



نسخه از دور

GIS ایران

سنجش از دور و GIS ایران
Iranian Remote Sensing & GIS

۹۱-۱۱۰



یک مدل ترکیبی رگرسیون کاربری اراضی فازی برای ارزیابی کمی آثار سلامت محیطی ناشی از سناریوهای ترافیکی، نمونه مطالعاتی: شهر اصفهان

بهنام تشیع^{۱*} و عباس علیمحمدی^۲

۱. استادیار گروه نقشه برداری، دانشکده عمران و حمل و نقل، دانشگاه اصفهان

۲. دانشیار گروه سیستم های اطلاعات مکانی، دانشکده نقشه برداری، دانشگاه صنعتی

خواجه نصیرالدین طوسی

تاریخ پذیرش مقاله: ۱۳۹۶/۹/۰۴

تاریخ دریافت مقاله: ۱۳۹۵/۸/۲۵

چکیده

در این مقاله، روش جدیدی برای مدل سازی کمی آثار سلامت محیط ناشی از سناریوهای ترافیکی پیشنهاد شده است. برای این منظور، دو مدل مبتنی بر سیستم های استنتاج فازی سلسله مراتبی عرضه شده است. در توسعه مدل مورد استفاده برای ارزیابی تأثیر سیستم حمل و نقل در غلظت ذرات معلق، از داده های مربوط به یک مدل پراکنش استفاده شده است. مدل رگرسیون کاربری اراضی فازی^۱ حاصل افزون بر مزایای همچون امکان مدل سازی تغییرات غلظت آلاینده با رزولوشن بالا، حجم پردازش مناسب و لحاظ کردن برهمکنش میان انتشار و فرایندهای آب و هوایی، امکان استفاده از داده های توصیفی و غیرقطعی را نیز دارد. برای توسعه مدل مورد استفاده در ارزیابی تأثیر غلظت ذرات معلق ناشی از ترافیک در سلامت، از یک متریک حاصل از مطالعات اپیدمیولوژیک استفاده شده است. مدل پیشنهادی قابلیت های متریک مذکور را، با ایجاد امکان مدل سازی عدم قطعیت ارتباط میان پارامترها و عدم قطعیت مقادیر پارامترها، بهبود داده است. برای افزایش کارایی هر دو مدل، از ساختار سلسله مراتبی مبتنی بر مسئله و تولید و تنظیم هم زمان توابع عضویت و مجموعه قواعد از طریق یادگیری استفاده شده است. برای بررسی کارایی روش پیشنهادی، تأثیر سه سناریوی ترافیکی در سلامت محیطی در شهر اصفهان ارزیابی شده است. از میان سناریوهای یادشده، طرح مناطق کم انتشار و طرح زوج و فرد، به ترتیب، بیشترین و کمترین مزایای مرتبط با سلامت محیطی را دارند. نتایج حاصل نشان می دهد روش پیشنهادی برای ارزیابی سلامت محیطی، در مقایسه با روش های مشابه، دقت و کارایی مطلوبی دارد.

کلیدواژه ها: ارزیابی آثار، سیستم های استنتاج فازی سلسله مراتبی، برنامه ریزی حمل و نقل، ذرات معلق، سلامت محیطی.

* نویسنده عهده دار مکاتبات: اصفهان، خیابان هزار جریب، دانشکده عمران و حمل و نقل، دانشگاه اصفهان. تلفن: ۰۳۱۳۷۹۳۲۴۲۶، تلفن همراه: ۰۹۱۳۳۱۸۸۳۹۴

۱- مقدمه

طی دو دهه اخیر، استفاده از روش‌های ارزیابی آثار سلامت، به‌منظور تلفیق سلامت در فرایند تصمیم‌گیری و برنامه‌ریزی، افزایش فزاینده‌ای یافته است (Herbert et al., 2012). بنابر تعریف سازمان بهداشت جهانی، ارزیابی آثار سلامت روشی برای ارزیابی اثر سیاست‌ها، طرح‌ها و برنامه‌های بخش‌های گوناگون اقتصادی (حمل‌ونقل، مسکن و ...) در سلامت، با استفاده از تکنیک‌های کمی و کیفی است. در این مطالعه، هرگونه سیاست، طرح و برنامه به اختصار «سناریو» نامیده می‌شود. اغلب این سناریوها از طریق تأثیرگذاری در شاخص‌های محیطی^۱ سلامت را متأثر می‌سازند. روش‌های ارزیابی آثار^۲ که تأثیر سناریوها و برنامه‌ها در شاخص‌های محیطی و در پی آن، تأثیر تغییرات شاخص‌های محیطی در سلامت را ارزیابی می‌کنند در اصطلاح ارزیابی آثار سلامت محیط (EHIA)^۳ نامیده می‌شوند (Mesa-Frias et al., 2013). با توجه به گستردگی تأثیر سیستم حمل‌ونقل در سلامت، بخش مهمی از EHIAهای اجراشده بر این حوزه متمرکزند (Dannenberg et al., 2008; Singleton-Baldrey, 2012). بسیاری از این ارزیابی‌ها، آثار کیفیت هوا را بررسی می‌کنند که این ناشی از وجود مدل‌ها، اطلاعات مورد نیاز و همچنین گستردگی تأثیر آلودگی هوا در سلامت است (Rhodus et al., 2013).

روش EHIA کارآمد باید قادر به محاسبه آثار سناریوهای متفاوت و مقایسه و اولویت‌بندی آن‌ها باشد (White and Noble, 2013). ایجاد این قابلیت‌ها نیازمند استفاده از روش‌های کمی است (Chart-asa and Gibson, 2015). محاسبه کمی میزان مواجهه نیازمند مدل‌سازی غلظت آلاینده با رزولوشن مکانی مناسب است (Batterman et al., 2014). طی سال‌های اخیر، مدل‌های پراکنش و رگرسیون کاربری اراضی به‌منظور بهبود رزولوشن مکانی غلظت آلاینده‌ها استفاده شده‌اند (de Hoogh et al., 2014; Hoek et al., 2008). برای توسعه مدل‌های رگرسیون، اغلب از داده‌های

ایستگاه‌های مانیتورینگ آلودگی هوا استفاده می‌شود. تعداد این ایستگاه‌ها معمولاً اندک است و در مناطق خاصی از شهر واقع شده‌اند. این ویژگی استفاده از مدل‌های رگرسیون را، در مناطقی که بافت شهری در مقایسه با محل قرارگیری ایستگاه‌های مانیتورینگ شهری متفاوت است، با خطای زیادی همراه می‌کند (Basagaña et al., 2013). افزون‌بر آن، مدل‌های رگرسیون کاربری اراضی برای مدل‌سازی تغییرات غلظت آلودگی در مقیاس‌های کوچک، که ناشی از برهم‌کنش میان انتشار و فرایندهای آب‌وهوایی است، با مشکل مواجه‌اند (Su et al., 2008; Wilton, 2011). مجموع این عوامل موجب می‌شود مدل‌های رگرسیون نتوانند به‌خوبی میزان تأثیر سیستم حمل‌ونقل در آلودگی هوا را مشخص کنند (HEI, 2010). مدل‌های پراکنش، در مقایسه با مدل‌های رگرسیون، رزولوشن زمانی و مکانی بالاتری دارند. این مدل‌ها امکان بررسی کارآمد تأثیر یک منشأ خاص آلودگی (مانند حمل‌ونقل) در آلودگی هوا و به‌تبع آن، در سلامت را فراهم می‌کنند. با این حال، استفاده از مدل‌های پراکنش نیازمند داده‌های متعدد با تراکم بالا و محاسبات سنگین است. به همین دلیل، این مدل‌ها به‌ندرت در مطالعات اپیدمیولوژیک و ارزیابی آثار به‌کار می‌روند (Brauer et al., 2008; Michanowicz, 2015). در نقطه مقابل، مدل‌های رگرسیون به ورودی‌ها و پردازش‌های کمتری نیاز دارند (Marshall et al., 2008). به همین دلیل، در مطالعات اپیدمیولوژیک و ارزیابی آثار از آنها استفاده گسترده‌ای شده است.

به‌منظور برطرف کردن کاستی‌ها و نیز استفاده از مزایای روش‌های گوناگون مدل‌سازی، به‌ویژه برای انجام‌دادن ارزیابی‌های سلامت محیطی، علاقه رو به رشدی برای تلفیق این مدل‌ها وجود دارد (Lindström et al., 2014; Michanowicz, 2015; Wilton et al., 2010). استفاده از مدل‌های پراکنش برای تولید مدل

1. environmental indices

2. impact assessment

3. environmental health impact assessment

سلامت محیط ناشی از سناریوهای حمل و نقل پیشنهاد شده است. در روش پیشنهادی، برای ایجاد یک سیستم استنتاج فازی سلسله‌مراتبی به منظور تعیین غلظت ذرات معلق (PM_{2.5})، گیرنده‌های مدل پراکنش به کار رفته‌اند. همچنین، یک سیستم استنتاج فازی سلسله‌مراتبی براساس شواهد اپیدمیولوژیک توسعه داده شده است که از خروجی سیستم اول برای تخمین مخاطرات سلامت ناشی از غلظت ذرات معلق بهره می‌برد. با توجه به ماهیت مسئله E_{HIA}، دو ویژگی انعطاف‌پذیری و کارایی در توسعه سیستم‌ها مورد نظر بوده است. برای ایجاد انعطاف‌پذیری لازم، از مدل‌سازی بیانی و برای ارتقای کارایی مدل، از ساختار سلسله‌مراتبی و الگوریتم بهینه‌سازی چندهدفه NSGA2 استفاده شده است. به منظور بررسی روش پیشنهادی، آثار سه سناریوی ترافیکی متفاوت در شهر اصفهان ارزیابی شده است.

۲- نمونه مطالعاتی: حمل و نقل و آلودگی هوا در شهر اصفهان

اصفهان یکی از آلوده‌ترین کلان‌شهرهای ایران است که با جمعیت حدود دو میلیون نفر و مساحت ۲۰۰ کیلومترمربع، در مرکز کشور قرار دارد. سیستم حمل و نقل، با سهم ۷۶ درصدی در انتشار آلاینده‌ها، یکی از مهم‌ترین عوامل آلوده‌کننده هوای اصفهان به‌شمار می‌رود (Zarrabi et al., 2010). ذرات معلق PM_{2.5}، که بیشترین مقدار آن را سیستم حمل و نقل تولید می‌کند، بیشترین سهم را در عبور شاخص AQI از حد مجاز دارد. در این مطالعه، سه سناریو در بخش حمل و نقل بررسی و آثار آنها در غلظت ذرات معلق و سلامت کمی‌سازی می‌شود. این سناریوها عبارت‌اند از:

۱. وضعیت موجود: به‌منزله سناریوی مبنا در نظر گرفته می‌شود. مدل پراکنش و سیستم استنتاج سلسله‌مراتبی بر مبنای این سناریو توسعه می‌یابند و ارزیابی می‌شوند.

