

تأثیر تغییر کاربری اراضی بر تغییرات مکانی پارامترهای نفوذ آب به خاک

شجاع قربانی دشتکی^۱، مهدی همایی^{۲*} و محمدحسین مهدیان^۳

چکیده

تغییرات مکانی نفوذپذیری خاک نقشی بسیار مهم در فرآیندهای هیدرولوژیک ایفا می‌کند. تغییرپذیری این فرآیند متأثر از ویژگی‌های ذاتی و غیرذاتی اراضی می‌باشد. هدف از این پژوهش، بررسی تغییرات مکانی پارامترهای نفوذ آب به خاک در حضور تغییرات مکانی ویژگی‌های ذاتی خاک و تغییر کاربری به عنوان یکی از ویژگی‌های غیرذاتی خاک با استفاده از زمین‌آمار بود. بنابراین، نفوذ آب به خاک در منطقه‌ی تنگ نثار بن واقع استان چهارمحال و بختیاری که به طور همزمان دارای مراتع حفاظت شده و تخریب شده بود به روش تک‌استوانه‌ای (قطر ۳۰ سانتیمتر) اندازه‌گیری شد. با استفاده از داده‌های نفوذ به دست آمده در ۹۵ نقطه، پارامترهای مدل دو جمله‌ای فیلپ برای هر نقطه تعیین گردید. ساختار مکانی پارامترهای یادشده در کل پهنه‌ی مطالعاتی و در بخش‌های تخریب نشده مورد مطالعه قرار گرفت. میانگین نفوذ تجمعی آب به خاک طی زمان آزمایش در کاربری مرتع بیشتر از مقدار آن در مراتع تخریب شده بود. به نظر می‌رسد عملیات شخم و شیار انجام شده و در نتیجه تخریب مرتع و ایجاد لایه‌ی متراکم ناشی از خاکورزی، یکی از دلایل کاهش نفوذ آب به خاک در مراتع تخریب شده نسبت به مراتع حفاظت شده باشد. تغییرنماهای به دست آمده برای پارامترهای نفوذ نشان داد این پارامترها در پهنه‌ی مطالعاتی از ساختار مکانی قوی برخوردار بوده به گونه‌ای که تنها حدود ۱۰ درصد از تغییرات پارامتر هدایت آبی اشباع و ۳۵ درصد از تغییرات پارامتر ضریب جذبی در مراتع تخریب نشده تصادفی بود. همچنین، بررسی تغییرنمای سطحی پارامتر هدایت آبی اشباع نشان داد این پارامتر به میزان بیشتری نسبت به ضریب جذبی خاک متأثر از تغییر نوع کاربری می‌باشد. به طوری که با تخریب بخشی از مراتع در منطقه‌ی مطالعاتی ساختار مکانی هدایت آبی اشباع و ضریب جذبی به ترتیب از ۸۹ و ۶۴ درصد به ۵۶ و ۵۳ درصد کاهش یافت. مقایسه‌ی نتایج به دست آمده در این بخش از پژوهش با نتایج ارایه شده توسط دیگر پژوهشگران نشان داد تغییرات مکانی ویژگی‌های هیدرولوژیکی خاک به منطقه‌ی مطالعاتی وابسته است. آماره‌های محاسبه شده برای اندازه‌گیری خطای برآورد نشان داد روش زمین‌آماری مورد استفاده با حداکثر جزر میانگین مربعات خطای ۰/۰۸ و ۰/۱۹ برای هدایت آبی اشباع و ضریب جذبی خاک روشی مناسب برای برآورد پارامترهای نفوذ در پهنه‌ی مطالعاتی بوده است.

واژه‌های کلیدی: تغییرپذیری مکانی، زمین‌آمار، کاربری اراضی، نفوذ آب به خاک

مقدمه

هدایت آبی اشباع به عنوان تنها یکی از پارامترهای آن که با ثابت شدن مقدار آن طی آزمایش اندازه‌گیری نفوذ به آخرین مرحله‌ی خود می‌رسد، ۸۶ درصد است (بای‌پوردی، ۱۳۷۹). تغییرات مکانی خصوصیات خاک، به عنوان یکی از متغیرهای محیطی، عبارت از تغییر یک خصوصیت از خاک به عنوان تابعی از موقعیت جغرافیایی آن نقطه است (Rekman et al., 1998). تغییرات مکانی نفوذپذیری خاک نقشی بسیار مهم در فرآیندهای هیدرولوژیک ایفا می‌کند. ساختار مکانی نفوذ تأثیر بسزایی بر هیدروگراف پهنه‌ی مطالعاتی دارد (Herbst and Dieckkruger, 2003). در بسیاری از مدل‌های هیدرولوژی، پارامترهای نفوذ آب به خاک به عنوان ورودی مورد نیاز است. اهمیت پدیده‌ی نفوذ و نقش آن در حل مسایل مدیریتی، لزوم اندازه‌گیری و تعیین آن را ناگزیر می‌نماید. یکی از روش‌های متداول در برآورد ویژگی‌های فیزیکی خاک،

نفوذ آب به خاک در مدیریت منابع آب، طراحی سازه‌های زهکشی و برآورد رواناب سطحی مورد استفاده قرار می‌گیرد. کمی‌نمودن نفوذپذیری آب به خاک یکی از پارامترهای کلیدی در طراحی روش‌های پالایش و جلوگیری از آلودگی خاک است. لذا، شناخت کمی این پدیده، جلوگیری از تخریب اراضی و منابع خاک و آب را به همراه خواهد داشت. از دیگر سو، پدیده‌ی نفوذ دارای تغییرپذیری مکانی^۴ بالایی است به گونه‌ای که ضریب تغییرات^۵

۱- دانشجوی سابق دکتری دانشگاه تربیت مدرس و استادیار فعلی دانشگاه شهردکرد
۲- استاد گروه خاکشناسی دانشگاه تربیت مدرس
(*) - نویسنده مسئول: (Email: mhomaee@yahoo.com)
۳- دانشیار سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، تهران

4- Spatial Variability
5- Coefficient of Variation

به قطر ۳۰ سانتیمتر در ۹۵ نقطه از مراتع و مراتع تخریب شده اندازه گیری شد. به منظور تعیین پارامترهای نفوذ آب به خاک از رابطه‌ی دو جمله‌ای فیلپ (رابطه‌ی (۱)) استفاده شد. مطابق این رابطه در زمان‌های اولیه‌ی نفوذ عمودی آب به خاک ورود آب به خاک بیشتر متأثر از نیروی مویبندی خاک است (Smith, 1999). بر این اساس، پارامتر S مدل فیلپ به روش (Talsma ۱۹۶۹) تعیین گردید.

$$I = S t^{0.5} + A t \quad (1)$$

به منظور تعیین پارامتر A در مدل فیلپ، رابطه‌ی $A = \frac{2}{3} k_{fs}$ در این رابطه، k_{fs} هدایت آبی اشباع مزرعه^۳ است که با استفاده از روابط زیر بدست می‌آید. سرعت نفوذ آب به خاک از یک حلقه یا استوانه‌ی نفوذسنج در ابتدا بسیار زیاد (از نظر تئوری در زمان صفر بی نهایت) و با گذشت زمان مقدار آن کاهش یافته تا به مقداری که دارای حالت شبه پایدار^۴ (تغییرات سرعت نفوذ در واحد زمان کمتر از ۱۰ درصد) است، برسد. مدت زمان لازم برای رسیدن به سرعت نفوذ شبه پایدار با کاهش قطر استوانه یا حلقه‌ی نفوذسنج کاهش می‌یابد (Youngs, 1987 and 1991). حالت شبه پایدار بدین دلیل به کار گرفته می‌شود که رسیدن به حالت پایدار واقعی نیازمند مدت زمان بسیار طولانی است.

نفوذ شبه پایدار آب به خاک از یک حلقه‌ی نفوذسنج را می‌توان به کمک رابطه‌ی ارایه شده توسط Reynolds و Elrick (1990) به صورت زیر تشریح کرد:

$$\frac{q_s}{k_{fs}} = \frac{Q}{(\pi r^2 k_{fs})} = \left[\frac{H}{(C_1 d + C_2 a)} \right] + \left[\frac{1}{[\alpha (C_1 d + C_2 a)]} \right] + 1 \quad (2)$$

که در آن: q_s (LT^{-1}) سرعت نفوذ شبه پایدار، Q ($L^3 T^{-1}$) شدت جریان شبه پایدار معادل k_{fs} (LT^{-1}) هدایت آبی اشباع، مزرعه a (L) شعاع حلقه، H (L) ارتفاع آب داخل حلقه بر سطح خاک، d (L) عمق نفوذ حلقه به داخل خاک، $C_1 = 0.316\pi$ و $C_2 = 0.184\pi$ ثابت‌های بدون بعد و نیمه تجربی هستند که برای $d \geq 3$ cm و $H \geq 5$ cm به کار می‌روند (Reynolds and Elrick, 1990, Youngs et al., 1995). α (L^{-1}) پارامتر طول خلل و فرج درشت خاک بوده و با توجه به نوع بافت و ساختمان خاک برآورد می‌گردد (Reynolds, et al., 2002). برای تعیین k_{fs} رابطه‌ی (۲) را می‌توان به صورت زیر نوشت:

روش‌های زمین‌آمار^۱ است. پژوهش‌های زیادی در رابطه با تغییرات مکانی ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک و برآورد آنها با استفاده از روش‌های زمین‌آمار انجام شده است (Zhang et al., 1997; Castrignano, et al., 2000; Herbst and Diekkruger. 2003; Glenna and Carbb, 2003; Catrignano et al., 2004; Pérez-Rodríguez et al., 2007). تغییرات مکانی ویژگی‌های هیدرولیکی خاک متأثر از خصوصیات ذاتی خاک از قبیل نوع خاک و توزیع اندازه‌ی منافذ خاک و خصوصیات غیرذاتی مانند عبور و مرور وسایل نقلیه، کشت و کار و نوع کاربری زمین می‌باشد. چگونگی تأثیر این فاکتورها بر ویژگی‌های هیدرولیکی خاک از پهنه‌ای به پهنه‌ی مطالعاتی دیگر متفاوت است. به عنوان مثال، پژوهش انجام شده توسط Rogers و همکاران (۱۹۹۱) نشان داد تنها در برخی قسمتهای منطقه‌ی مورد مطالعه همبستگی مکانی بین داده‌های هدایت آبی اشباع وجود داشته و در بیشتر بخش‌ها وابستگی مکانی وجود نداشته و یا بسیار ضعیف بوده است. هدف از این پژوهش، بررسی تغییرات مکانی پارامترهای نفوذ در منطقه‌ی مطالعاتی، بررسی اثر تغییر کاربری بر الگوی تغییرات مکانی نفوذ آب به خاک و برآورد پارامترهای نفوذ با استفاده از روش‌های زمین‌آمار^۲ بود.

