشخصه T-N مدل گوسی می‌باشد. نتایج حاکی از دقت زیاد تخمین، مخصوصاً برای مشخصه‌های T-N، T-P و pH می‌باشد. همچنین نقشه‌های حاصل از کریجینگ نشان دادند که بخش شیجان و آبکنار به ترتیب دارای بدترین و بهترین کیفیت آب هستند و کیفیت آب تالاب از غرب به شرق کاهش می‌یابد.

واژه‌های کلیدی: کریجینگ، واریوگرام، کیفیت آب، آلودگی، تالاب انزلی

1- دانشجوی دکتری واحد علوم و تحقیقات دانشگاه آزاد اسلامی Email: ma_zare2005@yahoo.com

2- عضو هیات علمی دانشکده محیط زیست دانشگاه تهران

3- عضو هیات علمی پژوهشکده حفاظت خاک و آبخیزداری

4- عضو هیات علمی دانشگاه آزاد واحد علوم و تحقیقات

مقدمه

یکی از مهمترین مسایل هر اکوسیستم حفظ شرایط زیستی جهت تداوم بقای موجودات زنده آن است. خصوصیات آب تالاب تاثیر مهمی بر محیط زیست آن دارد. تالاب انزلی از منظر آلودگی تاکنون مورد مطالعات فراوانی قرار گرفته است که برخی از آنها روی آب (5) و (15) و بعضی روی رسوب (6) متمرکز بوده اند. جهت تعیین وضعیت زیستی تالاب نیاز به بررسی مشخصه‌هایی است که مهمترین نقش را در زمینه کیفیت آب دارند. از بین مشخصه‌های فیزیکی و شیمیایی موثر، بعضی از مشخصه‌ها از قبیل اسیدیته (pH)، هدایت الکتریکی (EC)، اکسیژن محلول (DO)، اکسیژن‌خواهی بیوشیمیایی (BOD)، اکسیژن‌خواهی شیمیایی (COD)، نیتروژن کل (T-N)، فسفات کل (T-P) و کدورت آب موثرتر از بقیه هستند (13) و بررسی آنها وضعیت زیستی یک اکوسیستم آبی را مشخص می‌کند. اکسیژن محلول (DO) موجود در آب مهمترین عامل اندازه‌گیری کیفیت آب است و نقش بسیار مهمی در زندگی جانوران و گیاهان آبی دارد. کاهش غلظت اکسیژن محلول در آب به افزایش بار مواد آلی در آب دلالت دارد (10) و از سوی دیگر افزایش مشخصه‌های BOD، T-N، T-P، COD و کدورت باعث کاهش اکسیژن محلول خواهد شد (14). میزان کدورت آب و اسیدیته آن نیز از دیگر مشخصه‌های موثر بر کیفیت آب هستند.

برداشت اطلاعات مربوط به آلودگی در آب و رسوب، عمدتاً به صورت نقطه‌ای است و به همین علت در مطالعه‌های آب و خاک حتی زمانی که تعداد نمونه‌ها بسیار زیاد است، سطوح فاقد اطلاعات وجود دارد که برای شبیه‌سازی این سطوح فاقد اطلاعات نیازمند استفاده از روش‌های مختلف درون‌یابی هستیم. امروزه با توجه به وجود نرم افزارهای فراوان امکان استفاده از مدل‌های پیچیده زمین‌آماري براحتی میسر شده است. بلومر و همکاران¹ (2000) از روش‌های زمین‌آماري برای بررسی تغییرات مکانی pH در آب دریاچه استفاده کرده اند. در بین روش‌های مختلف درون‌یابی کریجینگ از جایگاه ویژه‌ای برخوردار است. به نظر برخی محققین دلفینر و همکاران² (1975) روش کریجینگ به عنوان بهترین روش درون‌یابی در نقاط فاقد اطلاعات عمل می‌کند. کریجینگ نیازمند محاسبات قبلی و تعیین نحوه همبستگی مکانی داده‌های صحرایی است که این امر با محاسبه سمی واریوگرام تجربی و انتخاب مدل ریاضی که بتواند بر نقاط آن برازش شود قابل انجام است. گونزالز و همکاران³ (2001) نیز مطالعات گسترده‌ای را در زمینه کاربرد زمین‌آمار در بررسی تغییرات مکانی عناصر سنگین انجام داده اند. همچنین آتیا و دبوئیس⁴ (1994) جهت تعیین پراکنش مکانی عناصر سنگین در سوئیس از تکنیک زمین‌آمار استفاده کرده و به وسیله آن منشاء اصلی کبالت و نیکل را تعیین کردند. بقایی (1386) و حبشی (1386) به ترتیب از تجزیه و تحلیل زمین‌آماري برای بررسی تغییرات مکانی فلزات سنگین قابل جذب و مطالعه خاک‌های جنگلی استفاده کردند. عساکره (1387) روش زمین‌آماري را برای میان‌یابی بارش در کشور به کار برده است. به طور کلی اهداف این تحقیق شامل تعیین مشخصه‌های ویژه کیفیت آب، روند آنها و همچنین بررسی تغییرات مکانی مشخصه‌های کیفیت آب با استفاده از کریجینگ در بخش‌های مختلف تالاب انزلی می‌باشد.

¹ Bellehumeur et al.

² Definer et al.

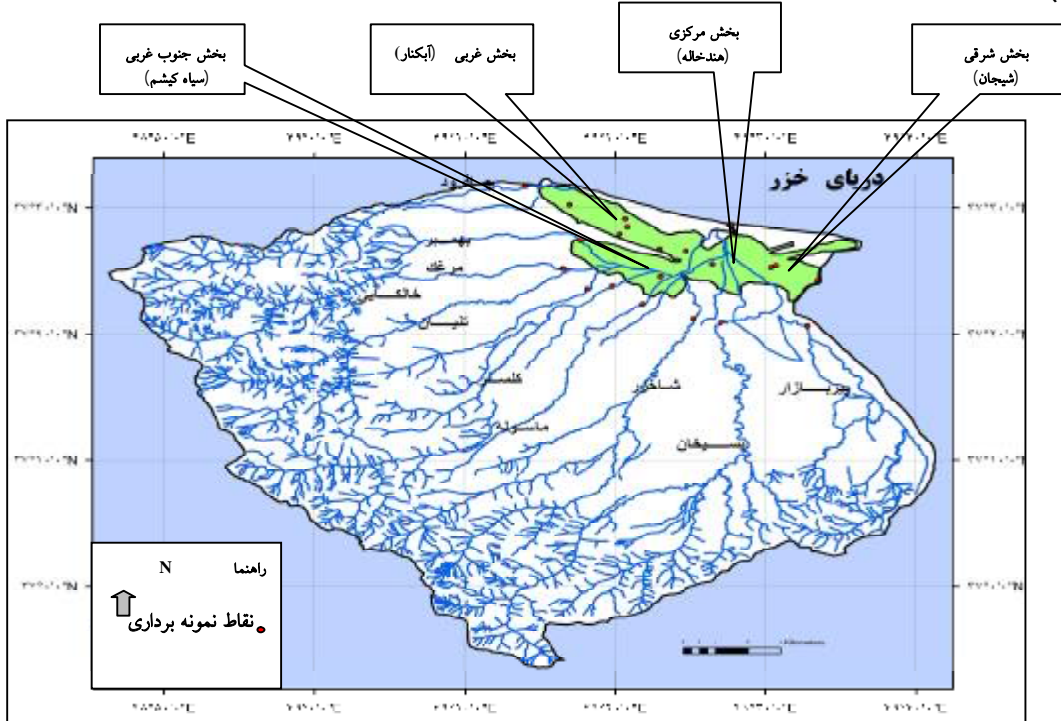
³ Gonzalea et al.