رگرسیون می‌تواند با افزودن اطلاعات مربوط به برهم‌کنش میان منبع انتشار و پارامترهای هواشناسی به بهبود رزولوشن زمانی و مکانی و افزایش دقت مدل کمک کند (Jerrett et al., 2005; Su et al., 2008; Wilton et al., 2010).

هنگام انجام دادن E_{HIA} کمی برای سناریوهای حمل و نقلی، پارامترهای متعددی برای تعیین غلظت آلاینده و محاسبه تأثیر مواجهه با آلودگی استفاده می‌شود. این پارامترها حاصل مطالعات، محاسبات و اندازه‌گیری‌های گوناگونی‌اند. برای نمونه، پارامترهای ترافیکی برای بسیاری از معابر، به‌ویژه پس از اجرای هر سناریو، صرفاً حاصل مدل‌سازی‌های ترافیکی‌اند؛ داده‌های هواشناسی مربوط به زمان آینده دارای قطعیت نیستند و ثابت مواجهه- پاسخ و مجموع مخاطرات نامطلوب سلامت حاصل بررسی‌های کارشناسی روی جمعیت‌های محدود است. به همین علت، پارامترهای یادشده معمولاً ناهمگن، پراکنده، توصیفی و غیرقطعی‌اند (Briggs et al., 2008; Chart-asa and Gibson, 2015; Walker et al., 2003). از این رو، بخش مهمی از مطالعات آکادمیک در حوزه ارزیابی آثار بر مدل‌سازی عدم قطعیت در IA متمرکز است (Leung et al., 2015).

هیچ‌یک از مدل‌های متداول پراکنش و LUR^۱ قادر نیستند عدم قطعیت موجود در پارامترهای مورد استفاده E_{HIA} را به‌نحو مطلوبی در نظر بگیرند. استفاده از سیستم‌های استنتاج فازی در فرایند E_{HIA} امکان ایجاد مدلی مناسب از اطلاعات در دسترس ناهمگن، توصیفی و غیرقطعی را فراهم می‌آورد. افزون‌بر این، انعطاف‌پذیری این مدل‌ها در استفاده از داده‌های ناهمگن کمی و کیفی به استفاده عملی از آنها در مراحل گوناگون فرایند برنامه‌ریزی و تصمیم‌گیری مانند اطلاع‌رسانی به تصمیم‌گیرندگان، توسعه، ارزیابی و انتخاب سناریوها کمک می‌کند (Stoeglehner, 2010). در این مقاله، یک روش مدل‌سازی ترکیبی پراکنش/ رگرسیون کاربردی اراضی فازی برای ارزیابی کمی آثار

1. Landuse regression

۳- روش پیشنهادی برای ارزیابی کمی آثار

سلامت محیطی ناشی از سناریوهای ترافیکی

روش پیشنهادی در این مطالعه از دو بخش اصلی تشکیل شده است. این دو بخش، به ترتیب، وظیفه مدل سازی غلظت ذرات معلق (PM2.5) ناشی از سیستم حمل و نقل و محاسبه مخاطرات سلامت ناشی از غلظت ذرات معلق را برعهده دارند. برای مدل سازی هر دو بخش، از سیستم های استنتاج فازی سلسله مراتبی استفاده می شود. با توجه به ماهیت مسئله مورد بررسی و همچنین، به منظور محاسبه شاخص های دقت و کیفیت مدل، این بخش ها جداگانه توسعه داده شده اند.

۳-۱- سیستم استنتاج فازی سلسله مراتبی ترکیبی

با توجه به پیچیدگی ارتباط بین پارامترهای ترافیکی و آلودگی هوا و نیز آلودگی هوا با سلامت، ایجاد پایگاه دانش براساس دانش کارشناسی بسیار دشوار است. افزون بر این، به دلیل تعداد زیاد متغیرها در EHIA، استفاده از سیستم های استنتاج فازی متداول منجر به افزایش نمایی تعداد قواعد و افزایش خطای سیستم می شود. استفاده از هوش محاسباتی برای ایجاد و تنظیم دانش موجود در پایگاه دانش به ایجاد سیستمی فشرده، دقیق و نیز رفتار یکنواخت و مطلوب در سیستم استنتاج فازی خواهد انجامید (Jang et al., 1997). با وجود تلفیق سیستم های فازی با هوش محاسباتی، راه حل های مذکور با افزایش تعداد متغیرها کارایی خود را برای کنترل تعداد قواعد از دست می دهند. سیستم های استنتاج فازی سلسله مراتبی برای حل این مشکل توسعه یافته اند.

در این بخش، دو راهکار کلی برای ایجاد یک سیستم استنتاج فازی فشرده، دقیق و منطبق با ویژگی های مسئله EHIA مورد مطالعه، در نظر گرفته شده است. راهکار اول استفاده از سیستم های استنتاج فازی سلسله مراتبی با توپولوژی منطبق بر مسئله است (Zajaczkowski and Verma, 2012). این سیستم ها با تبدیل یک سیستم استنتاج فازی به چند زیرسیستم

۲. طرح کنترل ترافیک زوج و فرد: محدودیت تردد زوج و فرد در محدوده مرکزی شهر یکی از اصلی ترین طرح های پیشنهادی برای مقابله با آلودگی هوا در شهر اصفهان است. مدل سازی های انجام شده از سوی معاونت حمل و نقل و ترافیک شهرداری اصفهان تغییرات میزان پیمایش ناوگان حمل و نقل در محدوده مرکزی شهر را، در صورت اجرای کامل این طرح، مشخص کرده است.

۳. طرح ایجاد منطقه کم انتشار آلودگی (LEZ): مناطق کم انتشار اغلب طی چندین مرحله ایجاد می شوند. براساس بررسی های به عمل آمده و شناسایی عوامل مؤثر در آلودگی هوای اصفهان، سه پیشنهاد اولیه برای ایجاد منطقه کم انتشار در این شهر مطرح شده است: ۱. ایجاد محدودیت تردد برای خودروهای دیزلی با سن بالا در سطح شهر؛ ۲. ایجاد محدودیت برای تردد موتورسیکلت های بنزینی در محدوده مرکزی شهر؛ ۳. ممنوعیت تردد خودروهای سواری و وانت براساس سطح آلاینده (شکل ۱). مدل سازی های انجام شده از سوی معاونت حمل و نقل و ترافیک شهرداری اصفهان تغییرات میزان پیمایش ناوگان حمل و نقل را، در صورت اجرای کامل این طرح، مشخص کرده است.



شکل ۱. نقشه معابر و محدوده های ترافیکی شهر اصفهان



شکل ۲. روند تمامی (فلوچارت) روش پیشنهادی برای ارزیابی کمی آثار سلامت محیط ناشی از سناریوهای حمل و نقل

به عبارت دیگر، بهینه‌ترین سیستم‌های استنتاج فازی سلسله‌مراتبی تولید شوند. برای کدگذاری الگوریتم مذکور، از یک کروموزوم سه‌بخشی استفاده می‌شود (رابطه (۱)). قسمت C_L برای تعیین تعداد توابع عضویت مربوط به هر متغیر، C_T برای تنظیم توابع عضویت برای بهینه‌سازی بخش تالی قواعد به کار می‌رود.

رابطه (۱) $C = C_L + C_T + C_C$
 برای کدگذاری بخش C_L ، از رشته‌ای از اعداد صحیح با اندازه $n + n^s - 1$ استفاده شده است (رابطه (۲)). n تعداد متغیرهای ورودی و $n^s - 1$ معادل تعداد متغیرهای واسطه‌ای^۱ ایجاد شده برای اتصال زیرسیستم‌های متفاوت است. به هر یک از ژن‌ها ($C_i(i)$) یکی از مقادیر $\{1, \dots, \gamma\}$ تخصیص داده می‌شود. این اعداد نشان‌دهنده تعداد توابع عضویت فازی به کاررفته برای هر متغیرند. متغیرهایی که مقدار ۱ به آن‌ها تخصیص می‌یابد حذف می‌شوند.

رابطه (۲) $C_L = \{c_1(1), \dots, c_1(n + n^s - 1)\}$

1. linking variables

ساده‌تر، که به صورت سلسله‌مراتبی به همدیگر مرتبط شده‌اند، تعداد قواعد را کاهش می‌دهند. با این روش سیستم توسعه یافته، علاوه بر دارا بودن ویژگی‌های مطلوب سیستمی، به دلیل در نظر گرفتن ماهیت فیزیکی مسئله، دقت را نیز افزایش می‌دهد (Tashayo' and Alimohammadi, 2016).

راهکار دوم یادگیری پایگاه دانش با استفاده از الگوریتم NSGA2 پس از تعیین توپولوژی منطبق بر مسئله است. این راهکار بهترین راهکار برای ایجاد خودکار سیستم‌های استنتاج فازی محسوب می‌شود. الگوریتم ژنتیک، با کدگذاری قوانین و با استفاده از اپراتورهای تکاملی، قوانین بهینه را مشخص و متغیرهای فازی را تنظیم و تعدیل می‌کند (Herrera, 2008). با این روش، افزون بر ایجاد اتوماتیک پایگاه دانش، دقت و پیچیدگی سیستم بهینه می‌شود.

در روش پیشنهادی، هر کروموزوم نماینده یک سیستم استنتاج فازی سلسله‌مراتبی است. با استفاده از الگوریتم NSGA2، کروموزوم‌های متفاوتی تولید و ارزیابی می‌شوند تا در نهایت، بهترین کروموزوم‌ها و

ایجاد جمعیت اولیه به صورت تصادفی انجام می‌گیرد. برای تولید بخش C_L هر یک از اعضای جمعیت اولیه، یکی از مقادیر $\{1, \dots, 7\}$ به صورت تصادفی به ژن‌های مورد نظر اختصاص می‌یابد. پس از ایجاد بخش C_L هر کروموزوم، دو نسخه متفاوت در بخش C_T ایجاد می‌شود. در این نسخه‌ها، اعداد حقیقی تصادفی در بازه‌های به اندازه $(c_i(i,j) - c_i(i,j+1))/2$ ، در جهت مثبت و منفی مرکز هر پارتیشن، اختصاص داده می‌شود. $c_i(i,j)$ نشان‌دهنده مرکز آلمین پارتیشن از آلمین متغیر است. در بخش C_C هر کروموزوم نیز، یک عدد تصادفی از بازه $(0, 1)$ به هر ژن تخصیص داده می‌شود.

به منظور بررسی پیکربندی‌های گوناگون تا رسیدن به بهترین پیکربندی ممکن، از عملگرهای تقاطع و جهش استفاده می‌شود. عملگر تقاطع برای هر قسمت از کروموزوم‌ها جداگانه انتخاب می‌شود. برای بخش C_T و C_C که با استفاده از اعداد حقیقی کدگذاری می‌شوند، روش α -BLX به کار می‌رود (Herrera et al., 1998). این روش تقاطع، در کدگذاری ژنتیک اعداد حقیقی، کاربرد گسترده‌ای داشته است. برای بخش C_L از روش تقاطع استاندارد دونقطه‌ای استفاده می‌شود. عملگر جهش بر همه فرزندان حاصل اعمال می‌شود. در نهایت، پس از اعمال هر دو عملگر، دو فرزند برانزده‌تر به منزله نسل جدید در نظر گرفته می‌شوند.