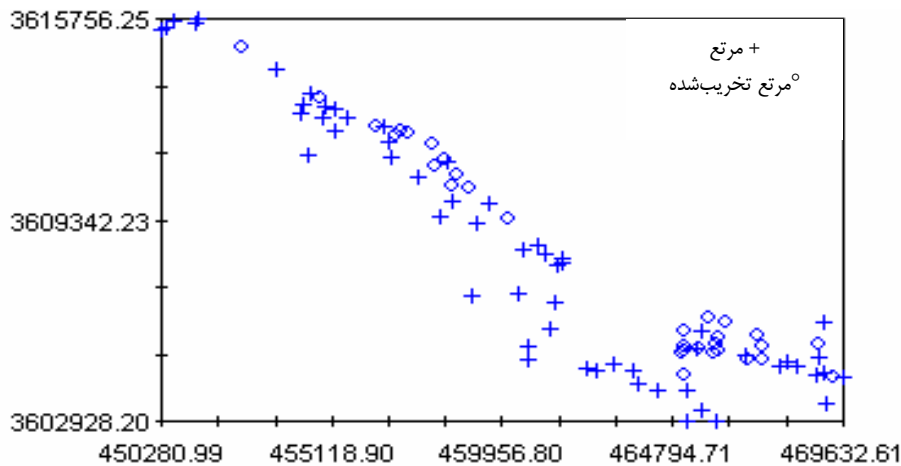
مواد و روش‌ها

منطقه‌ی نثار تنگ بن واقع در استان چهارمحال و بختیاری با مساحت تقریبی ۱۲۰۰۰ هکتار برای انجام آزمایش‌های نفوذ آب به خاک انتخاب گردید. منطقه‌ی نثار تنگ بن از توابع شهرکرد در محدوده‌ی جغرافیایی $25^{\circ} 28' 50''$ تا $35^{\circ} 40' 50''$ طول شرقی و $48^{\circ} 33' 32''$ تا $44^{\circ} 40' 32''$ عرض شمالی قرار دارد. قسمت عمده این منطقه را ارتفاعات پرشیب تشکیل می‌دهد. ارتفاع متوسط حوزه ۲۴۶۶ متر از سطح دریا می‌باشد. متوسط بارندگی سالیانه ۴۳۰ میلی‌متر و درجه‌ حرارت سالانه ۱۰ درجه سانتی‌گراد می‌باشد. طبقه‌بندی خاک منطقه طبق کلید تاکسونومی ۱۹۹۸ Calcixerollic Typic Xerochrepts و Calcic Haploxeralfs, Xerochrepts است. خاک سطحی دارای بافت‌های رسی، رس سیلتی، لوم رسی سیلتی و لوم رسی می‌باشد. پهنه‌ی مطالعاتی انتخاب شده دارای کاربری مرتع حفاظت شده می‌باشد. درصد پوشش گیاهی ۳۰ تا ۴۵ درصد بوده و در برخی نقاط به ۷۰ تا ۸۵ درصد هم می‌رسد. مراتع پهنه‌ی مطالعاتی به طور کامل از فعالیت‌های انسانی در امان نبوده و در اثر فعالیت‌های غیرقانونی در سال‌های گذشته، در برخی نقاط به مرتع تخریب‌شده تبدیل گشته است. در این نقاط، آثار شخم و شیار در جهت شیب دیده شد. در شکل (۱) وضعیت نقاط مطالعاتی در مناطق حفاظت‌شده و تخریب‌شده نشان داده شده است.

نفوذ آب به خاک به روش نفوذسنج تک‌استوانه‌ای^۳ با استوانه‌ای

3- Field Saturated Hydraulic Conductivity
4- Quasi Steady State

1- Geostatistics
2- Single Ring Infiltrometer



شکل ۱- چگونگی وضعیت نقاط مرتعی و تخریب شده در منطقه مطالعاتی

به روش کریجینگ معمولی استفاده شد. بنابراین، با استفاده از پارامترهای مدل‌های به دست آمده و نرم افزار زمین آماری GS^+ نقشه‌ی میان‌یابی شده‌ی پارامترهای نفوذ تهیه گردید. در پایان کارآیی تخمینگر کریجینگ معمولی در برآورد پارامترهای نفوذ با محاسبه‌ی آماره‌های میانگین مقادیر برآورد شده، میانگین قدرمطلق خطاها (MAE)، ریشه‌ی میانگین مربعات خطاها (RMSE) و میانگین خطاها (ME) ارزیابی شد.

$$MAE = \frac{\sum_{i=1}^n |P_i - M_i|}{n} \quad (4)$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (P_i - M_i)^2}{n}} \quad (5)$$

$$ME = \frac{\sum_{i=1}^n (P_i - M_i)}{n} \quad (6)$$

نتایج و بحث

پهنه‌ی مطالعاتی به طور هم‌زمان دارای اراضی با کاربری مرتع و مرتع تخریب شده بود. مقادیر نفوذ تجمعی عمودی در برابر زمان را در دو کاربری یاد شده نشان داد میانگین نفوذ تجمعی آب به خاک در

$$k_{fs} = \frac{q_s}{\left[\frac{H}{(C_1 d + C_2 a)} \right] + \left\{ \frac{1}{[\alpha^* (C_1 d + C_2 a)]} \right\} + 1} \quad (3)$$

از این رابطه برای تعیین هدایت آبی اشباع مزرعه و در نتیجه پارامتر A در مدل فیلیپ استفاده گردید.

پس از تعیین پارامترهای S و A در مدل فیلیپ، با استفاده از این مدل، منحنی نفوذ تجمعی آب به خاک در حالت عمودی برای تک تک نقاط مطالعاتی به دست آمد. با استفاده از نرم افزار GS^+ (نسخه‌ی ۵) تغییرنمای تجربی برای پارامترهای S و A محاسبه شد و ساختار مکانی داده‌ها در کل پهنه‌ی مطالعاتی و نقاط با مرتع حفاظت شده بررسی شد. برخی تحلیل‌های زمین آماری از جمله محاسبه‌ی تغییرنما و استفاده از روش کریجینگ معمولی بر مبنای نرمال بودن توزیع داده‌ها استوار بوده و تحلیل‌های زمین آماری که در آن‌ها از داده‌های با توزیع نرمال استفاده شود، کارآیی بیشتری دارند (Webster and Oliver, 2000). بنابراین، در این پژوهش چگونگی توزیع پارامترهای هدایت آبی اشباع مزرعه (k_{fs}) و ضریب جذبی خاک (S) با استفاده از آزمون نرمال بودن به روش Jonier و Ryan (۱۹۷۶) مورد بررسی قرار گرفت. داده‌های با توزیع نرمال برای تجزیه و تحلیل‌های بعدی به کار گرفته شد. در فرآیند تجزیه ساختاری، مدل‌های استاندارد به تغییرنماهای تجربی به دست آمده برازش داده شد و بهترین مدل برای هر پارامتر انتخاب گردید. با استفاده از تغییرنمای سطحی محاسبه شده، اثر تخریب مرتع بر پارامترهای نفوذ مطالعه شد. برای استفاده از روش‌های زمین آماری در برآورد کمیت مورد نظر، ساختار مکانی کمیت مورد نیاز است. در این پژوهش از مدل‌های برازش داده شده بر تغییرنماهای تجربی پارامترهای نفوذ به منظور برآورد این پارامترها

برای بررسی ساختار مکانی از تغییرنمای همه جانبه که بیانگر متوسط تغییرات مکانی پارامتر k_{fs} در تمام راستاها است، استفاده گردید. شکل (۳) تغییرنمای همه جانبه برای پارامتر k_{fs} در حالتی که تمام داده‌ها برای بررسی ساختار مکانی این پارامتر به کار گرفته شد را نشان می‌دهد. این شکل نشان می‌دهد همبستگی مکانی پارامتر k_{fs} پس از رسیدن به شعاع ۴۰۰۰ متر، حالت تصادفی پیدا کرده است. پس از محاسبه‌ی تغییرنمای تجربی، تغییرنمای تئوری این پارامتر با برازش مدل‌های مختلف به داده‌ها تعیین گردید. مدل انتخاب شده مدلی کروی بوده که پارامترهای آن در جدول (۱) ارایه شده است و شکل کلی آن به صورت زیر است:

$$\gamma(h) = C_0 + C[1.5(h/A_0) - 0.5(h/A_0)^3] \quad (7)$$

$$h \leq A_0$$

$$\gamma(h) = C_0 + C \quad (8)$$

$$h > A_0$$

که در آنها $\gamma(h)$ تغییرنما، A_0 شعاع تأثیر، h گام نمونه‌برداری، C_0 اثر قطعه‌ای و C بخش دارای ساختار مکانی تغییرنما است. مجموع مربعات خطا و ضریب رگرسیونی این مدل به ترتیب ۰/۰۰۰۰۲۶ و ۰/۴۹ بوده است. شعاع تأثیر تغییرنما در مدل انتخاب شده برابر ۴۰۰۰ متر بود. این جدول نشان می‌دهد از کل تغییرات مربوط به k_{fs} (در کل منطقه)، ۵۶ درصد آن دارای ساختار مکانی بوده و ۴۳ درصد از این تغییرات تصادفی بوده است. ضریب رگرسیونی به‌دست آمده برای k_{fs} در کل منطقه نشان می‌دهد مدل ارایه شده برای آن تنها قادر به توجیه ۴۹ درصد از تغییرات تغییرنمای تجربی آن بوده است.

