

Doktori (PhD) értekezés

Pécsi Tudományegyetem

Természettudományi Kar

Földtudományok Doktori Iskola

**Település levegőkörnyezetének állapotvizsgálata terjedési  
modell és matematikai statisztikai módszerek  
alkalmazásával  
(városi esettanulmány)**

Írta: Szűcs János

Témavezető: Dr. habil. Nagyvárad László

Pécs, 2014

<b>1. Bevezetés .....</b>	<b>1</b>
1.1. A témaválasztás aktualitása .....	1
1.2. A témaválasztás indoklása, a kutatás célkitűzései .....	3
<b>2. Szakirodalmi áttekintés .....</b>	<b>5</b>
2.1. Térinformációs rendszerek .....	5
2.1.1. A térinformációs rendszerek fogalma .....	5
2.1.2. Adatgyűjtési módszerek .....	7
2.1.3. Külföldi levegőkörnyezettel kapcsolatos környezeti információs rendszerek .....	8
2.1.4. Hazai levegőkörnyezettel kapcsolatos környezeti információs rendszerek .....	9
2.2. A levegőkörnyezet kutatásának módszerei.....	13
2.2.1. A légkör.....	13
2.2.2. Modellezés és mérés.....	15
2.2.3. A matematikai modellek felépítése .....	17
2.2.4. A modellek csoportosítása .....	18
2.2.5. A kontinuitási egyenlet.....	21
2.2.6. A füstfáklya modell.....	21
2.3. Néhány nemzetközi és hazai gyakorlatban alkalmazott terjedési modell .....	24
2.3.1. Nemzetközi fejlesztésű transzmissziós modellek.....	24
2.3.2. Hazai fejlesztésű transzmissziós modellek .....	27
2.3.3. A terjedési modellek összehasonlítása .....	28
2.4. Jogszabályi háttér .....	30
2.5. Légszennyező források hatásterülete.....	31
<b>3. Kutatási módszerek és források.....</b>	<b>34</b>
3.1. A vizsgálati helyszín bemutatása.....	34
3.2. A mintaterületen található szennyezőanyag-források bemutatása.....	36
3.3. A modellszámításhoz és térképi megjelenítéséhez szükséges adatok .....	38
3.3.1. A modellszámításhoz szükséges geometriai adatok.....	38
3.3.2. A modellszámításhoz szükséges szakadatok.....	39
3.3.2.1. A pontforrások attribútumai.....	39
3.3.2.2. Meteorológiai adatok .....	39
3.3.2.3. Az érdességi paraméter .....	41

3.3.2.4.	A mintaterületet jellemző effektív érdességi paraméter meghatározása.....	45
3.4.	A modellszámításokhoz felhasznált összefüggések .....	46
3.4.1.	Járulékos kéménymagasság számítási formulák .....	46
3.4.2.	Szóródási együtthatók .....	48
3.4.3.	Imissziószámítás.....	50
3.5.	Az immisszióértékeléshez szükséges adatok és vizsgálati módszerek.....	51
3.5.1.	Háttér immisszió adatok.....	51
3.5.2.	A település immisszió adatai.....	52
3.5.3.	Az immisszióértékelés során felhasznált meteorológiai adatok.....	55
3.5.4.	Az immisszióértékelés során felhasznált statisztikai módszerek .....	56
3.6.	Felhasznált szoftverek .....	58
<b>4.</b>	<b>Eredmények</b> .....	<b>60</b>
4.1.	A transzmissziós modell szerkezete .....	60
4.1.1.	A terjedési modell felépítésének általános leírása.....	60
4.1.2.	A forrásokra jellemző adatok .....	61
4.1.3.	Meteorológiai adatok.....	62
4.1.4.	Az érdességi paraméter .....	64
4.1.4.1.	Az érdességi paraméter térbeli szerkezete.....	64
4.1.4.2.	Az effektív érdességi paraméter értéke .....	65
4.2.	A modellszámítás algoritmus.....	66
4.2.1.	A rövid átlagolási időtartamra vonatkozó (órás) immissziószámítás algoritmus 66	
4.2.2.	A hosszú átlagolási időtartamra vonatkozó (éves) immissziószámítás algoritmus.....	70
4.3.	A gáznemű szennyezőanyagok modellszámítási eredményeinek és a szilárd anyag emissziók megjelenítése .....	73
4.3.1.	Kén-oxidok.....	73
4.3.2.	Nitrogén-oxidok .....	76
4.3.3.	Szén-monoxid.....	81
4.3.4.	Szilárd anyag .....	84
4.4.	A városi légszennyezettségi mérőhálózat adatainak értékelése .....	88
4.4.1.	Nitrogén-dioxid .....	88
4.4.1.1.	Immisszió adatok elemzése.....	88

4.4.1.2.	NO <sub>2</sub> immisszió adatok kapcsolata a meteorológiai adatokkal .....	92
4.4.1.3.	A NO <sub>2</sub> immisszió és az egészségügyi határérték összehasonlítása .....	96
4.4.2.	Kén-dioxid.....	98
4.4.2.1.	Immisszió adatok elemzése.....	98
4.4.2.2.	A SO <sub>2</sub> immisszió adatok kapcsolata a meteorológiai adatokkal.....	103
4.4.2.3.	A SO <sub>2</sub> immisszió és az egészségügyi határérték összehasonlítása .....	105
4.4.3.	Ülepedő por .....	106
4.4.3.1.	Immisszió adatok elemzése.....	106
4.4.3.2.	Az ülepedő por immisszió adatok kapcsolata a meteorológiai adatokkal	109
4.4.3.3.	Az ülepedő por immisszió és az egészségügyi határérték összehasonlítása .....	110
<b>5.</b>	<b>Összefoglalás .....</b>	<b>112</b>
	<b>Köszönetnyilvánítás .....</b>	<b>115</b>
	<b>Irodalom.....</b>	<b>116</b>
	<b>Táblázatjegyzék.....</b>	<b>127</b>
	<b>Ábrajegyzék .....</b>	<b>128</b>

# 1. Bevezetés

## 1.1. A témaválasztás aktualitása

A térinformatika létrejötte óta a tudományág fontos alkalmazási lehetőségei a különböző földrajzi szférákban végbemenő változások elemzése, modell-szimulációk elvégzése, illetve megjelenítése. E folyamatok nyomán követésének és megértésének jelentősége megnőtt a környezetbe bocsátott egyre nagyobb mértékű antropogén eredetű szennyezőanyagok káros hatásának felismerésével. A felmerülő problémák következtében a 80-as években kialakult a környezeti modellezés, melynek elsődleges célja az anyagi rendszerek, környezeti folyamatok számszerűsítése. Természetesen az emberi tevékenység okozta problémák az atmoszférában is jelentkeznek, így a környezetföldrajzi kutatásoknak az atmoszféra esetén is fontos szerepük van.

A levegő jelentőségét már évezredekkel ezelőtt meglátták őseink. A nyugati civilizáció alapjait lerakó görög filozófiában is megjelent ez a felismerés. A levegő fontosságát jól jelzi, hogy Arisztotelész az anyagokat a négy alapelem: a föld, a víz, a levegő és a tűz különböző arányú elegyeként adta meg. Bár ez a szemlélet a tudomány fejlődésével megbukott, tudománytörténeti jelentősége vitathatatlan. A légszennyezés egyik érdekessége, hogy a levegő szennyezésével kapcsolatos környezeti problémákért a levegő azon összetevői a felelősek, melyek arányukat tekintve elhanyagolhatónak tűnnek (KERÉNYI A. 2003). A légszennyezés története is az ókorig nyúlik vissza, a városok kialakulásával párhuzamosan az antropogén tevékenység következtében megjelentek a kis területen koncentráltan jelentkező légszennyező anyag és/vagy bűz emissziók. Már az ókorban is születtek levegővédelemmel kapcsolatos jogszabályok, mint pl. Corpus Iuris Civilis Justinianeus (527-565): "*Aerem corrumpere non licet.*", illetve a középkorból ismert I. Edward király 1273. évi, londoni széntüzelést korlátozó rendelete. Az eleinte inkább lokális problémák az ipari forradalom következtében térben egyre inkább kiterjedtek, időben elhúzódtak. Az emberiség hitt a természet leigázhatóságában, az erőforrások kimeríthetetlenségében és az örökös fejlődésben. Ez a hit azonban a környezetszennyezés és az ezzel járó pusztulás egyre nyilvánvalóbb jelei eredményeként megingott. Ezzel párhuzamosan a légkör szennyezésével kapcsolatosan is vitathatatlanok voltak a lokális, regionális léptékű problémák és egyúttal felmerült a kérdés, hogy az emberiség képes-e a légkör összetételét globális mértékben megváltoztatni, esetleg ennek következtében éghajlatváltozást is előidézni. A kérdés első felére, például a sztratoszférában található ózon koncentrációjának csökkenése vagy a széndioxid-koncentráció

emelkedése miatt, egyértelmű igen a válasz, míg a másik fele még napjainkban is vitatott. Az említett problémák felismerését követő szemléletváltás eredményeként a fenntartható fejlődés jelszava került előtérbe. Az 1960-as évektől nemzetközi együttműködés kezdett kialakulni, 1979-ben aláírt „levegő keretegyezmény” az első, amely Európában nemzetközi szinten szabályozza a szennyezőanyagok országhatárokon át terjedő fluxusát. Ez az egyezmény egy olyan napjainkig tartó folyamat kezdetét jelentette, amely eredményeként számos – itt nem részletezett – nemzetközi szerződés született, amelyek a különböző szennyezőanyagok emissziójának csökkentését irányozzák elő.

Hazánk környezetvédelmi szempontból sokáig kedvezőbb helyzetben volt, mint Nyugat-Európa vagy Észak-Amerika. Az első igazi iparosodási és az azzal jelentkező környezetszennyezési hullám az 1867. évi kiegyezést követő időszakra tehető. Levegőkörnyezeti szempontból ekkor még inkább egy-egy regionális központot érintő helyi problémákról lehetett beszélni.

A következő nagy változás a II. világháború utáni történelmi események következménye. A kialakuló szocialista társadalmi berendezkedés és az ezzel együtt járó tervgazdálkodás célul tűzte ki az egyik leginkább környezetszennyező ágazat, a nehézipar fejlesztését. A politikai, gazdasági, társadalmi folyamatok eredményeként született új térstruktúrában kirajzolódott egy ÉK-DNy irányú ipari, energetikai tengely. Ennek a tereumnak a létrejötte, az egyéb szférák mellett az atmoszféra szennyezettségében is megmutatkozott, amely a különböző légszennyező anyagok immisszióját megjelenítő térképeken jól nyomon követhető módon jelentkezett.

A hazai térszerkezetet érintő harmadik jelentős átalakulás a rendszerváltás következménye. Az ipari tengely mintegy 90°-kal elfordult, azaz iránya ÉNy-DK lett, melynek DK-i szárnya kevésbé fejlett (KISS É. 2002). Feltehetően ez az elmaradottság azonban változni fog, hiszen a fejlődést gátló tényezők, például az autópálya hiánya, a délszláv háború megszűntek. A társadalmi, gazdasági változások eredményeként a nehézipar erőteljes termelés-visszaesésen ment át, amely következtében a légszennyező anyagok hazai kibocsátása is jelentősen csökkent. Ezzel a folyamattal csaknem párhuzamosan, a privatizációval együtt járó gazdasági szerkezetváltás folyamánya a modern, környezetkímélő technikák megjelenése Magyarországon, ami a különböző (lég)szennyezők csökkenő emisszióját vonta maga után. Ebből következően az előnyös gazdasági, társadalmi folyamatok az atmoszféra szennyezettségében is megmutatkoznak. Magyarország így viszonylag kedvező helyzetbe került, FODOR I. (2001) szerint nemzetközi összehasonlításban hazánk légtere a

környező országokénál tisztábbnak tekinthető. A felsorolt átalakulások szorosan kapcsolódtak hazánk euro-atlanti integrációjához, illetve integrációs törekvéseihez is.

Magyarországnak az Európai Unióhoz történő csatlakozása és az ezzel együtt járó jogharmonizáció alapján létrejövő 2001. évi LXXXI. törvény – előzménye az 1998. június 25-én elfogadott Aarhusi Egyezmény – napjainkra minden állampolgár számára lehetővé teszi a környezeti információkhoz való hozzáférést. Ez a gyakorlatban általában azt jelenti, hogy az immissziómérő állomások adatai, a felügyelőségek vagy a környezetvédelmi minisztérium által készített jelentések mindenki számára szabadon elérhetőek. Megemlítendő azonban, hogy a hivatalokon kívül számos civil szervezet is foglalkozik e témával. Véleményem szerint azonban problémát okoz, hogy hazai viszonylatban csak elvétve lehet találni egy-egy településre vonatkozó levegőminőséggel kapcsolatos térinformációs rendszereket. Esetenként aggályos lehet, hogy a működő rendszerek túlzott egyszerűsítéssel kezelnek problémákat, ami hibás eredmények közléséhez vezethet. Ilyen eset fordul elő például, ha egyes szennyezőanyagok mérési eredményeiből távolság inverzzel súlyozott interpolációs eljárással állítanak elő légszennyezettségi térképeket, a vizsgált anyag fizikai és kémiai tulajdonságait, meteorológiai viszonyokat, a térbeli reprezentativitást teljesen figyelmen kívül hagyva. A jelenleg hatályos magyar jogszabályok alapján a környezetvédelmi felügyelőségeknek nem feladata (hiszen irreális elvárás is lenne) a területükön található településekkel kapcsolatosan szennyezőanyagok terjedésének modellezése, illetve mérési adatok elemzésére alkalmas környezeti információs rendszerek létrehozása. Általában a modellezéssel kapcsolatos tevékenységük egy, esetleg néhány forrással kapcsolatosan jelentkezik.

## **1.2. A témaválasztás indoklása, a kutatás célkitűzései**

A témaválasztásomat a matematikai modellezés, a környezettudomány és a térinformatika iránti személyes vonzalmamon túl, ennek a hazai hiányosságnak a megléte is indokolja. A kutatás helyszínének megválasztásakor a lokálpatriotizmus mellett figyelembe vettem, hogy a vizsgált területről lehetőleg minél több mért adat álljon rendelkezésre, és olyan mértékű ipari tevékenység jellemezze, amelynek hatását már érdemes modellezni. A mintaterület Jászberény belterületét és külterületének egy részét foglalja magában. A város elhelyezkedése miatt, viszonylag közel található az egykori és a jelenlegi ipari tengelyekhez, és méretéhez képest jelentős iparral rendelkezik. Munkám során igyekeztem a lehető legnagyobb mértékben igazodni a hazai gyakorlathoz, adatbázisokhoz, jogszabályokhoz, illetve szabványokhoz. A környezeti modellezés, illetve a tézisek alapját levegőkörnyezettel

kapcsolatos adatok szolgáltatották. A terjedési modell létrehozásakor el kellett döntenem, hogy mely források hatásait veszem figyelembe. Természetesen a legjobb megoldás az lett volna, ha minden forrást be tudok vonni a vizsgálatba, de ennek kivitelezése nem volt lehetséges. Fűtési emisszió vizsgálata esetén a gázszolgáltatók nem tudnak utcákra bontott adatokat biztosítani, természetesen ez a probléma még inkább fennáll a többi energiahordozó esetén. Bár forgalomszámlálási adatok vannak, szintén jelentős bizonytalansággal kellene számolni a vonalforrások által okozott immisszió vizsgálatokor is. Ezzel szemben a bejelentésre kötelezett pontforrások által kibocsátott szennyezők transzmissziója modellezhető. A transzmissziós modell felépítésének megválasztásakor döntenem kellett, hogy a nagyobb megbízhatóságot és az azzal járó megnövekedett adatigényt, vagy a valamennyivel kisebb pontosságot és az ehhez szükséges szerényebb adatigényt részesítem előnyben. Lehetőségeim ez utóbbi döntés meghozatala mellett szóltak, emellett azonban szükségesnek véltem a kitekintést más, Magyarországon elterjedt modellekre is. A terjedési modell alkalmazása során nem volt céloom anyagtranszport szemléletű általános értekezés létrehozása, sem új modellezési eljárás kidolgozása, ehelyett szabványon alapuló eljárás gyakorlati alkalmazhatóságának vizsgálatára fektettem hangsúlyt. A mérőállomások adatainak értékelésénél a matematikai statisztikai elemzések elvégzéséhez is felhasználtam meteorológiai adatokat, ezen kívül igyekeztem feltárni a modellszámítások eredményei és a mérési adatok közötti esetleges ellentmondásokat.

A kutatás fő célkitűzései:

- a mintaterület bejelentésre kötelezett pontforrásai által okozott immissziómező vizsgálatának céljából hazai adatbázisok szerkezetéhez igazodó, magyar szabványon alapuló környezeti modell előállítás, új szoftver fejlesztésével történő gyakorlati megvalósítása és az eredmények megjelenítése geoinformatikai eszközökkel,
- a város légszennyezettségének matematikai statisztikai módszerekkel történő értékelése az OLM adatai, a meteorológiai adatok és a gazdasági, társadalmi folyamatok figyelembevételével,
- az érdességi paraméter pontosabb meghatározását segítő módszer kidolgozása és alkalmazása a mintaterületen,
- az érdességi paraméterválasztás hatásának elemzése a modellezett koncentrációmezőre,
- a pontforrások hatásai és a város levegőminősége közötti összefüggések vizsgálata.



## **2. Szakirodalmi áttekintés**

### **2.1. Térinformációs rendszerek**

#### **2.1.1. A térinformációs rendszerek fogalma**

Egy adott terület környezeti állapotának megismeréséhez, tervezéséhez, továbbá előrejelzéséhez hasznos támogatást nyújthatnak a környezeti információs rendszerek. Bár a környezeti információs rendszer egy speciális típusa, azaz nem azonos a térinformációs rendszer fogalmával, ennek ellenére gyakran tévesen annak szinonimájaként használják (KERTÉSZ Á. 1997). A térinformatikának számos meghatározása fellelhető a szakirodalomban, egyik definíciója szerint a térinformatika olyan számítástechnikán alapuló eljárás és módszer, amelyek segítségével a felhasználók széles köre számára nyílik lehetőség a földrajzi adatok gyűjtésére, rendezésre és elemzésre, modellszámítások elvégzésére, továbbá az adatok valamint az eredmények grafikus megjelenítésére (PIRKHOFFER E. 2008). Amennyiben a modellszámítást nem tekintjük önálló alkotóelemnek, négykomponensű rendszerhez jutunk, amelyek a következők:

- adatnyerés (input)
- adatkezelés (management)
- adatelemzés (analysis)
- adatmegjelenítés (presentation).

Ezen funkciók mindegyike fellelhető valamennyi térinformációs rendszerben, így az általam létrehozottban is, melyeket a dolgozat további fejezeteiben részleteztem. A rendszer alkotóelemeit vizsgálva, az utolsó két pont figyelembevételének függvényében, négy esetlegesen hatkomponensű rendszert kapunk:

- eszközök (hardware)
- programok, szabályok (software)
- adatok (data)
- felhasználók (user)
- eljárás (method)
- hálózat (network)

(DETRÉKŐI Á. – SZABÓ GY. 2002). Az összetevők közül az adatok tekinthetők a leghosszabb ideig felhasználhatónak és a legköltségesebb elemnek, ezt követi a szoftver, majd a hardver.

A Térinformációs Rendszerrel szinonim fogalmak a Földrajzi Információs Rendszer, Területi Információs Rendszer, Térinformatikai rendszer, Geoinformációs Rendszer.

A térinformatika viszonylag új keletű tudományágnak tekinthető, bár gyökerei visszavezethetők régebbi történelmi korszakokra. A térinformatika kialakulását és fejlődését elősegítő egyik ok, mint oly sok egyéb területen, a hadászati szükségletek kielégítése volt, ami lehetővé tette a civil alkalmazások térhódítását is. Mindenképpen megemlítendő az első, napjainkig is működő térinformációs rendszer a kanadai földhasznosítás optimalizálását vizsgáló Canada GIS. Hazánk a fejlesztési folyamatokba a nyolcvanas évek elején kapcsolódott be (VASS G. 1997, KERTÉSZ Á. 1997). A levegőkörnyezeti modellezés terén is megfigyelhető némi időbeli lemaradás. Észak-Amerikában már a hatvanas évektől kezdve jelentek meg ilyen jellegű, elsősorban a kén-dioxid szennyezéssel kapcsolatos publikációk (TURNER, D. B. 1964, SHIR, C. C. – SHIEH, L. J. 1974). Magyarországon a rendszerváltást megelőzően nem volt települési légszennyező anyagok terjedését leíró komplex, többféle típusú forrást együtt kezelő diszperziós modell. A politikai változás miatt megszűnt COCOM lista, emellett az egyre inkább növekvő környezettudatosság, és a technikai fejlődés következtében lehetőség nyílt ezen a téren is az innovációra. A kiszélesedő lehetőségek ellenére még mindig sok a tennivaló, meglehetősen kevés a hazai levegőkörnyezettel kapcsolatos környezeti információs rendszer. KOVÁCS F. (2012) a legfontosabb hazai környezeti információs rendszerként az Országos Környezetvédelmi Információs Rendszert (OKIR), illetve az Országos Területfejlesztési és Területrendezési Információs Rendszert (TEIR), külföldi példaként pedig a Global Monitoring for Environment and Security (GMES), GEOSS (Global Earth Observation System of Systems), GRID (Global Resource Information Database), SEIS (Shared Environmental Information System) programokat, továbbá az Európai téradat infrastruktúrát (INSPIRE) említi. Az OKIR bárki számára lehetővé teszi, a hulladékgazdálkodási adatok, hulladékkezelői engedélyek, környezetvédelmi hatósági határozatok, felszín vízminőségi adatok, illetve légszennyezési adatokhoz való hozzáférést. Lehetőség van egy település légszennyező forrásának a lekérdezésére is, azonban térképi megjelenítést választva, a telephelyek kerülnek feltüntetésre, a források nem, illetve a kibocsátott anyagokénti éves mennyiségről lehet információhoz jutni. Ebből következően modellszámítások elvégzésére ezek az adatok közvetlenül nem alkalmasak, további adatgyűjtésre van szükség.

### 2.1.2. Adatgyűjtési módszerek

A térinformációs rendszerek egyik alkotóelemei az adatok. A rendszer céljának megfelelő adatbázis létrehozása általában jelentős költség- és időigénnyel jár, emellett a későbbi fejlesztési lehetőségekre is hatást gyakorol a meglévő adatállomány. Természetesen az adatminőségnek valamennyi későbbi eredmény is függvénye, ennél fogva a rendszer számára szükséges adatállomány-igény felmérése, a gyűjtési eljárás tervezése és minél precízebb kivitelezése létfontosságú. Nem elhanyagolható az a szempont sem, hogy a GIS alkotóelemei közül az adatok tekinthetők a leghosszabb élettartamúnak és a legköltségesebbnek. Az adatgyűjtésnek a szakirodalomban leggyakrabban megjelenő osztályozása alapján megkülönböztethetők geometriai, illetve elsősorban attribútum adatok nyérésére irányuló eljárások. Más szempont szerinti csoportosítás alapján az adatnyerési módszerek elsődleges, illetve másodlagos eljárástípusok szerint különíthetők el. Az elsődleges adatnyerési eljárások kétségkívül kedvezőbbek abból a szempontból, hogy a létrehozandó rendszer számára optimális adatok, illetve módszerek használhatók, viszont költség és időhatékonyság szempontjából hátrányos lehet e módszer. A másodlagos adatnyerési eljárást alkalmazva előnyt jelent az időtakarékoság, viszont alkalmazkodni kell a már meglévő állományokhoz.

A térinformációs rendszerek elsődleges geometriai adatgyűjtési módszerei:

- földi geodéziai eljárások,
- távérzékelés,
- fotogrammetria,
- műholdas helymeghatározáson alapuló eljárás.

A másodlagos eljárások:

- digitális állományok átvétele,
- meglévő térképek szkennelése,
- meglévő térképek digitalizálása (DETREKŐI Á. – SZABÓ GY. 2002).

Az attribútum adatok lehetnek kvalitatív, illetve kvantitatív jellegűek. Ebben az esetben is megkülönböztethetők elsődleges, illetve másodlagos eljárások. Az elsődleges eljárások jellegét elsősorban a gyűjtendő adatok típusa határozza meg, természettudományos kutatások esetén ez leggyakrabban a mérés. A másodlagos eljárások ebben az esetben is jelenthetik létező digitális állományok átvételét, vagy meglévő nyilvántartások, statisztikai adatok stb. adatbázisba vitelét.

### 2.1.3. Külföldi levegőkörnyezettel kapcsolatos környezeti információs rendszerek

A 2.1.3. és a 2.1.4. fejezetben említett modelltípusok bemutatása a 2.2.4 fejezetben található. A teljességre való törekvés nélkül pusztán az európai vonatkozású külföldi levegőkörnyezeti modellek közül említésre méltó a Finn Meteorológiai Szolgálat közreműködésével létrejött, Helsink mintaterületen létesített pont, illetve vonalforrások kibocsátását, és kémiai átalakulást figyelembe vevő városi léptékű modell. A számításokat  $\text{NO}_x$  és  $\text{NO}_2$  koncentráció becslésére alkalmazták, az eredményeket a városi mérőállomáshálózat adataival vetették össze. Az értékek eltérését egyezőségi index alkalmazásával is vizsgálták. A tapasztalatok szerint az eredmények a legtöbb állomás esetén viszonylag jól megegyezettek, esetenként a modell eredményei alulmúlták a mérési eredményeket (KARPINEN, A. ET AL. 2000).

Az eredetileg Berlinben fejlesztett IMMAUS átalakítása, a Londonban alkalmazott Gauss-típusú modell az ABM rendszer. Pont, vonal és területi források által okozott éves immisszió vizsgálatára, illetve óras fluktációk analizálására is használható. A vizsgált komponensek:  $\text{NO}_x$ ,  $\text{PM}_{10}$ ,  $\text{C}_6\text{H}_6$ , NMVOC, CO. Az eredmények alapján e modell mindkét esetben jól használható (SEIKA, M. – HARRISON, R. M. – METZ N. 1998). Londonban is problémát okoz a jelentős részben közlekedési eredetű  $\text{PM}_{10}$  szennyezettség. A brit fővárosban USIAM modell alkalmazásával történt vizsgálat a leginkább költséghatékony  $\text{PM}_{10}$  emissziót csökkentő stratégia kidolgozása céljából (MEDIIVILLA – SAHAGÚN, A. – APSIMON, H. M. 2005).

Az EU alapította FUMAPEX projekt keretében létesült levegőminőségi előrejelző rendszer Torinóban. A szisztéma időjárás előrejelző és multiskálájú kémiai transzport modellen alapszik. Nyári időszakban  $\text{NO}_2$  és  $\text{O}_3$ , télen  $\text{NO}_2$  és  $\text{PM}_{10}$  előrejelzésére használható (FINARDI, S. ET AL. 2007). Szintén a Torinót is magába foglaló 80km x 80km kiterjedésű négyzet alakú területen került alkalmazásra a SPRAY Lagrange modell, a MINERVE szélmező modellel párosítva. A 2000. 01. 28-31. időszak rekonstrukciója céljából a CO és  $\text{NO}_x$  anyagokra elvégzett modellszámítások eredménye a külvárosi és háttér területeken mutatott nagyobb egyezést a mérési eredményekkel, míg belvárosban feltehetően a közlekedési eredetű szennyeződések modellezésének jelentős bizonytalanságai miatt nagyobb eltérések mutatkoztak (CALORI, G. ET AL. 2006).

Spanyolországi példaként megemlíthető az RSM-ANA modell, amely az RSM néhány napos meteorológiai előrejelző modellt és az ANA mezoskálájú numerikus légszennyezési modellt foglalja magában. A rendszer tesztelésekor más meteorológiai előrejelző modell is

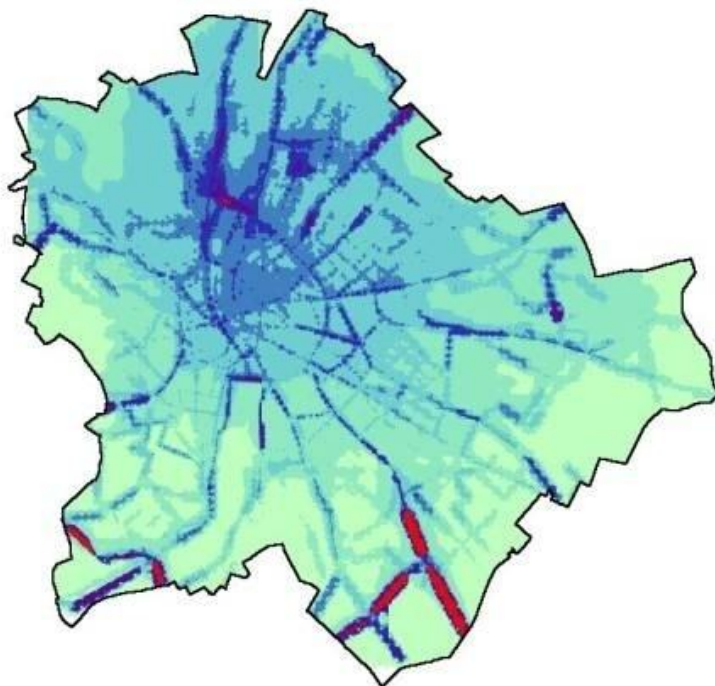
alkalmazásra került. Az O<sub>3</sub>, CO és NO<sub>2</sub> koncentráció vizsgálata folyamán az előre jelzett és a madridi mérőhálózat által mért adatok között jelentős eltérések is mutatkoztak, továbbá az eredmények függtek az alkalmazott meteorológiai modelltől (SAN JOSÉ, R. ET AL. 2002).