۲-۳ - سیستم استنتاج فازی سلسله‌مراتبی برای مدل سازی اثر ترافیک در ذرات معلق

در این بخش، با استفاده از روش پیشنهادی در بخش ۱-۳، یک سیستم استنتاج فازی سلسله‌مراتبی برای تخمین غلظت ذرات معلق ناشی از ترافیک پیشنهاد شده است. برای توسعه سیستم استنتاج فازی سلسله‌مراتبی یادشده، از داده‌های مربوط به گیرنده‌های مدل پراکنش AERMOD به منزله متغیر وابسته و پارامترهای سیستم حمل و نقل، شامل حجم ترافیک و میزان انتشار و معابر، به منزله متغیرهای مستقل استفاده شده است (شکل ۳).

برای کدگذاری بخش C_T ، از یک رشته اعداد حقیقی استفاده می‌شود (رابطه (۳)). این اعداد حقیقی در دامنه از پیش تعیین شده‌ای امکان جابه‌جایی دارند. تعداد متغیرها $n+n^s-1$ است و هر یک از آن‌ها با $c_i(i)$ تابع عضویت فازی توصیف می‌شود.

$$C_T = \{c_i(1,1), \dots, c_i(1,c_i(1)), \dots, c_i(n+n^s-1, c_i(n+n^s-1))\}$$

رابطه (۳)

برای تنظیم توابع عضویت از روش جابه‌جایی جانبی (Alcalá et al., 2007) استفاده می‌شود. این روش امکان جابه‌جایی جانبی هر یک از پارتیشن‌های توابع عضویت را، فقط با استفاده از یک پارامتر، میسر می‌کند. بدین ترتیب، فضای جست‌وجو کوچک‌تر می‌شود و امکان بررسی سیستم‌های استنتاج فازی بیشتری برای رسیدن به پاسخ مطلوب فراهم می‌آید. برای کدگذاری بخش C_C ، یک رشته اعداد حقیقی به کار می‌رود (رابطه (۴)). مقدار خروجی هر قاعده با عددی بین ۰ و ۱ تعریف می‌شود.

$$C_C = \{c_c(1,1), \dots, c_c(1, m_1^{v_1}), \dots, c_c(n^s, m_{n^s}^{v_{n^s}})\}$$

برای الگوریتم NSGA2 به کاررفته، دو هدف کمینه‌سازی شامل تعداد قواعد سیستم (رابطه (۵)) و کمینه‌سازی خطا (رابطه (۶)) در نظر گرفته شده است.

$$F_1 : \text{Minimize} \left(\sum_{i=1}^{n^s} \prod_{j=1}^{v_i} m_j \right)$$

رابطه (۵)

$$F_2 : \text{Minimize} \left(\sqrt{\frac{1}{n^c - 1} \sum_{i=1}^{n^c} (F(x_i) - y_i)^2} \right)$$

رابطه (۶)

در این روابط، n^s تعداد زیرسیستم‌های فازی، m_j تعداد توابع عضویت، v_i تعداد متغیرهای مربوط به هر زیرسیستم، n^c تعداد نمونه‌ها، $F(x_i)$ خروجی حاصل از سیستم استنتاج فازی و y_i خروجی مورد انتظار براساس نمونه‌هاست.

(Wilton et al., 2010). از سوی دیگر، متغیرهای مستقل انتخابی شامل پارامترهایی اند که تحت تأثیر سناریوهای متفاوت حمل و نقل، تغییر می‌کنند. مدل سازی ارتباط مذکور، همراه با در نظر گرفتن عدم قطعیت‌های موجود، باعث می‌شود مدل پیشنهادی انعطاف پذیری لازم را، برای استفاده در فرایند ارزیابی آثار، داشته باشد.

۳-۳- سیستم استنتاج فازی سلسله‌مراتبی برای مدل سازی مخاطرات ناشی از ذرات معلق

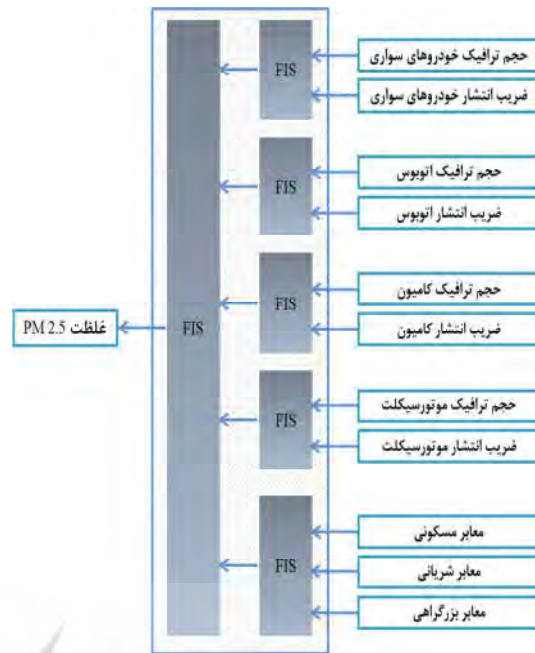
۳-۳-۱- متریک اندازه‌گیری تأثیر آلاینده ذرات معلق در سلامت

به منظور ارزیابی سناریوهای متفاوت، متریک‌های گوناگونی برای اندازه‌گیری تأثیر آلاینده ذرات معلق بر سلامت توسعه داده شده‌اند (Martenes et al., 2015). پرکاربردترین متریک مورد تأیید سازمان بهداشت جهانی، مدل لگاریتم خطی، برای برقراری ارتباط میان مواجهه و مخاطرات سلامت است (Chart-asa and Gibson, 2015; Li et al., 2010; Mesa-Frias et al., 2014; Ostro and Chestnut, 1998).

$$RR = e^{\beta \times PM_{exposure}} \quad (7) \text{ رابطه}$$

$$\begin{aligned} \Delta y &= y^0 \times \frac{(RR - 1)}{RR} \\ &= y^0 \times \frac{(e^{\beta \times PM_{exposure}} - 1)}{e^{\beta \times PM_{exposure}}} \\ &= y^0 \times (1 - e^{-\beta \times PM_{exposure}}) \end{aligned} \quad (8) \text{ رابطه}$$

در این روابط، β ثابت مواجهه-پاسخ است که تأثیر غلظت ذرات معلق (PM) را بر یک مخاطره سلامت مشخص می‌کند. RR خطر نسبی ناشی از مخاطره سلامت مذکور است. مجموعاً موارد مشاهده شده مخاطره سلامت بر اثر همه عوامل در همان جمعیت و همان مکان است (بروز پایه). Δy تعداد مواردی از



شکل ۳. سیستم استنتاج فازی سلسله‌مراتبی برای مدل سازی ذرات معلق ناشی از سیستم حمل و نقل

AERMOD مدل پراکنش مورد توصیه سازمان حفاظت محیط زیست امریکا است. این مدل پراکنش قابلیت‌های فراوانی برای مدل سازی آلودگی ناشی از یک منبع خاص دارد و برای همین منظور، در ارزیابی‌های آثار سلامت محیط (EHIA) متعددی به کار رفته است (Aggarwal and Jain, 2015; Michanowicz et al., 2016; Rowangould, 2015). استفاده از داده‌های مربوط به گیرنده‌های مدل پراکنش، افزون بر مدل سازی رابطه علی میان پارامترهای سیستم حمل و نقل و غلظت ذرات معلق، مشکل تراکم پایین نمونه‌های به کار رفته در توسعه مدل را نیز جبران می‌کند (Möller et al., 2010). با توجه به تعدد و پراکندگی این گیرنده‌ها، در مقایسه با ایستگاه‌های پایش آلودگی هوا، مدل پیشنهادی استحکام مناسبی خواهد داشت. همچنین، استفاده از این داده‌ها برای توسعه مدل رگرسیون فازی، با افزودن اطلاعات مربوط به برهم‌کنش میان منبع انتشار و پارامترهای هواشناسی، به بهبود دقت مدل کمک می‌کند (Jerrett et al., 2005; Su et al., 2008).

۴- اجرای متدولوژی پیشنهادی

با هدف بررسی کارایی روش پیشنهادی، روشی که در ادامه می‌آید برای ارزیابی آثار سلامت محیط ناشی از سناریوهای حمل‌ونقل در شهر اصفهان استفاده شده است.

۴-۱- آماده‌سازی داده‌ها و تنظیمات آزمایش

برای تولید متغیر وابسته سیستم استنتاج فازی سلسله‌مراتبی مورد استفاده برای مدل‌سازی غلظت ذرات معلق (HFISPM)، از کد مدل پراکنش AERMOD (v.15181) استفاده شده است. استفاده از مدل پراکنش AERMOD نیازمند داده‌های هواشناسی، پوشش و کاربری زمین و داده‌های ترافیکی است. آماده‌سازی داده‌ها مطابق دستورالعمل آنالیز کمی غلظت ذرات معلق ناشی از حمل‌ونقل صورت پذیرفته است (EPA 2010).

داده‌های هواشناسی به کاررفته شامل داده‌های دما، رطوبت، دمای نقطه شبنم، سرعت باد، جهت باد، فشار (از سطح دریا)، فشار (در محل) و پوشش ابر است. این داده‌ها به صورت ساعتی از ایستگاه سینوپتیک اصفهان، طی یک دوره پنج‌ساله، دریافت شد. داده‌های پوشش و کاربری زمین از نقشه‌های ۱:۲۰۰۰ شهرداری اصفهان استخراج شدند. داده‌های ترافیکی شامل ضرایب انتشار و حجم ترافیک است. ضرایب انتشار از مطالعات مربوط به ناوگان حمل‌ونقل ایران استخراج شده است (JICA, 1997; Shahbazi et al., 2015).

داده‌های مربوط به حجم ترافیک را معاونت حمل‌ونقل و ترافیک شهرداری اصفهان، از طریق مدل‌سازی عرضه و تقاضای ترافیک، با استفاده از یک مدل ترافیکی چهارمرحله‌ای، تولید کرده است. خروجی مدل ترافیکی چهارمرحله‌ای دربرگیرنده میزان تردد و سرعت وسایل نقلیه متفاوت به تفکیک نوع آنها در معابر اصلی اصفهان است. میزان انتشار ناشی از هر قطعه مسیر از رابطه (۹) محاسبه می‌شود.

$$ER_i = \frac{EF_{ij} \cdot N_{ij} \cdot L_i}{A_i \cdot T_i} \quad \text{رابطه (۹)}$$

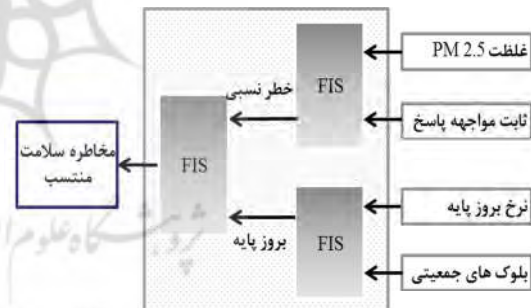
که در آن ER_i نرخ انتشار قطعه i از مسیر است. EF_{ij} فاکتور انتشار مربوط به وسیله نقلیه j عبور کرده از قطعه

مخاطرات نامطلوب سلامت است که به آلودگی ذرات معلق ناشی از سناریوی مورد بررسی منتسب می‌شود.