ساختار مکانی هدایت آبی اشیاع مزرعه با استفاده از داده‌هایی که تنها در مرتع اندازه‌گیری شده بود نیز مورد بررسی قرار گرفت. بدین منظور، تغییرنمای این پارامتر در چهار راستای اصلی ۰، ۴۵، ۹۰ و ۱۳۵ درجه تعیین گردید. برای بررسی وضعیت همسانگردی این پارامتر در کاربری مرتع، از تغییرنمای سطحی و تغییرنمای به‌دست آمده در چهار راستای یاد شده استفاده شد. تغییرنمای سطحی این پارامتر در اراضی مرتع در شکل (۴) ارایه گردیده است. این شکل نشان می‌دهد پارامتر k_{fs} تقریباً تا فاصله‌ی نمونه‌برداری ۲۵۰۰ متر ناهمسانگردی دیده نشده است. مقایسه‌ی این تغییرنمای سطحی با تغییرنمای سطحی ارایه شده در شکل (۲) نشان می‌دهد، وضعیت همسانگردی پارامتر k_{fs} به هنگام استفاده از داده‌های مرتعی مناسب‌تر

کاربری مرتع بیشتر از مقدار آن در مراتع تخریب شده بود. بیشینه‌ی عمق آب نفوذ کرده در کاربری‌های مرتع و مرتع تخریب شده به ترتیب ۱۰۵ و ۹۸ سانتی‌متر بود. به نظر می‌رسد عملیات شخم و شیار انجام شده و در نتیجه تخریب مرتع، یکی از دلایل کاهش نفوذ آب به خاک در مراتع تخریب شده نسبت به مراتع حفاظت شده باشد. زیرا، در اثر عملیات شخم و شیار، ماده‌ی آلی خاک برای تجزیه میکروبی سهل‌الوصول‌تر شده در نتیجه ساختمان خاک تخریب و همچنین سخت لایه‌ای با نفوذپذیری کم در خاک‌رخ ایجاد می‌گردد. برابر داده‌های اندازه‌گیری شده در این دو کاربری، میانگین هدایت آبی اشیاع مزرعه در مرتع (۰/۱۱۲ سانتی‌متر در دقیقه) بیشتر از این مقدار در مراتع تخریب شده (۰/۱۰۰ سانتی‌متر در دقیقه) بود. مقایسه‌ی میانگین هدایت آبی اشیاع در این دو کاربری بیانگر اثر منفی فعالیت‌های بشر بر یکی از شاخص‌های کیفیت خاک می‌باشد.

بررسی ساختار مکانی پارامترهای نفوذ

به‌منظور بررسی ساختار مکانی پارامترهای مورد نظر، تحلیل‌های زمین‌آماري با استفاده از داده‌های اندازه‌گیری شده در تمام منطقه و داده‌های اندازه‌گیری شده در کاربری مرتع انجام گردید. بنابراین، آزمون نرمال بودن پارامترهای نفوذ با استفاده از تمامی داده‌ها و داده‌های اراضی مرتعی به‌طور جداگانه انجام شد. نتایج بدست آمده نشان داد توزیع هیچ‌یک از این پارامترها برای تمامی داده‌ها و داده‌های مرتعی، نرمال نبود. بنابراین، با استفاده از تبدیل ریشه‌ی دوم، توزیع پارامترها نرمال گردید.

تغییرنمای تجربی پارامتر k_{fs} با استفاده از داده‌های اندازه‌گیری شده‌ی نفوذ در کل منطقه و داده‌های اندازه‌گیری شده نفوذ در اراضی مرتعی به‌طور جداگانه محاسبه گردید. بر این اساس، تغییرنمای این پارامتر در چهار راستای اصلی ۰، ۴۵، ۹۰ و ۱۳۵ درجه تعیین گردید. در شکل (۲) که تغییرنمای سطحی^۱ پارامتر k_{fs} را نشان می‌دهد، ناهمسانگردی موجود در پیوستگی مکانی این پارامتر مشاهده می‌گردد. این شکل نشان می‌دهد پارامتر k_{fs} در جهت شیب و عمود بر جهت شیب ساختار مکانی متفاوتی داشته است. برازش بیضی ناهمسانگردی بر این تغییرنما نشان می‌دهد حرکت در جهت شیب و عمود بر جهت شیب به ترتیب بزرگ‌ترین و کوچک‌ترین قطرهای این بیضی را نمایان می‌سازد. در پهنه‌ی مطالعاتی تغییر نوع کاربری که از عوامل بسیار مهم بر هدایت آبی اشیاع است، عمود بر جهت شیب صورت گرفته است. بنابراین، تغییرات این پارامتر هنگام استفاده از تمامی داده‌ها و پیمایش عمود بر جهت شیب بیشترین مقدار شده است. تغییرنمای سطحی ارایه شده برای پارامتر k_{fs} در شکل (۲) نیز این واقعیت را نشان می‌دهد.

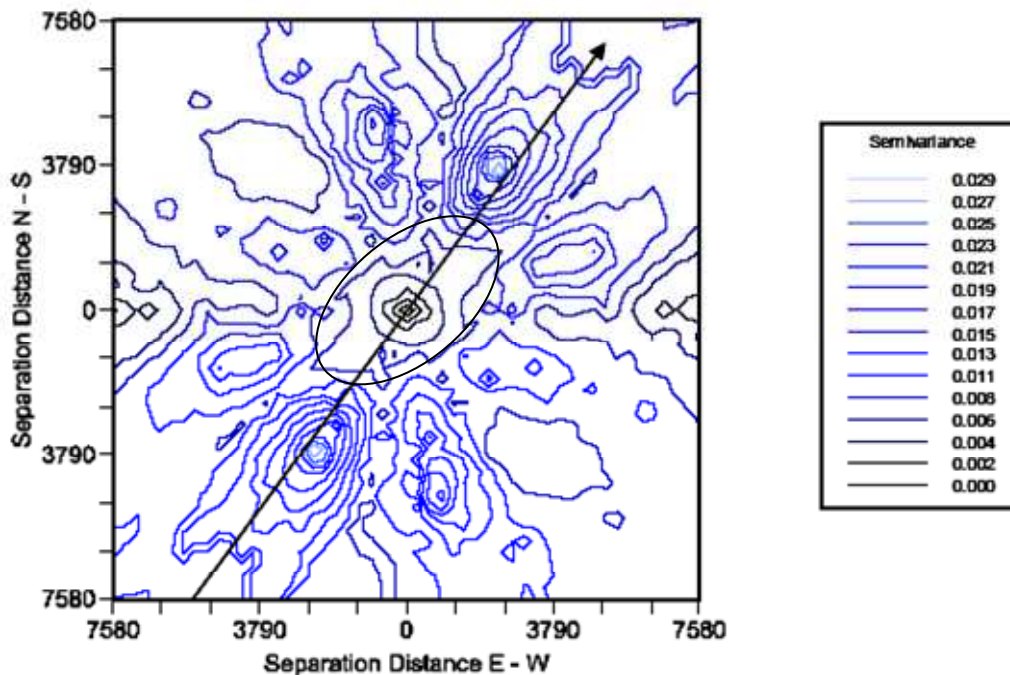
1- Surface Variogram

عوامل بسیار مهم بر هدایت آبی اشباع است، عمود بر جهت شیب صورت گرفته است. در این تغییرنما، با حذف داده‌های اندازه‌گیری شده در مراتع تخریبی در واقع تغییر در نوع کاربری از داده‌ها حذف گردید. در این حالت تنها تغییرات مکانی پارامتر k_{fs} در اراضی مرتعی مورد بررسی قرار گرفت. بنابراین، تغییر در ویژگی‌های ذاتی خاک از جمله فراوانی نسبی ذرات و تخلخل خاک موجب تغییرپذیری مکانی هدایت آبی اشباع شده است. به نظر می‌رسد در منطقه‌ی مطالعاتی ویژگی‌های ذاتی خاک در راستای عمود بر جهت شیب تغییرپذیری کمتری داشته‌اند. این امر می‌تواند به دلیل اثر مشابه عوامل خاکساز بر خاک موجود بر روی خطوط تراز باشد. این واقعیت باعث گردید تغییرات پارامتر k_{fs} هنگام استفاده از داده‌های مرتعی و پیمایش در جهت شیب بیشترین گردد.

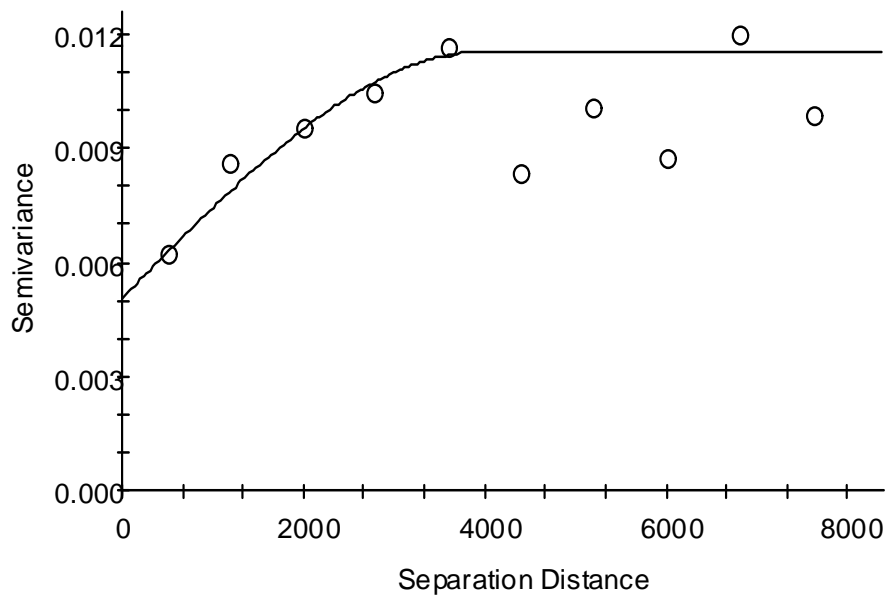
از زمانی است که از تمامی داده‌های اندازه‌گیری شده، استفاده گردید. بدین معنی که با تغییر کاربری ناهمسانگردی در منطقه افزایش یافت. علت وقوع چنین حالتی این است که در صورت استفاده از تمامی داده‌ها، در واقع اطلاعات از جمعیت‌هایی اخذ شده‌اند که از نظر آماری با یکدیگر متفاوت هستند. حال آن‌که وقتی تنها از داده‌های مرتع استفاده شد، اختلاط جمعیت‌های مطالعاتی رخ نداده است. بنابراین، دامنه‌ی تغییرات واریانس پارامتر مورد مطالعه در جهات مختلف کاهش یافته است. این کاهش ناهمسانگردی به حدی است که در مرکز تغییرنما سطحی قطرهای کوچک و بزرگ بیضی مساوی شده‌اند. با این وجود، برازش بیضی ناهمسانگردی بر این تغییرنما نشان می‌دهد حرکت در جهت شیب و عمود بر جهت شیب به ترتیب کوچک‌ترین و بزرگ‌ترین قطرهای این بیضی را نمایان می‌سازد. همان‌طور که گفته شد در پهنه‌ی مطالعاتی تغییر نوع کاربری که از

جدول ۱- پارامترهای تغییرنماهای تئوری مورد استفاده برای میان‌یابی هدایت آبی اشباع مزرعه

نوع ویژگی	مدل	شعاع تاثیر (m)	استانه (C_0+C)	اثر قطعه‌ای (C_0)	$\frac{C}{C_0 + C}$	R^2	RSS
k_{fs} کل منطقه	کروی	۴۰۰۰	۰/۰۱۲۰	۰/۰۰۵۲۵	۰/۵۶۳	۰/۴۹	۰/۰۰۰۰۲۶۰
k_{fs} مرتع	کروی	۳۷۲۰	۰/۰۰۹۱	۰/۰۰۱۰۰	۰/۸۸۷	۰/۹۵	۰/۰۰۰۰۰۲۳