Az EU irányelveinek való megfelelés céljából OFIS modell alkalmazásával Thesszaloniki mintaterületen történtek vizsgálatok, kiderítendő, hogy mekkora léptékű emisszió csökkentés végrehajtására van szükség az immissziónormák teljesítéséhez. Az elemzés CO és SO<sub>2</sub> esetén nem kívánt meg emissziócsökkentést, NO<sub>2</sub> kapcsán szerényebb, míg a leginkább problematikus O<sub>3</sub>-hoz kapcsolódóan erőteljesebb beavatkozás szükségességét jelezte (MOUSSIOPOULOS, N. ET AL. 2008).

A norvégiai városokban telente és tavasszal előforduló probléma az erős inverzió, gyenge szél és csekély vertikális keveredés következtében fellépő magas légszennyezettség, amely többek közt a fatüzelés és a közlekedési reszuszpenzió következtében légkörbe kerülő magas PM<sub>10</sub> szennyezettségben nyilvánul meg. E szennyezőanyag modellezéséhez használt AirQUIS rendszer számos bizonytalansággal terhelt, ilyen például a közlekedés következtében újra a légkörbe kerülő szilárd szemcsék mennyiségének becslése. A problémák ellenére a modell meglehetősen jó közelítést adott NO<sub>2</sub> koncentrációra és kissé kedvezőtlenebbet PM<sub>10</sub> esetén, így használható előrejelzésre és emissziócsökkentés megalapozására is (LAUPSA, H. ET AL. 2005).

#### **2.1.4. Hazai levegőkörnyezettel kapcsolatos környezeti információs rendszerek**

Magyarország gazdaságának, népességének, ebből következően szennyezőanyag-kibocsátásának jelentős része Budapesten koncentrálódik, ennél fogva a fővárosi diszperziós modell létrehozása és üzemeltetése vált a legsürgetőbb feladattá. A fejlesztés egyik szempontja volt, hogy a közlekedési, ipari és lakossági kibocsátások is kezelhetők legyenek. A Környezetvédelmi és Területfejlesztési Minisztérium és a Fővárosi Önkormányzat együttműködésének következtében a 1999-ben került alkalmazásra az ADMS-Urban modell. A modell bevezetését integrált emisszió leltár létrehozása előzte meg, amely a meteorológiai és domborzati adatok mellett inputként szolgált a program számára. A források beazonosítása térinformatikai módszerekkel történt, 1 km x 1 km gridhálózat alkalmazása mellett. A rendszer a forrástípusonként összegzett immissziót jeleníti meg. A modell gyakorlati alkalmazására először az 1997-es adatokkal került sor, a számított output pontossága a Nagy-Britanniában kapott eredményekkel volt összhangban.



**2.1. ábra. Összes szennyező NOx immissziója (Budapest, 2000)**

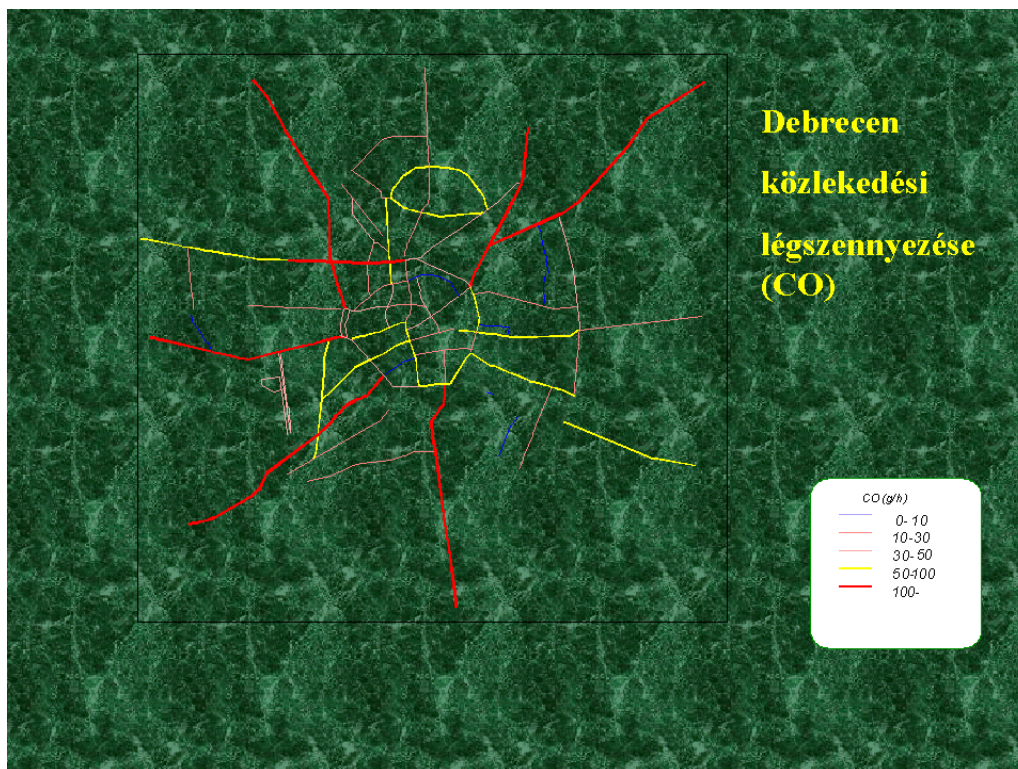
Forrás: PATAKI I. 2005.

A program további jelentősége, hogy három napos levegőminőség előrejelzésre is alkalmazható (PATAKI I. 2005). A rendszert üzemeltető Dasy Kft. az OMSZ meteorológiai adatait használja, az üzemeltetéssel kapcsolatos legnagyobb problémát az emissziós adatbázis hiányosságai okozzák (2.1. ábra).

A főváros levegőminőségének előrejelzése céljából az OMSZ több éves fejlesztőmunka eredményeként létrehozott egy levegőminőség előrejelző rendszert, amely 2,5 km x 2,5 km térbeli és órás időbeli felbontásban 2 napra képes előre jelezni a SO<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub> és PM<sub>10</sub> koncentrációt (LABAN CZ K. – FERENCZI Z. – STEIB R. 2012). Az előrejelzés elérhető a főváros honlapján. A modell megbízhatóságát PM<sub>10</sub> kapcsán FERENCZI Z. (2012) foglalja össze.

További Magyarországon esetlegesen létező hazai rendszerek felkutatása céljából a szakirodalom tanulmányozása mellett felvettem a kapcsolatot a hazai környezetvédelmi felügyelőségekkel. A felügyelőségek számára a jogszabályi kötelezettség a mérőhálózatok üzemeltetését és a bejelentésre kötelezett források adatainak fogadását írja elő, tehát modellezést nem, ennek ellenére néhány területen használnak levegőtisztasági modellt. A Tiszántúli Környezetvédelmi Felügyelőséghez tartozó Debrecen közlekedési, illetve lakosság fűtési eredetű levegőterhelését modellezte SÁMI L. (2000), emellett immissziós adatokat is feldolgozott (2.2. ábra).

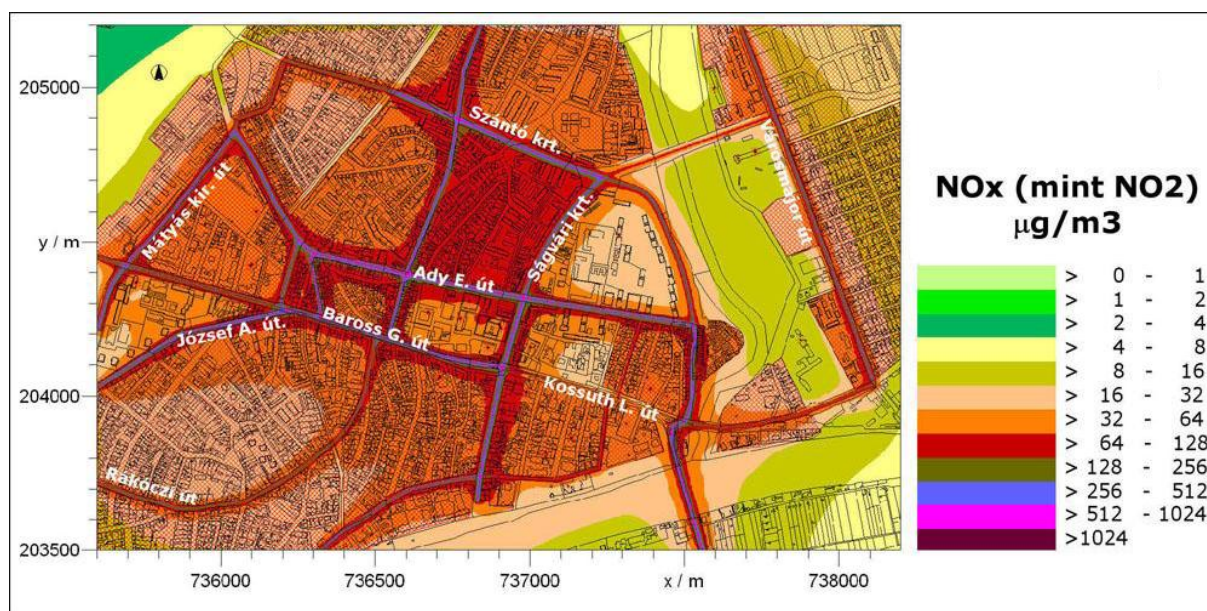




2.2. ábra. Debrecen közlekedési légszennyezése

Forrás: SÁMI L. 2000.

Újabb városi alkalmazásra példa a Közép-Tisza-vidéki Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőség munkatársa, Nagy T. által készített modell. Szolnok belvárosának 2007. év végén készült el a rekonstrukciója, és ezzel együtt megváltozott a közlekedési rendszer (2.3. ábra).

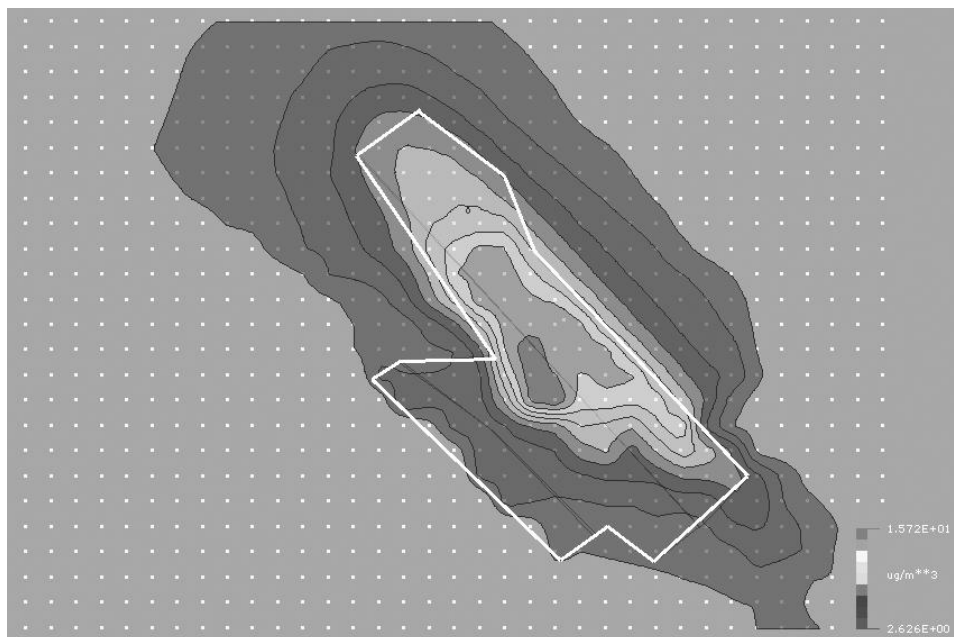


2.3. ábra. Szolnok belvárosának átlagos nitrogén-oxid (NO<sub>x</sub> mint NO<sub>2</sub>) szennyezettsége 2007.

Forrás: NAGY T. 2008.

A légszennyezési modell a Wölfel IMMI 6.3 szoftver levegőszennyezettség moduljával készült, amely segítségével kimutatható, hogy a vizsgált terület levegőminőségére jelentős hatást gyakorol a közlekedés és a lakossági fűtés (NAGY T. 2008). A vizsgálatok CO<sub>2</sub>, CO, NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub> PM<sub>10</sub>, CH anyagok terjedését modellezték (2.3. ábra).

Dorog város levegőminőségével kapcsolatban SZUHI A. (2011) végzett AERMOD alapú modellszámításokat. A bemenő adatként a település négy domináns ipari forrását mint pontforrást, 3 fontosabb utat mint vonalforrást, továbbá a mellékutakat, illetve a lakossági fűtést mint területi forrást vette figyelembe. A 2008. évi átlagos PM<sub>10</sub> koncentrációra vonatkozó számítások eredményeként a belvárosi és a mélyebben fekvő területek nagyobb terhelése jelentkezett (2.4. ábra).



**2.4. ábra. Fűtési eredetű 2008.évi PM<sub>10</sub> eloszlás Dorogon**

Forrás: SZUHI A. 2011.

Regionális léptékű modellfejlesztés Pécs Megyei Jogú Város Önkormányzata és Dél-dunántúli Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőség együttműködése következtében valósult meg. A modellezéshez szükséges emisszió kataszter, a domborzati viszonyok, az épület-karakterisztika, illetve a meteorológiai adatok alapján két légszennyező anyag, a nitrogén-oxidok és 10 µm alatti szállópor (PM<sub>10</sub>) terjedési modellje készült el éves bontásban. A választást e szennyezőanyagok terén a térség viszonylag jelentősnek tekinthető terhelése indokolta. Az eredmények bárki számára elérhetők, és a felhasználónak a regionális eredmények mellett a települési adatok megtekintésére is lehetősége nyílik. Az adatok megjeleníthetők immisszió értéként és az egészségügyi határérték százalékában is.



## **2.2. A levegőkörnyezet kutatásának módszerei**

### **2.2.1. A légkör**

Mivel a légszennyező anyagok kibocsátásának helyszíne és terjedésének közege az atmoszféra, a modellszámítások szempontjából mindenképpen szükséges a légkörrel kapcsolatos ismeretek megemlítése. A bolygónkat körülvevő légkör számos gáz, illetve folyékony és szilárd anyag együttese, ennél fogva többfázisú polidiszperz rendszernek tekinthető. A 20. század közepén, az atmoszféra mindössze tucatnyi összetevője volt ismert. A levegőkémia születése Junge munkásságához köthető. A levegő összetételével kapcsolatos kutatások eredményeként napjainkra több ezer alkotóról tudunk (MÉSZÁROS E. 2010). A légkör rétegződését (BUDAI ET AL. 2010), illetve főbb összetevőit szemléltető (MÉSZÁROS E. 1994) ábra, illetve táblázat terjedelmi okokból az 1. számú mellékletben található.

A szennyező anyagok diszperziójának vizsgálata szempontjából kiemelt jelentősége van az atmoszférikus határreteg vizsgálatának. Ezt indokolja a szennyezőforrások nagy részének a légrétegben történő elhelyezkedése, melynek következtében a transzmisszió kezdeti szakasza is itt történik. A planetáris határreteg (PHR) a troposzféra azon része, amely a földfelszín közvetlen befolyása alatt áll, és a felszíni változásokra egy órán belül reagál. Ezek a hatások lehetnek: sűrűdés, párolgás, hőtranszport, szennyezőanyag emisszió, felszíni hatások következtében előálló légáramlás-módosulás. Ebben a rétegben a nedvesség, a hó momentum és a szennyezők horizontálisan, elsősorban a fő széliránnyal terjednek, míg vertikálisan turbulens keveredés révén. Emellett a hullámok szerepe sem elhanyagolható főleg az éjszakai határretegben. A turbulens diffúzió a mennyiségek transzportjában jóval hatékonyabb, mint a molekuláris diffúzió, ami lehetővé teszi e légréteg viszonylag gyors reagálását a változásokra a PHR fölött elhelyezkedő szabad troposzférával szemben (STULL, R. B. 1988). A planetáris határreteg átlagos magassága mérsékelt égövi területen 500–3000 m között váltakozik. E légréteg vastagságát a légköri képződmények is befolyásolják. Konvektív esetben a felhőalapot, azaz a keveredési réteg magasságát tekintik a légköri határreteg kiterjedésének. Bonyolult terepviszonyok között, dombos vagy hegyvidéki régiók esetén, az áramlások összetettsége miatt további nehézségekbe ütközik a meghatározás (KAPÁS N. 2002). A légszennyezők koncentrációjának eloszlását is jelentékeny mértékben befolyásolja a PHR függőleges kiterjedése, hiszen a felemelkedő terminek, amelyek nem képesek az inverziós rétegbe mélyen behatolni, szennyezőanyagokat is szállítanak. Ebből következően a légköri határretegben nagyobb a szennyezőanyag koncentráció, mint a szabad troposzférában. Ezt a

jelenséget kihasználva is meg lehet állapítani az atmoszférikus határreteg függőleges kiterjedését. A Lidar-rendszerű mérés elve azon alapul, hogy a nyomgázok és aeroszolok koncentrációja élesen elkülönül a PHR-ben és a szabad troposzférában. Ilyen eljárást mutat be GIEBEL, J. (1981), illetve BENETT, M. (1995). Emellett lehetőség van rádiószonda alkalmazására is, illetve modellezési eljárások lefolytatására. A légköri határreteget további rétegekre lehet bontani. A PHR legalsó rétege a lamináris réteg, amely vízfelszín, vagy nagyon sima szárazföld fölött alakul ki, lamináris áramlás és molekuláris diffúzió jellemzi, függőleges kiterjedése 1 mm-nél kisebb. Amennyiben az érdességi elemek elérik vagy meghaladják vastagságát, megszűnik (RÁKÓCZI F. 1988). A belső határreteg vagy Prandtl-réteg vastagsága a légköri határreteg vastagságának 5–10%-át teszi ki. E réteget a turbulens diffúzió, a szélesség magassággal való változása, továbbá a szélirány és a tulajdonságok fluxusának magasságtól való függetlensége jellemzi, melynek következtében állandó fluxusú rétegeként is hivatkoznak rá. A szélprofil az alábbi módon írható fel

$$u_* = l \frac{\partial u}{\partial z}, \quad (2.1.)$$

ahol  $l$  jelöli a keveredési utat. Feltételezve, hogy a keveredési út a magasság konstans szorosa az alábbi egyenlőséget kapjuk:

$$l = kz. \quad (2.2.)$$

A helyettesítés után a következő egyenlet adódik

$$u_* = kz \frac{du}{dz}. \quad (2.3.)$$

A változók szétválasztása majd az integrálás elvégzése után az

$$\bar{u} = \frac{u_*}{k} \ln \frac{z}{z_0} \quad (2.4.)$$

logaritmikus szélprofilként ismert összefüggéshez jutunk, ahol  $k$  az úgynevezett Kármán-konstans, értéke 0,4,  $z_0$  integrálási állandó jelöli az érdességi paramétert, amely megadja azt a magasságot, ahol a szélesség 0. Sűrű növényzettel és/vagy beépítettséggel rendelkező terület esetén pl. város, erdő stb. az egyenlet alábbi módosítása alkalmazandó:

$$\bar{u} = \frac{u_*}{k} \ln \frac{z-d}{z_0}, \quad (2.5.)$$

ahol  $d$  jelzi az érdességi elemek magasságát.

Az atmoszférikus határréteg 50–80%-át kitevő külső határréteg, az Ekman-réteg vagy konvektív keveredési réteg jellemzője, hogy a szél sebessége a magassággal nő, és a Coriolis-erő következtében jobbra fordul. Szemléletes ábrázolása ennek a folyamatnak az úgynevezett Ekman-spirál. A planetáris határréteg és a szabad troposzféra határán található a beszívási zóna más szóval bekeveredési zóna, amely a planetáris határréteg és a szabad troposzféra közötti anyagcsere helyszíne. Erre a légrészre jellemző, hogy a potenciális hőmérséklet és nedvesség állandó, emellett a konvektív mozgások eredményeként itt a legerőteljesebb a turbulencia (BOZÓ ET AL. 2006). A PHR vastagságának a napi menete általában ciklikusságot mutat, a napfelkeltét követően a felmelegedő felszín hatására emelkedő meleg légbuborékok jelennek meg, ezzel együtt a magasabb légrétegekből hidegebb terminek szállnak alá. Általában késő délutánra éri el a PHR a legnagyobb függőleges kiterjedését. Naplemente után a megszűnő besugárzás következtében kialakul az éjszakai határréteg (stabil határréteg) és az e fölött elhelyezkedő maradékréteg (átmeneti réteg). E rétegek térbeli kiterjedése az idő függvényében változik, a stabil határréteg gyarapodása figyelhető meg a maradékréteg rovasára.

### **2.2.2. Modellezés és mérés**

Egy földrajzi terület levegőminőségének megismeréséhez alapvetően három módszer áll rendelkezésre: mérés, modellezés, (műszaki) becslés. A 6/2011. (I. 14.) VM rendelet e módszerek alkalmazhatóságát a felső, illetve alsó vizsgálati küszöbérték és a hosszú távú célkitűzés függvényében írja elő. Általánosan elmondható, hogy a becslés a legkevésbé megbízható módszer, a szakmai tapasztalatot csak néhány pontosan megállapítható tény segítheti, mint például épületek, műemlékek állaga, illetve egyes növény- és állatfajok (biológiai indikátorok) elterjedése és egészségi állapota a vizsgált területen. Jóval pontosabb, és tudományosan megalapozott lehetőségek rejlenek a modellezési, illetve mérési módszerek alkalmazásában. E két metódus mellett és ellen számos érv szól, a bennük rejlő lehetőségeket és korlátokat több hazai kutató is összehasonlította. GÁCS I. – BODNÁR I. (1994) szerint az immisszió mérés hátrányai:

- hosszú időt vesz igénybe,
- viszonylag költséges,
- a mérési hely megválasztása a terepviszonyok (hozzáférhetőség) függvénye,

- a mért értéktől nem lehet különválasztani a vizsgálni szándékozott objektum hatását a többi forrásétól és az alapterheléstől,
- csak meglévő objektumra lehet alkalmazni, vagyis egy új (a tervezés fázisában lévő) várható levegőkörnyezeti hatása ilyen módon nem prognosztizálható,
- a mérési pontosság, valamint a mérési és kiértékelési folyamat nagymértékben függ a mért szennyezőanyagtól és annak kibocsátott mennyiségétől.

A matematikai modellezés előnyei:

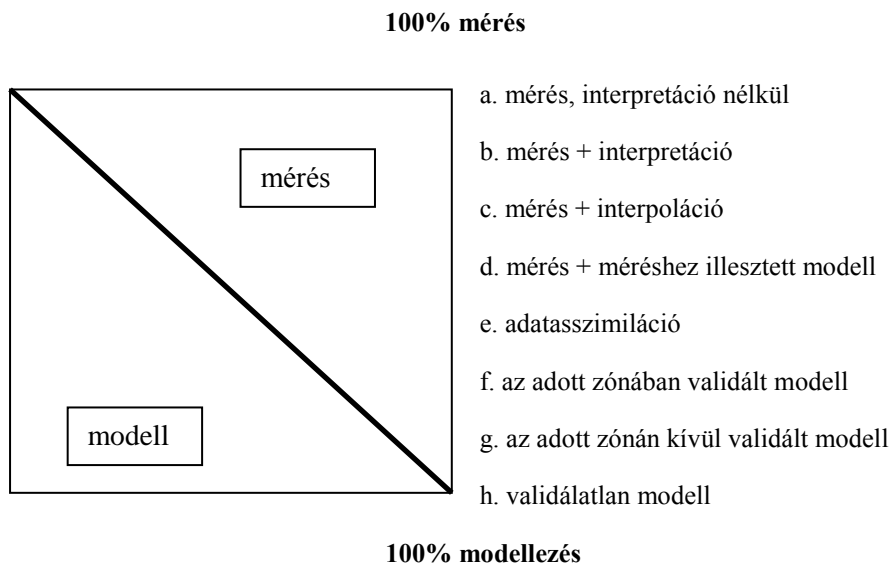
- rendkívül rövid idő alatt elvégezhető,
- jelentősen olcsóbb,
- lényegesen hosszabb, akár több évtized statisztikai adatait tartalmazó matematikai adatbázis felhasználásával elvégezhető,
- olyan pontok immissziós viszonyai is számíthatók, amelyeken mérőkészülékek fizikai elhelyezése lehetetlen, vagy csak nagyon nehezen lenne megvalósítható,
- az immissziós viszonyok alakulása előre jelezhető, ennek főleg a tervezett új létesítmények környezeti hatásvizsgálatánál van kiemelkedő jelentősége,
- rendkívül kis mennyiségben előforduló (gyakorlatilag mérhetetlen, de ugyanakkor nagyon veszélyes szennyezőanyagok (pl. PCB, fémek, radioaktív anyagok) terjedése is követhető.

A matematikai modellezés főbb hátrányai:

- a számítások eredményei csak annyira megbízhatóak, mint a terjedési modellek, vagyis az emberi ismeret korlátozza a pontosságot,
- a számítások végrehajtásához – a modellek korlátai miatt – általában igen sok egyszerűsítő feltevéssel, közelítéssel szükséges élni, amelyek szintén rontják a megbízhatóságot.

A két eljárás összehasonlítása során BOZÓ L. (2004) a modellezési módszerek alkalmazásának előnyeként említi a tér- és időbeli folytonosságot, a koncentráció- és ülepedésmezők különböző átlagolási időkkel történő megjelenítésének, illetve szcenáriószámítások

végzésének a lehetőségét. Ezen eljárás hátrányaként jelentkezik a pontatlanság, megbízhatatlanság, validálatlan modell esetén a félreinformálási lehetőségek. A mérési módszerek általában megbízhatóbbak, viszont ennek a módszernek az alkalmazásakor a térbeli folytonosság nem áll fenn.



2.5. ábra. A mérési és modellezési tevékenység együttes alkalmazásának lehetséges fokozatai

Forrás: BOZÓ L. 2004.

Az említett okok miatt a szerző a c., d., e., f. pontok valamelyikének alkalmazását javasolja, tehát célszerű a mérési, modellezési módszerek minél nagyobb integrációjára törekedni (2.5. ábra). A mérési eljárások további hátrányaként említendő meg, hogy ugyanazon szennyezőanyagok esetén az eltérő mérési eljárások, pl. automata, manuális, különböző eredményeket szolgáltathatnak. Kutatásom során, a fent leírtakat elfogadva a rendelkezésemre álló adatbázis lehetőségeihez mérten igyekeztem mindkét módszer alkalmazására és az esetleges ellentmondások kiszűrésére.

### 2.2.3. A matematikai modellek felépítése

A légszennyezés első lépéseként emisszió révén szennyező anyag kerül a levegőbe, ami a transzmisszió során a légkör állapotától függően különböző fizikai, illetve kémiai átalakuláson megy át, miközben a forrástól elszállítódik és hígul. E hatások következtében kialakuló immisszió és az expozíciós idő függvényeként létrejövő dózis eredményeként az élő és az élettelen környezet valamilyen károsodást szenved el, amely az esetek egy részében költségként kifejezhető. A jelenlegi szemlélet alapján (GÁCS I. – KATONA Z. 1998, BODNÁR O. 2005, BIHARI P. 2007) a légszennyezéssel kapcsolatos matematikai modellek

részmodellekből épülnek fel, amelyek a légszennyezés folyamatát hivatottak leírni. E részmodellek némelyike a vizsgálat jellegétől függően el is hagyható.

A szennyező folyamat első része a **forrásmodell** segítségével írható le, amely a szennyezőanyag emisszió, illetve a termelés mennyiségi viszonyai közötti relációt fejezi ki. Fajlagos kibocsátási tényezők segítségével adják meg az egységnyi termeléshez (amely lehet termék vagy energia) tartozó szennyezőanyag kibocsátást.