⁴ Attia & Dubois

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه

تالاب انزلی، اکوسیستم دارای ارزش منحصر به فردی است که به علت قرار گرفتن در لیست تالاب‌های بین‌المللی می‌بایست مورد توجه قرار گیرد. این تالاب با وسعتی حدود 193 کیلومتر مربع تالاب بسیار گسترده‌ای است که در حاشیه جنوب غربی دریای خزر در استان گیلان قرار دارد. حوزه آبریز آن در محدوده جغرافیایی $48^{\circ} 45'$ تا $49^{\circ} 42'$ طول شرقی و $36^{\circ} 55'$ تا $37^{\circ} 32'$ عرض شمالی از سمت شمال به دریای خزر، از جنوب و غرب به انتهای شیب سلسله جبال البرز و کوه‌های تالش و از جانب شرق به دلتای رودخانه سفید رود محدود می‌گردد. این تالاب در منتهی الیه 15 رودخانه مهم قرار دارد که از کوه‌های تالش سرچشمه می‌گیرند (18). یازده رشته از این رودخانه‌ها از لحاظ آورد آب و رسوب و تأثیر بر محیط تالاب از بقیه مهم‌ترند. تالاب انزلی از نظر موقعیت جغرافیایی و عمق به چهار بخش غربی (آبکنار)، شرقی (شیجان)، مرکزی (هندخاله) و جنوب غربی (سیاه کیشم) تقسیم می‌شود. بخش غربی محل ورود رودخانه کوچکی به نام چافرود است. در حالی که بخش شرقی تالاب، محل ورود رودخانه بزرگ پیربازار می‌باشد. رودخانه پسیخان وارد بخش هندخاله می‌شود و رودخانه‌های شاخزر، ماسوله، پلنگ ور (اسفند)، کلسر، مرغک، خالکایی و بهمبر به بخش جنوب غرب تالاب (منطقه حفاظت شده سیاه کیشم) می‌ریزند (شکل 1).



شکل 1 - موقعیت تالاب انزلی و نقاط نمونه‌برداری

روش تحقیق

در این تحقیق ابتدا از آب تالاب در ۹ نقطه و یازده رودخانه ورودی به آن به روش تصادفی نمونه برداری صورت گرفت. برای جلوگیری از خطای حاصل از آلودگی‌های مختلف سطحی مانند نشت سوخت قایق و مواردی از این قبیل، نمونه‌ها از عمق ۳۰ سانتی‌متری برداشته شد. نمونه برداری از آب توسط بطری‌های دو لیتری در اردیبهشت ۱۳۸۷ صورت گرفت. قبل از نمونه برداری بطریها برای جلوگیری از هر خطایی با آب منطقه نمونه برداری کاملاً شستشو داده شد. سپس مشخصه‌های اسیدیته (pH)، هدایت الکتریکی (EC)، اکسیژن محلول (DO)، اکسیژن‌خواهی بیوشیمیایی (BOD)، اکسیژن‌خواهی شیمیایی (COD)، نیتروژن کل (T-N)، فسفات کل (T-N) و کدورت تعیین شد. برخی از مشخصه‌ها مانند اکسیژن محلول، در محل نمونه برداری و سایر مشخصه‌های کیفیت آب در آزمایشگاه تعیین شدند. pH و EC نمونه‌ها با استفاده از EC متر و pH متر تعیین شد. DO به روش وینکلر، T-N و T-P با روش هضم پرسولفات، BOD و COD بوسیله تیتراسیون و کدورت به وسیله طیف‌سنج اندازه‌گیری شد.

پس از تعیین مشخصه‌ها، برای تعیین روابط بین آنها همبستگی پیرسون بین مشخصه‌های مختلف برقرار شد. سپس داده‌ها از لحاظ نرمال بودن توسط آزمون کولموگروف - اسمیرنف مورد بررسی قرار گرفت و در نهایت با استفاده از روش کریجینگ از آنالیزهای زمین آماری، اطلاعات نقطه‌ای به سطحی تبدیل و خطوط هم ارزش کیفیت آب تولید گردید. در محاسبات مربوط به کریجینگ، تحلیل‌های آماری و محاسبه خطوط هم ارزش به ترتیب از نرم افزارهای Arc GIS 9.2، SPSS 16، و Surfer 8 استفاده شد.

زمین آمار

زمین آمار بخشی از آمار است که قادر به مدل‌سازی غیر قطعی زمانی و مکانی پدیده‌ها می‌باشد. اساس مدل‌های زمین آمار تخمین مقدار نامعلوم به‌عنوان یک عدد تصادفی با یک توزیع احتمالی مشخص در نقطه‌ای دلخواه از فضای مورد مطالعه می‌باشد (11). شرط استفاده از داده‌ها در زمین آمار نرمال بودن آنهاست. جهت بررسی نرمال بودن داده‌ها از آزمون کولموگروف - اسمیرنف (K-S) استفاده شده و داده‌هایی که نرمال نبودند با استفاده از تبدیل لگاریتمی، نرمال شدند. بعد از تعیین نرمال بودن داده‌ها، از زمین آمار برای تبدیل اطلاعات نقطه‌ای به یک نقشه با اطلاعات منطقه‌ای استفاده شد. برای این کار از یکی از روش‌های مرسوم در زمین آمار موسوم به کریجینگ استفاده شد. کریجینگ برای درون‌یابی، پهنه‌بندی و پیش‌بینی امکان وقوع داده‌های دارای همبستگی مورد استفاده قرار می‌گیرد (17).