شکل ۲- تغییرنمای سطحی هدایت آبی اشباع مزرعه برای تمامی داده‌ها (جهت شیب غالب منطقه هم‌راستا با فلش است)



شکل (۳) تغییرنمای همسانگرد هدایت آبی اشباع مزرعه برای تمامی داده‌ها

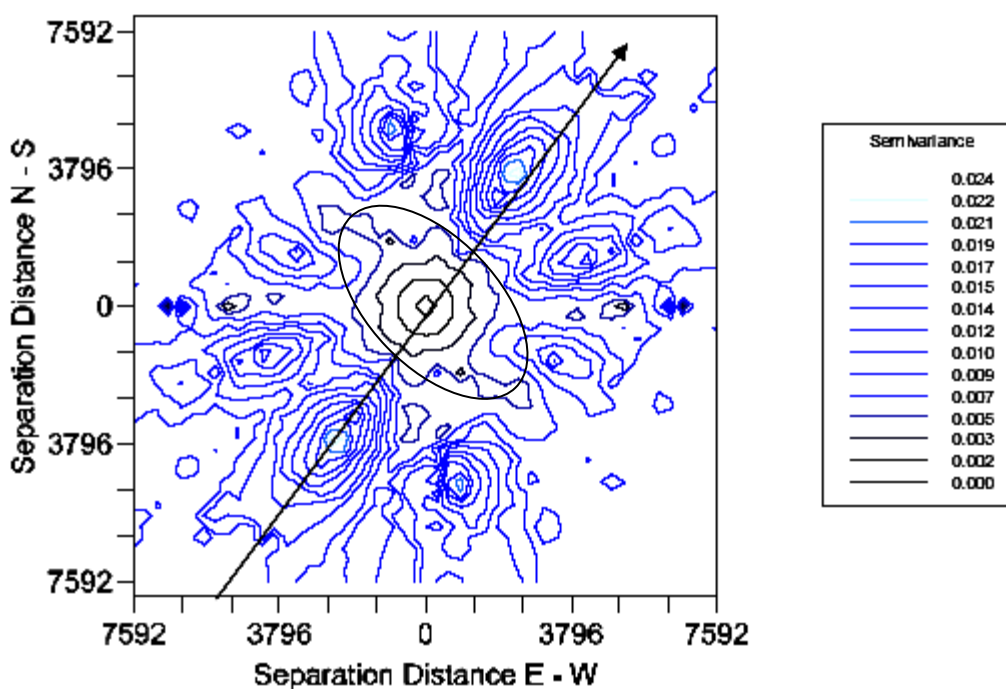
مدل برازش داده شده بر داده‌های مرتع ۹۵ درصد از تغییرات تغییرنمای تجربی پارامتر k_{fs} را توجیه نموده است. مقدار ضریب رگرسیون این مدل دو برابر همین مقدار در مدل به‌دست آمده با استفاده از تمامی داده‌ها بوده است. شعاع تأثیر تغییرنما در مدل انتخاب شده برابر ۳۷۲۰ متر بود. دلیل کمتر بودن شعاع تأثیر این تغییرنما در مقایسه با تغییرنمای حاصل از تمامی داده‌ها را می‌توان در حذف شدن داده‌های مراتع تخریب شده از پهنه‌ی مطالعاتی دانست. با حذف شدن این داده‌ها فاصله‌ی بین گام‌هایی که دارای همبستگی مکانی هستند، کاهش یافته است. بنابراین، شعاع تأثیر تغییرنما نیز کاهش یافته است.

جدول (۱) نشان می‌دهد ۸۹ درصد از کل تغییرات مربوط به k_{fs} (مرتع)، دارای ساختار مکانی بوده و تنها ۱۱ درصد از این تغییرات تصادفی بوده است. ضریب رگرسیونی به‌دست آمده برای مدل تغییرنمای k_{fs} در کل منطقه نشان می‌دهد این مدل تنها قادر به توجیه ۴۹ درصد از تغییرات تغییرنمای تجربی آن بوده است. جدول (۱) نشان می‌دهد مقدار کل تغییرات واریانس پارامتر k_{fs} در کاربری مرتع برابر ۰/۰۰۹۱ بوده که ۲۵ درصد کمتر از تغییرات واریانس این پارامتر در کل منطقه بوده است. اثر قطعه‌ای در مدل آرایه شده‌ی k_{fs} برای اراضی مرتعی (۰/۰۰۱۰) نیز بسیار کوچکتر از این مقدار در تغییرنمای به‌دست آمده از تمامی داده‌ها (۰/۰۰۵۲۵) بود. بنابراین، می‌توان نتیجه گرفت نوع کاربری بر چگونگی ساختار مکانی پارامتر k_{fs} تأثیرگذار بوده است

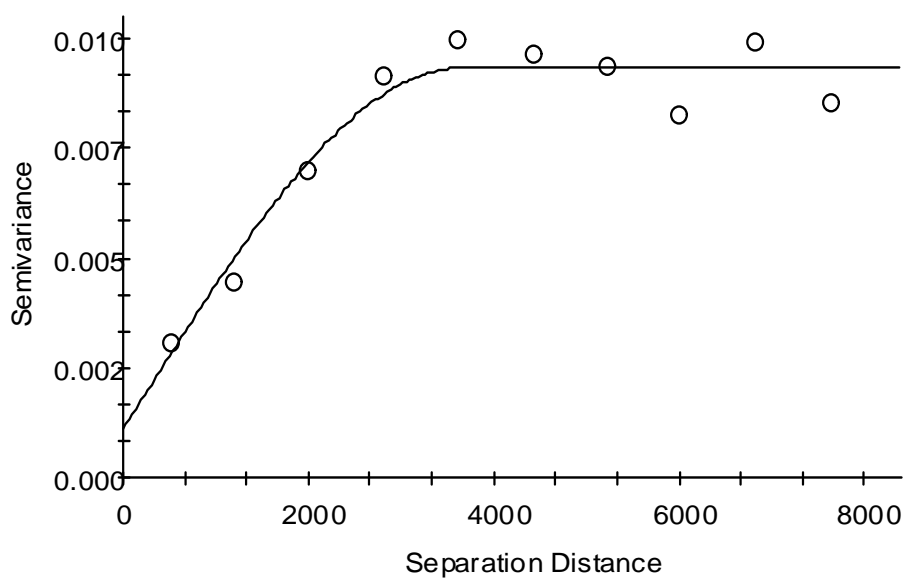
تلفیق نتایج حاصل از تفسیر تغییرنماهای سطحی به‌دست آمده با استفاده از تمامی داده‌ها و داده‌های مرتعی نشان می‌دهد نوع کاربری اهمیتی بیشتر در تغییرپذیری هدایت آبی اشباع نسبت به ویژگی‌های ذاتی خاک داشته است. زیرا با حذف یا اضافه شدن داده‌های اندازه‌گیری شده در مراتع تخریبی جهت ناهمسانگردی ۹۰ درجه تغییر می‌نماید. تغییرنمای سطحی آرایه شده برای پارامتر k_{fs} در شکل‌های (۲) و (۴) نیز بیانگر این واقعیت می‌باشد.

برای بررسی ساختار مکانی، از تغییرنمای همه جانبه که بیانگر متوسط تغییرات مکانی پارامتر k_{fs} در تمامی راستاها است، استفاده گردید. شکل (۵) تغییرنمای همه جانبه برای پارامتر k_{fs} در کاربری مرتع را نشان می‌دهد. این شکل نشان می‌دهد همبستگی مکانی پارامتر k_{fs} پس از رسیدن به شعاع تقریبی ۳۷۰۰ متری، کاهش یافته است.

پس از محاسبه‌ی تغییرنمای تجربی برای پارامتر k_{fs} در کاربری مرتع، مناسب‌ترین تغییرنمای تئوری برای توجیه تغییرات مکانی این پارامتر تعیین گردید. مدل انتخاب شده مدلی کروی بوده و پارامترهای آن در جدول (۱) آرایه شده است. مجموع مربعات خطای و ضریب رگرسیونی این مدل به ترتیب برابر ۰/۰۰۰۰۰۲۳ و ۰/۹۵ بوده است. مقایسه‌ی شاخص‌های ارزیابی بدست آمده برای این تغییرنما با تغییرنمای حاصل از تمامی داده‌ها نشان می‌دهد مدل برازش داده شده به داده‌های مرتعی دارای خطای کمتر بوده است. به طوری که مقدار خطای برازش ۱۰ برابر کوچکتر از مقدار این آماره در تغییرنمای کل منطقه بود.



شکل ۴- تغییرنمای سطحی هدایت آبی اشباع مزرعه برای داده‌های مرتعی



شکل ۵- تغییرنمای همسانگرد هدایت آبی اشباع مزرعه برای داده‌های مرتعی

داده‌های اندازه‌گیری شده در آن‌ها فاصله‌ی زیادی از هم داشتند. همچنین، با ورود بشر به این نقاط پیوستگی داده‌های محیطی و در

با توجه به این که اراضی که در آن‌ها مرتع، تخریب شده بود، در کل منطقه پراکنده و سطح آن بسیار کمتر از مراتع بود، برخی

شیب بخش میانی این تغییرنا بسیار کمتر از تغییرنمای به دست آمده برای پارامتر k_{fs} است. هر قدر شیب این قسمت از تغییرنا کمتر باشد، محیط همگن تر بوده و در فاصله‌ای بیشتر به آستانه می‌رسد. بنابراین، تغییرات مکانی پارامتر k از همگنی بیشتری نسبت به پارامتر k_{fs} برخوردار بوده است. با توجه به این که واریانس‌های محاسبه شده برای این دو پارامتر دارای بعد می‌باشد، نمی‌توان در این مورد که کدام پارامتر از تغییرپذیری بیشتری برخوردار است، داوری کرد.

پس از محاسبه تغییرنمای تجربی پارامتر k در کل منطقه، به نقاط آن مدلی برازش داده شد تا تغییرنمای تئوری حاصل گردد. پارامترهای مدلی کروی انتخاب شده برای پارامتر k با استفاده از تمامی داده‌ها در جدول (۲) ارایه شده است. مجموع مربعات خطای و ضریب رگرسیونی این مدل به ترتیب برابر 0.000453 و 0.81 بوده است. شعاع تأثیر تغییرنا در مدل انتخاب شده برابر 9980 متر برآورد شده است. این جدول نشان می‌دهد از کل تغییرات مربوط به پارامتر k (در کل منطقه)، 52 درصد آن دارای ساختار مکانی بوده و 48 درصد باقی مانده شامل تغییرات تصادفی بوده است. ضریب رگرسیونی به دست آمده برای مدل پارامتر k در کل منطقه نشان می‌دهد مدل ارایه شده برای آن، 81 درصد از تغییرات تغییرنمای تجربی این پارامتر را توجیه نموده است. مقایسه‌ی پارامترهای این مدل با پارامترهای مدل انتخاب شده برای پارامتر k_{fs} کل منطقه نشان می‌دهد، تغییرات پارامتر k به گونه‌ای بهتر با استفاده از مدل‌های تئوری بیان گردیده است.