۳-۲- سیستم استنتاج فازی سلسله‌مراتبی

مبتنی بر متریک سلامت

به‌رغم اهمیت حیاتی اطلاعات دقیق مربوط به مخاطرات سلامت برای برنامه‌ریزی و مدیریت در بخش سلامت، فقط چند کشور توسعه‌یافته این اطلاعات را در اختیار دارند. اطلاعات مربوط به ثابت مواجهه- پاسخ و یا بروز پایه، به‌ویژه در کشورهای در حال توسعه، از مطالعات محدود انجام‌شده در منطقه مورد مطالعه یا از مطالعات مشابه در مناطق دیگر به‌دست می‌آیند. بهترین شیوه برای توصیف این متغیرها استفاده از منطق فازی است. در این مطالعه، با توجه به عدم قطعیت اطلاعات مذکور، یک مدل استنتاج فازی سلسله‌مراتبی برای تخمین مخاطرات سلامت، مرتبط با غلظت ذرات معلق ناشی از ترافیک، توسعه داده شده است.



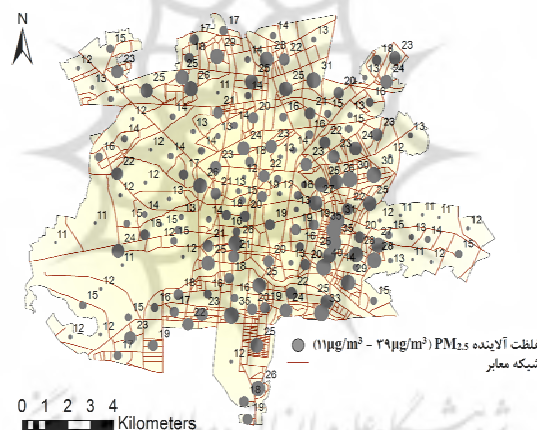
شکل ۴. سیستم استنتاج فازی سلسله‌مراتبی برای مدل‌سازی مخاطرات ناشی از ذرات معلق

توپولوژی سیستم سلسله‌مراتبی پیشنهادی بر مبنای روابط (۷) و (۸) توسعه یافته است (شکل ۴). در مطالعات گوناگونی، از جمله مطالعه پیشین نویسندگان، اثبات شده است که انطباق ساختار سلسله‌مراتبی بر مسئله مورد بررسی موجب بهبود چشمگیر عملکرد سیستم می‌شود (Tashayo' and Alimohammadi, 2016; Zajaczkowski and Verma, 2012).

این مطالعه که کمی‌سازی آثار سلامت ناشی از سناریوهای ترافیکی گوناگون است، از میانگین سالیانه مدل پراکنش استفاده می‌شود.

برای تولید متغیرهای مستقل مربوط به حجم ترافیک و سطح معبر، از آنالیز بافر در شعاع ۵۰۰ متری اطراف گیرنده‌های مدل پراکنش استفاده شده است. اندازه بافرها بر مبنای فاصله‌ای که ذرات معلق از معابر طی می‌کنند (Karner et al., 2010; Yazdi et al., 2015) و نیز دیگر مطالعاتی که به ایجاد مدل‌های LUR پرداخته‌اند انتخاب شده است (de Hoogh et al., 2014; Hoek et al., 2008; Tashayo' and Alimohammadi, 2016). دامنه متغیرهای مستقل مدل HFISPM در جدول ۱ نمایش داده شده است.

مسیر i را نشان می‌دهد. N_{ij} تعداد وسایل نقلیه i است که در زمان T_i از مسیر i عبور کرده‌اند. L_i طول و A_i مساحت قطعه i است. شبکه خیابان‌ها به گریدهای ۱ کیلومتر در ۱ کیلومتر تقسیم می‌شود و هریک از گریدها به صورت منبع انتشار در یک اجرای مدل به کار می‌رود. در مدل پراکنش، ۱۶۳ گیرنده منطبق بر مرکز محلات تعریف شده است. توزیع گیرنده‌ها موجب شده است این گیرنده‌ها، علاوه بر انطباق با مراکز جمعیتی، در بافت‌های شهری متنوعی قرار داشته باشند. چنین توزیعی می‌تواند به استحکام مدل فازی کمک کند. در شکل ۵ غلظت ذرات معلق در محل گیرنده‌های مدل پراکنش نمایش داده شده است. غلظت یادشده فقط ناشی از سیستم حمل‌ونقل است و میزان آن از $11 \mu\text{g}/\text{m}^3$ تا $39 \mu\text{g}/\text{m}^3$ تغییر می‌کند. با توجه به هدف



شکل ۵. توزیع گیرنده‌های مدل پراکنش و غلظت ذرات معلق ناشی از سیستم حمل‌ونقل

جدول ۱. دامنه متغیرهای مستقل مدل HFISPM

متغیر مستقل	دامنه متغیر
حجم ترافیک خودروهای سواری	$(2 \times 10^2 - 6 \times 10^5)$
ضریب انتشار خودروهای سواری	(۰.۱-۰)
حجم ترافیک اتوبوس	$(6 \times 10^5 - 0)$
ضریب انتشار اتوبوس	(۶.۴-۲.۸)
حجم ترافیک کامیون	$(4.2 \times 10^5 - 0)$
ضریب انتشار کامیون	(۲.۹-۱.۱)
حجم ترافیک موتورسیکلت	$(1.08 \times 10^5 - 0)$
ضریب انتشار موتورسیکلت	(۰.۳-۰)
معیار مسکونی	$(14 \times 10^4 - 4 \times 10^4)$
معیار شریانی	$(9 \times 10^4 - 3 \times 10^4)$
معیار بزرگراهی	$(6 \times 10^4 - 3 \times 10^4)$

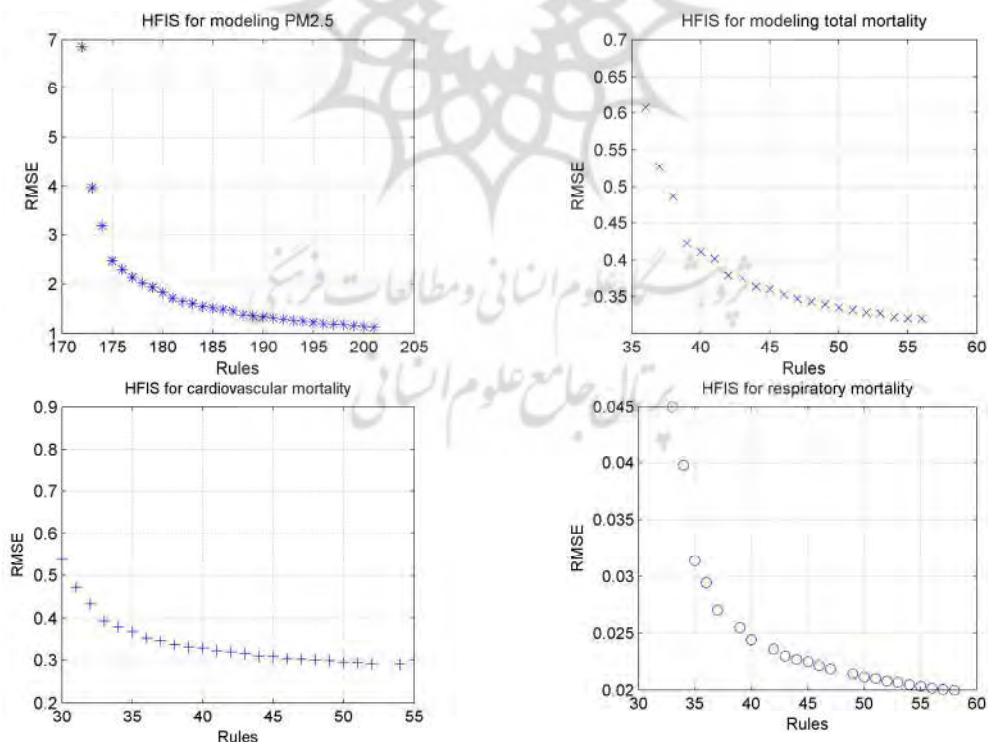
می‌شوند که چهار دسته از آنها برای آموزش سیستم و یکی برای ارزیابی دقت سیستم به کار می‌روند. این فرایند پنج مرتبه تکرار می‌شود و بدین صورت، هریک از دسته‌ها یکبار برای ارزیابی دقت سیستم به کار می‌رود. پارامترهای مورد استفاده در تمامی آزمایش‌ها به صورت حداکثر تعداد تکرار ۱۰۰۰ مرتبه، جمعیت اولیه ۲۰۰، نرخ تقاطع ۰.۸ و نرخ جهش ۰.۲ در نظر گرفته شده است. از آنجاکه تحلیل حساسیت این پارامترها در محدوده مطالعه حاضر نیست، پارامترهای مذکور بر اساس استانداردهای موجود در مطالعات اکتشافی انتخاب شده‌اند.

ثابت‌های مواجهه پاسخ مورد استفاده و نرخ بروز پایه برای ایجاد سیستم‌های استنتاج فازی سلسله‌مراتبی به کاررفته برای ارزیابی مخاطرات سلامت در جدول ۱ آورده شده‌اند. به توصیه سازمان بهداشت جهانی، از ضرایب حاصل از فراتحلیل^۱ به جای ضرایب مستخرج از مطالعات محدود محلی استفاده شده است. برای محاسبه میزان مواجهه، از اطلاعات مربوط به بلوک‌های آماری استفاده می‌شود. آزمایش‌ها به روش 5-fold cross-validation انجام می‌شوند. بدین ترتیب، نمونه‌های موجود پنج دسته

جدول ۲. نرخ بروز پایه و ثابت مواجهه پاسخ مورد استفاده در این مطالعه

مخاطره سلامت	دسته بیماری	بروز پایه ^a	ثابت مواجهه - پاسخ ^b
مرگومیر	کلی	۵۴۳.۵	(۰.۰۰۷۹۷-۰.۰۰۳۹۲) ۰.۰۰۶۰۲
	قلبی و عروقی	۲۳۱	(۰.۰۲۳۹۰-۰.۰۰۳۹۲) ۰.۰۱۳۹۷
	تنفسی	۴۸.۴	(۰.۰۱۲۲۲-۰.۰۰۶۱۸) ۰.۰۰۲۹۵

a بروز پایه در هر ۱۰۰۰۰ نفر b منبع: Hoek et al., 2013



شکل ۶. نمودار پارتو حاصل از الگوریتم بهینه‌سازی دوهدفه برای مدل‌های چهارگانه

1. meta-analysis

۴-۲- نتایج و بحث

۴-۲-۱- توسعه و ارزیابی سیستم‌های استنتاج فازی سلسله‌مراتبی

با استفاده از روش پیشنهادی، یک مدل برای مدل‌سازی غلظت ذرات معلق (HFISPM) و سه مدل برای ارزیابی مخاطرات سلامت ناشی از آن شامل مرگ‌ومیر کلی (HFISTM)، مرگ‌ومیر بر اثر بیماری‌های قلبی و عروقی (HFISCM) و مرگ‌ومیر بر اثر بیماری‌های تنفسی (HFISRM) توسعه داده شده است.