آنالیز تغییر نما

اولین گام در محاسبات کریجینگ پس از بررسی نرمال بودن داده‌ها، محاسبه واریوگرام یا تغییر نما^۱ می‌باشد. تغییر نما یا واریوگرام تابعی است که به وسیله آن تغییرپذیری مکانی داده‌ها اندازه‌گیری می‌شود و در واقع مهمترین ابزار همبستگی مکانی داده‌هاست که اساس زمین آمار می‌باشد (19). با تقسیم واریوگرام

^۱ Variogram

بر دو، سمی واریوگرام به دست می‌آید که فهم آن آسان‌تر است. در روش‌های زمین آمار عملاً فقط از این نوع واریوگرام استفاده می‌شود. نیم تغییر نما که با $g(h)$ نشان داده می‌شود از رابطه زیر :

$$g(h) = \frac{1}{2n} \sum_{i=1}^n [Z_i(x) - Z_i(x+h)]^2$$

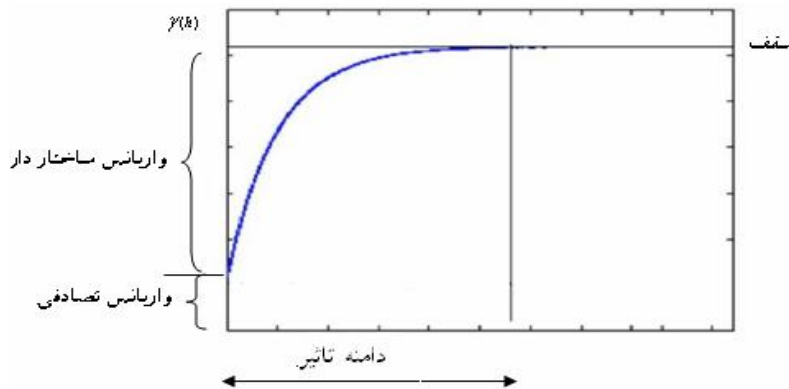
قابل محاسبه می‌باشد که در آن :

n : تعداد جفت نمونه‌ها به ازای هر فاصله h

$Z_i(x)$: مقدار متغیر در نقطه i ام

$Z_i(x+h)$: مقدار متغیر در نقطه‌ای به فاصله h از نقطه i ام

با افزایش h مقدار نیم تغییر نما تا فاصله معینی اضافه می‌شود و پس از آن به حد ثابتی می‌رسد که حد آستانه^۱ نامیده می‌شود. به فاصله بین نمونه‌ها که از آن به بعد مقادیر متغیر در نقاط مجاور تاثیر چندانی بر یکدیگر ندارند و با افزایش بیشتر فاصله مقدار نیم تغییر نما تفاوت معنی‌داری نمی‌کند، دامنه یا شعاع تاثیر^۲ گفته می‌شود. به مقدار نیم تغییر نما به ازاء $h=0$ اثر قطعه‌ای یا واریانس تصادفی^۳ (شکل ۲) گفته می‌شود (17).



شکل ۲- تصویر شماتیک واریوگرام و پارامترهای آن

معمولاً اثر قطعه‌ای ناشی از خطاهای نمونه‌برداری، اندازه‌گیری و آنالیز داده‌هاست و هر چه اثر قطعه‌ای کمتر باشد خطای برآورد کمتر است. مشخصه دیگری به نام اندازه گام^۴ در محاسبه هر واریوگرام وجود دارد. کنترل اندازه گام در اندازه متغیرها برای گروه‌بندی آنها تعیین کننده است. اگر اندازه گام خیلی زیاد باشد همبستگی مکانی داده‌ها از بین می‌رود و اگر خیلی کم باشد، جفت نمونه‌های کافی که مستلزم صحت مدل حاصل از واریوگرام است به دست نخواهد آمد. مدل‌سازی واریوگرام یک پروسه تکرار شونده است.

^۱ Sill

^۲ Range of influence

^۳ Nugget effect

^۴ lag size

در کلیه روش‌های میان‌یابی زمین‌آماری از جمله کریجینگ، فرمول عمومی تخمین مقادیر مجهول طبق رابطه زیر محاسبه می‌شود:

$$Z^*(x) = \sum_{i=1}^n I_i Z(x_i)$$

$Z(x_i)$: مقدار مشاهده شده متغیر Z در نقطه x_i

I_i : وزن یا اهمیت نسبت داده شده به متغیر Z در نقطه x_i

n : تعداد مشاهدات می‌باشد

پس از ترسیم واریوگرام تجربی چهار مدل مدور^۱، کروی^۲، نمایی^۳ و گوسی^۴ برای هر داده برازش داده شد.

روش و معیار ارزیابی و اعتبار سنجی مدل‌ها

در این تحقیق از روش Cross-Validation برای ارزیابی و کنترل قابلیت و اعتبار مشخصه‌های مورد استفاده در تخمین استفاده شده است. این روش شامل حذف به نوبت نمونه‌ها و برآورد مجدد آنها به روش کریجینگ و با استفاده از سایر نمونه‌ها و مدل‌های برازش شده به واریوگرام تجربی است (7). سپس از تفاضل مقادیر واقعی و برآورد شده برای ارزیابی برآوردها استفاده می‌شود (19). در این تحقیق از معیارهای ریشه متوسط مجذور خطاها^۵ (RMS) و مقدار استاندارد شده ریشه متوسط مجذور خطاها^۶ (SRMS) جهت ارزیابی اعتبار مدل و برآوردها استفاده شده که از فرمول‌های زیر محاسبه می‌شوند:

$$RMS = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (z_{i,act} - z_{i,est})^2}$$

$$SRMS = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \frac{(z_{i,act} - z_{i,est})^2}{S^2}} = \frac{RMS}{S}$$

که در آن n : تعداد نقاط، $z_{i,act}$ ارزش نقطه معلوم i ، $z_{i,est}$ برآورد نقطه معلوم i و S واریانس خطا است.

بهترین برآورد باید کمترین RMS را داشته باشد و SRMS باید به 1 نزدیک‌تر باشد. اگر SRMS برابر 1 باشد به این معنی است که RMS برابر S است (4).

معمولاً هر چه مقدار عبارت RMS (ریشه متوسط مجذور خطاها) کمتر باشد، دقت روش بیشتر است. از نظر تئوری هرگاه این معیار صفر شود، نمایانگر این است که دقت روش صد در صد بوده و مقدار تخمین‌زده شده یک کمیت دقیقاً برابر مقدار واقعی آن می‌باشد.

بعد از انجام آنالیزهای زمین‌آماری برای هر مشخصه، با استفاده از کریجینگ در نرم افزار Surfer8 نقشه آن مشخصه به دست آمده و خطوط هم ارزش (Contour) برای همه عناصر کیفیت آب استخراج شد.