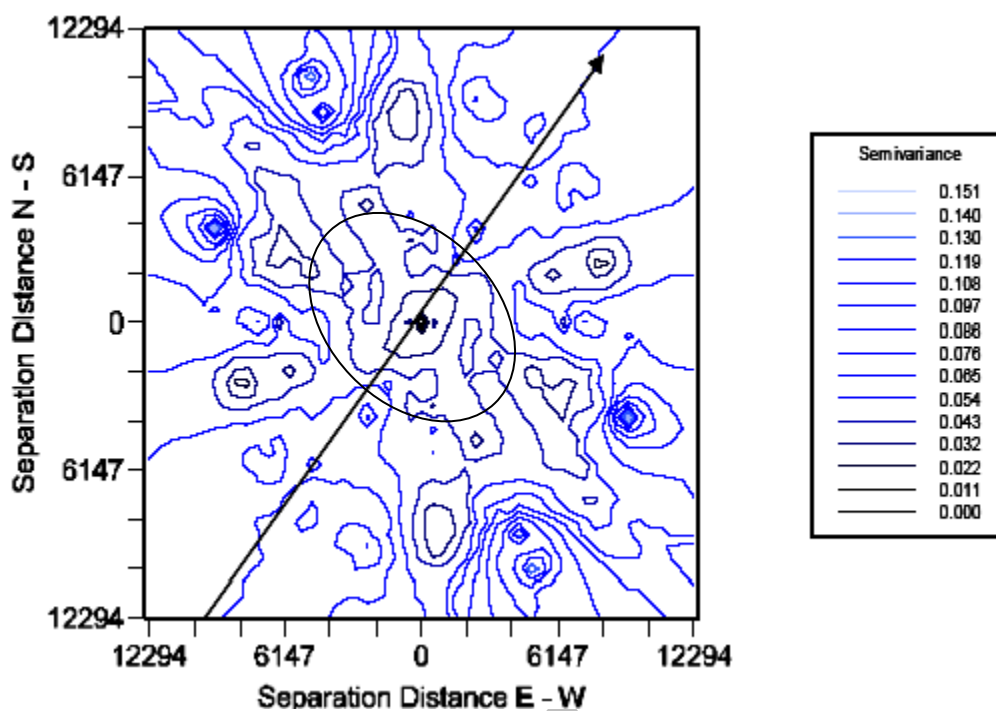
با استفاده از داده‌هایی که تنها در مرتع اندازه‌گیری شده بود، ساختار مکانی هدایت ضریب جذبی خاک (k) در پهنه‌ی مطالعاتی مورد بررسی قرار گرفت. بدین منظور، تغییرنمای این پارامتر در چهار راستای اصلی 0 ، 45 ، 90 و 135 درجه تعیین گردید. برای بررسی وضعیت همسانگردی این پارامتر در کاربری مرتع، از تغییرنمای سطحی و تغییرنماهای به دست آمده در چهار راستای یاد شده استفاده شد. تغییرنمای سطحی محاسبه شده‌ی این پارامتر با استفاده از داده‌های اراضی مرتع در شکل (۸) ارایه شده است. این شکل نشان می‌دهد تغییرات مکانی پارامتر k با داده‌های مرتعی دارای ناهمسانگردی کمتری نسبت به تغییرات آن در تمامی داده‌ها بوده است. به طور کلی در فاصله‌ای نزدیک به شعاع تأثیر (حدود 4500 متر) این پارامتر، تغییرات آن تقریباً همسانگرد بود. مقایسه‌ی این تغییرنمای سطحی با تغییرنمای سطحی ارایه شده برای پارامتر k در شکل (۶) نشان می‌دهد، وضعیت ناهمسانگردی این پارامتر به هنگام استفاده از داده‌های مرتعی مناسب‌تر از زمانی است که از تمامی داده‌های اندازه‌گیری شده استفاده شد. این رخداد را می‌توان به همگن تر شدن داده‌ها در اثر جداسازی داده‌های غیرمرتعی نسبت داد. بنابراین، می‌توان گفت تغییرات پارامتر k متأثر از نوع کاربری نیز بوده است.

نتیجه توزیع مکانی آنها دستخوش تغییر شده است. لذا، پارامترهای k و k_{fs} در این اراضی از ساختار مکانی ضعیفی برخوردار بودند. البته جفت زوج‌های موجود در هر گام نیز کمتر از 30 زوج نمونه‌ی موثر بود. در محاسبه‌ی تغییرنا نباید از گام‌هایی که کمتر از 30 زوج نمونه‌ی موثر دارند، در برازش مدل به تغییرنمای تجربی استفاده کرد (Journel and Huijbregts, 1978). در این پژوهش، برای بررسی ساختار مکانی پارامترهای نفوذ در اراضی تخریبی مشکل محدودیت تعداد جفت زوج‌ها و فاصله‌ی نقاط اندازه‌گیری وجود داشت. از این رو، ساختار مکانی پارامترهای نفوذ در مراتع تخریب شده به طور جداگانه مورد بررسی قرار نگرفت.

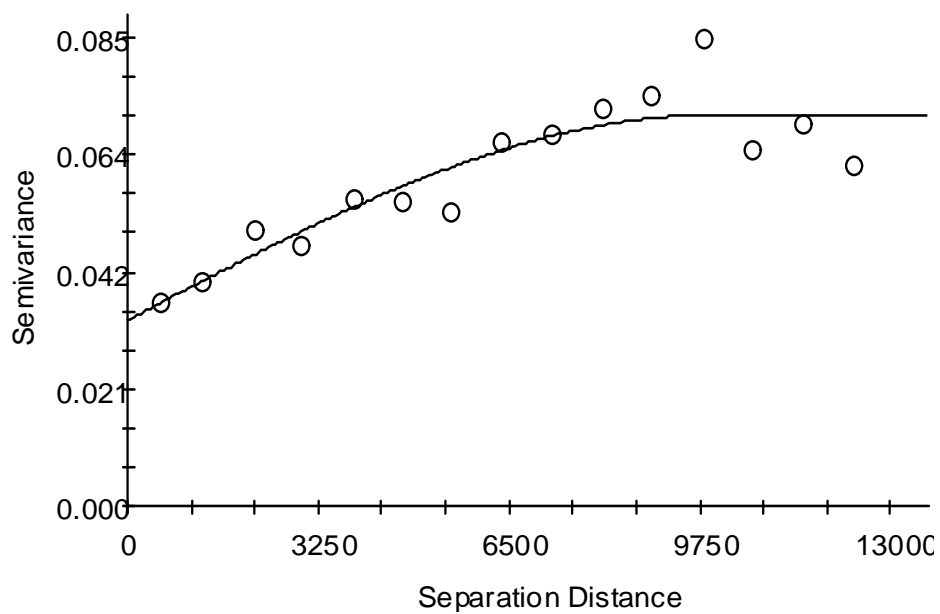
همچون پارامتر k_{fs} ، تغییرنمای تجربی پارامتر k نیز با داده‌های اندازه‌گیری شده در هر دو کاربری و داده‌های اندازه‌گیری شده در کاربری مرتع به طور جداگانه محاسبه گردید. بر این اساس، تغییرنمای این پارامتر در چهار راستای اصلی 0 ، 45 ، 90 و 135 درجه تعیین گردید. شکل (۶) تغییرنمای سطحی محاسبه شده با تمامی داده‌ها برای پارامتر k را نشان می‌دهد. این شکل نشان می‌دهد ناهمسانگردی اندکی در ساختار مکانی این پارامتر وجود داشته است. مقایسه‌ی شکل‌های (۲) و (۶) نشان می‌دهد، پارامتر k دارای ناهمسانگردی بسیار کمتری نسبت به پارامتر k_{fs} در کل پهنه‌ی مطالعاتی بوده است. قطر بزرگ بیضی قابل برازش بر تغییرنمای سطحی پارامتر k بسیار کوچک‌تر از مقدار آن برای پارامتر k_{fs} بوده است. شکل (۶) نشان می‌دهد پارامتر k بیشترین شعاع تأثیر را نه در جهت شیب و نه در راستای عمود بر جهت شیب منطقه بلکه در جهتی بینابین داشته است. این بدان معنی است که نوع کاربری و جهت شیب نتوانسته‌اند بخشی اعظم از تغییرات این پارامتر را توجیه کنند. به نظر می‌رسد تغییرات مکانی این پارامتر علاوه بر ویژگی‌های ذاتی خاک مانند فراوانی نسبی ذرات به ویژگی‌هایی دیگر از منطقه از جمله رطوبت اولیه، نوع ماده‌ی آلی و در نتیجه نوع پوشش گیاهی نیز وابسته است. البته هیچ‌کدام از این ویژگی‌ها به تنهایی نقشی تعیین کننده بر تغییرات پارامتر k نداشته است. به عنوان مثال، اگر این پارامتر به طور ویژه متأثر از نوع کاربری بود، باید رفتاری شبیه پارامتر k_{fs} داشته باشد.

برای بررسی ساختار مکانی پارامتر k تغییرنمای همه جانبه آن به کار گرفته شد. شکل (۷) تغییرنمای همه جانبه برای این پارامتر را در حالتی که تمام داده‌ها برای بررسی ساختار مکانی آن به کار گرفته شد، نشان می‌دهد. این شکل نشان می‌دهد همبستگی مکانی پارامتر k پس از رسیدن به شعاع حدود 10000 متری، کاهش یافته است. واریانس تغییرات پارامتر k در فواصل بیش از این شعاع به صورت تصادفی در آمده است.

شکل (۷) نشان می‌دهد تغییرات مکانی پارامتر k زیاد بوده و نزدیک به 50 درصد از این تغییرات بدون ساختار (اثر قطعه‌ای) است.