A terjedési, más néven **transzmissziós modell** a kibocsátott szennyezőanyag mennyiségi és minőségi jellemzői, továbbá a környezeti és meteorológiai feltételek alapján a tér pontjaihoz rendel egy skalárt (immissziót). Amennyiben kizárólag az első két részmodell eredményei kerülnek összehasonításra a normaértékekkel, akkor egyszerűsített értékelésről beszélünk.

A **dózis-károsodás modell** leírja a szennyezés hatására a környezetben végbement változásokat. A teljességre való törekvés igénye nélkül megemlítendő, hogy több szennyezőanyag együttes hatása esetén rendkívül nehezen számszerűsíthető szinergikus hatás következhet be, ami eredményeként a károsodás mértéke eltérhet a külön-külön bekövetkezett károsodásoktól. A dózisszámítás esetén problémát okoz, hogy a hosszabb ideig tartó alacsonyabb koncentráció, illetve rövid ideig tartó magasabb koncentráció matematikailag ugyanazt a dózist eredményezheti.

A **károsodás-költség modell** az élő és élettelen környezetben végbement károsodáshoz rendel egy számot, amely kifejezi a változások által okozott költségeket. Természetesen e részmodell is tartalmazhat bizonytalanságokat és ellentmondásokat, hiszen pénzben kell kifejezni esetenként ily módon alig vagy egyáltalán nem jellemezhető hatásokat.

#### **2.2.4. A modellek csoportosítása**

A légszennyezéssel kapcsolatos modelleket több szempont szerint is lehet csoportosítani. Egyik lehetőség a modell által használt koordináta-rendszer alapján történő felosztás. A földhöz rögzített koordináta-rendszert használó modelleket Euler-i, míg a mozgó levegővel együtt haladó koordináta-rendszert alkalmazókat Lagrange-i szemléletűeknek tekintjük.

SZEPESI D. (1989) a légszennyezési modelleket az alábbi módon csoportosította:

- Egyszerű determinisztikus modellek. Empirikus adatokon alapulnak, legegyszerűbb formában csak levegőminőségi indexet használnak, fejlettebb formában (területi

forrás, illetve rollback modellek) az emisszió és az immisszió között írnak fel, tapasztalati alapokra építve, lineáris kapcsolatot.

- Statisztikus modellek. Egyidejűleg észlelt meteorológiai és levegőminőségi adatokra épített matematikai statisztikai modellek.
- Füstfáklya és puff modellek. Folyamatos és pillanatszerű kibocsátások lokális hatásának követésére alkalmas modellek.
- Box és multibox modellek. A diffúzióegyenlet integrális formáját használó modellek, amelyek egy-egy terület feletti „levegődoboz”-ban lévő szennyezőanyag-mennyiség változását írják le, a boxon belül homogén eloszlás feltételezésével.
- Grid modellek. A transzport- és diffúzióegyenlet véges differenciákkal való megoldásával dolgozó numerikus modellek.
- Részecske modellek. Vegyes szemléletű modellek, amelyek a szennyezőanyag mozgását követik egy Euler-i hálózat (grid) rendszeren keresztül.
- Fizikai modellek. Szélcsatornában, folyadék térben megépített léptékhű modellezés.
- Regionális modellek. Több száz kilométeren keresztül követik a szennyezőanyag terjedését. Legjellemzőbb a Lagrange-i trajektória modell, de ide sorolhatók némely grid, illetve részecske modellek is.

A felsorolt modellek túlnyomó többsége a légszennyező anyagok terjedési hígulási, átalakulási folyamatait egyenletek segítségével leíró matematikai modell. A fent említett csoportosítás fizikai modellen szélcsatorna-vizsgálatok alkalmazását érti, az ettől eltérőeket matematikai modelleknek tekinti. A matematikai modellek a kémiai fizikai folyamatokat egyenletek alkalmazásával írják le. Hazánkban szélcsatorna-vizsgálatok alkalmazása viszonylag ritka, tudomásom szerint gyakorlati kivitelezésével csak a Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetemen az Áramlástan Tanszék foglalkozik. Referenciamunkáik közé tartozik például a Millenniumi Városközpont



**2.6. ábra. 2003 Millenniumi Városközpont építésével összefüggő szélcsatorna-vizsgálatok és numerikus szimuláció**

Forrás: <http://www.ara.bme.hu/kf/kf.htm>

meglehetősen drágák, működtetésük speciális szakértelmet kíván, a domborzat, illetve épületek modellezése időigényes. Kétségtelenül a mérési adatok feldolgozása, illetve matematikai modellezési módszerek mellett szélcsatorna modell alkalmazása további hasznos információkhoz juttatott volna, de tekintetbe véve a felsorolt problémákat ezzel a lehetőséggel nem éltem.

A transzmissziós modell megválasztásának egyik fontos szempontja a vizsgált tér- és időskála. A térskála alapján megkülönböztethetünk globális, kontinentális, regionális, lokális, illetve mikro skálát. Természetesen az alkalmazott modell függvényében a bemenő adatok felbontása és fontossága is változik, egyúttal meghatározza az esetlegesen elhanyagolható fizikai, kémiai folyamatokat. Például lokális skálán bizonyos esetekben megengedhető a kémiai átalakulás, ülepedés figyelmen kívül hagyása, viszont nagyobb térléptékben ez az eljárás hibás eredményre vezetne. A térskála megválasztása egyúttal az időskálát is maga után vonja, a nagyobb térléptékkel nagyobb időlépték jár. Az alkalmazott modell megválasztását általában a vizsgálandó szennyezőanyag tulajdonságai, a rendelkezésre álló adatok, a használt tér- és időskála, a költségek és a célkitűzések határozzák meg. A kutatás terepéül szolgáló mintaterület térbeli kiterjedése a lokális típusú modell választása mellett szólt.

szennyezőanyag-terjedésének és a Széna tér átszellőzésének vizsgálata (2.6. ábra). Az ilyen jellegű vizsgálatok alkalmazása akkor javasolt, ha az áramlási mezőt jelentékenyen befolyásolják az épületek és/vagy a domborzat, tehát a mechanikai turbulencia dominál a termikussal szemben. Esetleg a matematikai modellek hibás vagy pontatlan eredményt adnának. Ekkor a modell alkalmazása semleges, viszonyok szimulálása esetén pontos eredményt ad, egyéb esetek modellezése esetén légköri korrekcióra van lehetőség. Elterjedésüket gátolja, hogy a szélcsatorna-kísérletekhez szükséges berendezések



### 2.2.5. A kontinuitási egyenlet

A terjedési modellek alkalmazása esetén megkerülhetetlen a kontinuitási vagy folytonossági egyenlet, amelynek alapja az anyagmegmaradás törvénye. Amennyiben egy mozdulatlan egységnyi térfogatú kockát képzelünk el a légkörben, akkor az ebben a kockában lévő tömeg változása egyenlő a be- és kiáramló tömeg különbségével (CZELNAI R. – GÖTZ G. – IVÁNYI ZS. 1982). Az összefüggés az alábbi módon írható fel.

$$\frac{\partial \rho}{\partial t} + \frac{\partial(\rho u)}{\partial x} + \frac{\partial(\rho v)}{\partial y} + \frac{\partial(\rho w)}{\partial z} = 0 \quad (2.6.)$$

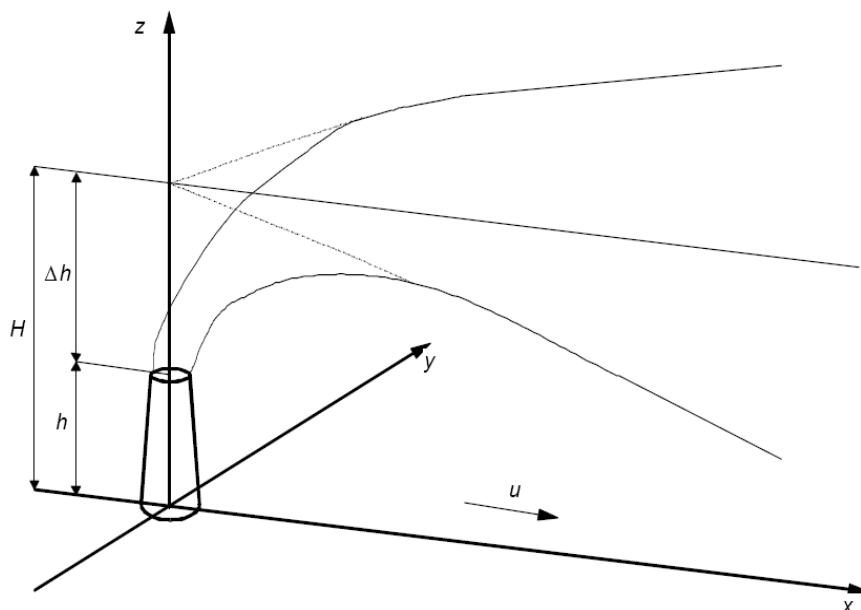
A turbulens diffúziót leíró  $K_x$ ,  $K_y$ ,  $K_z$ , a kémiai átalakulást, továbbá a források, nyelők, illetve a száraz és a nedves ülepedést leíró  $S$  tagokkal kiegészítve az egyenletet, a módosítás eredményeként a szennyezőanyag-koncentrációra ( $C$ ) az egyenlet a következő módon módosul.

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \frac{\partial(uC)}{\partial x} + \frac{\partial(vC)}{\partial y} + \frac{\partial(wC)}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial x} \left( K_x \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( K_y \frac{\partial C}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left( K_z \frac{\partial C}{\partial z} \right) + S \quad (2.7.)$$

### 2.2.6. A füstfáklya modell

A kontinuitási egyenletből levezethető a Gauss-féle egyenlet. A szennyezőanyag terjedésének leírásához a füstfáklya-modellek olyan koordinátarendszert használnak, amelynek origója az emissziós pont alapsíkra eső merőleges vetülete. A vízszintes  $x$  tengely párhuzamos a széliránnyal, a  $z$  tengely függőleges, továbbá az  $x$ ,  $y$  és  $z$  tengelyek páronként merőlegesek egymásra (2.7. ábra). Amennyiben a forrástól  $x$  távolságra a füstfáklya tengelyét egy merőleges síkkal elmetsszük, az anyagmegmaradás törvénye következtében e síkon egységnyi idő alatt áthaladó szennyezőanyag mennyisége egyenlő a forráserőséggel, azaz az egységnyi idő alatt a forrás által emittált szennyezőanyag-mennyiséggel. A szennyezőanyagok eloszlása binormális eloszlású,  $y=0$  és  $z=H$  várható értékekkel.

*„ A füstfáklya-modellek általában feltételezik, hogy a kialakuló koncentráció arányos a forráserőséggel és fordítottan arányos a szélességgel. A kiszélesedési folyamatot a szélmező örvényességének tulajdonítják, és ennek intenzitását vizsgálják. A legelterjedtebb modellek a*



**2.7. ábra. A füstfáklya helyzete a koordináta-rendszerben**

Forrás: GÁCS I. - KATONA Z. 1998

$$q(x; y; z) = A \cdot \exp \left[ - \left( \frac{y}{B} \right)^r - \left( \frac{(H-z)}{c} \right)^s \right] \quad (2.8.)$$

sémába illő explicit kifejezéseket használják a koncentráció eloszlás leírására. Az  $A$ ,  $B$  és  $C$  jelű kifejezéseket, valamint az  $r$  és az  $s$  kitevőket a különböző modellek eltérően adják meg. Bosanquet és Pearson (1936) modelljében pl.  $r=2$  és  $s=1$ , Calder (1949) modelljében mindkét kitevő értéke 1, míg a legjobban bevált Gauss típusú modelleknél (pl. Sutton, 1953, Slade, 1968)  $r=s=2$ ” (GÁCS I. – KATONA Z. 1998).

Források lokális hatásának vizsgálata esetén napjainkban is az egyik legelterjedtebben használt módszer a Gauss-típusú modellek alkalmazása. Ennek feltehetően az egyik oka, hogy az ilyen modellek használatához szükséges energia és/vagy adatmennyiséghez viszonyítva az eredményül kapott koncentrációmezők megfelelő pontosságúak, továbbá a rendelkezésre álló adatmennyiséghez és pontosságigényhez mérten lehetőség van a leginkább előnyös számítási módszerek közül választásra. A Gauss-típusú modellek használata a szennyezőanyagok eloszlásának statisztikai nem pillanatnyi vizsgálatára alkalmas. Amennyiben e modell alkalmazása mellett döntünk, néhány (általában egyszerűsítő) feltételezéssel kell élnünk, továbbá a forrásnak és környezetének meg kell felelnie számos kritériumnak, amelyek a következők:

- A kibocsátott közeg gáz halmazállapotú.

- A szennyező forrás kibocsátása folytonos és időben állandó, azaz nem pillanatnyi kibocsátást tételezünk fel. Az utóbbi esetek leírására használatosak a puff modellek.
- A meteorológiai körülmények, így az azokat leíró paraméterek időben állandók.
- A forrás magas, azaz az áramlást nem módosítják jelentősen a környezetben található épületek és/vagy a domborzat. Természetesen a magas forrás relatív fogalom, FEKETE K. – POPOVICS M. – SZEPESI D. (1983) abban az esetben tekint egy forrást magasnak, ha a pontforrás effektív kéménymagassága a környező tetőszint legalább kétszeresét eléri. A környezetvédelmi felügyelőségek számára is készült módszertani segédlet (LAJOS T. ET AL. 2003) alapján a teljesülendő feltételek:
  - i) „ha pontszerű kibocsátásnál a dombok magassága a vizsgálati területen nem éri el az effektív kéménymagasság 70%-át,
  - ii) ha egy kémény körül 6-szoros effektív kéménymagassággal egyenlő sugarú körön belül az effektív kéménymagasság nagyobb, mint az épületmagasság 1.7-szerese”.
- A forrás környezete közel sík. Az előző pontban említett módszertani segédlet előírása alapján a felszín emelkedése, illetve lejtése nem haladja meg az 1:20 arányt.
- A terjedés viszonylag homogén terület fölött megy végbe.
- A szélesebbesség az effektív forrásmagasságban legalább 1 m/s.
- A vizsgált terület kiterjedése a forrás környezetétől legfeljebb néhányszor 10 km.

Amennyiben az említett feltételek nem állnak fenn, lehetőség van különböző korrekciók elvégzésére, illetve más típusú, pl. szélcsatorna vagy a numerikus, esetleg más léptékű modellek alkalmazására. A célkitűzések és a lehetőségek mérlegelése után vizsgálataim során Gauss-típusú füstfáklya modell alkalmazásával éltem. Amint az összefüggés jelzi, Gauss-modell használata esetén egy tetszőleges receptor pontban vagy szélirányszektorban a szennyezőanyag-koncentráció meghatározásához szükség van a terjedés közegét jellemző meteorológiai, a forrás kibocsátását karakterizáló fizikai, és a vizsgált területet meghatározó térinformatikai adatokra is.

## **2.3. Néhány nemzetközi és hazai gyakorlatban alkalmazott terjedési modell**

### **2.3.1. Nemzetközi fejlesztésű transzmissziós modellek**

Az Egyesült Államok Környezetvédelmi Hivatala (U.S. EPA) elsősorban a CALPUFF és az AERMOD használatát preferálja, emellett az emisszió és a környezet jellegétől függően számos egyéb modellt is javasol, mint a BLP, CALINE3, CAL3QHC/CAL3QHCR, CTDMPLUS és OCD.

Az ISC3 jelenleg (Industrial Source Complex) nem szerepel a hivatal által ajánlott modellek között, azonban ez a fejlesztés mindenképpen említésre méltó. Ennek egyik oka az, hogy az AERMOD átvette, illetve fejlesztette az algoritmusait, másik oka hazai vonatkozású, az ISC3 az AOPRO megvalósításához szolgált támpontként. Az ISC3 a terjedés színteréül szolgáló terepet korlátozott módon kezelni képes pont, vonal, területi és térfogati források állandó kibocsátását feltételező, Gauss-típusú modell. E modell a rövid és hosszú átlagolási idejű koncentrációmező mellett száraz és nedves ülepedést is szimulál. A légkör stabilitását Pasquill–Gifford-féle stabilitási kategóriák alapján veszi figyelembe (BAILEY, D. T. – SCHWEDE, D. B. – TOUMA, J. S. 1995).

A CALPUFF nem állandó kibocsátást feltételező Lagrange-i szemléletű modell, amely a szennyező anyagok több tíz, illetve száz km hosszan történő terjedését, átalakulását, illetve a légkörből történő kikerülését képes nyomon követni időben és térben változó meteorológiai feltételek mellett.

A BLP (Bouyant Line and Point source) modellt az Environmental Research and Technology Inc. fejlesztette az Aluminum Association Inc. megbízásából az alumíniumipart jellemző kibocsátások kezelésére. Az iparágra jellemzőek az alacsony pontforrások és a vonalforrások, így az épületeknek jelentős kezdeti áramlásmódosító hatásuk lehet. E problémára fejlesztették a Gauss szemléletű BLP-t, amely algoritmusai használhatóak az említett típusú forrásokra (SCHULMAN, L. L. 1980).

A CALINE3 Gauss-típusú modell, melyet a közlekedési eredetű szennyezések modellezésére fejlesztett a California Department of Transportation. E modell később beépült a fejlettebb CAL3QHC, illetve a CAL3QHCR modellekbe (BENSON, P. E. 1979).

CTDMPLUS (Complex Terrain Dispersion Model Plus Algorithms for Unstable Situations) mint neve is jelzi, tetszőleges stabilitási feltételek és komplex terep esetén alkalmazható pontforrások által okozott immissziót meghatározó Gauss-típusú modell (PERRY, S. G. ET AL. 1989).

A szintén Gauss-típusú OCD (Offshore and Coastal Dispersion Model) a szárazföldi pont, vonal és területi források levegőminőségre gyakorolt hatását szimulálja parti régiókban. Az OCD figyelembe veszi a szárazföldi és a tengeri diszperzió közötti különbségeket, ezért az emissziót jellemző adatokon túl a szárazföldi, illetve tenger feletti meteorológiai adatokra külön-külön van szükség. Amennyiben víz felett mért meteorológiai adatok nem állnak rendelkezésre, szárazföldi adatokból készít becslést a modell. A számításhoz szükséges emissziós és meteorológiai adatok mindegyike órás felbontású (DICRISTOFARO, D. C. – HANNA S. R. 1989).

A külföldi modellek közül kiemelendő az AERMOD, mivel az általa használt algoritmusok magyar szabványosítás korszerűsítését is jelentékenyen befolyásolták. Fejlesztése 1991 februárjában kezdődött, mikor az U. S. EPA (United States Environmental Protection Agency) és az AMS (American Meteorological Society) együttműködésének következtében létrejött AERMIC kutatócsoport, amely a PBL (planetáris határréteg, PHR) turbulencia paraméterezésével foglalkozott. Az új modellfejlesztés célja az ipari forrásokból származó szennyezőanyagok rövid távú diszperziójának modellezése volt, helyettesítendő az ISC3 modellt. A hét lépcsős fejlesztés eredményeként létrejött AERMOD az ISC3-hoz képest új vagy fejlesztett algoritmusokat tartalmaz, amelyek a következő területeken jelentettek módosításokat

- diszperzió számítás stabil és konvektív határrétegre
- járulékos kéménymagasság számítás
- magas légköri inverzió kezelése
- függőleges szél, turbulencia és hőmérsékleti profil számítás
- városi éjszakai határréteg
- olyan felszíni receptorpontok kezelése, amelyek a csóva magassága fölött helyezkednek el
- épületek áramlásmódosító hatása
- fejlesztett PBL paraméterezési módszerek
- meanderező csóva kezelése.

Az AERMOD modell két preprocesszort tartalmaz. A meteorológiai adatfeldolgozó AERMET, a felszín jellemző és meteorológiai adatokból számítja a PBL jellemzéséhez szükséges adatokat. Az AERMAP a terjedés helyszínéül szolgáló terepet írja le, illetve receptor rácshálózatot szolgáltat a diszperziós modell (AERMOD) számára. Az AERMOD alkalmazható sík és komplex területen, vidéki és városi helyszínen, pont, vonal, területi és

térfogati forrásokra. A szennyező anyagok terjedését stabil határréteg (SBL) esetén horizontálisan és vertikálisan is Gauss eloszlással írja le, ellenben konvektív viszonyok között a horizontális eloszlást normáleloszlással, a vertikális eloszlást binormális eloszlással adja meg, a légkör stabilitását Monin–Obukhov hosszal jellemzi. A modell száraz és nedves ülepedést, radioaktív anyag esetén bomlást számít, egyetlen futtatással több szennyezőanyag koncentrációját is ki tudja számítani (CIMORELLI, A. J. ET AL. 2004).

A Norwegian Institute for Air Research (NILU) Department of Atmospheric and Climate Research fejlesztette ki a FLEXPART Lagrange-i trajektória modellt, amely a pontforrások által emittált légszennyezők mezoskálájú diszperzióját írja le. Alkalmazási területei pl. nukleáris baleset során a légkörbe kerülő radioaktív anyagok terjedése, üvegházhatású gázok ciklusa, sztratoszféra-troposzféra anyagcsere, víz körforgalmának vizsgálata (STOHL, A. ET AL. 2010).

A CHIMERE modellt elsősorban az ózon, aeroszol és egyéb szennyezők napi és hosszú távú előrejelzésére fejlesztettek. A modell érdekessége, hogy multi skálájú, azaz regionális és kontinentális skálán is használható (<http://www.lmd.polytechnique.fr/chimere/>). Hazai szempontból az teszi jelentőssé, hogy az OMSZ által üzemeltetett levegőminőség előrejelző rendszer alapját képezi (LABAN CZ K. – FERENCZI Z. – STEIB R. 2012).

A Risø DTU National Laboratory for Sustainable Energy fejlesztetése a mezoskálájú Lagrange-típusú RIMPUFF. A modell jól alkalmazható rövid idejű (baleseti) emisszió esetén inhomogén terep és inhomogén, meteorológiai körülmények között. A RIMPUFF képes kezelni az időben változó emissziót és meteorológiai feltételeket (THYKIER – NIELSEN, S. – DEME S. – MIKKELSEN, T. 1999).

Az IMMI programot alapvetően zajterjedés számítása céljából hozta létre a német Wölfel cég. Zaj immisszió számítási algoritmusok mellett tartalmaz Gauss és Lagrange szemléletű levegős modult is (DREWES, T. et al. 2003). Említését az indokolja, hogy Magyarországon több környezetvédelmi felügyelőség is rendelkezik e modellel. Ennek segítségével készült el Szolnok belvárosának levegőterheltségi térképe, de például Budapest zajtérképének létrehozásához is ezt a modellt használták. Magyarországi terjedését gátolja a magyar és német meteorológiai adatbevitel eltérése.

A CERC (Cambridge Environmental Research Consultants) által fejlesztett ADMS (Atmospheric Dispersion Modelling System), új generációs Gauss-típusú modell, amely az atmoszférikus határréteget a Monin–Obukhov hossz és a keveredési réteg vastagsága alapján jellemzi. Az ADMS az AERMOD-hoz hasonlóan meteorológiai preprocesszorral rendelkezik,

amely órás felbontású adatokat dolgoz fel. A felhasználók számára ingyenesen letölthetők az Egyesült Királyság, Ír Köztársaság, Franciaország, USA domborzati adatai, amelyből a program FLOWSTAR modulja figyelembe véve a változó érdességet és meteorológiai adatokat 3 dimenziós szél- és turbulenciamezőt állít elő. Az ADMS időben változó és pillanatnyi kibocsátású források kezelésére is képes, továbbá a koncentráció fluktuációit is kezeli, számításba véve a turbulencia változásait. További lehetőségként figyelembe veszi az épületek keltette, illetve a tengerparti hatásokat. Egyedi jellemzője e programnak, hogy a füstcsóva láthatóságát is képes meghatározni a kibocsátott gáz víztartalma, a környezeti levegő nedvességtartalma, a meteorológiai körülmények alapján. Az ADMS kémiai reakciókat, száraz és nedves ülepedést, bűzhatást, radioaktív bomlást, gamma sugárdózist is tud számítani. A modell Nagy Britannia területén igen elterjedt, elsősorban a különböző kormányzati hivataloknál, illetve cégeknél (CARRUTHERS, D. J. ET AL. 1994). Hazánkban Budapest, illetve Debrecen levegőterheltségének modellezésére alkalmazták.

### **2.3.2. Hazai fejlesztésű transzmissziós modellek**

A Magyarországon fellelhető külföldi szoftverek alkalmazása mellett hazai fejlesztésekre is sor került. A legjelentősebb kutatások a Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetemen, a Levegőkörnyezet Szaktanácsadó (LKGSZ) Bt-nél az ELTE-n, illetve az Imagináció Mérnökiroda Kft-nél zajlanak. E tevékenységek eredménye számos hazai transzmissziós szoftver, a BMGE fejlesztése az APOPRO (AP), az LKGSZ-é a TRANZMISSZIÓ (TR) az ELTE-é a TREX, az Imagináció Mérnökiroda Kft-é az AIRCALC. Az AIRCALC segítségével a felhasználó a hatályos 306/2010. (XII.23.) Korm. rendelet alapján tud hatásterületet meghatározni, emellett a szoftver képes immissziómezőt (éves, órás) is számítani. A TREX modellt eseti kibocsátás során a légkörbe jutó szennyeződés terjedésének elemzésére, illetve a felszín közeli ózon ülepedésének vizsgálatára alkalmazták a kutatók (LAGZI I. ET AL. 2007).

A TRANZMISSZIÓ modellrendszer a LKGSZ a Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium és az Országos Meteorológiai Szolgálat együttműködésével jött létre. A modellrendszer teljes mértékben a magyar jogszabályokhoz igazodik a számításokat a hatályos magyar szabványok alapján végzi. Részletesebb leírását indokolja, hogy a környezetvédelmi felügyelőségek 2001 júliusa óta használják Transzmisszió 1.0, illetve 1.1 szoftvereket, amelyek lehetővé teszik környezeti hatástanulmányok készítését, levegővédelmi

követelmények betarthatóságának vizsgálatát és a légszennyező források közvetlen hatásterületének meghatározását.

A program jelentősebb alkalmazási lehetőségei a következők:

- gázállapotú szennyezőanyag maximális rövididejű (pl. órás) koncentrációja,
- gázállapotú szennyezőanyag rövididejű koncentrációjának határérték feletti előfordulása,
- gázállapotú szennyezőanyag hosszúidejű, évi átlagos koncentrációja,
- gázállapotú szennyezőanyag rövididejű koncentráció intervallumainak előfordulása,
- ülepedő szilárd részecske hosszúidejű leülepedett mennyisége,
- gázállapotú szennyezőanyag maximális 24 órás koncentrációja,
- gázállapotú szennyezőanyag 24 órás koncentrációjának határérték feletti előfordulása,
- gázállapotú szennyezőanyag hosszúidejű, évnél rövidebb időszakra vonatkozó átlagos koncentrációja.

A program egyidejűleg legfeljebb 56 db pont- és területi forrás által emittált gáznemű és szilárd részecskék terjedését képes szimulálni. A számítások elvégzéséhez inputként meg kell adni a forrás/források EOVS koordinátáit, továbbá a kibocsátást jellemző mennyiségeket, az immisziós határértéket, az alap légszennyezettséget (ALSZ), a receptorpont környezetét jellemző adatokat, mint például érdességi paramétert, domborzati korrekciót. Szilárd részecskék esetén további adatként szükség van a szemcseméret szerinti eloszlásra. Az ország területét kellő sűrűséggel lefedő 3D-s „mátrixos” adatfájlok tartalmazzák a meteorológiai adatokat, beleértve a szélirány, szélesség és a Szepesi-féle stabilitási indikátor által jellemzett légköri stabilitási osztályok gyakoriságait. Az adatok a beépített interpolációs modul alkalmazásával tetszőleges hosszúsorozatú szélmérésekkel rendelkező helyre interpolálhatók ([www.levegokornyezet.hu](http://www.levegokornyezet.hu)).