¹ circular

² spherical

³ exponential

⁴ Gaussian

⁵: (root mean square)

⁶ (standard root mean square)

نتایج

جدول 1 نتیجه مشخصه‌های مختلف کیفیت آب را در بخش‌های مختلف تالاب و رودخانه‌های منتهی به آن نشان می‌دهد.

جدول 1 - پارامترهای کیفیت آب در بخش‌های مختلف تالاب

بخش	X	Y	ایستگاه	نام محل	EC (ms/cm)	PH	DO (mg/l)	BOD (mg/l)	کدورت (F.T.U)	COD (mg/l)	T-N (mg/l)	T-P (mg/l)	
تالاب	348265	4152155	B1	غرب آبکنار	0/76	8/43	8/64	1/64	16	28/34	1/22	0/12	
	353703	4150005	B2	شمال آبکنار	2/35	8/27	8/55	0/54	9	39/86	1/18	0/05	
	353884	4148784	B3	وسط آبکنار	2/81	8/18	8/64	0/63	4	16/83	1/32	0/04	
	353103	4147758	B4	جنوب آبکنار	1/7	8/78	8/55	0/9	6	14/91	1/07	0/04	
	367887	4142689	B7	شیجان	1/76	7/34	3/96	1/71	10	34/1	1/47	0/13	
	368374	4142931	B8	شیجان	1/78	7/21	1/64	1/81	12	28/34	1/38	0/15	
	362136	4143255	B9	هندخاله	6/58	7/53	4/5	1/08	16	70/57	1/46	0/13	
	357009	4141515	B10	سیاه کیشم	1/15	7/02	4/8	0/54	6	20/67	1/64	0/19	
	356869	4141311	B11	سیاه کیشم	1/21	7/02	4/4	0/72	8	11/07	1/73	0/19	
	رودخانه	343978	4154977	R1	چافرود	0/72	7/32	7/02	1/14	10	45/62	0/8	0/11
		349216	4146950	R2	بهمبر	1/11	7/37	6/82	1/71	9	43/7	1/3	0/1
347435		4142911	R3	مرغک	0/94	7/24	5/46	2/25	8	26/42	1/29	0/06	
347533		4142851	R4	خالکایی	0/99	7/58	7/8	1/36	9	22/59	0/96	0/08	
349776		4139819	R5	تنیان	1/15	7/18	5/85	0/87	22	22/59	1/34	0/15	
352226		4140172	R6	کلسر	1/13	7/47	7/21	0/97	17	16/83	1/36	0/07	
355163		4137502	R7	ماسوله	1/09	7/49	7/41	1/14	7	20/67	1/37	0/09	
360151		4135209	R8	شاخرز	1/05	7/55	7/41	1/68	19	28/34	1/72	0/11	
362824		4134645	R9	پسیخان	1/31	7/28	7/21	2/07	20	28/34	1/4	0/08	
371295		4133991	R10	پیربازار	1/55	7/29	0	8/1	38	139/66	1/68	1/26	
381266		4138857	R11	خمامرود	1/61	7/27	5/85	1/02	21	20/67	1/71	0/23	

pH آب تالاب انزلی از 7/02 در سیاه کیشم تا 8/78 در جنوب آبکنار و EC آن از 0/76 ms/cm در غرب آبکنار تا 6/58 ms/cm در هندخاله تغییر می‌کند. مقادیر بالای BOD، COD، T-N، T-P و کدورت نشانگر کیفیت پایین آب است (13). حداکثر اکسیژن محلول (DO) تالاب در وسط و غرب آبکنار (8/64 mg/l) و حداقل آن در شیجان (1/64 mg/l) دیده شد. حداکثر و حداقل BOD تالاب به ترتیب به شیجان (1/81 mg/l) و سیاه کیشم و شمال آبکنار (0/54 mg/l) تعلق دارد. حداکثر مقدار COD تالاب در هندخاله (70/57 mg/l) و حداقل آن در سیاه کیشم (11/07 mg/l) دیده شد. بیشترین مقدار کدورت تالاب در ورودی رودخانه چافرود به غرب آبکنار و هندخاله (16F.T.U) و کمترین مقدار آن در وسط آبکنار (4F.T.U) که دارای حداقل آشفستگی است، تعلق دارد همچنین بیشترین و کمترین مقادیر T-N تالاب به ترتیب در سیاه کیشم (1/64 mg/l) و جنوب آبکنار (1/07 mg/l) و حداکثر و حداقل T-P تالاب

به ترتیب در بخش‌های سیاه کیشم (0/19 mg/l) و جنوب و وسط آبکنار (0/04 mg/l) مشاهده شد. در بین رودخانه‌های منتهی به تالاب، رودخانه پیر بازار با حداکثر مقادیر BOD، COD، T-N و حداقل مقدار اکسیژن محلول دارای پایین‌ترین کیفیت آب است و رودخانه‌های دیگر با مقادیر متغیری از مشخصه‌ها دارای کیفیت آب بهتری هستند.

همبستگی پیرسون نشان داد (جدول 2) که اکسیژن محلول (DO) همبستگی منفی معنی‌داری در سطح 0/05 با عوامل BOD، COD، T-N، T-P و کدورت دارد و مشخصه‌های BOD، COD، T-N، T-P و کدورت با یکدیگر همبستگی معنی‌دار مثبت دارند.

جدول 2- نتایج برقراری همبستگی پیرسون بین مشخصه‌های مختلف

		EC (ms/cm)	PH	DO (mg/l)	BOD (mg/l)	(F.T.U) کدورت	COD (mg/l)	T-N (mg/l)	T-P (mg/l)
EC (ms/cm)	Pearson Correlation	1	0/14	-0/14	-0/08	0/01	0/29	0/12	-0/02
	Sig. (2-tailed)		0/53	0/53	0/71	0/94	0/21	0/61	0/93
PH	Pearson Correlation	0/14	1	0/62**	-0/18	-0/24	-0/12	-0/44*	-0/23
	Sig. (2-tailed)	0/53		/004	0/44	0/29	0/59	0/04	0/31
DO (mg/l)	Pearson Correlation	-0/14	0/62**	1	-0/63**	-0/48*	-0/59**	-0/51*	-0/69**
	Sig. (2-tailed)	0/532	0/004		0/003	0/03	0/005	0/02	0/001
BOD (mg/l)	Pearson Correlation	-0/08	-1/18	-0/63**	1	0/74**	0/86**	0/25	0/92**
	Sig. (2-tailed)	0/71	0/44	0/003		0	0	0/27	0
(F/T/U) کدورت	Pearson Correlation	0/015	-0/24	-0/48*	0/74**	1	0/68**	0/4	0/75**
	Sig. (2-tailed)	0/949	0/29	0/03	0		0/001	0/07	0
COD (mg/l)	Pearson Correlation	0/29	-0/12	-0/59**	0/86**	0/68**	1	0/16	0/85**
	Sig. (2-tailed)	0/21	0/59	0/005	0	0/001		0/49	0
T-N (mg/l)	Pearson Correlation	0/12	-0/44*	-0/51*	0/25	0/4	0/16	1	0/39
	Sig. (2-tailed)	0/61	0/04	0/02	0/27	0/07	0/49		0/08
T-P (mg/l)	Pearson Correlation	-0/02	-0/23	-0/69**	0/92**	0/75**	0/85**	0/39	1
	Sig. (2-tailed)	0/93	0/31	0/001	0	0	0	0/08	

** Correlation is significant at the 0/01 level (2-tailed).

* Correlation is significant at the 0/05 level (2-tailed).