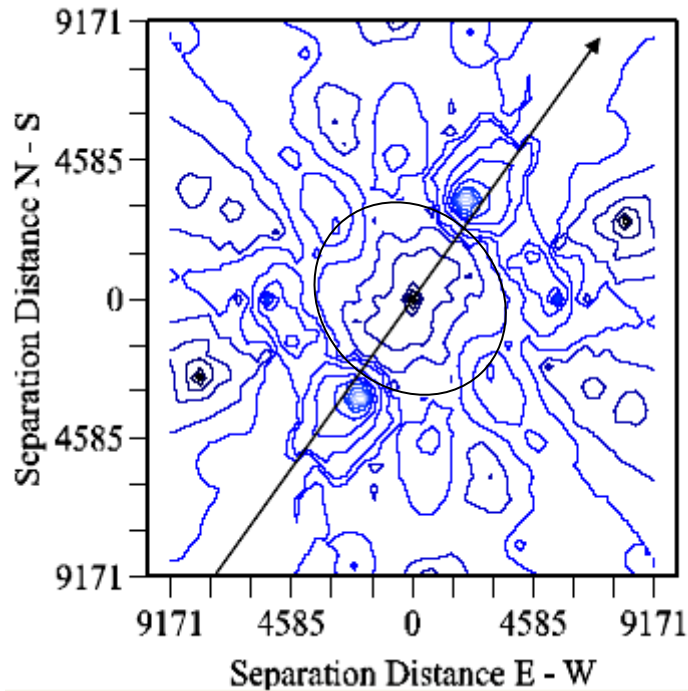
شکل ۶- تغییرنمای سطحی ضریب جذبی خاک برای تمامی داده‌ها



شکل ۷- تغییرنمای همسانگرد ضریب جذبی خاک برای تمامی داده‌ها

جدول ۲- پارامترهای تغییرنماهای تئوری مورد استفاده برای میان‌یابی ضریب جذبی خاک

نوع ویژگی	مدل	شعاع تاثیر (m)	آستانه (C_0+C)	اثر قطعه‌ای (C_0)	$\frac{C}{C_0+C}$	R^2	RSS
S کل منطقه	کروی	۹۹۸۰	۰/۰۷۱۰	۰/۰۳۳۷	۰/۵۲۵	۰/۸۱	۰/۰۰۰۴۵۳
S مرتع	کروی	۴۸۷۰	۰/۰۶۱۷	۰/۰۲۲۰	۰/۶۴۳	۰/۷۷	۰/۰۰۰۳۹۶



شکل ۸- تغییرنمای سطحی ضریب جذبی خاک برای داده‌های مرتعی

این نقاط در منطقه‌ی مطالعاتی، پیوستگی ویژگی‌های اندازه‌گیری شده و در نتیجه همبستگی مکانی داده‌ها افزایش یافته است.

شیب بخش میانی تغییرنمای به دست آمده با استفاده از داده‌های مرتعی بسیار بیشتر از تغییرنمای به دست آمده با تمامی داده‌ها بود. بنابراین این تغییرنما در فاصله‌ی بسیار کوتاه‌تری به آستانه رسیده است. این رخداد ناشی از افزایش فاصله‌ی بین نقاط اندازه‌گیری شده است. زیرا با افزایش این فاصله، اثر داده‌های نزدیک به هم از نظر زمین‌آماري معنی‌دارتر می‌شود. بنابراین، کاهش دامنه‌ی این تغییرنما قابل انتظار بود.

پس از محاسبه‌ی تغییرنمای تجربی پارامتر S، برای مراتع منطقه، به نقاط آن مدلی برازش داده شد تا تغییرنمای تئوری حاصل گردد. پارامترهای مدل کروی انتخاب شده برای پارامتر S در این حالت در جدول (۲) ارائه شده است. مجموع مربعات خطا و ضریب رگرسیونی این مدل به ترتیب برابر ۰/۰۰۰۳۹۶ و ۰/۷۷ بوده است. شعاع تاثیر تغییرنمای در مدل انتخاب شده برابر ۴۸۷۰ متر و تقریباً نصف شعاع

تغییرنمای تجربی و تئوری محاسبه شده برای پارامتر S با استفاده از داده‌های مرتعی در شکل (۹) ارائه شده است. این شکل نشان می‌دهد تغییرات مکانی این پارامتر در داده‌های مرتعی کمتر از تمامی داده‌ها بوده است. مقایسه‌ی شکل‌های (۷) و (۹) نشان می‌دهد ساختار مکانی پارامتر S در داده‌های مرتعی بسیار بیشتر از داده‌های کل منطقه بوده است. در عین حال، تغییرات تصادفی پارامتر S در داده‌های مرتعی کمتر از تمامی داده‌ها بود. با کم شدن تعداد داده‌ها در مراتع نسبت به داده‌های کل منطقه، میانگین فاصله‌ی بین نقاط افزایش یافته است. افزایش فاصله‌ی بین نقاط اندازه‌گیری در برخی مطالعات انجام شده بر روی تغییرات مکانی پارامتر S (Hallet et al., 2004; Sepaskhah et al., 2005) موجب کاهش همبستگی مکانی داده‌ها شده است. حال آن‌که در این پژوهش عکس این حالت اتفاق افتاده است. علت این امر را می‌توان به همگن شدن داده‌ها در اثر جداسازی داده‌های موجود در کاربری‌های یاد شده نسبت داد. بدین معنی که با جداکردن نقاط مرتعی تخریب شده و با فرض عدم وجود

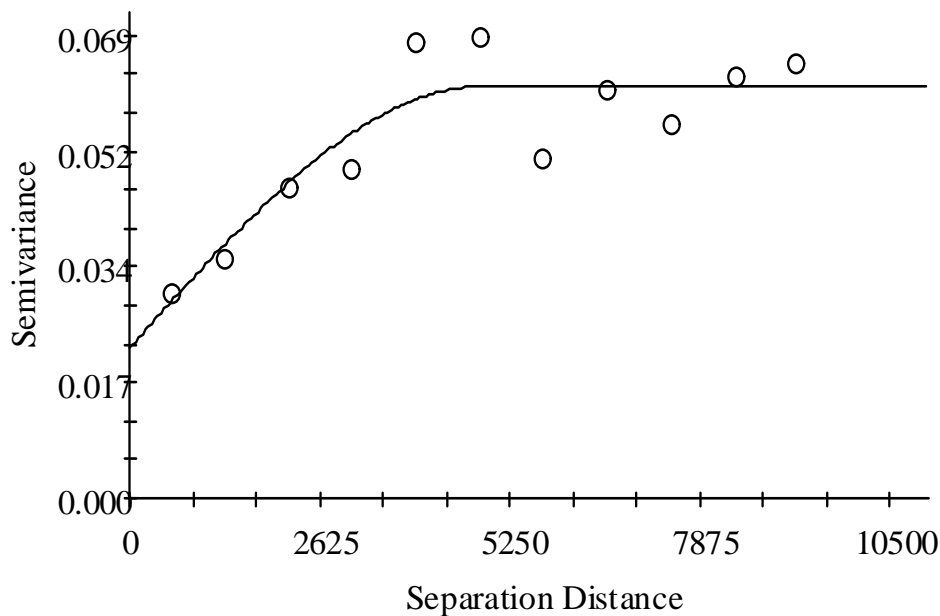
همکاران (۱۹۸۹) تغییرپذیری مکانی پارامترهای مدل فیلپ را مورد بررسی قرار دادند. در پژوهش انجام شده به وسیله‌ی این پژوهشگران، پارامترهای مدل فیلپ در شبکه‌های منظم ۱×۱ و ۱۵۰×۱۰۰ متر اندازه‌گیری شد. نتایج این پژوهش نشان داد پارامترهای مدل فیلپ از همبستگی مکانی بسیار ضعیفی برخوردار بوده‌اند. حال آن‌که در پژوهش حاضر این پارامترها، ساختار مکانی مناسبی نشان دادند.

در پژوهشی دیگر، Mallants و همکاران (۱۹۹۷) تغییرات مکانی هدایت آبی اشباع در طول یک مسیر خطی مورد بررسی قرار گرفت. حداکثر دامنه‌ی تغییرنمای محاسبه شده در این پژوهش ۱۴ متر گزارش شده و تنها ۵۰ درصد از تغییرات این پارامتر دارای ساختار مکانی بوده است. همچنین، طی پژوهش انجام شده توسط Ersahin (۲۰۰۳) تغییرات مکانی هدایت آبی اشباع در منطقه‌ای با شبکه‌های منظم ۲۵×۲۵ متری مورد بررسی قرار گرفت. در این پژوهش دامنه‌ی

تغییرنما و نسبت $\frac{C}{C_0 + C}$ به دست آمده برای پارامتر هدایت آبی اشباع به ترتیب ۱۶۵ متر و ۰/۴۴ گزارش شده است. حال آن‌که دامنه‌ی تغییرنما و نسبت $\frac{C}{C_0 + C}$ به دست آمده در پژوهش حاضر برای هدایت آبی اشباع در بدترین حالت به ترتیب برابر ۳۷۲۰ متر و ۵۶ درصد بود.

تاثیر در تغییرنمای پارامتر K برای کل منطقه بود. این جدول نشان می‌دهد ۶۴ درصد از کل تغییرات مربوط به پارامتر K (در مرتع) دارای ساختار مکانی بوده و ۳۶ درصد باقی‌مانده شامل تغییرات تصادفی بوده است. مقایسه‌ی پارامترهای دو مدل موجود در جدول (۲) نشان می‌دهد پارامتر K در اراضی مرتعی از ساختار مکانی قوی‌تری نسبت به کل منطقه برخوردار بوده است. ضریب رگرسیونی به‌دست آمده برای مدل پارامتر K در اراضی مرتعی نشان می‌دهد، مدل ارایه شده برای آن، ۷۷ درصد از تغییرات تغییرنمای تجربی این پارامتر را توجیه نموده است. مقایسه‌ی پارامترهای این مدل با پارامترهای مدل انتخاب شده برای کل منطقه نشان می‌دهد تغییرات پارامتر K در اراضی مرتعی به گونه‌ای مناسب‌تر با استفاده از مدل‌های تئوری بیان گردیده است.

پژوهشگران مختلف، مطالعاتی گوناگون برای تعیین ساختار مکانی پارامترهای هدایت آبی اشباع و ضریب جذبی خاک انجام داده‌اند (Sharma et al., 1989; Mallants et al., 1997; Ersahin, 2003; Hallett et al., 2004; Sepaskhah et al., 2005). این پژوهش‌ها در مقیاس‌های مختلف، روش‌های مختلف اندازه‌گیری و فواصل نمونه‌برداری متفاوت صورت گرفته است. نتایج پژوهش حاضر در بسیاری موارد متفاوت از این پژوهش‌ها بوده است. به‌طور کلی در پژوهش حاضر ساختار مکانی قوی‌تری برای پارامترهای یاد شده مشاهده شد. به عنوان مثال، Sharma و



شکل ۹- تغییرنمای همسانگرد ضریب جذبی خاک برای داده‌های مرتعی

بیشتر می‌باشد. با مقایسه‌ی دامنه‌ی تغییرات هدایت آبی اشباع در شکل‌های (۱۰) و (۱۱) می‌توان تأثیر نوع کاربری بر این ویژگی را بررسی کرد. این مقایسه نشان می‌دهد نوع کاربری تأثیری چشمگیر بر هدایت آبی اشباع داشته است. این تأثیر به حدی است که جهت تغییرات این پارامتر در کاربری مرتع، عمود بر جهت آن در زمانی است که بخشی از مراتع موجود تخریب شده‌اند.