شکل ۶ نمودار پارتو تولید شده توسط الگوریتم پیشنهادی را برای هر یک از مدل‌ها در یکی از آزمایش‌های انجام گرفته نشان می‌دهد. الگوریتم پیشنهادی در هر چهار مدل پوشش مناسبی برای جبهه پارتو ایجاد کرده است. دامنه تعداد قواعد و دقت (RMSE)، با توجه به مسئله تحت مطالعه، متغیر است. به‌طور کلی، هرچه تعداد پارامترهای ورودی سیستم افزایش یافته، تعداد قواعد بیشتری برای توصیف

سیستم ایجاد شده است. همان‌گونه که در نمودارهای شکل ۶ مشخص است، دامنه تعداد قواعد در سه مدلی که مخاطرات سلامت را ارزیابی می‌کنند تفاوت معناداری با یکدیگر ندارد.

در این مطالعه، از دقیق‌ترین راه‌حل (سیستم استنتاج فازی سلسله‌مراتبی) جبهه پارتو برای ارزیابی‌ها استفاده می‌شود. شایان ذکر است اگرچه تعداد قواعد به‌منزله شاخص پیچیدگی و RMSE به‌منزله شاخص دقت مسئله‌ای دوده‌ای ایجاد کرده‌اند؛ بهینه‌سازی این دو شاخص منجر به مشارکت بهتر میان قواعد تولیدشده و درنهایت، بهبود دقت کلی مدل می‌شود (Tashayo' and Alimohammadi, 2016). میانگین RMSE برای مجموعه داده‌های آموزشی (RMSE_{Trn}) و آزمون (RMSE_{Tst}) و میانگین تعداد قواعد (R) هر یک از مدل‌ها در جدول ۳ درج شده است. با توجه به استفاده از روش اعتبارسنجی چندلایه‌ای^۱، نتایج مربوط به هر مدل حاصل پنج مرتبه اجرای آن مدل‌اند.

جدول ۳. میانگین RMSE و تعداد قواعد برای مدل‌های چهارگانه

مدل	خطای مجموعه داده آزمون (RMSE _{Trn})	خطای مجموعه داده آزمون (RMSE _{Tst})	تعداد قواعد (R)
HFIS برای مدل‌سازی PM2.5 (HFISPM)	۱.۱۲	۲.۳۶	۲۰۱.۸
HFIS برای مدل‌سازی مرگ‌ومیر کلی (HFISTM)	۰.۳۲	۰.۷۱	۵۶.۲
HFIS برای مدل‌سازی مرگ‌ومیر ناشی از بیماری قلبی و عروقی (HFISCM)	۰.۲۹	۰.۶۷	۵۴.۸
HFIS برای مدل‌سازی مرگ‌ومیر ناشی از بیماری تنفسی (HFISRM)	۰.۰۲	۰.۰۵	۵۸.۹

1. 5-fold cross-validation

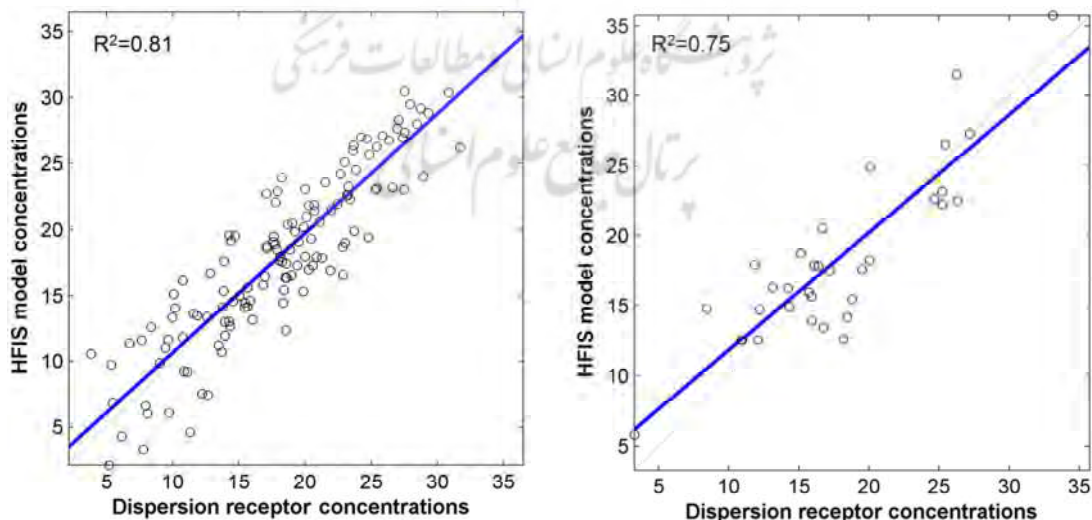
شکل ۷ مقادیر غلظت ذرات معلق حاصل از گیرنده‌های مدل پراکنش را، در مقابل غلظت مدل‌سازی شده برای مجموعه داده‌های آموزش و اعتبارسنجی، نمایش می‌دهد. مقدار ثابت تعیین (R^2) برای این دو مجموعه داده، به ترتیب، ۰.۸۱ و ۰.۷۵ است. همان‌گونه که در این شکل مشخص است، مدل پیشنهادی قدرت پیش‌بینی مناسبی برای کل دامنه غلظت ذرات معلق دارد.

مدل نهایی کاربردی برای تخمین غلظت ذرات معلق، شامل نه متغیر ورودی، در شکل ۸ نشان داده شده است. در این شکل، تعداد توابع عضویت برای هر یک از متغیرهای ورودی، واسطه، خروجی و نیز تنظیمات نهایی مورد استفاده برای هر یک از توابع عضویت، پس از بهینه‌سازی، نشان داده شده است.

متغیرهای مربوط به حجم ترافیک با تعداد پارتیشن‌های بیشتری، در مقایسه با ضرایب انتشار، توصیف شده‌اند. این امر نشان‌دهنده تأثیرگذاری دامنه متغیرها در تعداد پارتیشن‌های فازی مورد نیاز است. معابر شریانی و بزرگراهی نیز، در مقایسه با معابر

در صورت استفاده از سیستم‌های استنتاج فازی متداول، با در نظر گرفتن یازده ورودی برای مدل مربوط به ذرات معلق و چهار ورودی برای مدل‌های مربوط به سلامت، و با فرض توصیف هر یک از ورودی‌ها با پنج تابع عضویت، به ترتیب، $5^{11} = 48,828,125$ و $5^4 = 625$ قاعده برای توصیف مدل‌ها مورد نیاز بود. در صورتی که مدل پیشنهادی، با تعداد قواعد به مراتب کمتری، به دقت بالاتری دست یافته است.

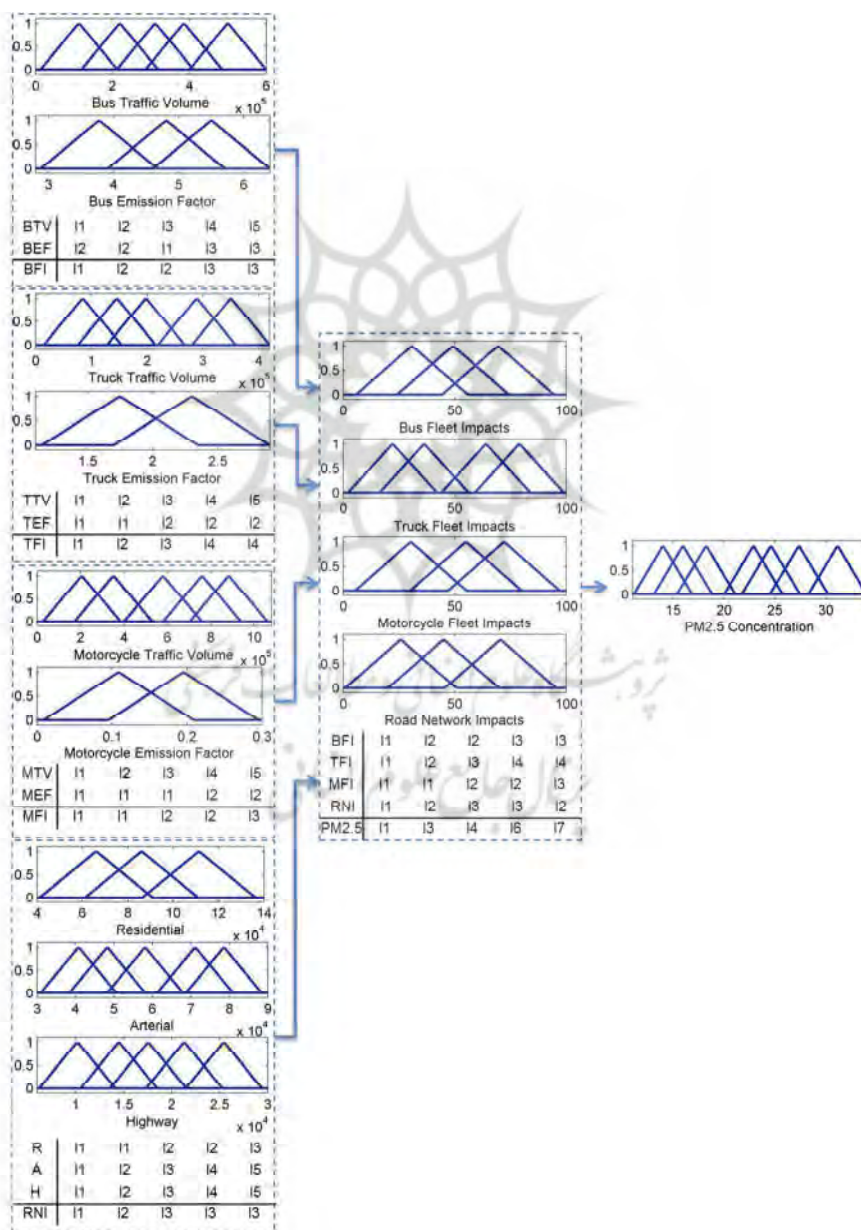
از RMSE می‌توان برای مقایسه مدل پیشنهادی با مدل‌های متداول LUR استفاده کرد. برای این منظور، باید دامنه و پراکندگی داده‌ها در نظر گرفته شود. بر اساس بررسی‌هایی که در حوزه LUR صورت گرفته است (de Hoogh et al., 2014; Hoek et al., 2008)، دامنه RMSE برای ذرات معلق PM2.5 از ۰.۸ تا ۳.۳ متغیر و حدود ۵۰٪ انحراف معیار داده‌هاست. در این مطالعه، انحراف معیار ذرات معلق محاسبه شده در گیرنده‌های مدل پراکنش $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ است. بر این اساس، مدل پیشنهادی برای محاسبه غلظت آلاینده ذرات معلق دقت مناسبی دارد.