شرط استفاده از پردازش زمین آماری، نرمال بودن داده‌هاست و همان‌طور که گفته شد برای بررسی پراکنش نرمال داده‌ها از آزمون کولموگروف - اسمیرنوف استفاده شده‌است (3). نتایج این آزمون در جدول 3 نشان داده شده‌است. این آزمون نشان داد که تمامی مشخصه‌ها غیر از T-P و EC در سطح 0/05 دارای توزیع نرمال هستند.

جدول 3- نتایج آزمون کولموگروف - اسمیرنوف در توزیع نرمال مشخصه‌های مختلف

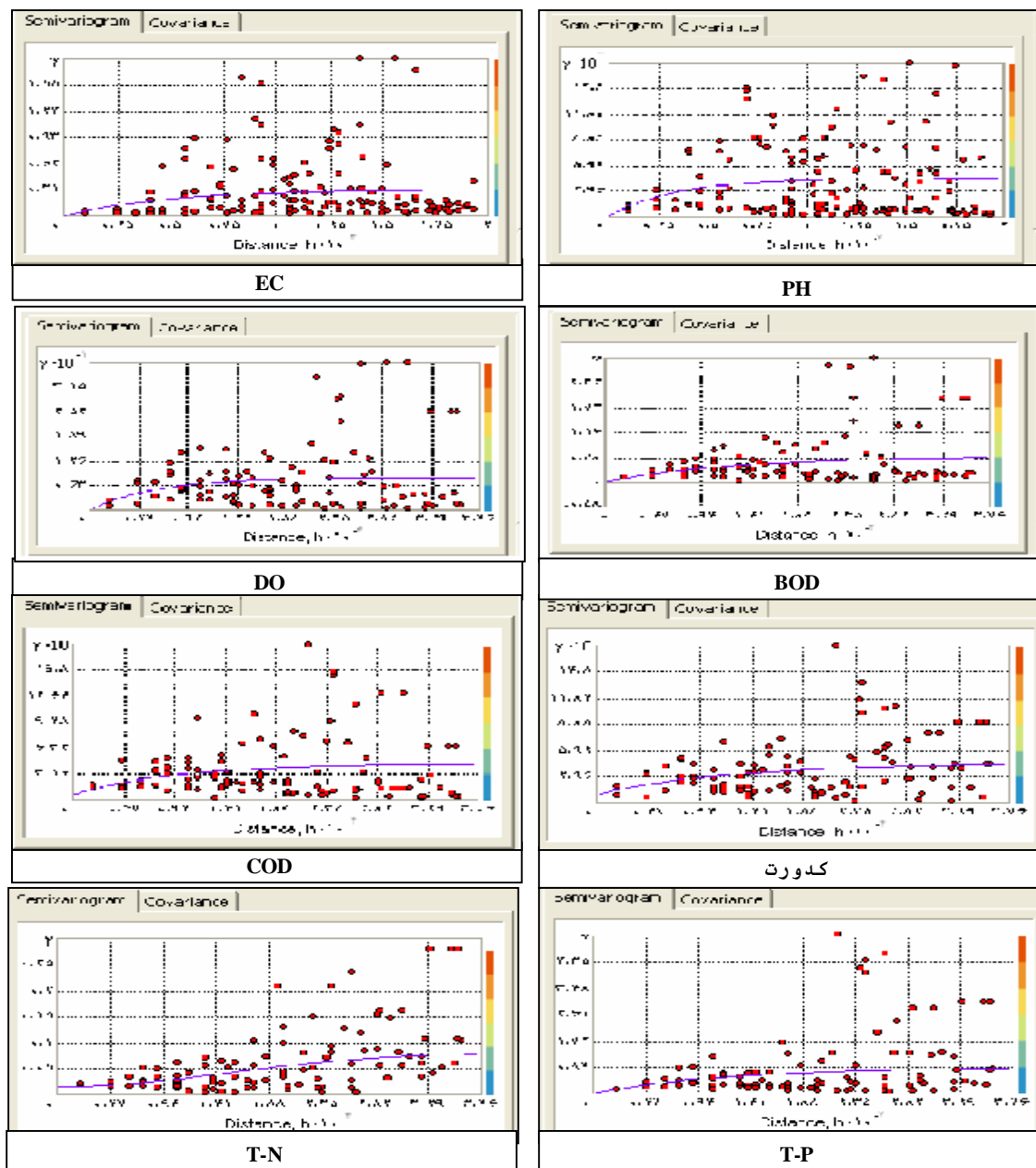
One-Sample Kolmogorov-Smirnov Test									
		EC (ms/cm)	PH	DO (mg/l)	BOD (mg/l)	کدورت (F.T.U)	COD (mg/l)	T-N (mg/l)	T-P (mg/l)
N		20	20	20	20	20	20	20	20
Normal Parameters ^{a,b}	Mean	1/63	7/54	6/08	1/59	13/35	34	1/37	0/16
	Std.Deviation	1/27	0/48	2/34	1/61	8	28/3	0/25	0/26
Most Extreme Differences	Absolute	0/3	0/26	0/17	0/29	0/21	0/27	0/12	0/36
	Positive	0/3	0/26	0/13	0/29	0/21	0/27	0/1	0/36
	Negative	-0/23	-0/14	-0/17	-0/25	-0/12	-0/2	-0/12	-0/31
Kolmogorov- Smirnov Z		1/36	1/19	0/77	1/32	0/94	1/24	0/56	1/64
Asymp. Sig. (2-tailed)		0/04	0/11	0/58	0/05	0/32	0/08	0/91	0/009

پس از محاسبه و رسم واریوگرام تجربی، هر یک از چهار مدل مدور، کروی، نمایی و گوسی به سمی واریوگرام تجربی هر داده برازش داده شد که پارامترهای هر یک از آنها در جدول 4 به تفکیک نشان داده شده است.