### **2.3.3. A terjedési modellek összehasonlítása**

Nemzetközi viszonylatban több terjedési modell összehasonlítás is található. Figyelembe véve, hogy hazánkra a külföldi fejlesztések közül a legjelentősebb hatást az AERMOD gyakorolta, csak az ezzel a modellel foglalkozók közül emelek ki néhányat. Mindenképpen megemlítendő HALL, D.J. ET AL. (2000) tanulmánya, melyben a leginkább elterjedt modellek, úgymint AERMOD, ADMS, ISCST3 összevetését találhatjuk meg. A kutatás egyik célja a későbbiek folyamán is használható eljárás kidolgozása volt, a másik pedig a modellek számítási eredményeinek összehasonlítása. Az eredmények alapján a



modellek által számított különbségek, pl. a maximális koncentráció, illetve a meteorológiai előfeldolgozás esetén nem elhanyagolható mértékűek. A három modell összehasonlítása terephatás vizsgálata során is jelentős eltérést mutatott (DUNKERLEY, F. ET AL. 2000). Bűzterjedéssel kapcsolatosan az AERMOD, a CALPUFF és szélcsatorna-mérések összehasonlítását végezték el VIEIRA DE MELO ET AL. (2012). A számított immissziómezők kapcsán az AERMOD általában magasabb értékeket adott meg, mint a CALPUFF, különösen a talaj közeli maximális koncentráció esetén. Az épületek közelében mindkét matematikai modell kétszeres/0,5-szörös vagy azt meghaladó/alulmúló koncentráció felül/alulbecslést, eredményezett, de nagyobb távolságokban megfelelőek voltak az eredmények.

GÁCS I. (2006) az AOPRO szoftverben használt módszereket veti össze a US EPA által használt ISCST3 szoftver legfontosabb jellemzőivel. Az összehasonlítás nem konkrét bemenő adatok esetén számított koncentrációmezőre terjed ki, hanem a számítási módszerekre. A szerző minden egyes részalgoritmus esetén megvizsgálja a hasonlóságokat és a különbségeket, továbbá, hogy melyik számítási módszer ad realisabb módszert.

A Magyarországon használatos modellek közül a TRANSZMISSZIÓ 1.1 és az AOPRO 3.3 modellek összehasonlítását végezte el Szepesi D. Az első esetben egy 20 m és egy 120 m magasságú kémény kapcsán azonos input adatok megadásával vizsgálta a füstfáklya tengely alatti óras és éves koncentrációértékeket. A két modell által számított immissziós értékek eltérést mutattak, továbbá azt is megállapította, hogy a TR 1.1-val számított koncentrációk a forráshoz közelebb kezdenek el nőni, és érik el az AP3-nál többnyire 1,1-2-szer nagyobb abszolút maximális értéküket. Az eltérés a hatásterület meghatározásánál is fennállt ([www.levegokornyezet.hu](http://www.levegokornyezet.hu)). Az AERMOD hazai használatánál megemlítendő, hogy a TRANSZMISSZIÓ-tól és az AOPRO-tól eltérően óras bontású meteorológiai adatokat igényel. A határréteg számolásához szükséges adatok megadása is eltér a hazai gyakorlattól. Az USA-ban a magaslégtér vertikális szondázását hajnali 5 órakor végzik, Magyarországon 00 UTC-kor. Ezért az OMSZ-nél az AERMET preprocesszor módosítására került sor a hazai mérési gyakorlatnak megfelelően.

## 2.4. Jogszályi háttér

Magyarországon az 1995. évi LIII. törvény a környezet védelmének általános szabályairól általánosan foglalkozik a környezetvédelemmel. E törvény számos alapfogalmat meghatároz, melyek között a levegő, mint környezeti elem szerepel. A hazai rendeletek közül kifejezetten a levegő védelmével kapcsolatosakat emelem ki. Mivel a kutatás megkezdése óta néhány jogszály hatályát veszttette, de munkám kezdetekor még érvényben voltak, ezért feltüntetem az akkor hatályos és a jelenleg aktuális rendeleteket is.

A levegő védelmével kapcsolatos egyes szabályokról szóló 21/2001. (II. 14.) Korm. rendelet helyett 2011. 01. 15-én lépett hatályba a 306/2010. (XII. 23.) Korm. rendelet a levegő védelméről. Mindkét rendelet alapfogalmakat is definiál, melyek közül a jelenleg hatályos jogszály 2.§-ában található közöl a dolgozat szempontjából leginkább jelentőseket emelem ki (I. számú melléklet).

A II. fejezet a levegőterheltségi szint vizsgálatát az Országos Légszennyezettségi Mérőhálózat feladataként adja meg, emellett foglalkozik a helyhez kötött források létesítésének, a légszennyezettségi agglomerációk és zónák kijelölésének, levegőminőségi tervek készítésének, ózoncsökkentő program, füstköd-riadó tervek, illetve az országhatáron átnyúló szennyezések problémáival.

A III. fejezet szabályokat fogalmaz meg a helyhez kötött légszennyező pont, diffúz, a mozgó továbbá a vonalforrásokkal és a búzzel járó tevékenységekkel kapcsolatosan, rendelkezik az adatszolgáltatásról, bírságotól, kijelöli a levegőtisztaság-védelmi ügyekben eljáró hatóságokat.

14/2001. (V. 9.) KöM-EüM-FVM együttes rendelet a légszennyezettségi határértékekről, a helyhez kötött légszennyező pontforrások kibocsátási határértékeiről hatályát veszttette, helyette a 4/2011. (I. 14.) VM rendelet a levegőterheltségi szint határértékeiről és a helyhez kötött légszennyező pontforrások kibocsátási határértékeiről az aktuális.

A rendelet a légszennyező anyagokat a

- I. különösen veszélyes,
- II. fokozottan veszélyes,
- III. veszélyes,
- IV. mérsékelten veszélyes

fokozatokba sorolja. Közli az egyes légszennyező anyagok egészségügyi határértékeit, tervezési irányértékeit, tájékoztatási, riasztási küszöbértékeit, illetve az ökológiai rendszerek

védelmében meghatározott kritikus levegőterheltségi szinteket. Helyhez kötött légszennyező pontforrások esetén technológiai (általános, eljárás specifikus) kibocsátási határérték vagy egyedi kibocsátási határérték, illetve össztömegű kibocsátási határérték megállapítását és alkalmazását írja elő.

A 17/2001. (VIII. 3.) KöM rendelet a légszennyezettség és a helyhez kötött légszennyező források kibocsátásának vizsgálatával, ellenőrzésével, értékelésével kapcsolatos szabályokról hatályát veszítette, helyette a 6/2011. (I. 14.) VM rendelet a levegőterheltségi szint és a helyhez kötött légszennyező források kibocsátásának vizsgálatával, ellenőrzésével, értékelésével kapcsolatos szabályokról. E rendelet az immisszió mérések számára az állandó helyre telepített mérőrendszer használatát vagy időszakosan ismételt, illetve eseti méréssel végzett folyamatos vagy szakaszos mintavételi és mérési módszerek alkalmazását írja elő. A mérőpontok elhelyezkedésére és sűrűségére vonatkozó követelményeket légszennyező anyagokként határozza meg, továbbá megszabja az emisszió mérés követelményeit. A légszennyezettség vizsgálati módszereként a mérést, modellezést, illetve a műszaki becslést jelöli meg, emellett előírja, hogy melyik módszer milyen esetekben alkalmazható. Pontos előírásokat tartalmaz a mérési módszerekkel kapcsolatban. Értékelési eljárásaként a matematikai-statisztikai módszert, a grafikus és térképes ábrázolást adja meg. A helyhez kötött légszennyező pontforrások kibocsátásának ellenőrzésének technológiájaként a folyamatos mérést, időszakos mérést, vagy számítást, műszaki becslést, anyagmérlegek készítését írja elő. Előírásokat fogalmaz meg a kibocsátások ellenőrzésével, illetve az ellenőrzések dokumentálásával kapcsolatban.

4/2002. (X. 7.) KvVM rendelet a légszennyezettségi agglomerációk és zónák kijelöléséről. Az ország területét légszennyezettségi agglomerációba és zónákba sorolja, melyeket az egyes kiemelt jelentőségű légszennyező anyagok koncentrációja alapján határoz meg és felsorolja e zónákat.

## **2.5. Légszennyező források hatásterülete**

A mintaterületen található légszennyező források hatásterületének számítására nem helyeztem hangsúlyt, azonban e téma gyakorlati jelentősége miatt lényegesek tartom rövid áttekintését. Ezt támasztja alá az is, hogy hazánkban a környezetvédelmi felügyelőségek által használt modellek nagy része hatásterület meghatározó modult is tartalmaz. Az 1995. évi LIII. törvény 4.§-a a hatásterületet a következő módon definiálja: „*az a terület vagy térrész, ahol a*

*jogszabályban meghatározott mértékű környezetre gyakorolt hatás a környezethasználat során bekövetkezett vagy bekövetkezhet.”*

A légszennyező források közvetlen hatásterületének számítási módját jelenleg a 306/2010.(XII. 23.) kormányrendelet határozza meg. Megjelenése előtt, majd ezt követően is számos hazai javaslat fogalmazódott meg meghatározásának a módjára, illetve a nemzetközi gyakorlatban is eltérő megoldási módszerek léteznek. A Német Szövetségi Immisszióvédelmi Törvény az immissziós norma és a fizikai kéményméret alapján definiálja e területet. SÁMI (1996) magyar szabványon alapuló terjedésszámítási modellezési módszer bevezetését javasolta. A számítások elvégzéséhez a legkedvezőtlenebb emissziós, illetve transzmissziós paramétereket venné figyelembe, majd meghatározza a füstfáklya tengelye alatti rövid átlagolási idejű (30 perc/1 óra) immisszió értékeket. A hatásterület sugarának azt a távolságot tekinti, ahol az órás/30 perces maximális koncentráció a maximális érték 5%-ára csökken. Elfogadhatónak tartja a tengely alatti koncentrációs számítás helyett a szektorátlag alkalmazását, továbbá a szélirány szektoronkénti számítás elvégzését is. Ennek a módszernek az alkalmazása esetén a hatásterület lényegében a transzmissziós tényezőktől függ, és kiterjedése független például a terhelhetőségtől, illetve a kibocsátott anyag mennyiségétől. Ez a meghatározás nem zárja ki azt a lehetőséget, hogy esetlegesen kis hatások túlzott hangsúlyt kapjanak. Ilyen számítási módszert alkalmazva a hatásterület kiterjedése teljesen a transzmisszió függvénye, ami ellentmondásokhoz is vezethet. A hatásterület és a transzmissziós terület különbözőségére, továbbá a környezeti elemek rendszerek összességének együttes vizsgálatára hívja fel a figyelmet CSOKONAY J. (1996).

SZEPESI ET AL. (1996) a következő módon javasolja a hatásterület megállapítását:

- ha az alapterheltség ( $C_a$ ) nem nagyobb a levegőminőségi határérték  $C_n$  40 százalékánál, akkor a hatásterület kritériuma:  $C_{max}/C_n > 0,1$ , ahol  $C_{max}$  a vizsgált forrás(ok)ból eredő maximális szennyező hatás,
- ha az alapterheltség a levegőminőségi határérték 40%-ánál nagyobb, akkor a hatásterület kritériuma  $(C_{max} + C_a)/C_n > 0,5$ .

$C_{max}$  és  $C_n$  a 30 perces átlagolási idejű koncentrációk.

Ez az eljárás már tartalmazza a légszennyezési határértéket és az alapterhelését is, így nem pusztán transzmissziós alapú, a valós folyamatokhoz közelebb álló meghatározást definiál.

A felsorolt javaslatok a levegő védelmével kapcsolatos egyes szabályokról szóló 21/2001. (II. 14.) Kormányrendelet, megjelenése előtt fogalmazódtak meg. E rendelet 5.§. (5) bekezdése definiálta a meghatározási módszert, majd hatályvesztése után a jelenleg hatályos,

a levegő védelméről szóló 306/2010. (XII. 23.) Kormányrendelet 2. §. 14. a)-b) pontja alapján *a helyhez kötött pontforrás hatásterülete: „a vizsgált pontforrás körül lehatárolható azon legnagyobb terület, ahol a pontforrás által maximális kapacitáskihasználás mellett kibocsátott légszennyező anyag terjedése következtében a vonatkoztatási időtartamra számított, a légszennyező pontforrás környezetében fellépő leggyakoribb meteorológiai viszonyok mellett, a füstfáklya tengelye alatt várható talajközeli levegőterheltség-változás*

*a) az egyórás (PM10 esetében 24 órás) légszennyezettségi határérték 10%-ánál nagyobb, vagy*

*b) a terhelhetőség 20%-ánál nagyobb.”*

Ez a definíció a 21/2001. (II. 14.) Kormányrendelet szellemiségét tükrözi, azonban a meghatározási módszer némileg egyszerűsödött, hiszen a maximális értékhez való hasonlítást nem alkalmazza. E meghatározás előnye, hogy szabványos számításokon alapuló eljárást alkalmaz, viszont problémát okoz, hogy pusztán a leggyakoribb meteorológiai állapotot veszi figyelembe, és ezt veti össze a terhelhetőséggel. A terhelhetőség magában foglalja az alap légszennyezettséget, ami azonban hosszú időtartamra számított, ebből következően többféle meteorológiai állapotot magában foglaló átlagot jelenít meg. E szabályozásnak megfelelő, a Közép-Tisza-vidéki Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőség honlapjáról szabadon letölthető hatásterület meghatározó szoftvert fejlesztett NAGY T. – LÉGRÁDI A. (2012). A rendelet hatálybalépése után sem állt meg a hatásterületnek a valósággal minél inkább összhangban lévő meghatározására irányuló törekvés. A Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetemen folytatott kutatások eredményeként több ajánlás is megfogalmazódott a közvetlen hatásterület lehatárolására. A GÁCS I. – BIHARI P. – BENYÓ I. (1999) által publikált javaslatban megfigyelhető a rövid- és hosszútávú hatások együttes figyelembevételére való törekvés, hiszen a leggyakoribb, és a kritikus meteorológiai állapotot is figyelembe veszik az éves átlag mellett. BIHARI P. (2007) értekezésében a közvetlen hatásterület meghatározásához a dózis alapú számítási algoritmust ajánl, amely lehetővé teszi, hogy a vizsgált forrás hatásterülete ne nyúljon irreálisan nagyra.

### 3. Kutatási módszerek és források

#### 3.1. A vizsgálati helyszín bemutatása

A vizsgált mintaterület Jászberény belterületét és külterületének egy részét foglalja magában (3.1. ábra). A természetföldrajzi adottságokat, mint település-földrajzi vizsgálati szempontot tekintve a Duna–Tisza közén található Jászság természetes határait északkeleten a Tarna hordalékkúp szárnya, északon a Mátraalja előterében található hordalékkúp síkság, északnyugaton a Zagyva–Galga hordalékkúpja, nyugaton a Tápióvidék lapos hordalékkúp-felšíne, délkeleten a Tisza ártere alkotja. Az így kijelölt tájegység nem esik pontosan egybe a néprajzi, történeti Jászsággal. E tájegység keleti és nyugati peremén egy-egy magas homokhátság található. Az Alsó-Zagyva sík mind a mai napig süllyedő medence, fő lejtési iránya észak–déli irányú, emellett felismerhető egy Jászfákóhalma–Szolnok tengelyű másodlagos lejtésirány is (SZÉKELY A. 1969). A táj meglehetősen szerény lejtéséből, alföldi jellegéből következően a domborzat légáramlás-módosító hatása nem tekinthető jelentősnek. E területet jellemző monotonitást csak a részben természetes, részben antropogén eredetű, környezetükből 5-10 m magasságban kiemelkedő, napjainkban erősen pusztuló kunhalmok szakítják meg. Ezen tájelemek méretükből és számukból adódóan szintén elhanyagolható hatást fejtenek ki a légköri szennyezőanyagok áramlási mezőire.

A Jászságot is magába foglaló Közép-Tiszavidék éghajlatát a meleg, száraz, mérsékelten forró nyár, csekély felhőzet jellemzi. A napsütéses órák száma 2000-2100 óra között van, télen ködösebb, nyáron optimális napfényellátottsággal és Magyarországon a legszárazabb hőmérsékletjárással, amelyet viszonylag hideg tél és a dél-alföldi hőmérsékleti értékeket megközelítő nyár jellemez. Az éves csapadék 550 mm-t nem meghaladó értéke miatt hazánk legszárazabb tája (3.1. táblázat, PÉCZELY GY. 1969). A területet karakterizáló leggyakoribb szélirány DNy-i és ÉK-i, Jászberényben ÉNy-i, 2,5m/s évi átlagos szélsébséggel. Egy terület domborzata mellett az éghajlattal összefüggő meteorológiai viszonyai, természetes növénytakarója, beépítettsége és a források elhelyezkedése is hatást gyakorol a terjedési folyamatokra. Az épületek és/vagy a növények részben akadályt jelentenek a légáramlások számára, részben a transzmissziós területet jellemző érdességi paraméter meghatározásánál van jelentőségük. Adott esetben e két fogalom pontos elkülönítése problémát okozhat.

3.1. táblázat. Jászberény éghajlati adatai 1901-1950

	I.	II.	III.	IV.	V.	VI.	VII.	VIII.	IX.	X.	XI.	XII.	Év
A felhőzet havi értékei %-ban	64	59	53	48	47	46	39	38	38	47	64	68	51
A hőmérséklet havi közepi	-2,4	-0,3	5,1	10,7	16,2	19,7	21,7	20,8	16,5	10,4	4,4	0,1	10,3
A csapadék havi összegei	26	25	33	41	56	63	56	47	42	47	47	36	519
A csapadék havi összegének maximuma	74	72	122	167	212	152	151	142	158	145	142	109	789
A csapadék havi összegének minimuma	0	0	0	4	8	8	3	2	0	4	1	5	263

Forrás: PÉCZELY GY. 1969.

A jászok megtelepedését követő, a mintaterületen végbemenő tájatalakulásról pontos információk nem állnak rendelkezésre. Nagy valószínűséggel a honfoglalás idején a Jászságra jellemző természetes növénytakaró, az Alföld többi részéhez hasonlóan, lombos erdő lehetett. Ekkor a terület még elsősorban gyepükét funkcionált, csak a tatárjárást követően települtek le a jászok. Az erdőség a rablógazdálkodás, a mértéktelen erdőirtás következtében a törökkor végére teljesen eltűnt, kialakult a puszta Jászság. A puszta Jászság újra erdősítésének eredményeként – bár az eredeti állapotot nem sikerült teljesen helyreállítani – kialakult a Jászságnak a mára általánosnak mondható ligetes képe (FODOR F. 1991). Mindezen megállapítások a vizsgálat helyszínéül szolgáló Jászberény belterületét és külterületének egy részét magába foglaló területre is igazak (3.1. ábra). Jelenleg Jászberény város területének 5,19%-a belterület, 1.17%-a zártkert és 93,62%-a külterület. Ebből 8,06% erdő, 8,75% legelő, 0,61 % rét, 0,18% gyümölcsös, 0,13% halastó, 0,29% kert, 11,52% kivett, 0,0045% nádas, 69,96% szántó, 0,4 % szőlő. E statisztikából következően a város környékének jelentős része mezőgazdasági művelés alatt áll, a szántók az év jelentős hányadában növényzettel fedetlenek, ami feltehetően hozzájárul a város porterheltségéhez. Ez a megállapítás azonban csak feltételezés, ezzel kapcsolatos jászberényi tanulmány tudomásom szerint még nem született. A település helyzeti energiájaként említhető a főváros, illetve a Mátra közelsége.

A város lakossága 2009. évben 27134 fő (KSH), ezért TÓTH J. (2008) javaslata alapján nagyközpontvárosnak tekinthető. Az intézményrendszer struktúrája is a középvárosi besorolás mellett szól. Településmorfológiai szempontból Jászberény beépítettsége tipikus alföldi városnak mondható, a leggyakrabban előforduló épületek földszintesek, emellett jóval kisebb számban található egyemeletes családi házak is. Jászberény a szocialista korszak alatt sem volt megyeközpont, így nem került sor olyan nagy kiterjedésű lakótelepek építésére, mint

például Szolnokon. Néhány, többségében panelházakból álló lakótelep a városban is épült, az itt található tömbházak négyemeletesek, leggyakrabban a főutak mellett helyezkednek el. Az úthálózat nem szabályos, viszont jól nyomon követhetők a településfejlődés különböző szakaszai.



3.1. ábra. A jászberényi vizsgálati helyszín

### 3.2. A mintaterületen található szennyezőanyag-források bemutatása

A vizsgált területen is megtalálható a vonal, területi és pont forrástípusok mindegyike. A vonalforrások kialakulása szoros összefüggésben van a motorizáció és a vasúti közlekedés elterjedésével. A mintaterületen áthaladó 82. számú Szolnok–Hatvan vasútvonal 1873-ban épült meg, majd kicsit több mint 100 év múltán, 1975-ben villamosították. Ez a vasútvonal tekinthető a jászági vonalforrások „előhírnökének”. Mivel a 82. számú vasútvonal két fővonalat összekapcsoló szárnyvonalként üzemel(t), környezeti hatása nem volt túl jelentős, napjainkban szinte kizárólag elektromos vontatású szerelvények közlekednek rajta. A többi vonalforrás kialakulása természetesen nem datálható ilyen pontosan. A második világháborút követő motorizációt hazánkban és a Jászságban is a tőkehiány jellemezte, ennél fogva a személygépkocsik terjedését a motorkerékpárok térhódítása előzte meg. A később elterjedt



zömében szocialista gyártmányú gépjárműállomány a rendszerváltást követően lassan cserélődött le korszerűbb, környezetkímélőbb járművekre.

A területi források közül leginkább a lakossági fűtés emelendő ki, a szennyezőanyag-kibocsátást ebben az esetben is meghatározza az energiahordozó típusa. Jászberényben is kimutatható volt a „szénkorszak”, majd ezt követően a gázfűtés elterjedése, melyről részletesebben a 4.4.2.1. fejezetben írok. A pontforrások jászberényi megjelenése szintén viszonylag pontos dátumhoz köthető. Még a II. világháború utáni években is Jászberényben lényegében elhanyagolható volt az ipar szerepe, ebből adódóan az ipari eredetű környezetszennyezés is. A korabeli sajtó olyan elmaradott emberekként jellemezte a város lakóit, mint akik még a gyárkéményt sem ismerik. Az első ötéves terv végrehajtása radikális változást hozott a település életében, ekkor alakult át a város „kulákvárosból a modern nagyüzemek városává” (SEBŐK B. 2009).

A település nyugati részén, két olyan gyár kezdte meg működését, amely napjainkig az élet minden területén jelentős hatást gyakorol a térség életére. Az Aprítógépgyár, illetve a Hűtőgépgyár elődjének megjelenésével szinte egyik pillanatról a másikra strukturálódtak át a városnak és vonzáskörzetének gazdasági, társadalmi viszonyai. E gyárak kezdeti üzemelésük környezeti hatásáról nem állnak pontos információk rendelkezésre, sajnálatos tény azonban, hogy a hűtőgépgyártás folyamán freonok kibocsátásával a magas légköri ózonkoncentráció csökkenéséhez, köztudatban elterjedt nevén az „ózonlyuk” kialakulásához a jászberényi termelés is hozzájárult. A Hűtőgépgyár 1991. évi privatizációját követően a gyár a svéd Electrolux tulajdonába került. Az azóta eltelt több mint 20 év során bebizonyosodott, hogy környezetvédelmi és gazdasági szempontból a Jászság számára kedvező döntés született. A tulajdonváltást követően új, környezetkímélőbb technológia telepítésére került sor, továbbá a svéd tulajdonos környezettudatos gondolkodásmódját bizonyítja, hogy a múlt örökségként talajba, illetve talajvízbe került szennyeződések eltávolítása érdekében jelentős, emellett költséges erőfeszítéseket tett. Az Aprítógépgyár privatizációja 1993-ban valósult meg, majd a cég 2007. május 29-én a RUUKKI konzern tagja lett. A Jászság gazdasága szempontjából szintén jelentős vállalat a Jász-Plasztik Kft. Telephelye az előző cégektől eltérően a település keleti területén található, amelyet a vállalkozás fejlődése következtében többször is bővítettek. Az említett vállalatokon kívül számos beszállító is található a mintaterületen. A gazdasági, társadalmi átalakulások következtében napjainkra a településnek némi agrárjellege mellett az ipari és szolgáltató funkciói is jelentősek. Ezen belül a város ipara jelentősen hozzájárult a település rendszerváltás utáni pozíciójának az erősítéséhez (MOLNÁR E. – PÉNZES J. 2008).

Megemlítendő, hogy a megújuló energiaforrások használata még nem terjedt el, a Jászsághoz legközelebb Erken található szélérőmű (SZŰCS J. 2007).

### **3.3. A modellszámításhoz és térképi megjelenítéséhez szükséges adatok**

#### **3.3.1. A modellszámításhoz szükséges geometriai adatok**

A jászberényi mintaterületen kialakítandó levegőkörnyezettel kapcsolatos térinformációs rendszer létrehozásához elsőként már meglévő digitális vektorállomány felhasználása adott alapot. A digitális térkép EOVS rendszert használ, a különböző fedvények Jászberény vasút- és közúthálózatát, belterületét, külterületét művelési áganként elkülönítve jelenítik meg. A környezeti modellezéshez természetesen szükség van a források geometriai adataira is. Ezzel kapcsolatos térkép munkám kezdetekor Jászberényben nem állt rendelkezésre. Napjainkra már lehetőség van az OKIR honlapján a „Mi van a környezetemben?” funkció segítségével megjeleníteni a szennyezőanyagokat emittáló helyszíneket, ezek azonban csak a bejelentésre kötelezett telephelyek középpontját jelenítik meg, tehát nem a forrásokét. Kutatásomhoz segítséget nyújtott, hogy az adatgyűjtéskor érvényben lévő a 17/2001. (VIII. 3.) KÖM rendelet a bejelentésre kötelezett források üzemeltetőit a forrással kapcsolatos adatok dokumentálására kötelezi. Ez a kötelezettség az újabb jogi szabályozás alatt is fennáll. Ezek a dokumentumok évente készülnek el negyedéves bontásban, majd az üzemeltetők az illetékes környezetvédelmi felügyelőségek számára továbbítják. A mintaterületen az emissziós pontokról 2002-től állnak rendelkezésre adatok, ami mintegy 400 bejelentésre kötelezett forrást jelent. A jelentések sem tartalmazzák a források pontos helyszínét, pusztán a telephely postai címét. Az emissziós pontok helyszínének meghatározása érdekében elsődleges geometriai adatnyerési eljárásaként, GPS alkalmazásával határoztam meg azon emissziós pontok helyszínét, amelyek üzemeltetői hozzájárultak a helyszíni adatgyűjtéshez. Ennek a módszernek egyik előnye, hogy gyorsan kivitelezhető, továbbá a terjedési modellezés számára megfelelő pontosságú. Abban az esetben, ha az üzemeltető nem tette számomra lehetővé a helyszíni adatgyűjtést, műholdfelvételen alapuló helymeghatározást alkalmaztam. Az előbb említett módszert mintegy 300 pontforrás esetén, míg az utóbbit megközelítőleg 100 esetben használtam.

A jelenleg elterjedten használt második generációs modellek (AERMOD, ADMS) általában valamilyen formában számításba veszik a terjedés helyszínéül szolgáló felszín áramlásmódosító hatását. A domborzati adatok figyelembevételére kézenfekvő módon

digitális domborzati modell alkalmazásával van lehetőség. A 3.1. fejezetben említett okok miatt a domborzati adatok alkalmazásától eltekintetem.

### **3.3.2. A modellszámításhoz szükséges szakadatok**

#### **3.3.2.1. A pontforrások attribútumai**

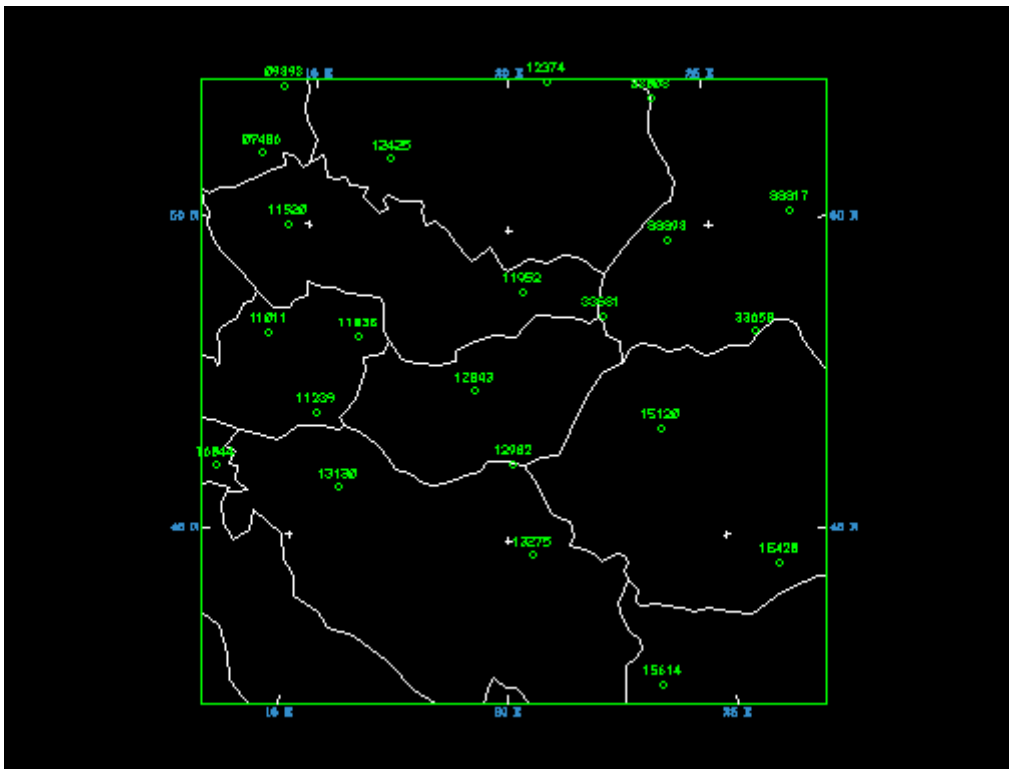
A pontforrások attribútumait az előző részben említett jelentések tartalmazták, ezek közül a modellezés céljából a kibocsátott anyagok nevét, hőmérsékletét, térfogatáramát, a források üzemeltetőjének (cég)nevét, címét, azonosítóját, magasságát, az emissziós pont felületét és az üzemórák számát használtam. Az attribútumok és a geometriai adatok közötti georelációs kapcsolat létrehozásának céljából mindegyik forrást egyedi azonosítóval láttam el.