در شکل (۱۲) نقشه‌ی میان‌یابی شده برای پارامتر ضریب جذبی خاک به هنگام استفاده از تمامی داده‌ها نشان داده شده است. این شکل نشان می‌دهد بیشترین دامنه‌ی تغییرات این پارامتر در راستای عمود بر جهت شیب بوده است. شکل (۱۳) نیز نقشه‌ی دامنه‌ی تغییرات پارامتر K را در صورت عدم تخریب مراتع منطقه نشان می‌دهد. این شکل نشان می‌دهد تغییرات این پارامتر نیز همانند شکل (۱۲) در راستای عمود بر جهت شیب بود. شکل‌های (۱۲) و (۱۳) نشان می‌دهد در بخش مرکزی پهنه‌ی مطالعاتی، تغییرات پارامتر K در جهات مختلف یکسان بوده است. مطابق آنچه گفته شد شعاع تأثیر تغییرنمای به‌دست آمده برای پارامتر K با داده‌های مرتعی کمتر از مقدار آن برای پارامتر K با تمام داده‌ها بود. بنابراین، شعاع جستجوی انتخاب شده برای پارامتر K با داده‌های مرتعی نیز کمتر از دیگر حالت بود. به همین دلیل، نقشه‌ی میان‌یابی شده برای پارامتر K در دو وضعیت ذکر شده پهنای یکسانی نداشتند.

نتایج ارزیابی عملکرد روش کریجینگ معمولی برای تخمین نقشه‌ی هدایت آبی اشباع مزرعه و ضریب جذبی خاک با استفاده از دو گروه داده‌ی یاد شده در جدول (۳) ارایه شده است. برای انجام این ارزیابی از آماره‌های میانگین قدرمطلق خطاها (MAE)، میانگین خطاها (ME) و ریشه‌ی میانگین مربعات خطا (RMSE) و میانگین مقادیر اندازه‌گیری شده و برآورد شده استفاده شد. نتایج این ارزیابی نشان می‌دهد روش کریجینگ معمولی پارامتر هدایت آبی اشباع و ضریب جذبی خاک را با استفاده از داده‌های مرتع با دقتی بهتر برآورد نموده است. برتری روش کریجینگ در برآورد این پارامترها در اراضی مرتعی به علت ساختار مکانی به‌دست آمده در این اراضی نسبت به داده‌های کل منطقه می‌باشد. این جدول نشان می‌دهد پارامترهای مدل فیلپ در داده‌های مرتعی بیش از مقدار واقعی و در تمامی داده‌ها کمتر از مقدار واقعی برآورد شده است. مقایسه‌ی مقادیر میانگین واقعی و تخمینی نشان می‌دهد روش مورد استفاده با دقتی زیاد قادر به برآورد میانگین این دو پارامتر در منطقه بوده است.

Sepaskhah و همکاران (۲۰۰۵) ساختار مکانی ضریب جذبی خاک را در فواصل $0/5 \times 0/5$ متر و 5×5 متر مورد بررسی قرار دادند. این پژوهش نشان داد تنها در صورت نمونه‌برداری در فاصله‌های $0/5$ متری پارامتر S مدل فیلپ دارای ساختار مکانی خواهد بود. مقایسه‌ی نتایج بدست آمده در پژوهش حاضر و دیگر پژوهش‌هایی که ساختار مکانی پارامترهای نفوذ را بررسی کرده‌اند، نشان می‌دهد تغییرات مکانی ویژگی‌های هیدرولیکی خاک به گونه‌ای چشمگیر به منطقه‌ی مطالعاتی وابسته است.

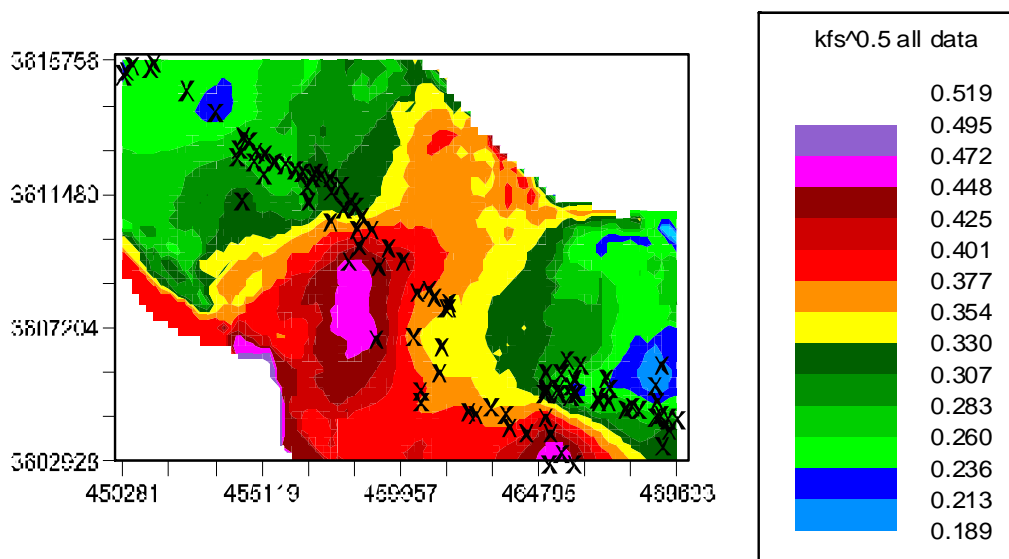
برآورد پارامترهای نفوذ به روش کریجینگ معمولی

به‌طور کلی، برآورد زمین‌آماری فرآیندی است که طی آن مقدار یک کمیت در نقاطی با مختصات معلوم با استفاده از مقدار همان کمیت در نقاطی دیگر با مختصات معلوم به‌دست می‌آید. برای استفاده از روش‌های زمین‌آماری در برآورد کمیت مورد نظر، ساختاری مکانی کمیت مورد نیاز است. در این پژوهش از مدل‌های برازش داده شده بر تغییرنماهای تجربی پارامترهای نفوذ به منظور برآورد این پارامترها به روش کریجینگ معمولی استفاده شد. بنابراین، با استفاده از پارامترهای موجود در جدول‌های (۱) و (۲) و نرم‌افزار زمین‌آماري GS^+ نقشه‌ی میان‌یابی شده‌ی پارامترهای نفوذ تهیه گردید.

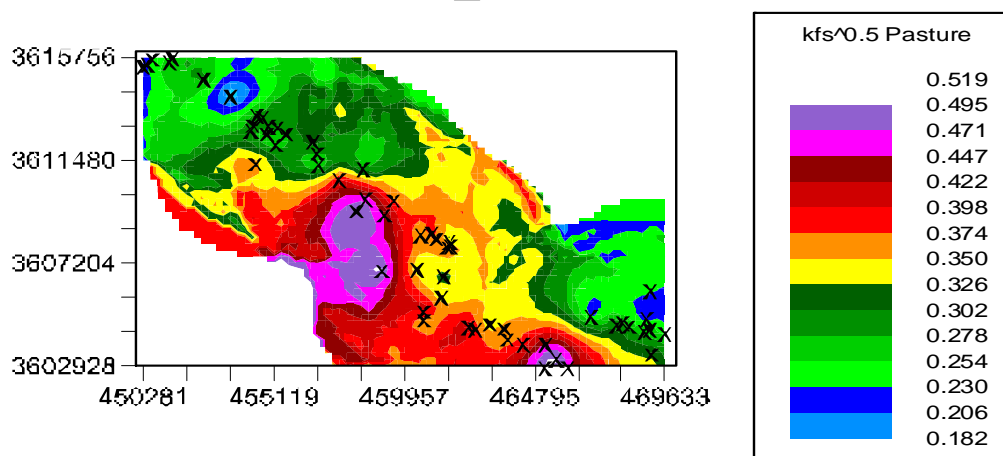
به‌منظور تهیه‌ی نقشه‌ی هر کدام از پارامترها، شعاع جستجو برابر با شعاع تأثیر تغییرنمای مربوطه در نظر گرفته شد. برای تعیین تعداد نقطه‌ی پهنه برای شرکت در میان‌یابی پارامتر مربوطه، از روش سعی و خطا استفاده شد. در این روش، ابتدا تعداد نقاط همسایگی مورد نظر انتخاب گردید. سپس با استفاده از روش اعتباریابی متقاطع، به ازای تعداد نقاط همسایگی مختلف، عملکرد روش زمین‌آماري انتخاب شده مورد ارزیابی قرار گرفت. تعداد نقاطی همسایگی که دارای کمترین خطا در برآورد پارامتر مربوطه بود، به عنوان نقاط همسایگی پهنه برگزیده شد.

پس از تعیین تعداد پهنه‌ی نقاط همسایگی، نقشه‌ی میان‌یابی شده‌ی پارامتر مورد نظر تهیه شد. نقشه‌های میان‌یابی شده برای پارامترهای هدایت آبی اشباع مزرعه و ضریب جذبی خاک در شکل‌های (۱۰)، (۱۱)، (۱۲) و (۱۳) ارایه شده است.

شکل (۱۰) نشان می‌دهد تغییرات هدایت آبی اشباع به هنگام استفاده از تمامی داده‌ها عمود بر جهت شیب بوده است. همان‌طور که گفته شد، تغییر کاربری در منطقه‌ی مطالعاتی نیز عمود بر جهت شیب صورت گرفته است. حال آن‌که در شکل (۱۱) که تنها از داده‌های مرتعی استفاده شد، دامنه‌ی تغییرات هدایت آبی اشباع در جهت شیب



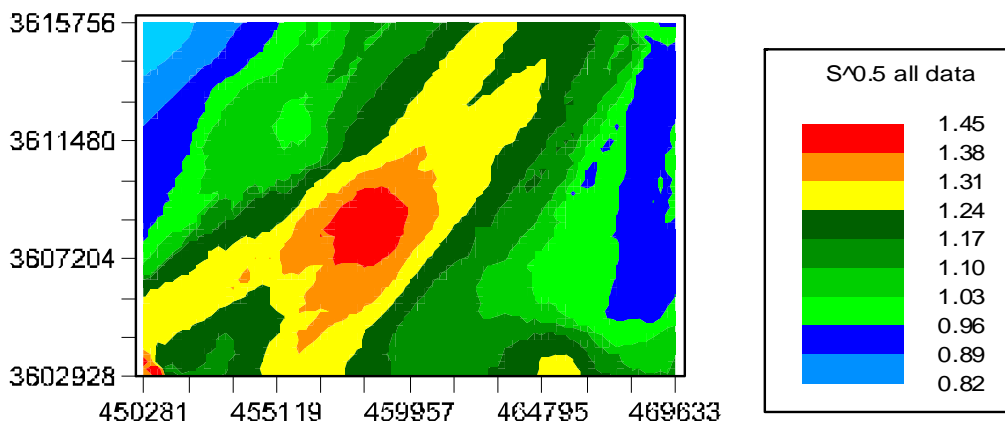
شکل ۱۰- نقشه میان‌یابی هدایت آبی اشباع مزرعه با استفاده از کریجینگ با تمامی داده‌ها.