جدول 4- پارامترهای واریوگرام‌ها برای هر یک از مشخصه‌ها

مشخصه	مدل	Lag size	Nugget Effect	Partial sill	Nugget/ Partial sill	مشخصه	مدل	Lag size	Nugget Effect	Partial sill	Nugget/ Partial sill
EC	مدور	1649/7	0	0/281	0	COD	مدور	3107/2	0/122	0/315	0/388
	کروی	1649/7	0	0/285	0		کروی	3107/2	0/111	0/318	0/350
	نمایی	1649/7	0	0/313	0		نمایی	3107/2	0/052	0/385	0/134
	گوسی	1649/7	0	0/281	0		گوسی	3107/2	0/150	0/263	0/570
pH	مدور	1649/7	0	0/004	0	کدورت	مدور	3107/2	0/154	0/316	0/489
	کروی	1649/7	0	0/004	0		کروی	3107/2	0/149	0/31	0/482
	نمایی	1649/7	0	0/004	0		نمایی	3107/2	0/090	0/352	0/255
	گوسی	1649/7	0/000448	0/004	0/1178		گوسی	3107/2	0/206	0/289	0/712
DO	مدور	3107/2	0	9/555	0	T-N	مدور	3107/2	0/010	0/06	0/160
	کروی	3107/2	0	10/014	0		کروی	3107/2	0/009	0/054	0/168
	نمایی	3107/2	0	8/345	0		نمایی	3107/2	0/003	0/055	0/050
	گوسی	3107/2	0/7672	9/256	0/0828		گوسی	3107/2	0/015	0/066	0/226
BOD	مدور	3107/2	0/022526	0/559	0/0402	T-P	مدور	3107/2	0/004	1/249	0/003
	کروی	3107/2	0/011809	0/561	0/021		کروی	3107/2	0	1/108	0
	نمایی	3107/2	0	0/6	0		نمایی	3107/2	0	0/869	0
	گوسی	3107/2	0/0818	0/463	0/176		گوسی	3107/2	0/149	1/080	0/138

همان‌طور که در جدول 5 دیده می‌شود، در مشخصه EC برای هر چهار مدل مدور، کروی، نمایی و گوسی و مشخصه pH برای سه مدل مدور، کروی و نمایی و برای مشخصه T-P دو مدل کروی و نمایی مشخصه BOD در مدل نمایی، اثر قطعه‌ای صفر است و همچنین حداقل اثر قطعه‌ای در مدل نمایی همه مشخصه‌ها دیده می‌شود. نسبت پایین Nugget/Partial sill به پیوستگی مکانی متغیرها دلالت دارد و هر چه این نسبت کمتر باشد پیوستگی مکانی داده‌ها بیشتر است (11). به علت داشتن پایین‌ترین نسبت سقف اثر قطعه‌ای در مورد COD، T-N، BOD و کدورت، بهترین مدل برازش داده‌شده قطعاً نمایی است، در صورتی که در مورد سایر مشخصه‌ها نیاز به محاسبات بیشتر است. در شکل 3 سمی واریوگرام‌های برازش داده شده به هر یک از مشخصه‌های مختلف کیفیت آب را نشان می‌دهد.