شکل ۷. نمودار غلظت ذرات معلق حاصل از مدل پراکنش در مقابل سیستم استنتاج فازی سلسله‌مراتبی

مجموعه کامل قواعد را تولید و تالی آن‌ها را، از طریق بهینه‌سازی، مشخص می‌کند. برای نمونه، با توجه به اینکه حجم ترافیک اتوبوس‌ها با پنج پارتیشن و ضرایب انتشار آن‌ها با سه پارتیشن توصیف می‌شوند، تعداد قواعد این زیرسیستم معادل 5×3 است. اگرچه باید بیان کنیم که تعداد کلی قواعد با استفاده از سیستم سلسله‌مراتبی و همین‌طور بهینه‌سازی تعداد پارتیشن‌هایی که برای توصیف هر متغیر به کار می‌روند کنترل می‌شود.

مسکونی، با تعداد پارتیشن‌های فازی بیشتری توصیف شده‌اند. این مسئله، با توجه به دامنه نسبتاً مشابه این متغیرها، نشان‌دهنده تأثیرگذاری بیشتر معابر شریانی و بزرگراهی در تولید آلاینده‌هاست. تعداد بیشتر پارتیشن‌های اثر کامیون‌ها، در مقایسه با وسایل نقلیه دیگر نیز، اثرگذاری بالاتر آن‌ها در غلظت ذرات معلق را بیان می‌کند. در شکل ۸، نمونه‌هایی نیز از قواعد تولیدشده در فرایند یادگیری سیستم ارائه شده است. روش پیشنهادی



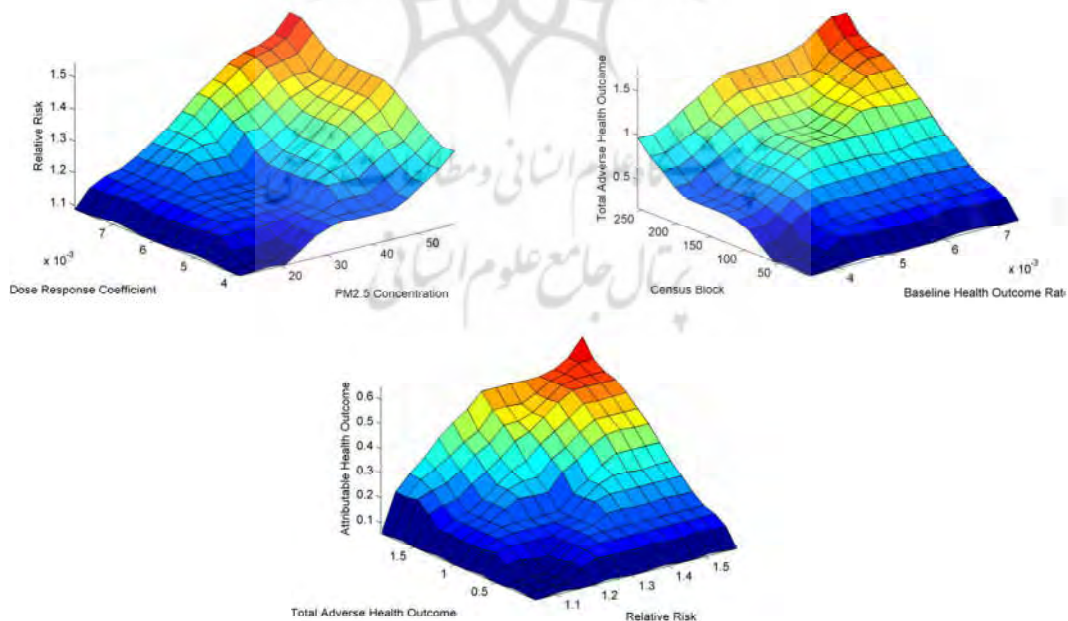
شکل ۸. توابع اولیه و تنظیم‌شده پایگاه داده مدل HFISPM

شکل ۹ پلات‌های سطوح کنترل مربوط به مدل پیش‌بینی‌کننده مرگ‌ومیر کلی را نمایش می‌دهد. در این پلات‌ها، ارتباط بین دو ورودی و یک خروجی، در سه سیستم استنتاج فازی مربوط به این مدل، نشان داده شده است. نمودار بریدگی و شیب‌های ناگهانی بیانگر استحکام^۱ قواعد به‌کاررفته در سیستم استنتاج فازی است.

در سناریوی دوم، میانگین و کمینه و بیشینه غلظت ذرات معلق ناشی از سیستم حمل‌ونقل به‌ترتیب $11 \mu\text{g}/\text{m}^3$ و $59 \mu\text{g}/\text{m}^3$ است (شکل ۱۰ (ii)). در این سناریو، میزان غلظت ذرات معلق حدود ۷٪ در محدوده طرح و ۱٪ به‌صورت میانگین افزایش یافته است. اگرچه محدودیت‌های ترافیکی ایجادشده در محدوده مرکزی شهر منجر به کاهش تعداد خودروهای سواری در زمان اجرای طرح شده؛ از یک‌سو، به‌دلیل ثابت‌ماندن میزان تقاضای سفر، تردد دیگر وسایل نقلیه - شامل اتوبوس‌ها، موتورسیکلت‌ها و تاکسی‌ها - در داخل محدوده افزایش یافته است. از سوی دیگر، ترافیک در این منطقه، در ساعاتی که طرح اجرا نمی‌شود، افزایش یافته است.

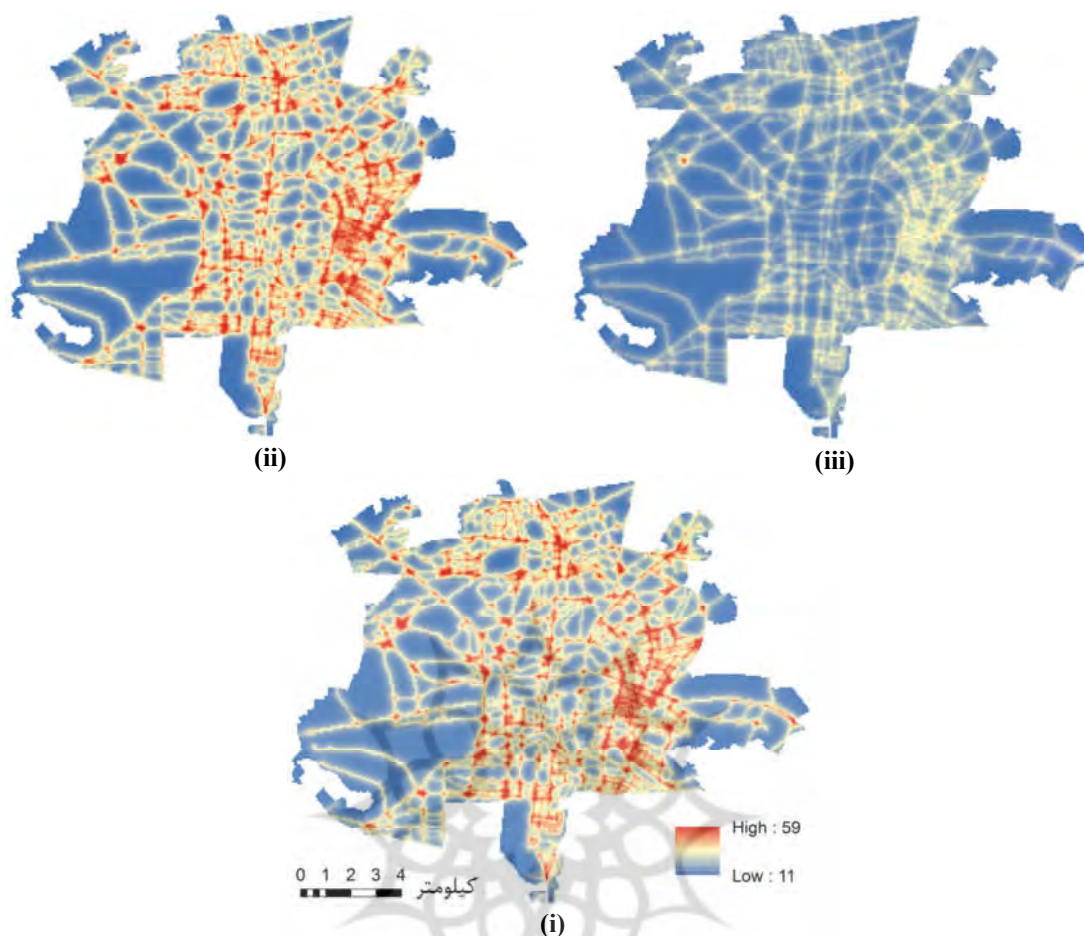
۴-۲-۲-۴- ارزیابی سناریوها

برای ارزیابی سناریوها با مدل HFISPM، از گریدی با سلول‌های ۱۰۰ متری استفاده شده است. با استفاده از چنین رزولوشنی، تغییرات کوچک‌مقیاس آلودگی را می‌توان به‌خوبی مدل‌سازی کرد. شکل ۱۰ (i) نقشه غلظت ذرات معلق را برای سناریوی اول (وضع موجود) نمایش می‌دهد. مطابق انتظار، میزان غلظت ذرات در مناطق مجاور معابر بیشتر است. با وجود این، ذرات معلق در کل منطقه مورد بررسی وجود دارد. در سناریوی نخست، میانگین، کمینه و بیشینه غلظت ذرات معلق ناشی از سیستم حمل‌ونقل، به‌ترتیب،



شکل ۹. سطوح کنترل سیستم استنتاج فازی سلسله‌مراتبی مربوط به تخمین مرگ‌ومیر

1. consistency



شکل ۱۰. غلظت ذرات معلق حاصل از مدل HFISPM برای سناریوی ۱ (i) سناریوی ۲ (ii) و سناریوی ۳ (iii)

راه، ۸۷۶۰ ساعت در سال و دوره زمانی پنج‌ساله لازم برای ارزیابی آثار (IA)، نیازمند ۶۲۱ میلیارد محاسبه منبع-گیرنده است. این حجم بالای محاسبات، با یک ایستگاه کاری معمولی، نیازمند سال‌ها زمان است. افزون‌بر این، اجرای مدل پراکنش نیازمند ورودی‌های سنگین فراوانی است (مانند داده‌های هواشناسی) که به‌ویژه، برای سناریوهای مربوط به زمان آینده، وجود ندارند. این مشکلات باعث شده مدل‌های پراکنش، در مقایسه با مدل‌های LUR، کمتر در مطالعات ارزیابی آثار سلامت به کار روند (Brauer et al., 2008). در نقطه مقابل روش‌های متداول LUR نیز، در مدل‌سازی غلظت ذرات معلق با رزولوشن بالا، به‌دلیل در نظر نگرفتن برهم‌کنش میان انتشار و فرایندهای آب‌وهوایی با مشکل مواجه‌اند.