#### **3.3.2.2. Meteorológiai adatok**

A források szakadatai mellett szükség volt megfelelő meteorológiai adatbázisra is. Modellszámítások elvégzéséhez reprezentatív meteorológiai mérőállomás esetén egy éves, egyéb esetben három éves megfigyelés az ajánlott minimum időtartam (FEKETE K. – POPOVICS M. – SZEPESI D. 1983). A meteorológiai adatok közlése általában nemzetközileg egységes. Megemlítendő, hogy némi eltérés mutatkozik a légköri stabilitás megadása esetén a hazai és a külföldi gyakorlat terén. Nemzetközi vonatkozásban az egyik legismertebb módszer a Pasquill–Gifford(–Turner)-féle stabilitási kategória, amely nagy jelentősége miatt a hazai (MSZ 21457:1980) szabványsorozatban is megjelent. E rendszerezés összesen hét osztályt tartalmaz: A: erősen labilis, B: mérsékeltlen labilis, C gyengén labilis, D: semleges, E gyengén stabilis, F: mérsékeltlen stabilis, F\* erősen stabilis. A hazai szabványosítási törekvések Pasquill munkáinak a magyarországi viszonyokra történő adaptációját is jelentették. A magyar körülményekre történő validálás eredményeként került bevezetésre az úgynevezett Szepesi-féle stabilitási kategória, amely lényegében hét ekvidisztans intervallumba sorolja a függőleges hőmérsékleti gradiens értékeit. További lehetőség, a légkör stabilitásának jellemzésére a Richardson-szám alkalmazása. Napjainkban igen elterjedt a Monin-Obukhov-féle stabilitási hosszal történő számolás, amely a légkör állapotának a turbulencia szempontjából finom jellemzését teszi lehetővé. A magasabb fokú megbízhatóság következtében tendenciaként megfigyelhető, hogy a terjedési modelleknél egyre inkább elterjed ennek a módszernek az alkalmazása. Ez a trend a 2002. évi MSZ 21457

szabványsorozatban is jelentkeznek. Az eltérő meghatározások közötti átjárást biztosítja a 2. melléklet 1. táblázat.

A modellszámítások során a Lakes Environmental cég Jászberényre vonatkozó órás felbontású 2011. évi szélirányt, szélességet, (Pasquill–Gifford(–Turner)) stabilitási kategóriát és a keveredési rétegvastagságot tartalmazó adatait használtam fel. E cég szolgáltatásai között a Föld bármely pontjára vonatkozóan AERMOD részére előállított meteorológiai adatok forgalmazása is szerepel (www.weblakes.com). Ezek az adatsorok az PSU/NCAR ismertebb nevén MM5 alkalmazásával készülnek. A cég munkatársai a számításokhoz nem használják fel a repülőtéri mérések eredményeit, hanem a nemzeti, illetve a szövetségi meteorológiai szolgálatok jelentéseinek objektív analízisét alkalmazzák. A meteorológiai mező előállításánál az atmoszféra energia és momentum egyenleteit veszik figyelembe. A 3.2. ábrán a modellszámítások során figyelembe vett meteorológia állomások szerepelnek, a 2. melléklet 1. ábrán pedig az MM5 futtatásakor felhasznált domborzati modell.



**3.2. ábra. A Jászberényre vonatkozó meteorológiai állomány létrehozásánál figyelembe vett meteorológiai állomások**

Forrás: Lakes Environmental

### 3.3.2.3. Az érdességi paraméter

Az előző adatok mellett, a lokális modellek további fontos input adata a  $z_0$  érdességi paraméter, illetve a  $z_d$ , amely az érdességi rétegvastagságot jelöli. Az érdességi magasság  $z_0$  azon felszín feletti magasságot jelenti, ahol a szélesség nullává válik, feltételezve a logaritmusos szélprofil (GARRAT, J. R. 1992). Problémát okoz azonban, hogy ennek értéke pontról pontra változik, ennek ellenére a Gauss-típusú terjedési modellek alkalmazása során, a felszín változékonyságát egyetlen  $z_0$  érdességi paraméter megválasztásával szokás figyelembe venni. E paraméter megválasztásához alapos körültekintésre van szükség, mivel értéke a szélesség és a szélirány megválasztása mellett jelentékeny hatást gyakorol a modell által számított koncentrációmezőre, ebből következően az értékadás nem elhanyagolható hibaforrás. Általában a meteorológiai adatoknál nagyobb bizonytalansággal terhelt az értéke. Az érdességi paraméter megadható becsléssel, a szélprofil kimérésével, származtatható űrfelvételekből, fotogrammetria útján nyert adatokból, illetve lézershakken alkalmazásával. A becslés kétségtelenül az egyik leggyakoribb módszer, előnye a gyors és olcsó értékadás, hátránya a meglehetősen nagy bizonytalanság. A szélprofil kimérése képes figyelembe venni az érdesség szélirányfüggését, emellett pontos értéket szolgáltat, viszont kivitelezése meglehetősen körülményes. További probléma, hogy a pontról pontra változó  $z_0$  értékek interpolálása még nem megoldott, ami a vizsgált területet jellemző érdességi paraméter megadását megnehezíti. Amennyiben a vizsgált területről 3 dimenziós adatbázis áll rendelkezésre, akkor számos módszer alkalmazható az érdességi paraméter számításal történő meghatározására. A geometriai modelltől történő levezetéssel kapcsolatosan többféle összefüggés született, melyek például KUTZBACH (1961), LETTAU (1969), COUNIHAN (1971), RAUPACH, M. R. (1994), MACDONALD, R. W. – GRIFFITHS, R. F. – HALL, D. J. (1998) publikációiban találhatók. Amennyiben a megfelelő adatbázis rendelkezésre áll, a felsorolt összefüggések segítségével morfometrikus módszerek alkalmazhatóak. Hazánkban a szegedi ventillációs folyosók lehatárolása során történtek ilyen típusú eljárások (GÁL T. – UNGER J. 1998, GÁL T. – UNGER J. 2011). Elméletileg a jászberényi mintaterületen is alkalmazható, teljesen automatizált módszert mutat be HOLLAND, D. E. ET AL. (2008), ILLETVE COLIN, J. és FAIVRE, R. (2010). A morfometrikus módszerek nyilvánvaló előnye a megbízhatóságuk, pontosságuk, viszont kivitelezésük meglehetősen drága, ennél fogva más eljárás alkalmazására került sor a kutatás során.

További lehetőség, az érdességi paraméter származtatására a vizsgált terület jellege szerinti osztályozás. Az osztályozás alapja, hogy hasonló területekhez azonos vagy közel azonos  $z_0$  rendelhető. DAVENPORT, A. G. (1960) művében használja e módszert, az általa megjelent értékadást WIERINGA, J. (1986) is adaptálja, illetve kiterjeszti (WIERINGA, J. 1992), a későbbiekben áttekintést is ad a szakirodalomban megjelent fontosabb osztályozásokról (WIERINGA, J. 1993). Szintén ennek az eljárásnak alkalmazására került sor a KNMI-HYDRA project esetében is, amelynek alapja LGN3+ felszínhasználati térkép volt és összesen 47 osztályt használ (VERKAIK, J. W. 2001). A fentebb leírt kutatások mellett még megemlítendő az Európai Szélatlasz (TROEN, I. – PETERSEN, L. 1989). Az osztályozási módszerek egyik hátránya, hogy a szakirodalomban megjelent számos publikációban jelentős eltérések is fellelhetők, mivel azonos felszínborítási viszonyok esetén sem figyelhető meg egységes álláspont az értékadás terén. Tovább nehezíti a megfelelő érték meghatározását, hogy a vegetáció változása következtében fellépő évszakos eltérések is figyelembe vehetők, így eltérő értékek adhatók a különböző időszakokban. Az osztályozáshoz használatos térképek alkalmazása mellett távérzékelt adatokból is megadható az érdességi paraméter értéke, amelynek alapjául szolgálhatnak a Corine felszínborítási osztályok. Ezen a módszeren alapul SILVA, J. – RIBERIO, C. – GUEDES, R. (2007) munkája. A kategorizáláson alapuló ajánlások gyakori jellemzője, hogy nem minden osztály esetén használ egyetlen értéket, alkalmanként intervallumot ad meg. Ez alapján minden osztályt jellemez egy minimum, egy maximum és egy legvalószínűbb érték, tehát nem feltétlenül áll fenn függvénykapcsolat a Corine osztályok és a  $z_0$  értékek között. A hazai szabványosítás kezdetén, a Corine program előtt megjelent ajánlások között szerepel olyan is (3.2. táblázat), amely mindössze 5 osztályt alkalmaz és városi környezetre 1,2-2 értéket javasol (FEKETE K. – POPOVICS M. – SZEPESI D. 1983).

3.2. táblázat.  $z_0$  a talajfelszín jellege szerint

<b>A talajfelszín jellege</b>	<b><math>z_0</math> (m)</b>
Sík, növényzettel borított terület	0,1
Erdő	0,3
Település	1,0
Város	1,2-2
Nagyváros	3,0

Forrás: FEKETE K. – POPOVICS M. – SZEPESI D. 1983.

Ebben az esetben problémát okoz, hogy a szabvány egységes területre vonatkozik, viszonylag kevés osztályt használ, továbbá a gyakran használt városi területen igen széles intervallumot ad meg, nem veszi figyelembe az évszakos eltéréseket sem. Mindezen hátrányok ellenére, könnyű alkalmazhatósága következtében a modellezés számára hasznos támpontot nyújt. A szabványkorszerűsítés eredményeként elfogadott MSZ 21457-4:2002 már finomabb beosztást alkalmaz, emellett részlegesen megjelenik az évszakok figyelembevétele is (2. melléklet 2. táblázat). Szintén hazai vonatkozású, de már Corine osztályokon nyugvó értékeket közöl értekezésben BIHARI P. (2007), amelyben az értékadás során, a szakirodalomban szereplő leggyakoribb értékeket rendeli az egyes osztályokhoz (3.3. táblázat). Ez a módszer rendkívül hasznos támogatást nyújt  $z_0$  megadásához, hiszen osztályonként egyfajta középértéket (móduszt) ad meg. A különböző szakirodalmi források összehasonlításánál gondot okozhat, hogy nem feltétlenül egyeznek meg az általuk használt osztályok, így előfordulhat, hogy egy osztály más kategorizálás esetén több csoportba kerül, vagy ennek ellenkezője fordul elő, esetleg kimaradnak egyes típusok. Az eddigiek során említett értékadási lehetőségek az esetek viszonylag csekély hányadában fordulnak elő, hiszen a  $z_0$  értéke homogén területen definiált, ellenben komplikált a meghatározása olyan helyszínen, ahol a füstfáklya heterogén felszín felett halad el. Ez a probléma leggyakrabban az ipari forrásoknál szembetűnő, hiszen az ipartelemek általában város szélére települnek, ahol igen gyakori a város-mezőgazdasági terület, város-erdő, esetleg a város-vízfelület átmenet, vagy ezek egyéb kombinációja. Ilyen esetben a pontonként történő értékadás nem lehetséges, mivel a szennyező anyagok transzportját és hígulását befolyásolja a szélmező örvényessége, ami viszont függvénye széliránnyal egyező és ellentétes irányban elhelyezkedő terület érdességének is. Pontonként történő értékadást követve szélsőséges esetben, még olyan természetben soha elő nem forduló számítási eredményt is kaphatunk, amely szerint a füstfáklya a nagyobb érdességű területek fölött haladva kiszélesedik, majd kisebb érdességű terep fölé érkezve összeszűkül. A probléma egyik lehetséges megoldási módja a vizsgált terület egészét jellemző egyetlen effektív érdességi paraméter megadása, vagy szélirányfüggő értékadás (GARRATT, J. R. 1992). A modellszámítások során én az előbbi megoldással éltem. Ilyen esetben további problémát jelent a vizsgált területet jellemző effektív érdességi paraméter megadása, amelynek terén szintén nem egységes a szakirodalom, a számítások kivitelezése terén számos ajánlás megfogalmazódik. Természetesen az érdességi paraméter értékének minél pontosabb meghatározásának kérdése a terjedési modellszámítások mellett szélmező interpoláció során is felmerülhet.

3.3. táblázat. A Corine osztályok és a hozzájuk tartozó  $z_0$  értékek néhány ajánlás alapján

A Corine felszínborítási osztály leírása	CLC kód	Érdességi paraméter $z_0$ (m) értéke				
		Bihari P. (BME)	KNMI	Európai Szélatlasz	Silva, J.-Riberio, C. -Guedes, R.	
					intervallum	legvalószínűbb érték
jégtakaró	335	0,0001				
hótakaró sík felszínen		0,0003				
vízfelszín	511-523	0,0003	0,001	0,0001		0
sík talaj növényzet nélkül	331	0,003	0,001	0,0003		0,003
alacsony vegetáció, füves puszta	321,333	0,005	0,04-0,06	0,075	0,03-0,1	0,003
közepes vegetáció sík területen	322	0,02		0,075	0,03-0,1	0,003
füves, fás, bokros vegetáció sík területen	323-324	0,05	1,1		0,5-0,6	0,6
mezőgazdasági terület (aktív)	211-213, 231	0,15	0,04 0,07 0,1 0,16 0,17	0,1-0,3	0,1-0,5	0,3
	221-223, 241-244		0,39			
magas vegetáció (fák nélkül)	323	0,25				
ritkás erdő alacsony (~9m fákkal)	311-312	0,8	0,75	0,8	0,6-1,2	0,75
közepes sűrűségű erdő középmagas (~17m) fákkal	311-312	1,7	0,75	0,8	0,6-1,2	0,75
sűrű erdő magas (~25m) fákkal	311-312	2,5	0,75	0,8	0,6-1,2	0,75
kistelepülés elszórt alacsony épületek	111	0,85	0,5	1	1,1-1,3	1,2
falu, kisváros	112	0,75	0,5	0,5	0,3-0,5	0,5
város (közepes)	111	1,0	1,6	1	1,1-1,3	1,2
nagyobb város (1-6 emeletes épületek)	111	1,5	1,6	1	1,1-1,3	1,2
nagyváros, magas épületek toronyházak	111	2,0	1,6	1	1,1-1,3	1,2
iparterület alacsony épületekkel	121-124	1,2		0,5	0,3-0,5	0,5
	131-133		0,5			
iparterület magas épületekkel	121-124 131-133	1,75	1,1	0,5	0,3-0,5	0,5
domborzati elemek: dombok		1,0				
domborzati elemek: alacsony hegyek		5,0				
domborzati elemek: hegyek		10,0				



#### 3.3.2.4. A mintaterületet jellemző effektív érdességi paraméter meghatározása

A mintaterületet jellemző effektív érdességi paraméter meghatározásához, a különböző értékadási módszerek figyelembevételével, osztályzáson alapuló egyéni eljárás fejlesztésére került sor. Elsőként a vizsgált bel- és külterületet az úthálózat által meghatározott diszjunkt poligonokra bontottam. Az így keletkezett városrészek, illetve külterületi egységek beépítettség terén már jóval homogénebbnek bizonyultak, mint a település egésze. A sokszögeket karakterizáló  $z_0$  megválasztásában szakértői bejárás is segített, de a leghasznosabb támogatást a nyilvános városi településszerkezeti terv adta. Ez a dokumentum részletesen jellemzi a vizsgált körzeteket, különböző beépítettségi osztályokat definiál. Az érdességi paraméter meghatározása a Corine CLC100 felszínborítási osztályok alapján történt. Az érdesség szempontjából azonos osztályok összevonásával lehetőség nyílt a körzeteket reprezentáló poligonok osztályba sorolására. A település külterületén a földhasználatot jellemző poligonokhoz rendeltem hozzá a 3.3. táblázatban szereplő  $z_0$  értékeket.

A terjedési modell számára egyetlen effektív érdességi paraméter megadására van szükség, amely a fent leírt eljárással definiált poligonok alapján viszonylag pontosan meghatározható. Egy lehetséges módszer a területarányos súlyozású átlagolás, ami természetesnek is tűnik, viszont ez az eljárás a nagyobb érdességű területek túlreprezentálása miatt hibás eredményre vezet. Ez a probléma elkerülhető a területarányos súlyozású logaritmikus átlagolással, a

$$\ln z_{0,eff} = \frac{\sum A_i \ln z_{0i}}{\sum A_i} \quad (\text{TAYLOR, P. A. 1987}) \quad (3.1.)$$

összefüggés alkalmazásával, ahol  $A_i$  jelöli az  $i$ . terület nagyságát,  $z_{0i}$  pedig a területre jellemző érdességi paraméter értékét. A felvetett probléma megoldásaként BIHARI P. (2007) is ezt a módszert javasolja. A különböző osztályzási ajánlások alapján a 3.1. egyenletet használva határoztam meg a teljes mintaterületet jellemző effektív érdességi paraméter értékét. A 3.3. táblázat jól mutatja, hogy a különböző értékadások mennyire eltérő eredményeket adnak, néhány esetben akár többszörös eltérés is jelentkezik.

A vizsgált területre jellemző  $z_{0eff}$  meghatározására alkalmazott módszer előnyei: becslésnél pontosabb, csökkenti a szubjektivitást, olcsó, továbbá bármely szakirodalmi ajánlást figyelembe véve megadható az effektív érdességi paraméter. Az eltérő javaslatok alapján történő származtatás lehetőséget ad a koncentrációmező változásának nyomon követésére a különböző érdességi értékek függvényében. A módszer főbb hátrányai: nem

veszi figyelembe a szélirányfüggőséget, a vizsgált terület lehatárolása önkényes, nincs időbeli bontása. A felsorolt problémák közül az évszakos eltérések követése viszonylag könnyen kezelhető, hiszen vannak olyan ajánlások, amelyekben eleve szerepel az időbeli bontás, illetve a hótakaró figyelembevétele (pl. az említett MSZ 21457-4:2002). E eljárás mellett további lehetőségek is vannak az érdekési paraméter időben történő változásának figyelemmel kísérésére. Napjainkban gyakran alkalmazott módszer a numerikus előrejelző eljárások alkalmazása, amelyek havi bontásban képesek figyelembe venni vegetáció változásának hatását.

### **3.4. A modellszámításokhoz felhasznált összefüggések**

#### **3.4.1. Járulékos kéménymagasság számítási formulák**

A pontforrásokból emittált szennyezőanyag, miután az emissziós pontnál a környezeti levegőbe kerül, az elszállítódás mellett tovább emelkedik. Ez a folyamat kilépő gáz lendületéből, illetve a környezeti levegőtől eltérő, általában hőmérsékletkülönbség, ritkábban anyagi összetevő eltérése által okozott sűrűségkülönbözétekből következik, legtöbb esetben mindkét tényező együttesen jelentkezik. Az emelkedés megszűnése után a füstfáklya tengelye vízszintessé válik. A járulékos kéménymagasság számítási formulák ezt a két hatást veszik figyelembe. A járulékos kéménymagasság számítási módszereket foglalja össze BRIGGS, G. A. 1969-ben kiadott műve, amelyben már akkor 30 eltérő egyenlet létezéséről és folyamatos fejlesztésekről számol be. E formulákat két fő csoportra, mint elméleti és empirikus típusúakra lehet osztani. Az elméleti típusúak is megkívánják tapasztalati úton meghatározott paramétereket (BRIGGS, G. A. 1969). Lehetőség van differenciálegyenlet-rendszerek megoldására is, ebben az esetben azonban jóval komplikáltabb algoritmusok alkalmazása válik szükségessé, mint tapasztalati összefüggésben alkalmazása kapcsán. A szakirodalomban igen elterjedt formulák a Holland, CONCAWE és a Briggs egyenletek. A Briggs egyenleteket a fent említett tanulmány tartalmazza, majd a szerző felülvizsgálta és módosította ezeket (BRIGGS, G. A. 1971, BRIGGS, G. A. 1972). Ezen összefüggések jellegzetessége, hogy a légkör stabilitásától függően adja meg a különböző járulékos kéménymagasság számítási módszereket, ellentétben a Holland és a CONCAWE formulákkal, amelyek valamennyi stabilitási kategória esetén ugyanazt a képletet használják.

Az MSZ 21459/5:1985 magyar szabvány lényegében a Holland, illetve CONCAWE-formulákat használja. A források járulékos kéménymagassága (m) amennyiben a kibocsátott

közeg és a környezet közötti hőmérsékletkülönbség 50°C-nál és a kibocsátott hőteljesítmény 100.000 kW-nál kisebb

$$\Delta h = \frac{k}{u} (1,5vd + 0,0096Q_h) \quad (\text{m}) \quad (3.2.)$$

összefüggéssel, bármely más esetben pedig a

$$\Delta h = \frac{2,7Q_h^{\frac{1}{3}}}{u^4} \quad (\text{m}) \quad (3.3.)$$

összefüggéssel számítható. A pontforrások effektív kéménymagassága a korrigált tényleges és a járulékos kéménymagasság összegeként áll elő,

$$H = h_k + \Delta h. \quad (\text{m}) \quad (3.4.)$$

A tényleges kéménymagasság leáramlást figyelembe vevő korrekciója, amennyiben a kibocsátott közeg kilépési sebessége  $v < 1,5u$  (m/s),

$$h_k = h + 2\left(\frac{v}{u} - 1,5\right)d. \quad (\text{m}) \quad (3.5.)$$

Minden egyéb esetben  $h_k = h$ . A hőkibocsátás a

$$Q_h = 271 \frac{T_s - T_h}{T_s} \cdot d^2 v \quad (\text{kW}) \quad (3.6.)$$

egyszerűsített összefüggéssel közelíthető, ahol  $d$  (m) a forrás kilépő keresztmetszetének belső átmérője, illetve az emissziós felületről számított átmérő,  $k$  értéke (2. melléklet 3. táblázat) a légköri stabilitástól függ,  $v$  (m/s) jelöli a kibocsátott közeg kilépési sebességét.  $T_s$  (K) a kibocsátott közeg hőmérséklete,  $T_h$  (K) a léghőmérséklet a tényleges kéménymagasságban.

A szélesebbesség számítására a

$$u(z) = u_1 \left(\frac{z}{z_1}\right)^p \quad (\text{m/s}) \quad (3.7.)$$

szélprofil-egyenlet alkalmazandó, ahol  $u_1$  a  $z_1$  magasságban mért szélesebbesség,  $p$  pedig (2. melléklet 4. táblázat) a légköri stabilitástól függő szélprofilkitevő.

A füstfáklya emelkedésének számítására szabványmódosítás eredményeként az MSZ 21457-7:2002 az AERMOD számításainak megfelelően konvektív esetben a BRIGGS, G. A. (1984) egyenletet alkalmazza, míg stabil légköri állapot esetén a WEIL, J. C. (1988) által publikált módosított összefüggést használja. A számítási algoritmus korrekciókat is tartalmaz, stabilis esetben a keveredési rétegvastagság és a kéménymagasság különbségének, a füstfáklya legnagyobb emelkedésének (külön számítandó alacsony szélesebbesség esetén), illetve közel semleges stabilitási állapot figyelembevételének függvényében. Labilis légköri állapot esetén külön eljárást határoz meg a forrástól vett azon távolságig, amíg a füstfáklya

stabilizálódik, illetve attól a távolságtól kezdve, ahol a szennyezőanyag homogén módon átkeveredik a rétegben, továbbá a folytonosság biztosítása céljából, a két távolság között lineáris interpolációt használ. Az ADMS által alkalmazott számításokat foglalja össze CARRUTHERS ET AL. (1999).

### 3.4.2. Szóródási együtthatók

A füstfáklya modelleknél a függőleges és vízszintes szóródási együtthatók jellemzik a terjedés során végbemenő hígulás mértékét. A legelső Sutton, illetve Wexler által használt összefüggések a terjedés leírását, empirikus kapcsolat alapján, hatványkitevős formában adták meg:

$$\sigma_y = \frac{1}{\sqrt{2}} C_y \cdot x^{1-\frac{n}{2}} \quad \text{és} \quad \sigma_z = \frac{1}{\sqrt{2}} C_z \cdot x^{1-\frac{n}{2}} \quad (3.8.-3.9.)$$

Az  $n$  meteorológiai paraméter értéke a légkör stabilitásától függően 0,2 és 0,5 között változik, labilis állapotban az alacsonyabb, stabilis állapotban a magasabb értékek érvényesek (GACS I. – KATONA Z. 1988). Az eredeti  $\sigma_x$  és  $\sigma_y$  Pasquill-féle szóródási együtthatók, amelyeket a Gifford, majd Turner módosított, grafikus konstrukció volt, melyek kézi számítások elvégzésére volt használatos. A legtöbb erőfeszítést a legjobb közelítés megtalálása és változó körülményekre, pl. különböző topográfiára, eltérő forrásmagasságra stb. történő kiterjesztése igényelte. Az eltérő érdekességet felszín közeli kibocsátás esetén először Smith vette számításba. A kutatások egyik fő célja a kormányhivatalok számára használható modell létrehozása volt (HENDERSON-SELLERS, B. 1989). E paraméterezésre irányuló kutatások eredményeit, illetve mérési eredményekkel való összevetéseket foglalja össze BRIGGS, G. A. (1985). Az előző fejezetekben említett magyar szabványosítás során a turbulens szóródási együtthatók számításának is megszületett a hazai módszere. Az egyenletek használhatóságának feltétele, hogy a

- a kibocsátás folytonos legyen,
- $x > 100$  m,
- $\sigma_z$ -re, magassági inverzió esetén meghatározott  $x_1$  távolságig,
- egy órás átlagolási idejű koncentráció esetén,
- $\sigma_y$ -ra 2 m/s-nál nagyobb szélesség esetén
- $\sigma_y$ -ra, 20 km távolságig,
- közel sík (nem domb és hegyvidéki) terepen alkalmazható.

Amennyiben a fenti feltételek valamelyike nem teljesül, korrekciós számításokra van szükség.

A szóródási együtthatók a

$$\sigma_y = 0,08 \left( 6p^{-0,3} + 1 - \ln \frac{H}{z_0} \right) x^{0,367(2,5-p)} \quad (m) \quad (3.10.)$$

$$\sigma_z = 0,38p^{1,3} \left( 8,7 - \ln \frac{H}{z_0} \right) x^{1,55 \exp(-2,35p)} \quad (m) \quad (3.11.)$$

összefüggéssel számíthatók, ahol p a szélprofil egyenlet kitevőjét jelöli. Ennek értéke eltér a 3.7. egyenletben jelölt p értéktől (2. melléklet 5. és 6. táblázat). Amennyiben  $\frac{H}{z_0} > 2000$ , akkor 2000 értékkel helyettesítendő. Területi források esetén  $\sigma_y$ ,  $\sigma_z$  értékét az alábbi együtthatók helyettesítik

$$\sigma_{yt} = (\sigma_{y0}^2 + \sigma_y^2)^{1/2} \quad (m) \quad (3.12.)$$

$$\sigma_{zt} = (\sigma_{z0}^2 + \sigma_z^2)^{1/2} \quad (m) \quad (3.13.)$$

ahol  $\sigma_{y0}$ ,  $\sigma_{z0}$  a vízszintes, illetve függőleges irányú kezdeti szóródási együttható, amely a területi forrás szélességének 4,3-del, illetve magasságának 2,15-dal osztott értékeként adódik. A magassági inverzió hatása oly módon vehető figyelembe, hogy  $\sigma_z$  egyenlete addig az  $x_1$  távolságig használható, amelyre  $\sigma_z = \sigma_{z1}$ .

$$\sigma_{z1} = 0,47(Z - H) \quad (m) \quad (3.14.)$$

Z a kibocsátás feletti inverzió magassága (m).