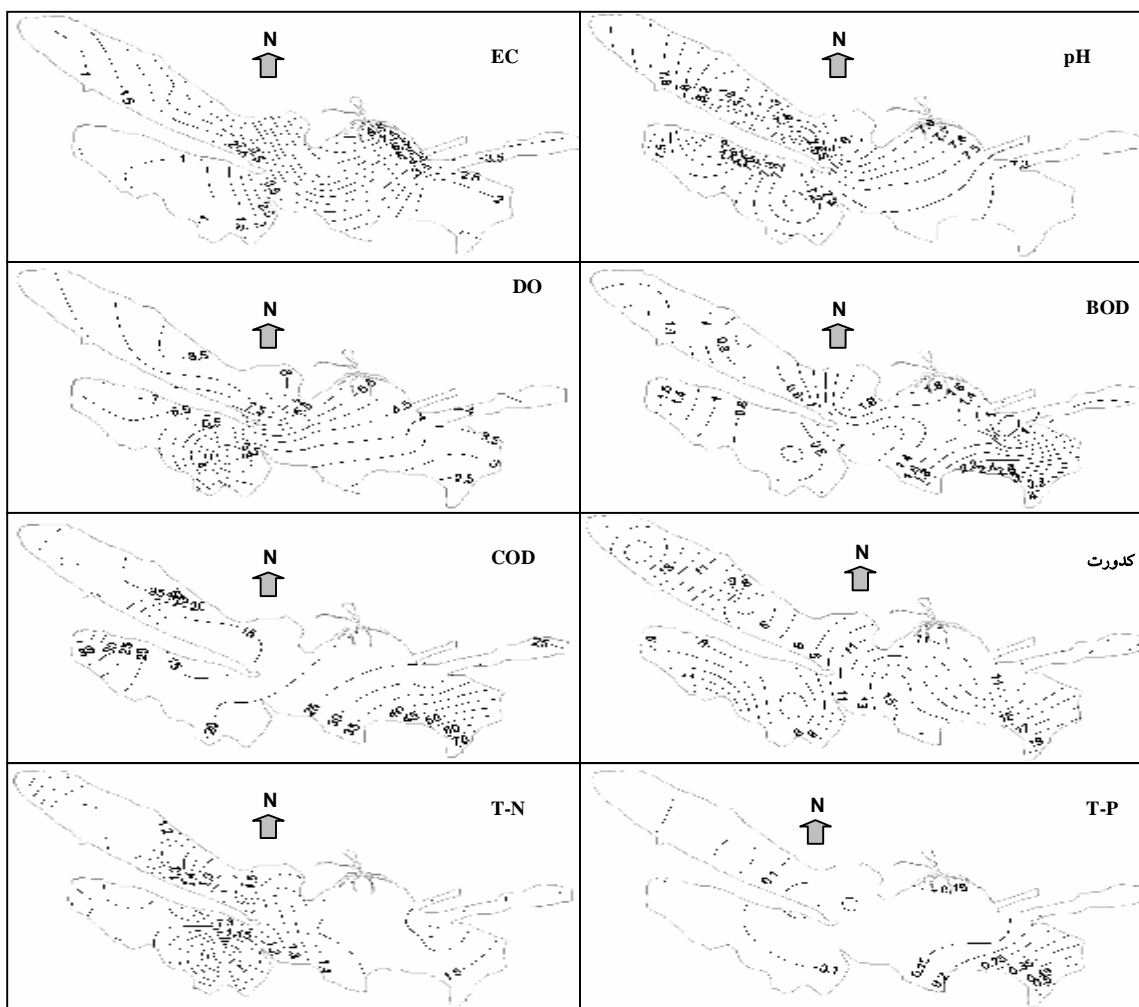
شکل 3- برازش مدل به هر یک از مشخصه‌ها

Cross-Validation برای اعتبارسنجی داده‌ها مورد استفاده گرفت و در این روش از پارامترهای مقدار استاندارد شده ریشه متوسط مجذورخطاها (SRMS) و ریشه متوسط مجذور خطاها (RMS) استفاده شد. نتایج SRMS و RMS مدل‌های مختلف برازش داده‌شده بر سمی واریوگرام‌های مختلف در جدول 5 آمده است. از آنجایی که کمترین RMS ملاک انتخاب بهترین مدل است در مورد مشخصه‌های EC، PH، BOD، DO، COD، T-P و کدورت، مدل‌نمایی و در مشخصه T-N مدل گوسی بهترین مدل است. همچنین با توجه به مقادیر SRMS کاربرد کریجینگ در تغییرات مکانی داده‌های انتخابی کیفیت آب، دقت زیاد تخمین مخصوصاً برای مشخصه‌های T-P، T-N و pH را نشان می‌دهد.

جدول 5- معیارهای اعتبارسنجی مدل‌های مختلف

مشخصه	مدل	RMS	SRMS	مشخصه	مدل	RMS	SRMS
EC	مدور	1/17	1/36	COD	مدور	30/28	1/41
	کروی	1/142	1/2		کروی	30/38	1/40
	نمایی	1/14	1/19		نمایی	30/12	1/32
	گوسی	1/18	1/47		گوسی	31/23	1/46
PH	مدور	0/41	1/48	کدورت	مدور	6/50	0/72
	کروی	0/40	1/43		کروی	6/48	0/72
	نمایی	0/36	1/14		نمایی	6/29	0/71
	گوسی	0/40	1/12		گوسی	6/7	0/72
DO	مدور	2/17	0/93	T-N	مدور	0/19	0/97
	کروی	2/13	0/92		کروی	0/19	0/99
	نمایی	1/83	1/53		نمایی	0/20	1/37
	گوسی	2/77	1/73		گوسی	0/18	0/95
BOD	مدور	1/64	1/46	T-P	مدور	0/27	0/84
	کروی	1/63	1/56		کروی	0/27	0/97
	نمایی	1/59	1/83		نمایی	0/25	1/13
	گوسی	1/61	1/35		گوسی	0/29	0/91

ترسیم خطوط هم ارزش برای مشخصه‌های مختلف (شکل 4) نشان داد که EC به طرف شمال، pH و DO به طرف غرب و BOD، COD به طرف شرق افزایش نشان می‌دهند و بیشترین کدورت در محل ورود رودخانه‌ها به تالاب دیده می‌شود.



شکل 4 - خطوط هم ارزش مشخصه‌های مختلف کیفیت آب تالاب

بحث و نتیجه‌گیری

نتایج نشان داد که کمترین اکسیژن محلول در بخش‌های تالاب در شیجان و بیشترین مقدار آن در بخش آبکنار یا دریاچه اصلی تالاب دیده می‌شود. اکسیژن محلول مناسب‌ترین ملاک برای مساعد بودن شرایط زیستی یک اکوسیستم آبی است (13). علت کمبود اکسیژن محلول در شیجان می‌تواند به ورود مقادیر زیاد فاضلاب به این بخش مربوط باشد. طبق استاندارد WHO آب (20) مقادیر BOD کمتر از 1 mg/l نشانگر پاکی آب و مقادیر بیش از 10 mg/l ملاک آلودگی آب می‌باشد. بیشترین مقدار مشخصه BOD در بخش شیجان یا بخش شرقی تالاب ($1/81 \text{ mg/l}$) اندازه‌گیری شده است. شکل 4 بیانگر بیشترین BOD و در نتیجه نامطلوب‌ترین شرایط زیستی به علت تراکم بالای مواد آلی در بخش شرقی تالاب (شیجان) است و رودخانه پیربازار با BOD برابر $8/1 \text{ mg/l}$ آلوده‌ترین رودخانه ورودی به تالاب محسوب

می‌شود. بیشترین مقدار مشخصه COD در بخش شیجان دیده می‌شود (جدول 1). طبق استاندارد EPA آب‌های با COD بزرگتر از 30 mg/l جزو مناطق به شدت آلوده‌اند. بنابراین شیجان طبق این استاندارد جزو آلوده‌ترین مناطق تالاب محسوب می‌شود. این بخش دریافت کننده آب رودخانه پیربازار با COD برابر 139/66 mg/l می‌باشد. ورود این رودخانه با چنین کیفیت پایین و DO (اکسیژن محلول) برابر صفر به بخش شیجان را می‌توان به عنوان یکی از علل آلودگی بالای بخش شیجان ذکر نمود. بیشترین pH در وسط دریاچه تالاب (بخش آبکنار) و کمترین مقدار آن در بخش سیاه کیشم دیده می‌شود. شیجان و هندخاله در مرتبه‌های بعدی از لحاظ اسیدیته قرار دارند. pH کمتر از 6/5 یا بزرگتر از 9 می‌تواند برای اکوسیستم‌های آبی سمی باشد (13). طبق نتایج هیچ یک از بخش‌های تالاب از لحاظ اسیدیته برای بقای موجودات زنده مشکل خاصی ندارند. اندازه‌گیری EC نشان می‌دهد که آب از طریق کانال کشتیرانی وارد تالاب شده و تقریباً تا انتهای هندخاله پیشروی داشته است. این پیشروی در بخش آبکنار تا حدود نیمه‌های آن به طرف غرب ادامه دارد. این واقعیت نشانگر تلاطم دریا و آشفتگی رسوبات تا بخش نیمه‌های دریاچه تالاب است. در مطالعات قبلی (18) شوری سیاه کیشم، شیجان، آبکنار و هندخاله به ترتیب برابر 0/23، 0/43، 0/7 و 2/5 پرمیل اندازه‌گیری شده است که در مواقع طوفانی در مناطق تحت تأثیر آب خزر با تغییر شوری همراه است. طبق استاندارد WHO (20) مقدار مجاز نترات در آب 0/4 - 0/03 mg/l است و همان‌طور که در جدول 1 دیده می‌شود، همه بخش‌های تالاب دارای آلودگی بالا نسبت به نترات هستند. بیشترین مقدار این مشخصه در بخش سیاه کیشم (1/73 mg/l) و کمترین مقدار آن در بخش آبکنار (1/07 mg/l) دیده می‌شود. کمترین و بیشترین مقدار T-P به ترتیب در آبکنار (0/04 mg/l) و شیجان (0/19 mg/l) مشاهده شده است. طبق استاندارد EPA که مناطق با فسفات کل بیش از 0/02 mg/l را جزو مناطق کاملاً یوتروفیک محسوب می‌نماید تمام مناطق تالاب در طبقه مناطق کاملاً یوتروفیک قرار می‌گیرند. بیشترین و کمترین مقدار کدورت در بخش‌های هندخاله و ورودی چافرود به آبکنار (16 F.T.U) دیده می‌شود. علت کدورت بالای آب در بخش هندخاله ورود رسوبات دریایی از کانال کشتیرانی به این بخش است که مقدار زیادی از ذرات معلق را با خود به این بخش حمل می‌کند.