در سناریوی سوم، میانگین و کمینه و بیشینه غلظت ذرات معلق ناشی از سیستم حمل‌ونقل، به ترتیب، $12 \mu\text{g}/\text{m}^3$ و $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ و $36 \mu\text{g}/\text{m}^3$ است (شکل ۱۰ (iii)). در این سناریو، کاهش معتنابه غلظت ذرات معلق رخ داده است. دلیل اصلی این کاهش استاندارد آلودگی پایین وسایل نقلیه موجود در ناوگان فعلی و ممنوعیت تردد آنها براساس طرح محدوده‌های کم‌انتشار آلودگی است.

استفاده از مدل LUR فازی پیشنهادی برای مدل‌سازی غلظت ذرات معلق، در مقایسه با مدل پراکنش و یا LURهای متداول، مزایای متعددی دارد. تخمین غلظت سالیانه ذرات معلق در منطقه مورد مطالعه، با استفاده از مدل پراکنش در رزولوشن مورد استفاده، با در نظر گرفتن ۱۸۷۵۹ گیرنده، ۷۵۶ قطعه

جدول ۴. مخاطرات سلامت ناشی از سناریوهای حمل و نقل

مخاطره سلامت	دسته بندی بیماری ها	سناریوی ۱	سناریوی ۲	سناریوی ۳
مرگومیر	کلی	۱۱۹۵	۱۲۱۵	۷۵۶
	قلبی و عروقی	۱۱۱۲	۱۱۲۹	۷۲۴
	تنفسی	۵۵	۵۶	۳۴

مدل مورد استفاده برای ارزیابی مخاطرات سلامت جایگزین مناسبی برای روابط (۷) و (۸) است. تاکنون در اغلب تحقیقات در زمینه ارزیابی مخاطرات سلامت، از این روابط استفاده شده است. با وجود این، چگونگی ارتباط میان پارامترهایی همچون ثابت مواجهه- پاسخ، بروز پایه و پیامد متناسب همچنان برای پژوهشگران به صورت کامل مشخص نیست. امکان یادگیری و تنظیم مدل این امکان را فراهم می آورد که عدم قطعیت موجود در ارتباط میان پارامترهای مدل را به کارآمدترین شیوه ممکن مدل سازی کند. افزون بر این، مدل پیشنهادی ضمن آنکه بر مبنای شواهد اپیدمیولوژیک موجود توسعه یافته است، با مدل سازی عدم قطعیت پارامترها و قابلیت تفسیرپذیری، در مقایسه با متریک های قطعی، متریک مناسب تری محسوب می شود (Martenies et al., 2015).

۵- نتیجه گیری

در این مقاله، روشی برای مدل سازی کمی آثار سلامت محیطی ناشی از سناریوهای ترافیکی توسعه داده شده است. در روش پیشنهادی، برای مدل سازی تأثیر سیستم حمل و نقل در غلظت ذرات معلق و همچنین، مدل سازی تأثیر غلظت ذرات معلق ناشی از ترافیک بر سلامت، از سیستم های استنتاج فازی سلسله مراتبی بهینه سازی شده، استفاده شده است.

برای توسعه سیستم استنتاج فازی مورد استفاده برای مدل سازی غلظت ذرات معلق ناشی از ترافیک،

روش پیشنهادی، علاوه بر حل مشکل محاسبات سنگین مدل های پراکنش، از مزایای روش های LUR، شامل انعطاف پذیری در ورودی های مورد نیاز، برخوردار است. ضمن آنکه این روش، با ایجاد امکان استفاده از داده های غیرقطعی و توصیفی، ملزومات مورد نیاز برای ارزیابی های آثار سلامت محیط و ادغام در فرایند برنامه ریزی و تصمیم گیری را فراهم آورده است. باید بیان کنیم یکی از محدودیت های تحقیق حاضر انتشار خطای مدل پراکنش به مدل رگرسیون است. این محدودیت تقریباً در تمامی مطالعاتی که، برای حل کاستی های مدل های پراکنش و رگرسیون، آنها را تلفیق کرده اند مشترک است (Isakov et al., 2009; Johnson et al., 2010; Michanowicz et al., 2016; Mölter et al., 2010; Wilton et al., 2010). اگرچه همین مطالعات نشان داده اند که با وجود این محدودیت، به ویژه زمانی که هدف مدل سازی آلودگی ناشی از یک منبع خاص آلودگی است، استفاده از مدل های پراکنش برای تولید مدل رگرسیون به افزایش دقت مدل کمک می کند.

برای محاسبه مخاطرات سلامت با استفاده از نقشه های مربوط به غلظت ذرات معلق، از روش محاسبه مواجهه بر مبنای محل سکونت استفاده شده است. روش مذکور روشی پذیرفته شده برای ارزیابی آثار سلامت است که استفاده گسترده ای دارد (Chart-asa and Gibson, 2015; Rowangould, 2015). زیرا از یک سو، اطلاعات مورد نیاز برای مدل سازی میزان مواجهه کل جمعیت، به صورت کاربردی، وجود ندارد. از سوی دیگر، چگونگی تعریف همسایگی^۱ در مقیاسی همچون شهر در ارزیابی میزان مواجهه چندان مؤثر نیست (Tenailleau et al., 2015). میزان مرگومیر ناشی از هریک از سناریوها در جدول ۴ آورده شده است. همان گونه که در جدول مشخص است، از منظر مخاطرات سلامت، سناریوی ۳ بهترین و سناریوی ۲ بدترین سناریو به شمار می روند.

با استفاده از روش پیشنهادی، سه سناریو شامل وضع موجود و دو طرح، از جمله اصلی‌ترین طرح‌های مقابله با ترافیک و آلودگی هوا، بررسی و ارزیابی شده‌اند. مدل‌سازی‌های انجام‌گرفته نشان می‌دهد طرح مناطق کم‌انتشار بیشترین مزایای مرتبط با آلودگی هوا و سلامت را حاصل می‌کند. استفاده از سیستم‌های استنتاج فازی سلسله‌مراتبی در EHIA امکان درک بهتر پدیده‌ها برای برنامه‌ریزان و تصمیم‌گیرندگان را فراهم می‌آورد. با استفاده از این مدل‌ها، تصمیم‌گیرندگان می‌توانند به‌خوبی تأثیر تغییر هریک از متغیرها را بررسی کنند.

منابع

- Aggarwal, P. & Jain, S., 2015, **Impact of Air Pollutants from Surface Transport Sources on Human Health: A Modeling and Epidemiological Approach**, Environment International, 83, PP. 146–157.
- Alcalá, R., Alcalá-Fdez, J. & Herrera, F., 2007, **A Proposal for the Genetic Lateral Tuning of Linguistic Fuzzy Systems and its Interaction with Rule Selection**, IEEE Transactions on Fuzzy Systems, 15, PP. 616–635.
- Basagaña, X., Aguilera, I., Rivera, M., Agis, D., Foraster, M., Marrugat, J., Elosua, R. & Künzli, N., 2013, **Measurement Error in Epidemiologic Studies of Air Pollution Based on Land-Use Regression Models**, American Journal of Epidemiology, 178, PP. 1342–1346.
- Batterman, S., Chambliss, S. & Isakov, V., 2014, **Spatial Resolution Requirements for Traffic-Related Air Pollutant Exposure Evaluations**, Atmospheric Environment, 94, PP. 518–528.
- Brauer, M., Ainslie, B., Buzzelli, M., Henderson, S., Larson, T., Marshall, T., Nethery, E., Steyn, D. & Su, J., 2008, **Models of Exposure for Use in Epidemiological Studies of Air Pollution Health Impacts**, In: Air Pollution Modeling and Its Application XIX, Springer, PP. 589–604.

گیرنده‌های مدل پراکنش به‌منزله متغیر وابسته و پارامترهای سیستم حمل‌ونقل به‌منزله متغیر مستقل به‌کار رفته است. یکی از مشارکت‌های این مقاله تلفیق LUR فازی و مدل پراکنش است. مدل LUR فازی، در مقایسه با مدل‌های متداول، مزایای متعددی دارد؛ از جمله حجم پردازش مناسب، داده‌های ورودی قابل انتخاب، لحاظ‌کردن برهم‌کنش میان انتشار و فرایندهای آب‌وهوایی و مدل‌سازی رابطه‌ی علی میان پارامترهای سیستم حمل‌ونقل و آلودگی هوا. افزون‌بر این، امکان استفاده از داده‌های توصیفی و غیرقطعی موجود سبب شده مدل پیشنهادی انعطاف‌پذیری لازم را برای استفاده در فرایند ارزیابی آثار داشته باشد. نقشه‌ی غلظت ذرات معلق حاصل از این مدل با رزولوشن مکانی بالا می‌تواند اطلاعات لازم برای ارزیابی تأثیر سناریوهای متفاوت در سلامت را فراهم آورد.

سیستم استنتاج فازی سلسله‌مراتبی مورد استفاده برای مدل‌سازی مخاطرات سلامت براساس روابط حاصل از مطالعات اپیدمیولوژیک توسعه یافته است. اگرچه این دسته از روابط در اغلب مطالعات مربوط به ارزیابی مخاطرات سلامت به‌کار رفته‌اند، همچنان چگونگی ارتباط میان پارامترهای آنها محل اختلاف نظر است. قابلیت یادگیری و تنظیم روابط در مدل پیشنهادی این امکان را فراهم می‌آورد که عدم قطعیت موجود در ارتباط میان پارامترهای مدل، هم‌زمان با عدم قطعیت مقادیر پارامترها، مدل‌سازی شود. به‌منظور طراحی سیستم‌های استنتاج فازی براساس ملزومات مسئله و غلبه بر مشکل افزایش نمایی قواعد و جلوگیری از افزایش خطای سیستم‌ها، از دو راهکار استفاده شده است. راهکار نخست استفاده از سیستم‌های استنتاج فازی سلسله‌مراتبی با توپولوژی منطبق بر مسئله و راهکار دوم تعیین هم‌زمان پارتیشن‌های توابع عضویت و مجموعه قواعد از طریق یادگیری است. مجموعه این دو راهکار به مشارکت بهتر میان قواعد موجود در پایگاه دانش مدل‌ها و بهینه‌سازی دقت و پیچیدگی سیستم منجر شده است.