$x > 2x_1$  esetén

$$\sigma_{z2} = 0,8(Z - H). \quad (m) \quad (3.15.)$$

Ha  $x_1 < x < x_2$ , akkor a folytonosság biztosítása  $\sigma_{z1}$  és  $\sigma_{z2}$  közötti lineáris interpoláció alkalmazásával történik (FEKETE K. – POPOVICS M. – SZEPESI D. 1983).

A hatályos magyar szabvány (MSZ 21457-7:2002) a szóródási együtthatók esetén is átvette az AERMOD számítási algoritmusát, amely értelmében a vízszintes szóródási együttható számítására eltérő formulák használandók labilis, illetve stabilis légköri állapot esetén. Ez az eltérés a függőleges szóródási együtthatók esetén is fennáll.  $\sigma_z$  egy emelt szintű és egy felszíni részt leíró tagokból állítandó elő, stabilis esetben ezek lineáris interpolációjaként, míg labilis esetben a kvadratikussá alakított közepként. Az emelt szintű és felszíni részt leíró tagok szintén a légkör stabilitásának függvényében számíthatók. A szóródási együtthatók légköri stabilitástól függő számítása az AERMOD (CIMORELLI ET AL. 2004) mellett az ADMS modell esetén is tetten érhető.

### 3.4.3. Imissziószámítás

A 2.2.6. fejezetben leírt feltételek fennállása esetén a szabványalapú rövid átlagolási idejű (órás) C koncentráció számítása az (x,y,z) koordinátájú receptor pontban a (3.16.) egyenlettel történik.

$$C(x, y, z) = \frac{E}{2\pi\sigma_y\sigma_z\bar{u}} \cdot \exp\left(-\frac{y^2}{2\sigma_y^2}\right) \left\{ \exp\left[-\frac{(z-H)^2}{2\sigma_z^2}\right] + \exp\left[-\frac{(z+H)^2}{2\sigma_z^2}\right] \right\} \cdot \exp\left(-\frac{0,693 \cdot x}{\bar{u} \cdot T_{1/2}^{SZ}}\right) \cdot \exp\left(-\frac{0,693 \cdot x}{\bar{u} \cdot T_{1/2}^A}\right) \cdot \exp\left(-\frac{0,693 \cdot x}{\bar{u} \cdot T_{1/2}^N}\right), \quad (\mu\text{g}/\text{m}^3) \quad (3.16.)$$

ahol E ( $\mu\text{g}/\text{s}$ ) jelöli a folytonosan működő pontforrás, gázállapotú szennyezőanyagra vonatkozó, rövid átlagolási idejű emisszióját (MSZ 21459-1:1981). Az egyenlet jobb oldalán álló utolsó három tényező rendre a száraz ülepedést, a kémiai átalakulást és a nedves ülepedést fejezi ki. Több forrás együttes üzemelése esetén az (x,y,z) koordinátájú pontban az átlagos immisszió az egyes források által okozott koncentrációk összegeként áll elő. Gyakran előforduló feladat, a hosszabb (napos, éves) időtartamra vonatkozó hosszú átlagolási idejű koncentráció számítása. Ebben az esetben az átlagos koncentráció a

$$\bar{C}(x, y, z) = \sum_{\Theta} \sum_u \sum_{stabil} g'(\Theta, u, stabilitás) \cdot c(x, y, z) \quad (\mu\text{g}/\text{m}^3) \quad (3.17.)$$

összefüggéssel számítandó, ahol  $g'(\Theta, u, stabilitás)$  jelöli a szélirány, szélesség, légköri stabilitás együttes előfordulásának relatív gyakoriságát. Az éves adatok általában megbízhatóbbak, mint a napi átlagok, ezért a napi átlagos koncentráció számítása nagyobb bizonytalansággal terhelt (GÁCS I. – BODNÁR I. 1994).

Szektorra átlagolt órás koncentráció számítására a (3.17.) egyenlet alkalmazandó

$$C_{szektor} = \frac{2 \cdot E \cdot k}{(2\pi)^{\frac{x}{n}} \sigma_y \sigma_z \bar{u} \cdot \frac{x}{n}} \cdot \exp\left(-\frac{H^2}{2\sigma_z^2}\right) \cdot \exp\left(-\frac{0,693 \cdot x}{\bar{u} \cdot T_{1/2}^{SZ}}\right) \cdot \exp\left(-\frac{0,693 \cdot x}{\bar{u} \cdot T_{1/2}^A}\right) \cdot \exp\left(-\frac{0,693 \cdot x}{\bar{u} \cdot T_{1/2}^N}\right), \quad (\mu\text{g}/\text{m}^3) \quad (3.18.)$$

ahol n jelöli a szélirányszektorok számát, k pedig a légköri stabilitástól és a forrástól vett távolságtól függő korrekciós tényezőt jelöli (2. melléklet 7. táblázat). Amennyiben a szél a receptorpontot tartalmazó szektorral szomszédos szektorba fúj, akkor a módosítás

$$C'_{szektor} = \frac{1-k}{2} \cdot C_{szektor} \quad (\mu\text{g}/\text{m}^3) \quad (3.19.)$$

egyenlet alapján történik (FEKETE K. – POPOVICS M. – SZEPESI D. 1983).

A környezetvédelmi felügyelőségek gyakran használják a 3.16. összefüggés egyszerűsített formáját, talajszinten, kizárólag tengely alatti koncentráció számítására, a száraz és a nedves ülepedés, a kémiai átalakulás, illetve a száraz/nedves ülepedés

elhanyagolásával. Ebben az esetben az  $y=0$  és  $z=0$  helyettesítések elvégzése után az egyenlet alakja

$$C(x) = \frac{E}{2\pi\sigma_y\sigma_z\bar{u}} \cdot \exp\left[-\frac{H^2}{2\sigma_z^2}\right] \quad (\mu\text{g}/\text{m}^3). \quad (3.20.)$$

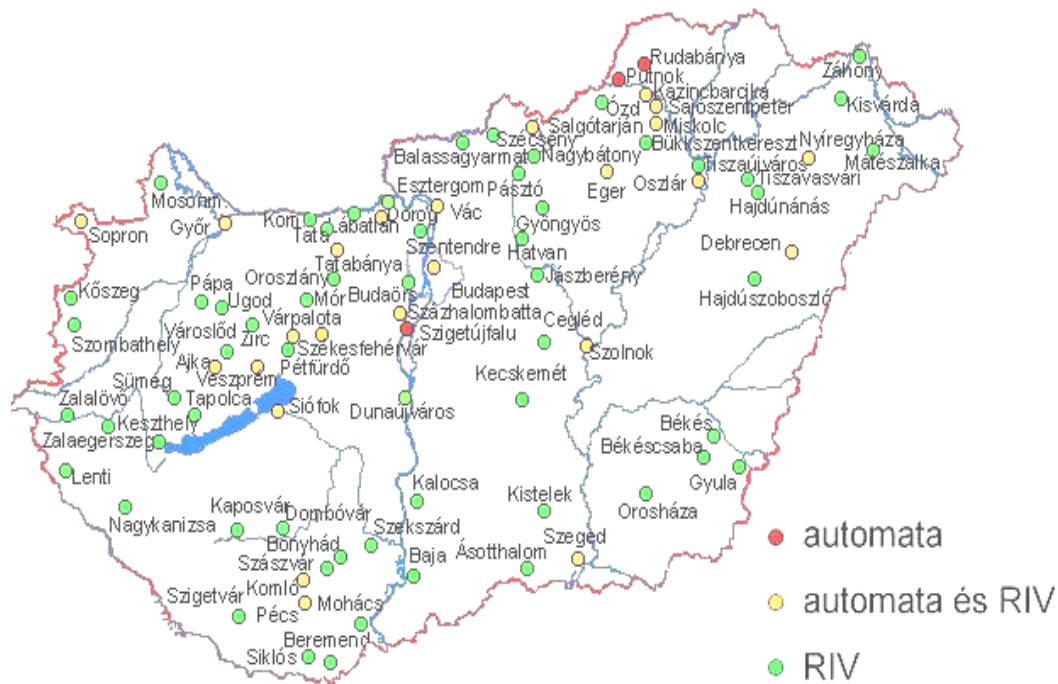
### 3.5. Az immisszióértékeléshez szükséges adatok és vizsgálati módszerek

#### 3.5.1. Háttér immisszió adatok

A környezeti állapot eltérő tér- és időskálán való vizsgálata a modellszámítások mellett az immisszió adatok mérésében, feldolgozásában is megjelenik. A modellezésnél használt felosztással analóg módon általánosan elterjedt csoportosítás a globális, kontinentális, regionális, városi és lokális skála. Ahhoz, hogy az adatnyerés reprezentatív legyen, kiemelten fontos a mérőműszerek helyének megfelelő megválasztása. Az eltérő tér- és időlépték természetesen a mérőpontok elhelyezésén túl befolyásolja a vizsgált anyagok körét, emellett meghatározza az állomások elhelyezkedésének sűrűségét is, a nagyobb lépték alacsonyabb állomássűrűséget, viszont hosszabb időtávot vonz maga után. Mérési módszerek alkalmazása esetén lehetőség van a légkörben található aeroszol részecskék és nyomgázok koncentrációjának közvetlen meghatározására, illetve a csapadékvíz összetevők elemzésére. Hazánkban a háttérszennyeződés megismerésére irányuló rendszeres mérések is a csapadékvíz analizálásával kezdődtek (BOZÓ ET AL. 2006).

Egy adott település légszennyezésének helyes megítéléséhez célszerű figyelembe venni más települések adatait, esetleg regionális háttéradatokat is. Hazánkban négy mérőállomásból álló háttér-légszennyezettségmérő hálózatot üzemeltet az OMSZ. Az állomások helyszínei: Farkasfa, Nyírjes, Hortobágy és K-puszta, ez utóbbi mérőpont a Meteorológiai Világszervezet (WMO) és az Európai Megfigyelési és Értékelési Program (EMEP) hálózatának is a részét képezi. A Kárpát-medencén belül az EMEP további öt állomása üzemel, illetve a Kárpátok vonulatán található nyolc további mérőpont is, így megfelelő sűrűségű hálózat működik e térségben. A hazai városi légszennyezettséget vizsgáló Országos Légszennyezettségi Mérőhálózat (OLM) manuális, illetve automata hálózatokból áll. Üzemeltetésük a Vidékfejlesztési Minisztériumhoz (VM) tartozó Környezetvédelmi Felügyelőségek feladata. Az OLM automata mérőállomásai által 54 helyszínen vizsgált komponensek: kén-dioxid, nitrogén-oxidok, nitrogén-dioxid, szén monoxid, ózon, szálló por (PM10), BTEX (benzol, toluol, etil-benzol, xilolok), továbbá az alábbi meteorológiai paraméterek: szélesség, szélirány hőmérséklet, légnedvesség. Időszakos mérések elvégzésére 5 mobil mérőállomás,

mérőbusz alkalmazásával van lehetőség. Az automata mérőhálózatot kiegészíti a manuális (az úgynevezett regionális immiszióvizsgáló, RIV) hálózat, amely az ország több mint 100 településének levegőminőségéről szolgáltat információt (3.3. ábra).



**3.3. ábra. Országos Légszennyezettségi Mérőhálózat (OLM)**

Forrás: Országos Meteorológiai Szolgálat Levegőtisztaság-védelmi Referencia Központja

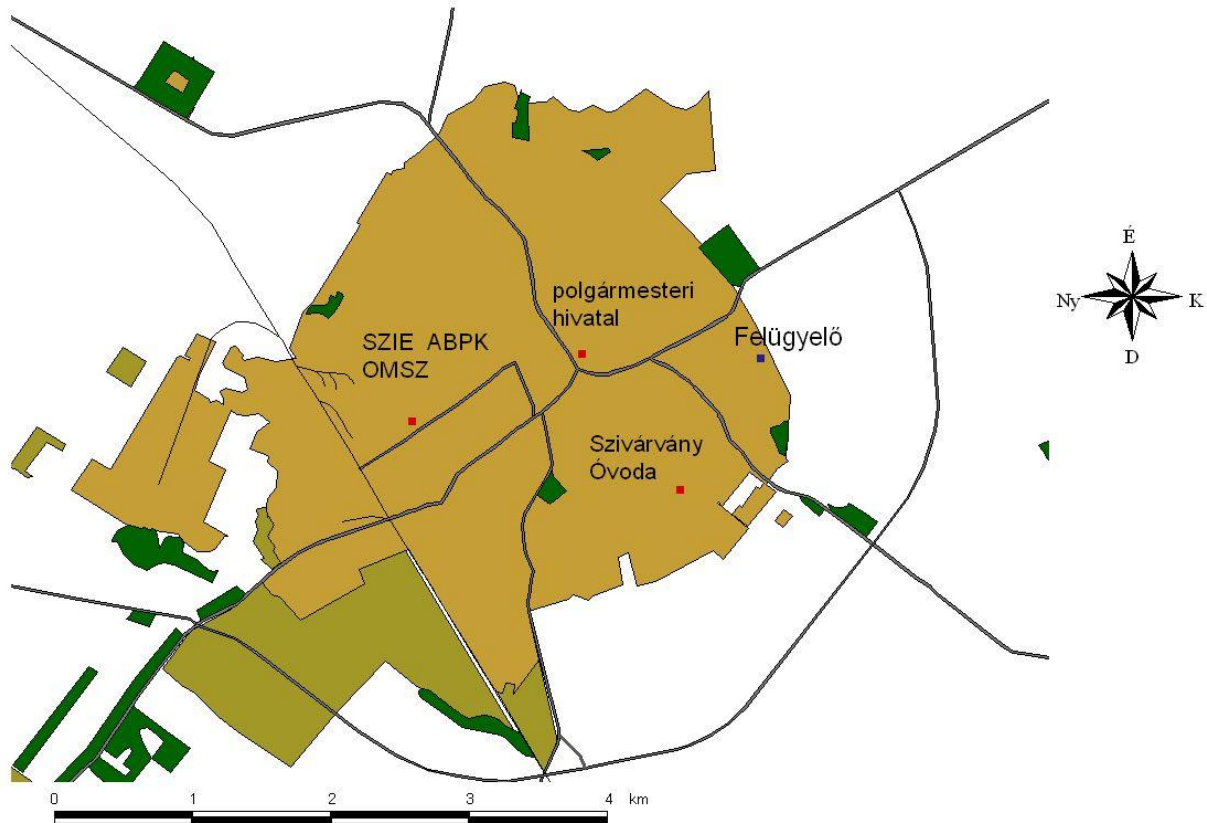
### 3.5.2. A település immiszió adatai

A városi reprezentatív mérőhálózat kialakítása meglehetősen összetett feladat, melynek több oka is van. A városi környezetet gyakran inhomogén szennyezőanyag-kibocsátás jellemzi, hiszen a közlekedési eredetű szennyezők mennyisége a gépjárművek számától, típusától függően útvonalanként eltérő mértékű; emellett területfüggő az ipari, illetve fűtési eredetű emisszió. A beépítettségű befolyásolt áramlási viszonyok, továbbá a sajátos mikroklíma miatt jelentős koncentráció-gradiens alakulhat ki, főképpen alacsony szélesség esetén.

A hazai RIV hálózat 1974-ben kezdett el üzemelni. A mérőpontok elhelyezése Magyarországon is az Egészségügyi Világszervezet (WHO) ajánlása alapján történt, amely értelmében a vizsgált településen lehetőség szerint egy belvárosi, egy iparterületi és egy külső lakóterületi állomás elhelyezésére van szükség. A hazai gyakorlat a vizsgált terület jellegétől függően látja el sorszámokkal az állomásokat: belvárosi 1., lakóterületi 2., iparterület 3.,



(BOZÓ ET AL. 2001). Az általam használt számozásnál is ezt az elvet követtem. A WHO útmutatásainak megfelelően Jászberénybe is három immissziómérő állomást telepítettek (3.4. ábra). Mindhárom állomás esetén a vizsgált komponensek a kén-dioxid, nitrogén-dioxid és az ülepedő por. A kén-dioxid és a nitrogén-dioxid esetén az adatok napi, ülepedő por esetén havi bontásban állnak rendelkezésre.



**3.4. ábra. A jászberényi immissziómérő és meteorológiai állomások**

A szivárvány óvodai 2-es számú mérőhely a város egyik közepesen forgalmas útjának közelében helyezkedik el, kertvárosi környezetben. Az ipari területektől ez az állomás fekszik a legtávolabb, viszont e mérőhelytől néhány száz méterre mezőgazdasági művelés alatt álló területek találhatók. A Szent István Egyetem Alkalmazott Bölcsészeti és Pedagógiai Karának területén található 3-as számú mérőállomás is egy közepesen forgalmas út közelében helyezkedik el, szintén kertvárosi környezetben. Ez a mérőhely fekszik legközelebb a város ipari területeihez, ahol megtalálhatóak a térség legnagyobb munkáltatói, amelyek elsősorban háztartási és ipari gépgyártással foglalkoznak. Ezen a területen koncentrálódik a kis- és középvállalkozások jelentős része is, amelyek beszállítói az említett nemzetközi vállalatoknak. A mezőgazdasági területek távolsága légvonalban itt sem haladja meg a néhány száz métert. A belvárosban elhelyezkedő 1-es számú mérőállomás a város egyik

legforgalmasabb főútja közelében található (31. számú főút). Ennek az útnak pár száz méter hosszan közös szakasza van a 32. számú főúttal, amely a másik legnagyobb forgalmú út a településen. Mivel az elkerülő út építése nincs befejezve, az átmenő forgalom nagy része a városközponton keresztül halad. Ez a mérőállomás hozzávetőleg a város közepén található, így az ipari és a mezőgazdasági területek ettől a helytől esnek legtávolabb, viszont ehhez van legközelebb a városi autóbusz pályaudvar, ami jelentékeny szennyező (SZÜCS J. 2009A). Az állomások elhelyezése a város jellemzőit figyelembe véve optimálisnak tekinthető. Az immisszió mérőállomások koordinátáit a térképi megjelenítés céljából szintén GPS segítségével határoztam meg. A jászberényi immisszió adatok 2002-től mindenki számára szabadon letölthetőek az OLM honlapjáról. A Közép-Tisza-vidéki Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőséggel való együttműködés eredményeként további adatokhoz sikerült hozzájutnom 1990-től. Sajnos a mérőhálózat állomásainak száma és a mért komponensek terén is jelentős csökkenés következett be, melynek eredményeként napjainkra mindössze a belvárosi 1-es számú állomás üzemel, és csak a NO<sub>2</sub> immissziót méri. Időközben mérőműszer cseréje is bekövetkezett, jelenleg az 1. állomáson KS 501 - F típus található. Az állomások által mért komponensek megszűnésének dátumát a 3.4. táblázat tartalmazza. A csökkenés okai feltételezhetően a kedvező adatok, illetve anyagi okok lehetnek. A mérési lehetőségek szűkülése következtében felértékelődik a modellezés szerepe.

3.4. táblázat. A városi RIV hálózat által mért komponensek és a mérések megszüntetésének dátuma

Állomás sorszám	1.			2.			3.		
	NO <sub>2</sub>	SO <sub>2</sub>	Üp	NO <sub>2</sub>	SO <sub>2</sub>	Üp	NO <sub>2</sub>	SO <sub>2</sub>	Üp
Vizsgált szennyezőanyag									
Mérés megszűnésének dátuma	----	2007. 12. 31.	2007. 12. 31.	2004. 04. 30.	2004. 04. 30.	2004. 04. 30.	2006. 11. 30.	2006. 11. 30.	2007. 12. 31.

A kommunális fűtés hatásának vizsgálatához az előbb említett adatok mellett a települést jellemző adatokra is szükség van. A megyei statisztikai évkönyvekben településenként összesítve állnak rendelkezésre a gázfűtéssel rendelkező lakások, illetve összes lakások száma. Másodlagos adatgyűjtést alkalmazva 1989-től a jászberényi adatokat statisztikai évkönyvekből gyűjtöttem. Természetesen ebben az esetben megkérdőjelezhető, hogy valamennyi vezetékes gázzal ellátott lakás használja-e ezt a fűtési módot. Sajnos az országos statisztikai évkönyvekben, a magyarországi éves energiafelhasználásáról gazdasági szektorokra bontva, viszont mindennemű területi bontás nélkül állnak rendelkezésre adatok. A

két idősor együttesen viszont már használható információt ad, vizsgálható a kén-dioxid koncentráció és a lakossági energiafelhasználás közötti kapcsolat.

### **3.5.3. Az immisszióértékelés során felhasznált meteorológiai adatok**

A 3.3.2.2. fejezetben említett modellszámítások során felhasznált, 2011. évi meteorológiai adatok természetesen az immisszió értékelés kapcsán is felhasználhatók voltak, azonban minél hosszabb időintervallum kialakítása céljából további adatok gyűjtését is szükségesnek ítélt meg. Gondot okozott, hogy az Országos Meteorológiai Szolgálatnak (OMSZ) nem volt Jászberényben olyan mérőállomása, amely minden szükséges adatot szolgáltat, pusztán a napi csapadékösszeg állt rendelkezésre. Ez a mérőállomás viszont egy helyen üzemelt a SZIE ABPK-n található immissziómérő állomással. A településhez legközelebb eső OMSZ által üzemeltetett meteorológiai mérőállomás Jászapátiban található, ahol az alábbi paramétereket mérik: szélátlag és napi csapadékösszeg (hagyományos, automata). További információkat nyújtottak az Egerben elhelyezkedő mérőállomás adatai, a napi átlagos tengerszintre számított légnyomás, relatív nedvesség, illetve napfénytartam összeg. Mindezen adatok a 2006. 06. 01-től 2007. 12. 31-ig terjedő időintervallumban álltak rendelkezésre. A minél nagyobb adatbázis kialakítása érdekében saját adatgyűjtést is végeztem. Jászberényben több magánszemély által működtetett, professzionális, szabványoknak megfelelően elhelyezett meteorológiai állomás is üzemel, amelyek eredményei online elérhetők a [www.idokep.hu](http://www.idokep.hu) weboldalon. A szabványos kialakítási és a folytonos üzemeltetési kritériumot figyelembe véve a „Felügyelő” azonosítóval jelzett WS 2300 típusú állomás adatait 2008. január 1-től gyűjtöttem. A mért meteorológiai paraméterek: léghőmérséklet, légnyomás, relatív nedvesség napi minimuma, maximuma, napi csapadékösszeg, maximális szélökés. További szabadon felhasználható meteorológiai adatokat az OGIMET honlapjáról is letöltöttem. Ez az adatbázis a napi minimum, maximum és átlagos hőmérsékleti adatokat, napi átlagos relatív nedvességet, tengerszinti légnyomást, felhőfedettséget, csapadékösszeget, szélirányt, szélsőséget napsütéses órák számát tartalmazza. Az időbeli kiterjedése ezen adatsornak 1999. szeptember 1-től 2012. november 30-ig tart, a mérőállomások helyszíne: Szolnok, Eger és Budapest Gilice tér. Az ily módon létrejött adatbázis megfelelő időintervallum hosszúságot ölel fel. Az előzőek mellett a 2011. évi OMSZ-től kapott, órás felbontású Monin-Obukhov hosszú tartalmú adatok is a rendelkezésemre álltak. Az immisszió értékelése során a felsorolt adatsorokat külön-külön használtam fel, minden számításnál feltüntetve a meteorológiai

adatbázist és a vizsgált időintervallumot, tehát az adatsorokat nem egységesítettem, nem készült egységes meteorológiai mező.

#### **3.5.4. Az immisszióértékelés során felhasznált statisztikai módszerek**

Statisztikán általában három fogalom együttesét, úgymint adatgyűjtési tevékenységet, adathalmazt és az adatok feldolgozását szokás érteni. Természetesen a településkörnyezet megismerését célzó kutatásokat is alapvetően ez a három szakasz jellemzi, kiegészülve a témára jellemző sajátosságokkal. Említést érdemel, hogy a matematikai statisztika és a geostatisztika nem teljesen egyenértékű fogalmak, a köztük lévő eltérés a geológiai folyamatokhoz kapcsolódó megfigyelési helyek információinak rögzítésében és kiterjesztésében van (GEIGER J. 2004). A hazánkra jellemző klíma sajátosságai miatt, az immisszió mérési eredmények kiértékelését fűtési, illetve nem fűtési időre külön-külön is szokás elvégezni.

A matematikai statisztikai összefüggések használata esetén immisszió adatok kapcsán is gyakran alkalmazott eljárás az adatokból empirikus eloszlásfüggvény, más néven tapasztalati eloszlásfüggvény, illetve gyűjtőfüggvény meghatározása. Az empirikus eloszlásfüggvény definiálásából következően nagyon jól használható annak meghatározására, hogy egy adott szennyezőanyag koncentrációja mekkora valószínűséggel nem lépi át a határértéket. További alkalmazási lehetősége, hogy a függvény  $x_0$  helyen felvett értékét megszorozva 8760-nal megkapjuk, hogy a koncentráció egy év hány órájában nem haladja meg az  $x_0$  értéket (LAJOS T. ET AL. 2003). A valószínűségszámítás valamely  $\xi$  valószínűségi változó sűrűségfüggvényét az eloszlásfüggvény első deriváltjaként definiálja. Az empirikus eloszlásfüggvény szakaszonként konstans, ebből következően az első deriváltja nulla. A sűrűségfüggvény tapasztalati úton való megközelítése alapvetően két módon lehetséges. Az empirikus eloszlásfüggvény transzformálásával, majd deriválásával, vagy sűrűség-hisztogram előállításával. Sűrűség-hisztogram alkalmazása esetén, a mintaelemek intervallumba sorolása után, az egyes intervallumokhoz tartozó  $y_i$  értékek az

$$y_i = k_i / (n \cdot \Delta_i) \quad (3.21.)$$

összefüggéssel számítandók, ahol  $k_i$  jelöli az  $i$ -edik intervallumba eső elemek számát,  $n$  pedig az  $i$ -edik intervallum szélességét. A sűrűség-hisztogram ily módon történő értelmezése miatt,  $y_i$  nem negatív minden  $i$ -re és az oszlopdiagramban szereplő téglalapok területének összege 1, így megfelelő közelítése a sűrűségfüggvénynek. E módszer könnyen kivitelezhető, kellően precíz volta miatt ez utóbbi eljárást használom.

A matematikai statisztikában használt módszerek között különböző eloszlások paramétereinek a meghatározására szolgálnak a becslések, amelyek lehetnek pont, illetve intervallumbecslések. Ez utóbbi esetben egy adott  $p \in [0;1]$  számhoz megadható olyan intervallum, amely  $p$  valószínűséggel tartalmazza az eloszlás vizsgált paraméterét. A leggyakrabban használt becslési eljárások a várható értékre, illetve a szórásra vonatkoznak, emellett léteznek nem paraméteres becslések is. Kutatásaim során a paraméteres eljárásokat alkalmaztam.

A természet-és társadalomtudományokban egyaránt elterjedt matematikai statisztikai módszer a hipotézisvizsgálat. A hipotézisvizsgálat egy döntési eljárás, amelyben a rendelkezésre álló minta alapján valamilyen megbízhatósági szint választása mellett vonható le következtetés a vizsgált valószínűségi változó (változók) valamely paraméterére, illetve egyéb jellemzőjére (jellemzőire) vonatkozóan. A próbák közül, a t, F, illetve Khi-négyzet próbákat használtam.

Két valószínűségi változó közötti kapcsolat „szorosságának” vizsgálatára használt korrelációs együttható kiválóan alkalmas vizsgált szennyezőanyagok koncentrációinak „együtt mozulásának” vizsgálatára, az egyes állomások adatainak összehasonlítására, illetve annak eldöntésére, hogy a koncentrációt egyéb tényezők milyen mértékben befolyásolják. Amennyiben szignifikáns kapcsolat mutatható ki, a környezeti kutatásoknál is használható módszer a regresszió számítás, amely értelmében az  $x$  valószínűségi változó valamely függvényével közelíthető az  $y$  valószínűségi változó. A közelítő függvény lineáris, amennyiben alakja

$$y = a \cdot x + b. \quad (3.22.)$$

A 3.22. egyenlet értelemszerű módosítása mellett beszélhetünk még exponenciális, illetve hatványkitevős regresszióról. Vizsgálataim során a lineáris regressziót alkalmaztam.

Levegőkörnyezeti kutatások során is alkalmazható a szórásanalízis modell, amely véletlen vagy szisztematikus tényezőnek (tényezőknek) egy vizsgált valószínűségi változóra gyakorolt hatását méri. A varianciaanalízis egyik típusa az egytényezős modell, amely megegyező varianciájú, normális eloszlású valószínűségi változók várhatóértékének egyezőségét vizsgálja. Az egyes szennyezőanyagok vizsgálatánál alkalmaztam e modellt.