کمترین RMS ملاک انتخاب بهترین مدل خواهد بود. بنابراین بهترین مدل برای مشخصه‌های pH، EC، COD، BOD، DO، کدورت و T-P، نمایی و برای مشخصه T-N، گوسی است. با توجه به معیارهای مؤثر در اعتبار سنجی هر مدل، حاکی از دقت بالای تخمین مخصوصاً برای مشخصه‌های T-N، T-P و pH می‌باشد. دقت بالای تخمین برای مشخصه‌های استفاده شده در تحقیق حاضر و مطالعه‌های مختلف (2، 1 و 17) نشانگر این موضوع است که استفاده از روش‌های زمین آماری در موارد مواجه بودن با کمبود داده، پس از محاسبات لازم، روشی مناسب برای بررسی تغییرات مکانی داده‌هاست.

بعد از محاسبه خطوط هم ارزش مشخصه‌های مختلف (شکل 4) روند فزاینده آلودگی در تالاب از غرب به شرق دیده می‌شود. مشخصه اکسیژن محلول که نشانه‌ای از کیفیت مطلوب آب است در تالاب

از جهت غرب به شرق دارای روند کاهشی است در حالی که مشخصه‌هایی مانند BOD، COD، T-N و کدورت آب که نشانگر آلودگی آب هستند در همین جهت افزایش نشان می‌دهند. علت این مساله جریان فاضلاب‌های کشاورزی، صنعتی و خانگی ورودی به تالاب باشد. هر چند جلوگیری از رشد شهرنشینی و عواقب ناشی از آن به علت افزایش جمعیت به راحتی ممکن نیست ولی پیشنهاد می‌شود با اقدامات بهبود دهنده مانند تصفیه فاضلاب‌ها قبل از ورود به تالاب و استفاده از بیوتکنولوژی برای جذب آلودگی‌ها، به حفظ اکوسیستم طبیعی و با ارزش تالاب انزلی کمک و از مرگ زودرس آن جلوگیری نمود.

منابع

1. بقایی، ا و دیگران، 1386، تجزیه و تحلیل زمین آماری برای بررسی تغییرات مکانی سرب و نیکل قابل جذب در اطراف دو قطب صنعتی منطقه اصفهان، مجله علوم کشاورزی و منابع طبیعی، 14(2)، صفحه 19-11.
2. حبشی، ه و دیگران، 1386، کاربرد تکنیک زمین آمار در مطالعات خاکهای جنگلی، مجله علوم کشاورزی و منابع طبیعی، 14(1)، صفحه 18-28.
3. سیگل، س، 1372، آمار غیرپارامتری برای علوم رفتاری، ترجمه یوسف کریمی، دانشگاه علامه طباطبائی، چاپ اول، 384 صفحه.
4. عساکره، ح، 1387، کاربرد روش کریجینگ در میانمایی بارش، جغرافیا و توسعه، شماره 12، صفحه 25-42.
5. منوری، م، 1369، بررسی اکولوژیک تالاب انزلی، نشر گیلکان، چاپ اول، 227 صفحه.
6. Amini Ranjbar.Gh, 1998, Heavy Metal Concentration in Surficial Sediments from Anzali Wetland, Iran, water, air, soil pollution, 104 : 305-315.
7. Angulo-Martinez.M, lopez-Vicente.M, Vicente-Serrano.S&Begueria.S, 2009, Mapping Rainfall Erosivity at a Regional Scale: A Comparison of Interpolation Methods in the Ebro Basin (NE Spain), Hydrology and Earth System Sciences Discussions, Vol 6: 417-453.
8. Attia.O & Dubois.J.P, 1994, Geostatistical Analysis of Soil Contamination in the Swiss Jura.Env.Pollution, Vol . 86 : 315-327.
9. Bellehumeur. C, Marcotte. D & Legendre. P, 2000, Estimation of Regionalized pH Phenomena by Geostatistical Methods : Lake Acidity on the Canadian Shield. Environmental Geology, Vol . 39(3-4) : 211-220.
10. Bianchi.M, 2003, Nonpoint Sources of Pollution in Irrigated Agriculture, University of California, division of agriculture and natural resources.
11. Dao.L, 2008, Using GIS and Geostatistics to Characterize Spatial Variation of Heavy Metal Pollution in Soils of a Sports Ground in Galway, Ireland, EPA Doctoral Scholarship Scheme 2007 (No:2007-PHd-S-3).
12. Definer. P & Delhomme .J.P, 1975, Optimum Interpolation by Kriging. in : J.D DAVIS and M.J.MvCullagh(eds), display and analysis of spatial data. New York, John Wiley And Sons : 96-114.
13. EPA Water Quality Sampling Manual 3rd Edition, 1999.
14. Evans.R, Gilliam. J.W & Lilly.J.P, 1996, Wetlands and water quality, North Carolina Cooperative Extension Service, Publication : 473-477.
15. JICA, 2004, The Study on Integrated Management for Ecosystem Conservation of the Anzali Wetland. Nippon Koei Co, Ltd.
16. Gonzalez. A, Taboada.M. T & Vieira.S.R, 2001, Geostistical Analysis of heavy Metals in a One –Ha Plot Under Natural Vegetation in a Serpentine Area.Can.J.Soil Sci, Vol 81: 469-479.
17. Goovaerts.P, 1998, Geostatistical Tools for Characterizing the Spatial Variability of Microbiological and Physico-Chemical Soil Properties. Biology and Fertility of Soils 27:315-334.
18. Kazanci. N, Gulbabazadeh.T, Leroyd.S & Ileri.Z, 2004, Sedimentary and Environmental Characteristics of the Gilan–Mazenderan Plain, Northern Iran: Influence of Long and Short-Term Caspian Water Level Fluctuations on Geomorphology, Journal of Marine Systems. Vol 46: 145-168.
19. Van Meirvenne.M, 1991, Characterization of Soil Spatial Variation Using Geostatistics.Ph.D. thesis, university of Gent, Belgium, academic press, 168 P.
20. Water Quality Surveys WHO / UNESCO 1978.