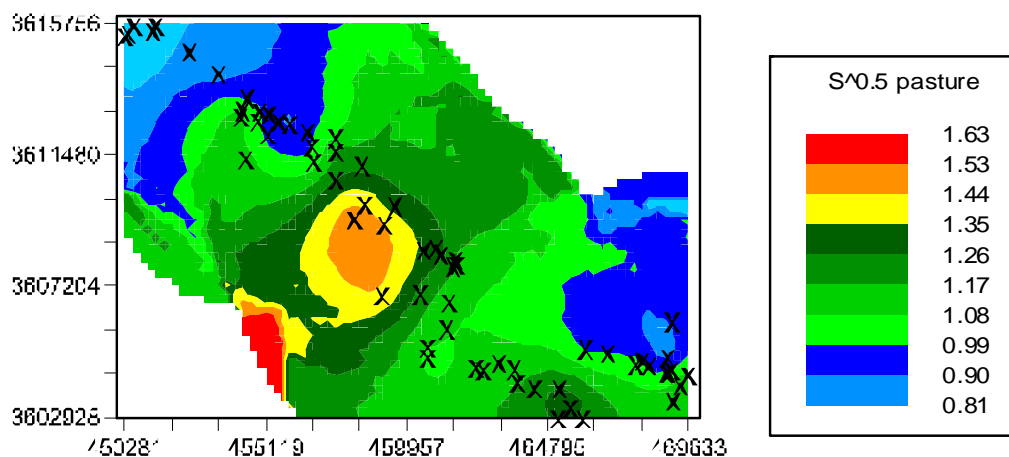
شکل ۱۱- نقشه میان‌یابی هدایت آبی اشباع مزرعه با استفاده از کریجینگ با داده‌های مرتعی.

جدول ۳- شاخص‌های ارزیابی عملکرد کریجینگ معمولی در برآورد پارامترهای نفوذ

ویژگی	MAE	RMSE	ME	میانگین واقعی	میانگین تخمینی
k_{fs} کل منطقه	۰/۰۶۸۵	۰/۰۸۴۸	-۰/۰۰۲۶۵	۰/۳۱۳	۰/۳۱۰
k_{fs} مرتع	۰/۰۶۲۷	۰/۰۷۷۵	۰/۰۰۱۹۴	۰/۳۲۷	۰/۳۲۹
S کل منطقه	۰/۱۵۲۷	۰/۱۹۲۶	-۰/۰۰۲۲	۱/۰۹۴	۱/۰۹۱
S مرتع	۰/۱۴۵۳	۰/۱۸۲۵	۰/۰۰۷۹	۱/۰۸۳	۱/۰۸۴



شکل ۱۲- نقشه میان‌یابی ضریب جذبی خاک با استفاده از کریجینگ با تمامی داده‌ها



شکل ۱۳- نقشه ضریب جذبی خاک با استفاده از کریجینگ با داده‌های مرتعی

مراجع

- 29: 577-586.
- Gupta, N., R.P. Rudra and G. Parkin. 2006. Analysis of spatial variability of hydraulic conductivity at field scale. *Canadian Biosystems Engineering*, 48: 55-62.
- Hallet, P.D., N. Nunan, J.T. Douglas, I.M. Young. 2004. Millimeter-scale spatial variability in soil water sorptivity: scale, surface elevation and subcritical repellency effects. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 68: 352-358.
- Herbst, M. and B. Diekkruger. 2003. Modelling the spatial variability of soil moisture in a micro-scale catchment and comparison with field data using geostatistics. *Physics and Chemistry of the Earth*, 28: 239-245.
- Journel, A.G. and C.J. Huijbregts. 1978. *Mining Geostatistics*. Academic press, London.
- Lin, H., D. Wheeler, J. Bell and L. Wilding. 2004. Assessment of soil spatial variability at multiple scales. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 68: 577-586.
- بای‌بوردی، م. ۱۳۷۹. فیزیک خاک، چاپ پنجم، انتشارات دانشگاه تهران، تهران، ایران. ۶۷۱ ص.
- Castrignano, A., L. Giugliarini, R. Risaliti and N. Martinelli. 2000. Study of spatial relationships among some soil physico-chemical properties of a field in central Italy using multivariate geostatistics. *Geoderma*, 97: 39-60.
- Ersahin, S. 2003. Comparing ordinary kriging and cokriging to estimate infiltration rate. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 67: 1848-1855.
- Glenna, N. and J. R. Carrb. 2003. The use of geostatistics in relating soil moisture to RADARSAT-1 SAR data obtained over the Great Basin, Nevada, USA. *Computers and Geosciences*, 29: 577-586.

- Sepaskhah, A.R., S.H. Ahmadi and A.R. Nikbakht Shahbazi. 2005. Geostatistical analysis of sorptivity for a soil under tilled and no-tilled conditions. *Soil and Tillage Res.*, 83: 237-245.
- Sharma, M.L., R.J.W. Barron and E.S. De Boer. 1989. Spatial structure and variability of infiltration parameters. *Advances in Infiltration*, 113-121.
- Smith, R.E. 1999. Technical note: rapid measurement of soil sorptivity. *Soil Sci. Soc. of Am. J.*, 63: 55-57.
- Talsma, T. 1969. In-situ measurement of sorptivity. *Aust. J. Soil Res.*, 7: 269-276.
- Webster, R. and M.A. Oliver. 2001. *Geostatistics for environmental scientists*. John Wiley & Sons, Chichester, England. 271 pp.
- Youngs, E.G. 1968. An estimation of sorptivity for infiltration studies from moisture conditions. *Soil Sci.*, 106: 157-163 .
- Youngs, E.G. 1987. Estimating hydraulic conductivity values from ring infiltrometer measurements. *J. Soil Sci.*, 38: 623-632.
- Youngs, E.G. 1991. Infiltration measurements, A review. *Hydrological Process*, 5: 309-310.
- Youngs, E.G., P.B. Leeds-Harison and D.E. Elrick. 1995. The hydraulic conductivity of low permeability wet soils used as landfill lining and capping materials: analysis of pressure infiltrometer measurements. *J. Soil Tech.*, 8: 153-160
- Zhang, R., P.J. Shouse, S.R. Yates and A. Kravchenko. 1997. Application of geostatistics in soil science. *Trends in soil science*, 2: 95-104.
- scales. *Ecological Modelling*,
- Mallants, D., B.P. Mohanty, A. Vervoort and J. Feyen. 1997. Spatial analysis of saturated hydraulic conductivity in a soil with macropores. *Soil Tech.*, 10: 115-131.
- Pérez-Rodríguez, R., M.J. Marques, R. Bienes. 2007. Spatial variability of the soil erodibility parameters and their relation with the soil map at subgroup level. *Science of the Total Environment*, 378: 166-173.
- Rekman, J., R. Turski, and J. paluszek. 1998. Spatial and Temporal Variations in erodibility of loess. *Soil and Tillage Res.* 6(1, 2): 61-68.
- Reynolds, W.D. and D.E. Elrick. 1990. Poned infiltration from a single ring: I. Analysis of steady flow. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 54: 1233-1241.
- Reynolds, W.D., D.E. Elrick and E.G. Youngs. 2002. Ring or Cylinder Infiltrimeters (vadose zone), pp. 818-826 In: *Methods of soil analysis, Part 4. physical methods*. Dane J.H. and G.C. Topp. Soil Science Society of America Book Series. Madison, 1692 pp.
- Rogers, J. S., H. M. Selim, C. E. Carter and J. L. Fous. 1991. Variability of auger hole hydraulic conductivity values for a commerce silt loam. *Transition of the ASAE*, 34(3):876-881.
- Ryan, B.F. and B.L. Jonier. 1976. *Normal Probability Plots and Tests for Normality*, Technical Report, Statistics Department, The Pennsylvania State University. Available from Minitab In.

تاریخ دریافت: ۸۸/۵/۲۰

تاریخ پذیرش: ۸۸/۹/۲۳

Effect of Land Use Change on Spatial Variability of Infiltration Parameters

Sh. Ghorbani Dashtaki¹, M. Homae^{2*} and M.H. Mahdian³

Abstract

Spatial variability of infiltration has an important role on the hydrological processes. Spatial variability of infiltration is affected by extrinsic and intrinsic properties of soils. The objective of this study was to investigate the spatial variations of infiltration parameters through the variation of soil intrinsic properties and land use variation (as an extrinsic factors) using geostatistics methods. Therefore, 95 single ring infiltration data were measured from a field with rangeland and degraded rangeland land uses, simultaneously. The parameters of the Philip model were then obtained using measured infiltration data for all sampling points. The spatial variations of the parameters were assessed using the whole measured data and measured data at rangeland land use, separately. The mean infiltration data in the rangeland land use were higher than the degraded rangeland. It seems that cultivation activities that led to degrading in the rangeland are one of the reasons for decreasing the infiltration at the degraded rangeland comparing to protected rangeland. The geostatistical analysis indicated that strong spatial variability in Philip parameters exist in the investigated area, such that about 10 percent of saturated hydraulic conductivity variation and 35 percent of the variation in sorptivity parameters was random in the rangelands. The variography of the parameters showed that the land use change affected saturated hydraulic conductivity parameter more than sorptivity parameter, so that results on decreasing the spatial structure of saturated hydraulic conductivity and sorptivity parameters from 89 and 64 percents to 56 and 53 percents, respectively. The comparison between the result of this study and the past study showed that the spatial variability of hydraulic conductivity depend on the study area. The results indicated that the geostatistics method was a proper method for predicting the infiltration parameters in the study area with 0.08 and 0.19 RMSE for saturated hydraulic conductivity and sorptivity, respectively.

Key words: Geostatistics, Infiltration, Land Use, Spatial Variability

1- Former PhD student of Tarbiat Modares University and current Assistant Prof. of Shahrekord University

2- Prof., Department of Soil Science, Tarbiat Modares University

(* - Corresponding Author Email: mhomae@yahoo.com @yahoo.com)

3- Associate Prof., Agricultural Research, Education and Extension Organization