### 3.6. Felhasznált szoftverek

Az előző fejezetekben felsorolt számítások gyakorlati megvalósításához és az eredmények térképi megjelenítéséhez eltérő szoftverek alkalmazhatók, amelyek közül választásom az alábbiakra esett.

A Golden Software által fejlesztett grid (rácshálózat) alapú **Surfer** programcsomag új térképeket tud létrehozni szkennelt állományokból, meglévő térképek digitalizálása útján, illetve szabálytalan térbeli eloszlású pontokból. A szennyezőanyagok terjedésének térképezéséhez számomra a legutóbbi módszer használata tűnt kézenfekvőnek, mivel a vizsgált területen a szennyezőanyag immisszió értékek diszkrét, szabályosan elhelyezkedő, rácspontokon kerültek kiszámításra. Ezen eljárás választása esetén, a szoftver xyz adatokból hoz létre grid állományt, amely létrejöttéhez az ábrázolandó jelenség jellegének leginkább megfelelő interpolációs technika választható. A Surfer további előnye, hogy az Excel által létrehozott táblázatokat kezeli, így a légszennyezési modell által létrejött fájl a Surfer számára mindennemű átalakítás nélkül alkalmas további felhasználásra. A program különféle interpolációs lehetőségeket tartalmaz, amelyek lehetővé teszik az immissziómező interpolálását. A létrejövő grid fájlokkal további matematikai műveletek, transzformációk végezhetők. A grid állomány létrehozása után, az adatok megjelenítéséhez a különböző fajta térképtípusok választására van lehetőség. A gyakran felmerülő feladatok megoldására a felhasználónak lehetősége van szkriptek alkalmazására, Visual BASIC nyelven programok írására ([www.goldensoftware.com](http://www.goldensoftware.com)). Számomra a Surfer nagy előnyét az egyszerű használhatósága, továbbá koncentrációmezők és egyéb állományok rendkívül szemléletes megjelenítési lehetőségei adták.

A világ egyik legjelentősebb térinformatikai kutatóműhelye az Amerikai Egyesült Államokbeli ESRI (Environmental Systems Research Institute), és e labor egyik legelterjedtebb fejlesztése az **ArcGIS** (PIRKHOFFER E. 2008). Az ArcGIS átfogó gyűjteménye a professzionális GIS alkalmazásoknak, melyek különböző térinformatikai problémák megoldására, közlésére, két- vagy háromdimenziós, esetleg időben folytonos megjelenítésére továbbá hatékonyságnövelésre, döntéstámogatásra alkalmazhatók. Az ArcGIS fő részei az ArcCatalog, ArcMap és az ArcToolbox. Egyedi problémák megoldására további kiegészítők telepítésére van lehetőség, emellett a szoftver egyik alkalmazása a ModelBuilder, ami térbeli analízis automatizálási feladataiban nyújt segítséget. Az ArcGIS szintén programozható Visual Basic, C++, .NET interfészen keresztül ([www.esri.com](http://www.esri.com)). Számomra e szoftvert széleskörű elemzési és látványos megjelenítési lehetőségei tették vonzóvá.

A Microsoft cég által fejlesztett **Microsoft Office** munkám során felhasznált alkalmazásait képezi az Access és az Excel. Ezen alkalmazások hazánkban és a világon is a legelterjedtebb adatbázis-kezelők, illetve táblázatkezelők közé tartoznak, ami használatuk mellett szolt. Az Access használata megkönnyítette számomra a különböző kapcsolatok feltárását, továbbá a lekérdezések eredményeként kapott táblázatok alkalmasak voltak matematikai, statisztikai, illetve térinformatikai feldolgozásra.

A Microsoft Excel legfontosabb funkciói: különböző számítások elvégzése, grafikus eszközök, statisztikai funkciók. A statisztikai elemzések elvégzéséhez, illetve a pontforrások hatására kialakuló immissziómező modellezéséhez vagy hatásterület megállapításához hasznos támogatást nyújtanak az Excel diagramjai, illetve a matematikai és statisztikai függvények. Az Excel tartalmazza a legtöbb általánosan használt statisztikai eljárást, amennyiben ez a végrehajtandó feladatok elvégzéséhez nem elegendő, akkor feladat automatizáláson, makró íráson keresztül viszonylag könnyen át lehet hidalni e problémát.

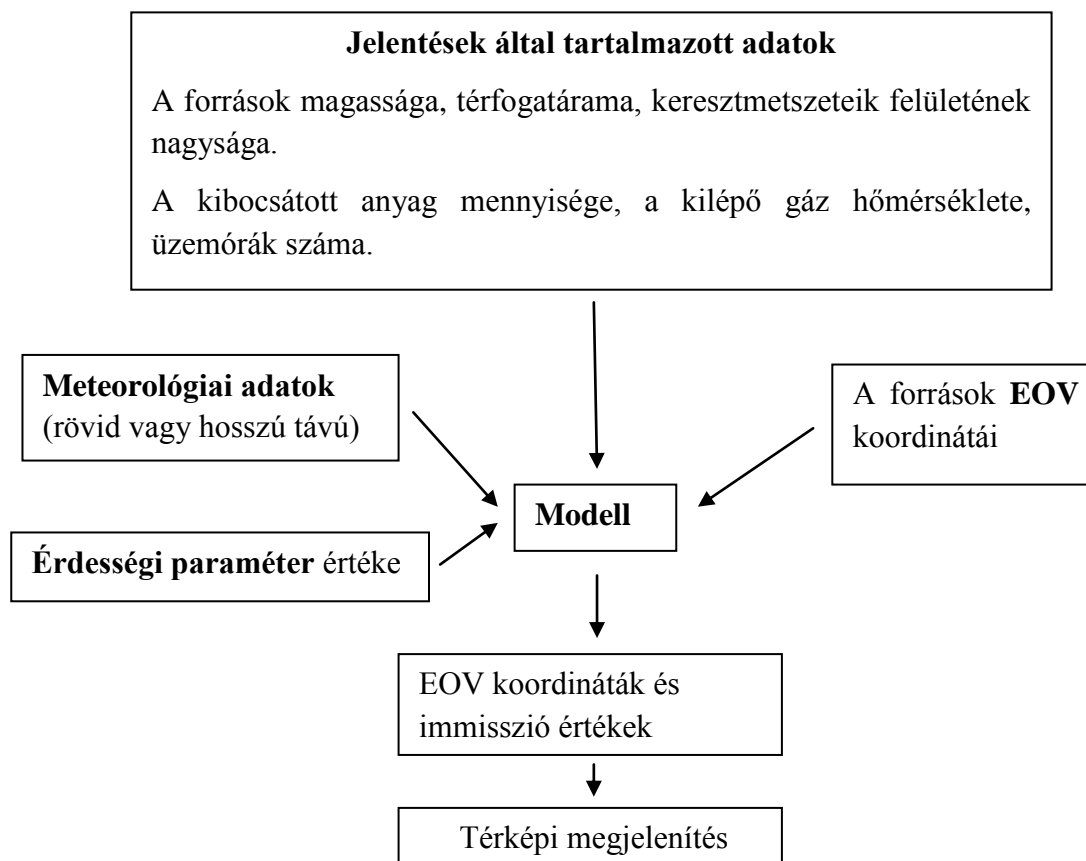
Térinformációs rendszerek létrehozásakor gyakran felmerülő probléma az adatok eltérő vetületi rendszerekben történő megadása, amelyek általában különböző **koordináta-transzformációs programok** alkalmazásával hidalhatók át. Hazánkban különösen a GPS térhódítása óta a WGS 84 és az EOVS rendszerek közötti transzformáció szerepe nőtt meg. A BME Felsőgeodézia Tanszékén került fejlesztésre a Vetület szoftver (VÖLGYESI L. – TÓTH GY. – VARGA J. 1993). ZALETNYIK (2003) vetette össze a neurális hálózatok, illetve a polinomos transzformációk alkalmazhatóságát a WGS 84, illetve az EOVS rendszerek esetén. A FÖMI munkatársai fejlesztésének eredménye az EEHHTT, amely kifejezetten a WGS 84 és EOVS transzformációk végrehajtása céljából fejlesztették (VIRÁG G. 2009). Természetesen a térinformációs rendszerek használatánál egyféle vonatkoztatási rendszer használata célszerű. Bár a légszennyezési modellek nem kívánják meg a geometriai adatok nagy pontosságát, figyelembe véve, hogy a szoftver kellően pontos, emellett szabad felhasználású, az EEHHTT 4.1 használata mellett döntöttem. Az EOVS rendszer hazai elterjedése mellett további előnye, hogy méter rendszerű.

## 4. Eredmények

### 4.1. A transzmissziós modell szerkezete

#### 4.1.1. A terjedési modell felépítésének általános leírása

A jászberényi pontforrások által kibocsátott szennyezőanyagok terjedésének vizsgálati célja az órás, illetve a hosszú távú éves átlagolású koncentrációmezők kiszámítása volt, ennek gyakorlati megvalósításához pedig új szoftver fejlesztése. A transzmissziós modell segítségével történő immissziómező-számítás elvileg tetszőleges bejelentett anyagra és meteorológiai körülményeket feltételezve elvégezhető. Figyelembe véve, hogy az adatbázis mintegy 61 féle anyagot tartalmaz, így az összes lehetséges kombináció hatalmas számolási igényével nem lenne arányos az eredményül kapott információhalmaz, a modellezés során felhasznált anyagok és meteorológiai körülmények redukciójára került sor. Mind a rövid, mind a hosszú távú modellszámításokhoz a jelentések által tartalmazott adatok mellett szükség volt a meteorológiai adatokra, a források koordinátaira, illetve az érdességi paraméter értékére (4.1. ábra).



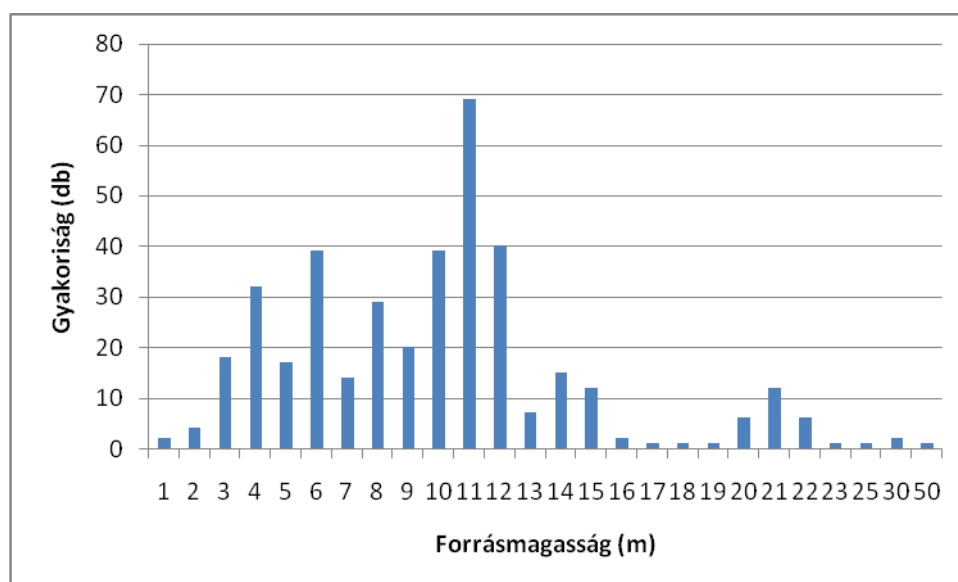
4.1. ábra. A transzmissziós modell felépítése



Az anyagok megválasztásánál a mérési eredményekkel való összehasonlíthatóság biztosítása céljából a nitrogén-dioxid és a kén-dioxid mellett, fontossága miatt, a szén-monoxid is a vizsgálandó anyagok közé került. Az előbbieken túl, egyszerűbb módszerek alkalmazásával a szilárd anyag emissziójának elemzése is a kutatás tárgyát képezte.

#### 4.1.2. A forrásokra jellemző adatok

A jelentések által tartalmazott adatok közül figyelemre érdemes a bejelentésre kötelezett források magasságának gyakoriság-eloszlása. A forrás magasságának változtatása már önmagában is képes befolyásolni a háromdimenziós szennyezőanyag-eloszlást, ebből következően a talajközeli koncentrációmező is megváltozik. Emellett, ha az emissziós pont nem nyúlik elég magasra a környező tereptárgyaknak, épületeknek is jelentékeny áramlásmódosító hatása van, amelyet a számítások során figyelembe kell venni, bár ez a Gauss-típusú modellek esetén meglehetősen nehézkes.



4.2. ábra. A jászberényi pontforrások magasságának gyakorisági eloszlása

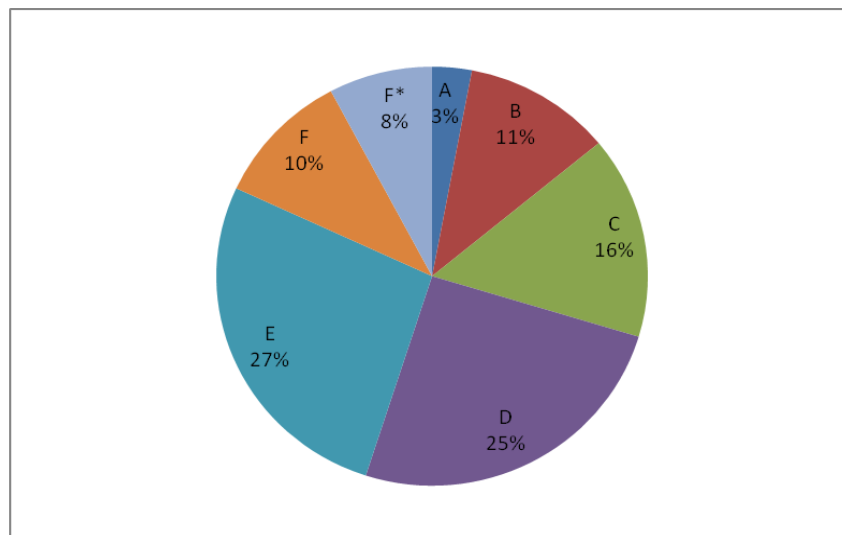
Amint a 4.2. ábra mutatja a jászberényi források magassága leggyakrabban 11 m, döntő többségük a 4 m – 15 m intervallumba esik, és a szennyezőanyag legnagyobb részének emissziója is ebben a magasságtartományban történik. A település csekélyebb számú domináns forrásai azonban természetesen a nagyobb magasságtartományba tartoznak. A forrásmagasságok eloszlásából következően a talaj közelében fellépő forrás által okozott maximális koncentrációk az emissziós pontok közelében találhatóak (SZŰCS J. 2009B).

A 3. fejezetben részletezett, a pontforrások koordinátáinak megszerzésére irányuló adatgyűjtést, majd transzformációt követően lehetővé vált a források elhelyezkedésének

térképi megjelenítése. Amint a 4.5. ábrán látható, a bejelentésre kötelezett pontforrások alig helyezkednek el a város északi részén. Az ipari források, meglehetősen nagy sűrűséggel a város nyugati peremén, a hűtőgépgyári lakótelepen, a vasútvonal keleti oldalán viszonylag koncentráltabban, míg nyugati oldalán az inkább beszállítói tevékenységet űző vállalkozások és üzemek miatt, elszórtabban helyezkednek el. Ez az eredmény szintén megfelel az általános tapasztalatoknak, hiszen az ipart a rendkívül változatos szennyezőanyag-kibocsátás és koncentrált források jellemzik (MOSER M. – PÁLMAI GY. 1992). A belvárosban, viszonylag ritka térbeli eloszlás figyelhető meg, mivel itt lényegében csak a bejelentésre kötelezett intézményi kazánkémények találhatók, bár fellelhető néhány ipari jellegű emissziós pont is, ezekre azonban a külváros irányába történő fokozatos kitelepülés a jellemző. A főútvonalak mentén elhelyezkedő pontforrások igen gyakran az itt található autószalonok fényszóróinak az elszívói. Az idő függvényében itt is megfigyelhető némi átrendeződés, ugyanis a 2008-as válság következtében közülük számos megszűnt. A város déli, illetve délkeleti pontforrásai szintén inkább a nagyobb vállalatok beszállítóihoz, néhány esetben azonban mezőgazdasági vállalkozáshoz és élelmiszeriparhoz köthetők.

#### 4.1.3. Meteorológiai adatok

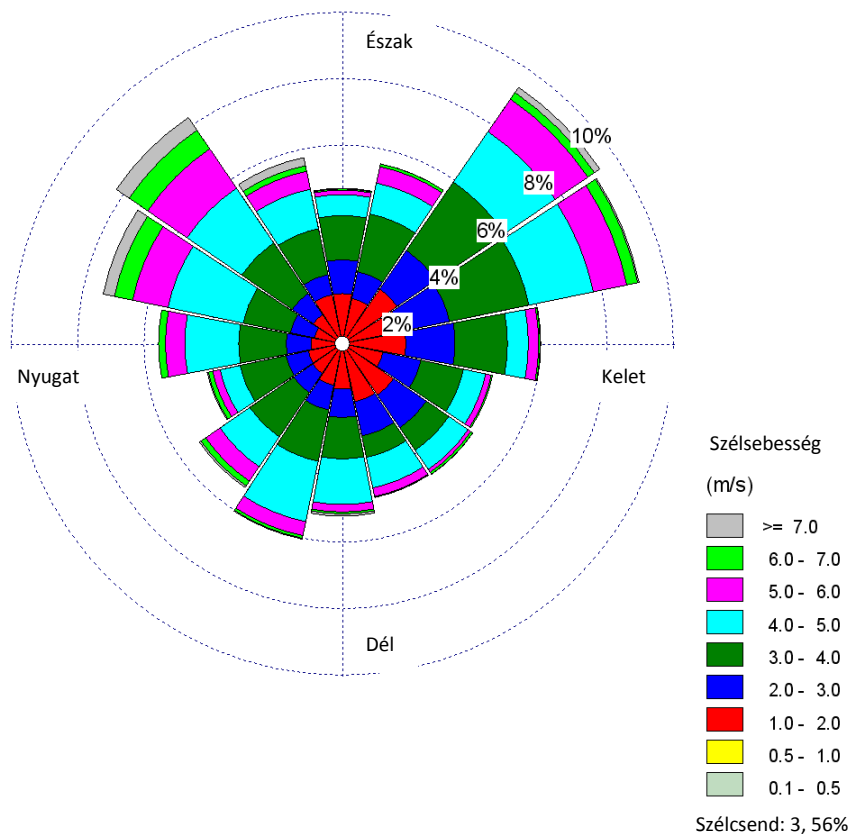
Az éves koncentrációmezők számításához szükségessé vált a szélirány, szélesség és a légköri stabilitás együttes előfordulásának gyakoriságát leíró adattömb elkészítése.



4.3. ábra. A Pasquill-féle stabilitási indikátor gyakorisági eloszlása

Az ábra a 2011. évi Lakes Environmental adatok alapján készült.

A légköri stabilitási osztályok relatív gyakoriságának értékei alapján a semleges (D), illetve gyenge stabilis (E) légállapot fordul elő a legnagyobb valószínűséggel, együttesen 50%-ot meghaladó arányban, ami nem mond ellent az általános tapasztalatoknak (4.3. ábra). A magyarországi uralkodó szélirányok gyakorisága 15%–35% intervallumba esik, leggyakoribb szélirány az Alpok és a Kárpátok hatását tükrözi (PÉCZELY GY. 1998). A 4.4. ábra alapján megfigyelhető, hogy Jászberényben is a hazánkra jellemző északnyugati szelek a dominánsak, emellett kirajzolódik a Tiszántúli szélcsatorna szerepe is az észak-északkeleti és az ezekkel ellentétes szélirányok gyakoriságában is. Egyetlen szélirány relatív gyakorisága sem haladja meg a 10%-ot. A kapott eredmények tehát szintén összhangban vannak a magyarországi légáramlás jellemzőivel. A napi átlagos szélességek döntő többsége legfeljebb 4,5 m/s, ami ugyancsak a hazai viszonyokat tükrözi.



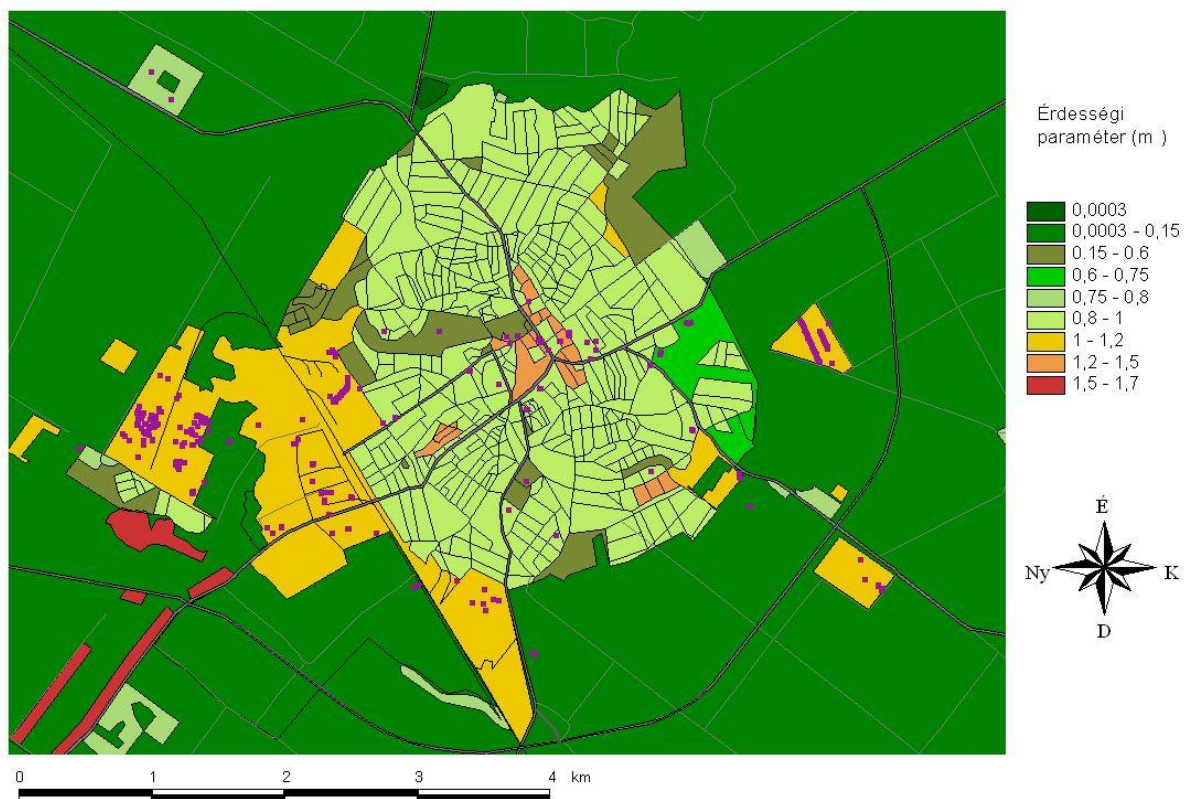
**4.4. ábra. A jászberényi éves átlagos szélirány és szélesség együttes gyakorisági eloszlása**

Forrás: a 2011. évi Lakes Environmental adatok alapján szerkesztette NAGY T. ined.

#### 4.1.4. Az érdességi paraméter

##### 4.1.4.1. Az érdességi paraméter térbeli szerkezete

A 3.3.2.3. fejezet fejezetben leírt értékadás megjelenítése során megfigyelhető, hogy általában a külterületi szántókat és legelőket alacsony értékek jellemzik, ezt a viszonylagos homogenitást néhány helyen az erdőkhöz rendelt magasabb értékek szakítják meg (4.5. ábra). A településtől északra található nagyon alacsony  $z_0$ -t szemléltető poligon a város melletti horgásztóhoz kapcsolódik. A településen belül jól elkülönülnek az ipari, a kertvárosias, illetve a magasabb tömbházakkal rendelkező belvárosi terelemek, a városba ékelődő kisebb  $z_0$ -al jellemezhető részek a parkok, sportpályák, illetve a Zagyva folyó menti részeket karakterizálják. A különböző ajánlások közül a 4.5. ábra Bihari P. értékadása alapján készült, a KNMI, illetve az Európai szélátlasz alapján létrehozottak megtalálhatóak a 3. mellékletben (1-4. ábrák). Valamennyi ábrán megfigyelhetők az előbb leírt általános megállapítások, emellett azonban az értékadás terén jelentékeny eltérések lehetnek. Az felsorolt ábrák mindegyike osztályozáson alapul, szélirányfüggés, illetve mérési adatok nem jelennek meg az egyes poligonoknál.



4.5. ábra. A jászberényi bejelentésre kötelezett pontforrások, illetve az egyes területekre jellemző érdességi paraméter (m)

#### 4.1.4.2. Az effektív érdességi paraméter értéke

A különböző értékadások következtében a 3.1. egyenlet alapján származtatott, a mintaterületet jellemző, effektív érdességi paraméter értéke jelentős eltéréseket mutat (4.1. táblázat).

4.1. táblázat. A különböző szakirodalmi ajánlások alapján számított effektív érdességi paraméter értéke a jászberényi mintaterületen

Értékadás	Forrás	$z_0$ effektív (m)
Minimum érték	Silva et al	0,11
Maximum érték	Silva et al	0,12
Legvalószínűbb érték	Silva et al	0,11
Legvalószínűbb érték	Bihari	0,26
Minimum érték	KNMI	0,07
Maximum érték	KNMI	0,29
Minimum érték	EU szélátlasz	0,08
Maximum érték	EU szélátlasz	0,11

A további vizsgálatok során a szakirodalomban szereplő leginkább használatos értékeket tartalmazó ajánlás alapján származtatott,  $z_{0\text{eff}} = 0,26$  értéket használtam. Ez az érték a források elhelyezkedését és kibocsátását figyelembe véve a legtöbb esetben megfelelőnek tűnik, leginkább a belvárosban elhelyezkedő kémények esetén tűnik aggályosnak, viszont ezek lényegében a teljes emisszió csaknem elhanyagolható töredékét adják. Az érdességi paraméter megválasztásának fontosságát reprezentálандó azonban a  $z_{0\text{eff}} = 0,26$  m értékadás mellett a városi középértéknek tekinthető  $z_0 = 1,5$  m alapján is futtattam a modellt, majd a kétféle módon számított koncentrációmezőket összehasonlítottam. Az összehasonlításra egy új eljárás fejlesztésére volt szükség. Az immissziómezők összehasonlítására számos módszer kínálkozik. Legegyszerűbbnek az immisszió értékek kivonása látszik. Itt azonban felmerül az a probléma, hogy az eljárás meglehetősen érzékeny az emisszióra, ami viszont az idő függvényében jelentős változékonyságot mutat. Ennélfogva az immisszió értékek hányadosának képzésére került sor. Ez a megoldás azonban újabb problémát vet fel, ugyanis a modell csak a források által okozott immisszió értékeket rendel az egyes pontokhoz, tehát a szélirány függvényében bizonyos helyeken 0 érték jelenik meg. A 0/0 matematikai szempontból értelmetlen, viszont arra való tekintettel, hogy ebben az esetben lényegében a

0/0 azt fejezi ki, hogy változatlan az egyes pontokhoz hozzárendelt érték, a hányados 1-nek vehető. Az ily módon meghatározott számítások kivitelezésére egy saját szoftver írására került sor. Valamennyi esetben a  $z_{0\text{eff}} = 0.26$  m érdesség alapján meghatározott koncentrációs értékek képezték az osztandót, a  $z_0 = 1,5$  m értékkel megadottak pedig az osztót (SZÜCS J. – LÉNÁRT Cs. – BÍRÓ T. 2011).

## 4.2. A modellszámítás algoritmus

### 4.2.1. A rövid átlagolási időtartamra vonatkozó (órás) immissziószámítás algoritmus

A rövid átlagolási időtartamra vonatkozó (órás) immissziószámítási program létrehozásánál figyelembe kellett venni a Magyarországon széles körben használt adatbázisokat, szoftvereket

4.6. ábra. A rövid átlagolási időtartamra vonatkozó program futtatásakor megjelenő adatbeviteli panel

és a meteorológiai adatbevitel gyakorlatát. Fontos kritérium volt, hogy a szoftver általános alkalmazásra is használható legyen. Az adatstruktúra következtében a makró a bemenő adatokat a jelentésekből és a felhasználótól kapja meg (4.6. ábra). A meteorológiai adatokat (hőmérséklet °C, szélirány, szélesség, stabilitási kategória) a felhasználó tetszőlegesen adja meg, azonban általában a vizsgálatoknál kiemelt szerepe van a leggyakoribb és a kedvezőtlen körülményeknek. Az érdességi paraméter értékét szintén a felhasználó választja ki a 4.1. táblázatban közölt értékek közül. A kibocsátó pontforrás magasságát, felületének nagyságát, üzemidejét, az emittált gáz térfogatáramát és hőmérsékletét az előző pontokban részletezett jelentések tartalmazzák, azonban a számítások elvégzéséhez szükség van a források EOV koordinátáira is. A feladat gyakorlati kivitelezéséhez a 4.1. ábrán látható mintaterületen 50 m x 50 m-es rácsfelbontást definiáltam. A rácsponthoz tartozó immisszió értékeket egy 121 sorból és 161 oszlopból álló tömb tartalmazza.