- Briggs, D.J., Sabel, C.E. & Lee, K., 2008, **Uncertainty in Epidemiology and Health Risk and Impact Assessment**, Environmental Geochemistry and Health, 31, PP. 189–203.
- Chart-asa, C. & Gibson, J.M., 2015, **Health Impact Assessment of Traffic-Related Air Pollution at the Urban Project Scale: Influence of Variability and Uncertainty**, Science of The Total Environment, 506, PP. 409–421.
- Dannenberg, A.L., Bhatia, R., Cole, B.L., Heaton, S.K., Feldman, J.D. & Rutt, C.D., 2008, **Use of Health Impact Assessment in the US: 27 Case Studies, 1999–2007**, American Journal of Preventive Medicine, 34, PP. 241–256.
- De Hoogh, K., Korek, M., Vienneau, D., Keuken, M., Kukkonen, J., Nieuwenhuijsen, M.J., Badaloni, C., Beelen, R., Bolignano, A., Cesaroni, G., Pradas, M.C., Cyrus, J., Douros, J., Eeftens, M., Forastiere, F., Forsberg, B., Fuks, K., Gehring, U., Gryparis, A., Gulliver, J. & Hansell, A.L., 2014, **Comparing Land Use Regression and Dispersion Modelling to Assess Residential Exposure to Ambient Air Pollution for Epidemiological Studies**, Environment International, 73, PP. 382–392.
- EPA, U., 2010, **Transportation Conformity Guidance for Quantitative Hot-spot Analyses in PM_{2.5} and PM₁₀ Nonattainment and Maintenance Areas**, (No. EPA-420-B-10-040), United States Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC.
- Hebert, K.A., Wendel, A.M., Kennedy, S.K. & Dannenberg, A.L., 2012, **Health Impact Assessment: A Comparison of 45 Local, National, and International Guidelines**, Environmental Impact Assessment Review, 34, PP. 74–82.
- HEI, 2010, **Traffic-Related Air Pollution: A Critical Review of the Literature on Emissions, Exposure, and Health Effects** Special Reports.
- Herrera, F., 2008, **Genetic Fuzzy Systems: Taxonomy, Current Research Trends and Prospects**, Evolutionary Intelligence, 1, PP. 27–46.
- Herrera, F., Lozano, M. & Verdegay, J.L., 1998, **Tackling Real-Coded Genetic Algorithms: Operators and Tools for Behavioural Analysis**, Artificial Intelligence Review, 12, PP. 265–319.
- Hoek, G., Beelen, R., de Hoogh, K., Vienneau, D., Gulliver, J., Fischer, P. & Briggs, D., 2008, **A Review of Land-Use Regression Models to Assess Spatial Variation of Outdoor Air Pollution**, Atmospheric Environment, 42, PP. 7561–7578.
- Hoek, G., Krishnan, R.M., Beelen, R., Peters, A., Ostro, B., Brunekreef, B. & Kaufman, J.D., 2013, **Long-Term Air Pollution Exposure and Cardio-Respiratory Mortality: A Review**, Environmental Health, 12, P. 1.
- Isakov, V., Touma, J.S., Burke, J., Lobdell, D.T., Palma, T., Rosenbaum, A. & Özkaynak, H.A., 2009, **Combining Regional- and Local-Scale Air Quality Models with Exposure Models for Use in Environmental Health Studies**, Journal of the Air & Waste Management Association, 59, pp. 461–472.
- Jang, J.S.R., Sun, C.T. & Mizutani, E., 1997, **Neuro-Fuzzy and Soft Computing; A Computational Approach to Learning and Machine Intelligence**, Englewood Cliffs, NJ: Prentice-Hall.
- Jerrett, M., Arain, A., Kanaroglou, P., Beckerman, B., Potoglou, D., Sahuvaroglu, T., Morrison, J. & Giovis, C., 2005, **A Review and Evaluation of Intraurban Air Pollution Exposure Models**, Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology, 15, PP. 185–204.
- JICA, 1997, **The Study on an Integrated Master Plan for Air Pollution Control in the Greater Tehran Area in the Islamic Republic of Iran**, Japan International Cooperation Agency.
- Johnson, M., Isakov, V., Touma, J., Mukerjee, S. & Özkaynak, H., 2010, **Evaluation of Land-Use Regression Models Used to Predict Air Quality Concentrations in an Urban Area**, Atmospheric Environment, 44, PP. 3660–3668.
- Karner, A.A., Eisinger, D.S. & Niemeier, D.A., 2010, **Near-Roadway Air Quality: Synthesizing the Findings from Real-World Data**, Environmental Science & Technology, 44, PP. 5334–5344.
- Leung, W., Noble, B., Gunn, J. & Jaeger, J.A., 2015, **A Review of Uncertainty Research in Impact Assessment**, Environmental Impact Assessment Review, 50, PP. 116–123.
- Li, Y., Gibson, J.M., Jat, P., Puggioni, G., Hasan, M., West, J.J., Vizuete, W., Sexton, K. &

- Serre, M., 2010, **Burden of Disease Attributed to Anthropogenic Air Pollution in the United Arab Emirates: Estimates Based on Observed Air Quality Data**, *Science of the Total Environment*, 408, PP. 5784–5793.
- Lindström, J., Szpiro, A.A., Sampson, P.D., Oron, A.P., Richards, M., Larson, T.V. & Sheppard, L., 2014, **A Flexible Spatio-Temporal Model for Air Pollution with Spatial and Spatio-Temporal Covariates**, *Environmental and Ecological Statistics*, 21, PP. 411–433.
- Marshall, J.D., Nethery, E. & Brauer, M., 2008, **Within-Urban Variability in Ambient Air Pollution: Comparison of Estimation Methods**, *Atmospheric Environment*, 42, PP. 1359–1369.
- Martenies, S.E., Wilkins, D. & Batterman, S.A., 2015, **Health Impact Metrics for Air Pollution Management Strategies**, *Environment International*, 85, PP. 84–95.
- Mesa-Frias, M., Chalabi, Z. & Foss, A.M., 2014, **Quantifying Uncertainty in Health Impact Assessment: A Case-Study Example on Indoor Housing Ventilation**, *Environment International*, 62, PP. 95–103.
- Mesa-Frias, M., Chalabi, Z., Vanni, T. & Foss, A.M., 2013, **Uncertainty in Environmental Health Impact Assessment: Quantitative Methods and Perspectives**, *International Journal of Environmental Health Research*, 23, PP. 16–30.
- Michanowicz, A., 2015, **Hybrid Dispersion/Land Use Regression Modeling for Improving Air Pollutant Concentration Estimates**, University of Pittsburgh
- Michanowicz, D.R., Shmool, J.L., Tunno, B.J., Tripathy, S., Gillooly, S., Kinnee, E. & Clougherty, J.E., 2016, **A Hybrid Land Use Regression/AERMOD Model for Predicting Intra-Urban Variation in PM 2.5**, *Atmospheric Environment*, 131, PP. 307–315.
- Mölter, A., Lindley, S., de Vocht, F., Simpson, A. & Agius, R., 2010, **Modelling Air Pollution for Epidemiologic Research—Part I: A Novel Approach Combining Land Use Regression and Air Dispersion**, *Science of the Total Environment*, 408, PP. 5862–5869.
- Ostro, B. & Chestnut, L., 1998, **Assessing the Health Benefits of Reducing Particulate Matter Air Pollution in the United States**, *Environmental Research*, 76, PP. 94–106.
- Rhodus, J., Fulk, F., Autrey, B., O’Shea, S. & Roth, A., 2013, **A Review of Health Impact Assessments in the US: Current State-of-Science, Best Practices, and Areas for Improvement**, Environmental Protection Agency: Cincinnati, OH, USA.
- Rowangould, G.M., 2015, **A New Approach for Evaluating Regional Exposure to Particulate Matter Emissions from Motor Vehicles**, *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 34, PP. 307–317.
- Shahbazi, H., Babaei, M., Afshin, H. & Hosseini, V., 2015, **Emission Inventory of Tehran for 1392 - Mobile Sources** (In Persian).
- Singleton-Baldrey, L., 2012, **The Impacts of Health Impact Assessment: A Review of 54 Health Impact Assessments, 2007-2012**, University of North Carolina at Chapel Hill, Chapel Hill.
- Stoeglehner, G., 2010, **Enhancing SEA Effectiveness: Lessons Learnt from Austrian Experiences in Spatial Planning**, *Impact Assessment and Project Appraisal*, 28, PP. 217–231.
- Su, J.G., Brauer, M., Ainslie, B., Steyn, D., Larson, T. & Buzzelli, M., 2008, **An Innovative Land Use Regression Model Incorporating Meteorology for Exposure Analysis**, *Science of the Total Environment*, 390, PP. 520–529.
- Tashayo, B. & Alimohammadi, A., 2016, **Modeling Urban Air Pollution with Optimized Hierarchical Fuzzy Inference System**, *Environmental Science and Pollution Research*, PP. 1–15.
- Tenailleau, Q.M., Mauny, F., Joly, D., François, S. & Bernard, N., 2015, **Air Pollution in Moderately Polluted Urban Areas: How does the Definition of “Neighborhood” Impact Exposure Assessment?**, *Environmental Pollution*, 206, PP. 437–448.
- Walker, W.E., Harremoës, P., Rotmans, J., van der Sluijs, J.P., van Asselt, M.B., Janssen, P. & Kreyer von Krauss, M.P., 2003, **Defining Uncertainty: A Conceptual Basis for Uncertainty Management in Model-Based Decision Support**, *Integrated Assessment*, 4, PP. 5–17.
- White, L. & Noble, B.F., 2013, **Strategic Environmental Assessment for Sustainability: A Review of a Decade of Academic Research**, *Environmental Impact Assessment Review*, 42, PP. 60–66.

- Wilton, D., Szpiro, A., Gould, T. & Larson, T., 2010, **Improving Spatial Concentration Estimates for Nitrogen Oxides Using a Hybrid Meteorological Dispersion/Land Use Regression Model in Los Angeles, CA and Seattle, WA**, Science of the Total Environment, 408, PP. 1120–1130.
- Wilton, D.C., 2011, **Modelling Nitrogen Oxides in Los Angeles Using a Hybrid Dispersion/Land Use Regression Model**, AA (University of Washington).
- Yazdi, M.N., Delavarrafiee, M. & Arhami, M., 2015, **Evaluating near Highway Air Pollutant Levels and Estimating Emission Factors: Case Study of Tehran, Iran** Science of The Total Environment, 538, PP. 375–384.
- Zajackowski, J. & Verma, B., 2012, **Selection and Impact of Different Topologies in Multi-Layered Hierarchical Fuzzy Systems**, Applied Intelligence, 36, PP. 564–584.
- Zarrabi, A., Mohammadi, J. & Abdollahi, A., 2010, **Evaluation of Mobile and Stationary Sources of Isfahan Air Pollution** (In persian), Geography, 26, PP. 151–164.