#### **Az algoritmus felépítésének vázlatja**

**Előtesztelő feltételes (1.) ciklus.** (Belépés feltétele, hogy a forráshoz tartozó EOV koordináták pozitívak legyenek.) Ez a ciklus biztosítja, hogy valamennyi forrás hatását számításba vegyük. A következő lépések a pontforrásoknak megfelelő rekordonként számíthatók.

**Szélesség számítása a kéményszáj magasságában.** Alkalmazott összefüggés: 3.7. Figyelembe vett változók: a felhasználó által megadott szélesség, a jelentések által tartalmazott forrásmagasság és a légköri stabilitástól függő szélprofilkitevő.

**A kibocsátott gáz kilépési sebességének számítása.** Alkalmazott módszer: térfogatáram osztva kibocsátó felület nagyságával.

**A kibocsátó felület átmérőjének meghatározása.** Felhasznált paraméter: az emissziós felület nagysága, alkalmazott összefüggés a kör területének átmérőből történő számítása.

**Hőteljesítmény számítása.** Alkalmazott egyenlet 3.6. Figyelembe vett paraméterek: a felhasználó által megadott külső hőmérséklet, az emittált gáz hőmérséklete és kilépési sebessége, illetve a forrás átmérője. Amennyiben a kibocsátott gáz hőmérséklete meghaladja a 320 Kelvint a hőteljesítmény értékének 5%-kal való megnövelésére van szükség, mivel a bejelentett forrás ebben az esetben gázkazán, nem pedig elszívó.

**Járulékos kéménymagasság számítása.** Alkalmazott egyenlet: ha a kilépő gáz hőmérséklete és a környezeti hőmérsékletkülönbség nem haladja meg az 50°C-ot és az előző pont alapján számított hőteljesítmény 100000 kW-nál kisebb 3.2. egyenlet, egyébként 3.3. A számításhoz szükséges paraméterek: a felhasználó által megadott légköri stabilitástól függő k korrekciós

tényező, szélesebbég a kéményszáj magasságában, a kibocsátott közeg kilépési sebessége, hőteljesítmény.

**A forrás effektív magassága** a jelentések által tartalmazott fizikai és az előző pontban számított járulékos kéménymagasság összegeként áll elő. Alkalmazott egyenlet: 3.4.

Amennyiben a kibocsátott gáz kilépési sebessége kisebb, mint a szélesebbég 1,5-szerese, úgy a fizikai kéménymagasság korrekciójára kerül sor a 3.5. egyenlet alapján. Ebben az esetben a felhasznált paraméterek, a fizikai kéménymagasság, a szélesebbég az emissziós pontnál, az emittált közeg kilépési sebessége, illetve a forrás belső átmérője.

**Az egységnyi időtartamra vonatkozó emisszió számítása.** Alkalmazott összefüggés: a negyedév alatt kibocsátott szennyezőanyag mennyisége osztva az üzemórák számának 3600-szorosával, majd átváltva  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  mértékegységre. Felhasznált paraméterek: a jelentések által tartalmazott negyedéves szennyezőanyag-kibocsátás, illetve az üzemórák száma.

Az eddigi lépésekben ismertetett számítások megadják a forrásra jellemző adatokat, amelyek lehetővé teszik a mintaterületen definiált rácshálózat pontjain az immisszió kiszámítását. Az említett rácshálózatnak 121 x 161-es tömb felel meg. Ez a tömb csak az immisszió értékeket tartalmazza, koordinátákat nem. Ennek oka, hogy a mintaterület szabályos beosztása miatt kölcsönösen egyértelmű megfeleltetés létesíthető a tömb elemei és a mintaterületen található rácspontok között. A tömb elemeinek bejárását két előírt lépésszámú ciklus teszi lehetővé.

**Előírt 121 lépésszámú (2.) ciklus** (ciklusszámlálót jelölje j).

**Előírt 161 lépésszámú (3.) ciklus** (ciklusszámlálót jelölje l).

**A receptorpont koordinátának meghatározása.** A forrás által okozott szennyezőhatás receptorpontokénti számításához elsőként szükség van a vizsgált rácspontnak egy olyan koordinátarendszerben történő megadására, amelynek középpontja a forrás talppontja, vízszintes x tengelye párhuzamos a széliránnyal, z tengely függőleges, y merőleges x-re és z-re is (2.7. ábra). A tömb j. sorának és l. oszlopának eleme által reprezentált pont koordinátáinak számítását egy eltolás és egy forgatás egymás utáni végrehajtásával valósítottam meg. Jelölje  $x_1$  és  $y_1$  a receptorpont eltolás utáni koordinátáit,  $x$ ,  $y$  pedig a forgatás utáni koordinátáit,  $x_{\text{forrás}}$ ,  $y_{\text{forrás}}$  pedig a légszennyező forrás EOV koordinátáit! Ekkor az eltolás gyakorlati kivitelezése a

$$y_1 = y_{\text{forrás}} - (710900 + 50 \cdot l) \quad (4.1.)$$

$$x_1 = x_{\text{forrás}} - (236900 + 50 \cdot j) \quad (4.2.)$$

a forgatás végrehajtása

$$x = \cos(\alpha - 90^\circ) \cdot y_1 - \sin(\alpha - 90^\circ) \cdot x_1 \quad (4.3.)$$



$$y = \sin(\alpha - 90^\circ) \cdot y_1 + \cos(\alpha - 90^\circ) \cdot x_1 \quad (4.4.)$$

egyenletekkel történt. A felhasznált paraméterek az Excel táblázat által tartalmazott forrás koordináták, illetve a felhasználó által megadott szélirány ( $\alpha$ ).

A receptorpont koordinátáinak ismerete lehetővé teszi a függőleges, illetve a vízszintes **szóródási együtthatók** kiszámítását. A számítás feltétele, hogy  $x$  értéke pozitív legyen, az alkalmazott egyenletek: 3.10. és 3.11. A számításba vett paraméterek: az előzőek során említett  $x$  koordináta, a felhasználó által megadott érdességi paraméter, a forrás effektív magassága, a légköri stabilitástól függő szélprofilkitevő. Ahol a források hatására létrejövő áramlást a környező épületek módosítják a 3.12. és a 3.13. pontbeli korrekcióra került sor. Figyelembe véve a források és az épített környezetük eltéréseit, a tipizálás eszközével éltem, azaz a várost adottságai alapján különböző részekre bontva adtam meg a módosításokhoz szükséges konstansokat.

Az  $(x,y)$  koordinátájú pontban **az immisszió számításához** 3.16. egyenletet alkalmaztam a kémiai átalakulás, a száraz- és nedves ülepedés elhanyagolásával. A számításba vett paraméterek  $x$ ,  $y$  koordináták, a függőleges és vízszintes szóródási együtthatók, effektív kéménymagasság, az egységnyi időtartamra eső szennyezőanyag emisszió, szélesebesség. A receptorpont  $z$  koordinátáját  $z=1,5$ -nek tekintettem, mivel ez felel meg az átlagos orrmagasságnak.

Végül az immisszió értéke az adattömb  $j$ . sorának és 1. oszlopának eleméhez hozzáadódik.

### **(3.) ciklus vége**

#### **(2.) ciklus vége**

#### **(1.) ciklus vége**

Miután a program minden forrás hatását figyelembe vette beszúr egy új munkalapot, amelynek nevét a felhasználó adta meg, és erre EOVS koordinátákkal kiírja a rácspontoknak megfelelő immisszió értékeket.

Az elmélet gyakorlatba ültetéséhez Visual Basic nyelven írtam makrót. A program a vázolt algoritmuson túl néhány számítást gyorsító változót és eljárást is tartalmaz. A módszer előnye, hogy szabványon alapul, ezért külön validálást nem igényel, viszonylag egyszerűen elállíthatók vagy beszerezhetők a futtatáshoz szükséges adatok, emellett széles körben alkalmazott szoftvert használ, hiszen a Microsoft Office, mind hazai, mind nemzetközi téren igen elterjedt. Hátrányként könyvelendő el azonban, hogy nem alkalmazza a legújabb fejlesztések eredményeit. Megemlítendő, hogy a program futtatása során kapott eredmények

már önmagukban is értékelhetőek, hiszen aki csak egy konkrét ponthoz tartozó koncentráció értékre kíváncsi pl. iskola, kórház, stb. már így is értelmezhető információhoz jut. További lehetőség a dózis-károsodás modell inputként történő felhasználása, illetve a különböző térinformatikai szoftverek segítségével történő térképi megjelenítés, melyek közül az utóbbival éltem.

#### 4.2.2. A hosszú átlagolási időtartamra vonatkozó (éves) immissziószámítás algoritmus

A paraméterek megadása

Érdességi paraméter (m)

Az első munkalap melyik oszlopa tartalmazza a forrás adatait?

x EOY koordináta

y EOY koordináta

Kibocsátó felület nagysága (m<sup>2</sup>)

Hőmérséklet (Celsius)

Térfogatáram (m<sup>3</sup>/h)

Üzemidő (h)

A pontforrás magassága (m)

A kibocsátott anyag mennyisége (kg)

Mi legyen a munkalap neve, amelyen a program megjeleníti a számított értékeket?

Bezárás

4.7. ábra. A hosszú átlagolási időtartamra vonatkozó program futtatásakor megjelenő adatbeviteli panel

Az éves koncentrációmező-számítási eljárás néhány részletében eltér az előző részben említettől. A forrásokra jellemző adatok bevitelében nincs változás, ellenben a meteorológiai adatokat nem a felhasználó adja meg. A gyakorlatban ez azt jelenti, hogy az egyik munkalapon a források és a rájuk jellemző adatok, a másikon pedig a meteorológiai adatok találhatóak. A rendelkezésre álló adatsorok közül a 3.3.2.2. és 4.1.3. fejezetben leírt Lakes Environmental adatsor tartalmazza a szélirány, a szélesség és a légköri stabilitás együttes eloszlását, így lehetőség nyílt az éves immisszió számításához szükséges 3 dimenziós adattömb létrehozására. Az éves immisszió számításhoz kizárólag ezt a meteorológiai adatsort használtam fel.

### **Az algoritmus felépítésének vázlata**

**Meteorológiai adattömb feltöltése.** A szélirányt a hazai gyakorlatnak megfelelően 16 irányba soroltam be, a szélességet 1 m/s lépésköznél megfelelő intervallumokba, a légköri stabilitást pedig Pasquill-féle stabilitási indikátornak megfelelő osztályokba. Az így létrejövő 16 x 10 x 7-es tömb tartalmazta az együttes előfordulások gyakoriságát. A külső hőmérséklet értékét 10,5°C-nak tekintettem a teljes évre vonatkozóan. Ez az egyszerűsítés a számítási időt lerövidíti, de nem hordoz jelentős hibát. Az adattömb minden eleme egyértelműen meghatározza a meteorológiai állapotot és az éves előfordulások számát. Például a meteorológiai adattömb (4,5,6)=38 azt jelenti, hogy 90°-os (meteorológiai) szélirányú 5 m/s sebességű szél F stabilitási indikátor mellett 38 órán át fordult elő az adott évben. A meteorológiai adattömb bejárása biztosítja minden meteorológiai állapot figyelembevételét.

**A meteorológiai adattömb bejárása** három egymásba ágyazott előírt lépésszámú iterációval oldható meg.

**Előírt (16) lépésszámú a ciklus.** (A ciklusszámlálót jelölje r!)

**Előírt (10) lépésszámú b ciklus.** (A ciklusszámlálót jelölje s!)

**Előírt (7) lépésszámú c ciklus.** (A ciklusszámlálót jelölje t!)

**Szélirány megadása** A meteorológiai adattömb értelmezése miatt a  $\Phi$  meteorológiai szélirány

$$\Phi = r \cdot 22,5^\circ \quad (4.6.)$$

módon számítandó.

**A szélesség megadása.** Szintén az adattömb kivitelezése miatt a v szélesség (m/s) egyenlő s-sel.

**A légköri stabilitást t** határozza meg.

Szükséges, hogy az egyes meteorológiai állapotok esetén minden forrás hatása számításba legyen véve. Ennek gyakorlati kivitelezése szintén iterációval kivitelezhető.

**Előtesztelő feltételes (1.) ciklus.** A belépés feltétele, illetve a következőkben felsorolt számítási lépések megegyeznek a 4.2.1. fejezetben leírtakkal.

**A kibocsátott gáz kilépési sebességének számítása.**

**A kibocsátó felület átmérőjének számítása.**

**A hőteljesítmény meghatározása.**

**A járulékos kéménymagasság számítása.**

**A forrás effektív magasságának meghatározása.**

**Az egységnyi időtartamra vonatkozó emisszió számítása.**

Az immissziószámításhoz szükséges rácshálózatnak szintén a 4.1.6.1. fejezetben leírt 121 x 161-es tömb felel meg. Ennek bejárása ugyancsak két egymásba ágyazott ciklussal lehetséges.

**Előírt 121 lépésszámú (2.) ciklus.** (A ciklusszámlálót jelölje j)

**Előírt 161 lépésszámú (3.) ciklus.** (A ciklusszámlálót jelölje l)

A j. sor l. oszlop elmének megfelelő receptorpont koordinátája szintén az előző fejezetben leírtak alapján számítandó. A hosszú átlagolási időtartam számításának módja némileg eltér az előző fejezetben említettől. Amennyiben a receptorpont szélirányszektorba, vagy annak szomszédjába esik, akkor az előző fejezettel analóg módon a **független szóródási együttható számítására** kerül sor.

**Az immisszió számítása.** Amennyiben a receptorpont szélirányszektorba esik, a 3.18. egyenlet alapján számítandó, ha szomszédos szektorba, akkor alkalmazandó a 3.19. egyenletben leírt korrekció. Felhasznált paraméterek az egységnyi időtartamra eső szennyezőanyag-emisszió, a receptorpontnak a forrástól való szélirány menti távolsága, a szélirányszektorok száma (ez esetben 16), a szélesebesség, az effektív forrásmagasság és a 2. melléklet 7. táblázatban részletezett k korrekciós tényező. Az így számított immisszió értékét még meg kell szorozni a számításba vett meteorológiai állapot relatív gyakoriságával és az éves üzemórák relatív gyakoriságával, majd hozzáadni az adattömbhöz. A relatív gyakoriság a meteorológiai adattömb (r,s,t) elemének 8760-ad része. Az üzemórák számának relatív gyakoriságát a következő okok miatt kell figyelembe venni. A meteorológiai adatbázis órás felbontása elvileg lehetőséget biztosít arra is, hogy a modellszámítások során minden forrás esetén csak azokra az időpontokra vonatkozó

meteorológiai adatokkal végezzen számításokat a modell, amikor a forrás üzemelt. A források üzemeltetői által készített jelentések azonban csak az egyes negyedévekre vonatkozó üzemórák számát közlik. A két gyakoriságeloszlás-állományt, más lehetőségem nem lévén, egymástól függetlennek tekintettem, azaz képeztem a relatív gyakoriságok szorzatát.

**(3.) ciklus vége**

**(2.) ciklus vége**

**c ciklus vége**

**b ciklus vége**

**a ciklus vége**

### **4.3. A gáznemű szennyezőanyagok modellszámítási eredményeinek és a szilárd anyag emissziók megjelenítése**

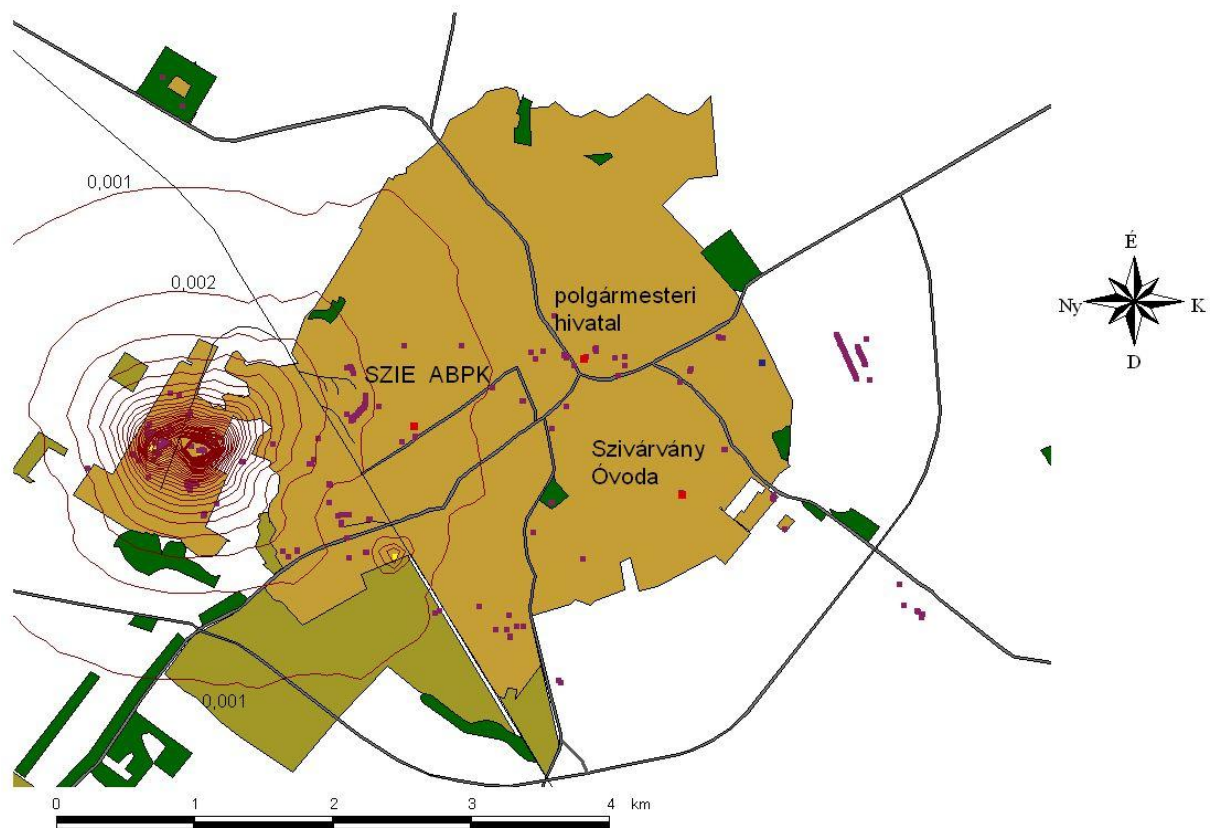
Bár az előző fejezetben leírt modellszámítások eredményei már önmagukban is értékelhetőek, a térképi megjelenítés nagyban megkönnyíti az eredmények interpretációját. A térképi ábrázolás fontosságára MÁRKUS B. (2010) is felhívja a figyelmet. A területi korlátokat, az egységes megjelenítést és az adatbázis lehetőségeit figyelembe véve, a dolgozatba a 2008-as immissziómezőket szemléltető ábrák kerültek. Több légszennyező esetén a 2008. évi koncentrációmező viszonylag jól reprezentálja a teljes vizsgált időszakot, amennyiben ez mégsem teljesül, akkor a szövegben utalok az esetleges eltérésekre. Mivel a következőkben bemutatott szennyezők a legjelentősebbek, így a modellszámítás során ezeket vettem figyelembe. A szilárd anyag terjedésével kapcsolatosan a szemcseméretre vonatkozó adatok hiányában nem készülhetett terjedési modellszámítás, így ebben az esetben csak az emissziók megjelenítésére volt lehetőség.

#### **4.3.1. Kén-oxidok**

A kén-oxidok, ezen belül a kén-dioxid évtizedeken át a fejlett és a fejlődő országok esetén is az egyik legjelentősebb légszennyező anyag volt. Ez az állapot számos országban, köztünk hazánkban is, kedvező irányba változott. Ezek az átalakulások elsősorban a környezetvédelmi beruházásoknak, a tüzelési és energetikai technológiaváltásnak, egyes iparágak leépülésének volt köszönhető.

Jászberényben a kén-oxidok kibocsátása a város meglehetősen kis területére koncentrálódik. A 2002-2011 években csak a település nyugati peremterületén helyezkedtek

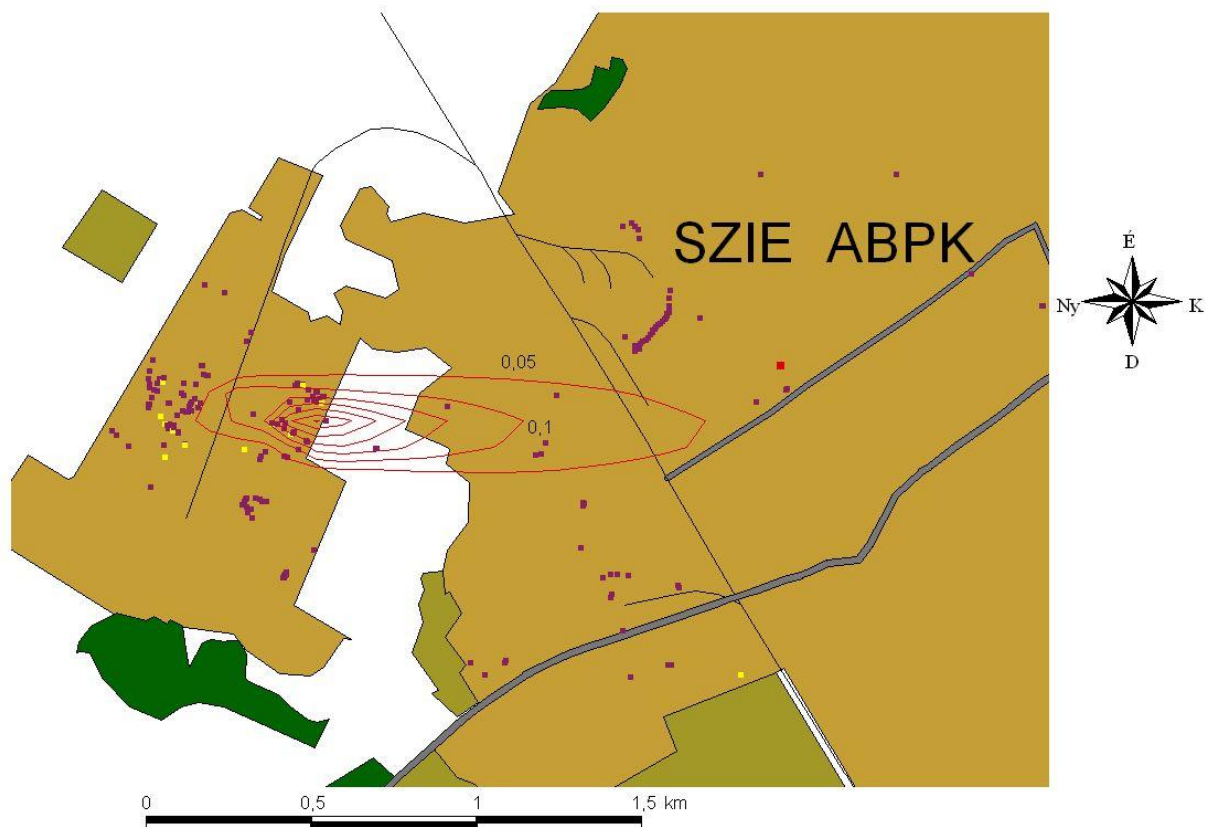
el e légszennyezőt emittáló források. Az említett időtartamon a kibocsátás mennyisége időben jelentős mértékű, akár nagyságrendbeli eltéréseket is mutat. Ezen éves eltérések oka lehet ipari technológiaváltás vagy adatbázis hiba is, azonban 2008. évtől kezdve a teljes emittált mennyiség éves szinten mintegy 200 kg körüli értéken stabilizálódott. Figyelembe véve e rendkívül szerény mennyiséget, az immisziómezők modellezésétől akár el is lehetne tekinteni, azonban tekintettel ennek az anyagnak a kiemelt szerepére, célszerű e szennyezőanyagok a terjedésével is foglalkozni.



**4.8. ábra.** A jászberényi bejelentésre kötelezett források hatására kialakuló éves átlagos kén-oxid ( $\text{SO}_2$  és  $\text{SO}_3$ , mint  $\text{SO}_2$ ) immisziómező 2008. évben, az érdességi paraméter értéke 0,26 m. Az izokoncentrációs vonalak  $0,001 \mu\text{g}/\text{m}^3$  sűrűséggel megjelenítve. A szennyezőt emittáló források sárga színnel leválogatva.

A 4.8. ábra jól szemlélteti, hogy Jászberényben a bejelentésre kötelezett források hatására kialakuló átlagos éves kén-dioxid immiszió mértéke lényegében elhanyagolható. Az izokoncentrációs és a belterületet határát jelző vonalak elhelyezkedése jól mutatja, hogy a kén-dioxidot emittáló források telepítése levegőtisztasági szempontból optimális volt. A modell alapján a forrásokhoz legközelebb eső mérőállomásra gyakorolt hatás is jelentéktelen, hiszen már e mérőpont is a  $0,001 \mu\text{g}/\text{m}^3$ -t és a  $0,002 \mu\text{g}/\text{m}^3$ -t jelölő izokoncentrációs között helyezkedik el, ami nem mond ellent a mérési adatok feldolgozásakor kapott eredményeknek.

Az ezt megelőző időszakban is hasonló az izokoncentrációs vonalak elhelyezkedése, az eltérés elsősorban abban mutatkozik meg, hogy e vonalak a kibocsátással arányosan nagyobb immisszió értékeket reprezentálnak. A számítások alapján egyértelműen megmutatkozik, hogy az ipari eredetű kén-oxid emisszió napjainkban jelentéktelen hatást gyakorol a település levegőminőségére, hiszen ha az emittált mennyiség 1000-szeresére változna, a belvárosban még akkor sem nőne  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ -rel az éves átlagos levegőterheltség. (Ilyen irányú emisszió változás azonban nem valószínűsíthető.) Amennyiben az érdességi paraméter értéke: 1,5 m még kedvezőbb a modell alapján számított immissziómező (4. melléklet 1. ábra). A koncentrációmezők hányadosa alapján interpolált kép (4. melléklet 2. ábra) jól szemlélteti, hogy a  $z_{\text{0eff}} = 0,26$  m választás szinte a teljes mintaterületen magasabb koncentrációs értékekhez vezet. Ez a hatás meglehetősen homogén, kivételt csak a forrásközei területek képeznek, ahol valamivel alacsonyabb immissziót jelez a 0,26 m effektív érdességi paraméter választása. A források elhelyezkedéséből következik, hogy a településre jellemző északnyugati, délnyugati, illetve északkeleti szél esetén ez a szennyezőanyag nem a város felé terjed. Kén-dioxid emisszió kapcsán a legkedvezőtlenebb meteorológiai szélirány a nyugati, bár ez meglehetősen ritka. Nyugati szélirányt feltételezve is megfigyelhető, hogy a csekély kibocsátás miatt, a legközelebbi mérőállomás is a  $0,05 \mu\text{g}/\text{m}^3$ -t jelölő izokoncentrációs vonalon kívül található (4.9. ábra). A különböző szélirányok feltételezésével a 0,26 m, illetve a 1,5 m érdességi paraméter alapján számított koncentráció-mezők hányadosa meglehetősen homogén eloszlást mutat. Ennek nyilvánvaló oka, hogy csak a város viszonylag kis területén van kén-oxid emisszió. A számított immisszió értékek hányadosát vizsgálva, valamennyi esetben megfigyelhető, hogy a forrásoktól a feltételezett szélirány mentén távolodva kb. kétszeres értékek figyelhetők meg a felszínközeli koncentrációknál, illetve az előbbi irányra merőlegesen rohamosan csökken a hányados értéke. Északkeleti, illetve északnyugati szél esetén kimutatható a források elkülönülése, de ilyen szélirányok esetén a forrásoknak nincs hatása a város levegőminőségére. Nyugati szélirány esetén a forrásoktól a belváros irányában haladva jelenik meg az előbb részletezett jelenség (4. melléklet 4. ábra). A kisebb  $z_0$  esetén, kétszeres érték is előfordul a városközpontban, ennek azonban az alacsony emisszió miatt pusztán elméleti jelentősége van. Éves koncentrációmezők hányadosát vizsgálva szembevetve, hogy kisebb  $z_0$  választása a források közelében jelez alacsonyabb koncentrációt, az emissziós pontoktól folyamatosan távolodva ez az érték fokozatosan nő (4. melléklet 2. ábra).

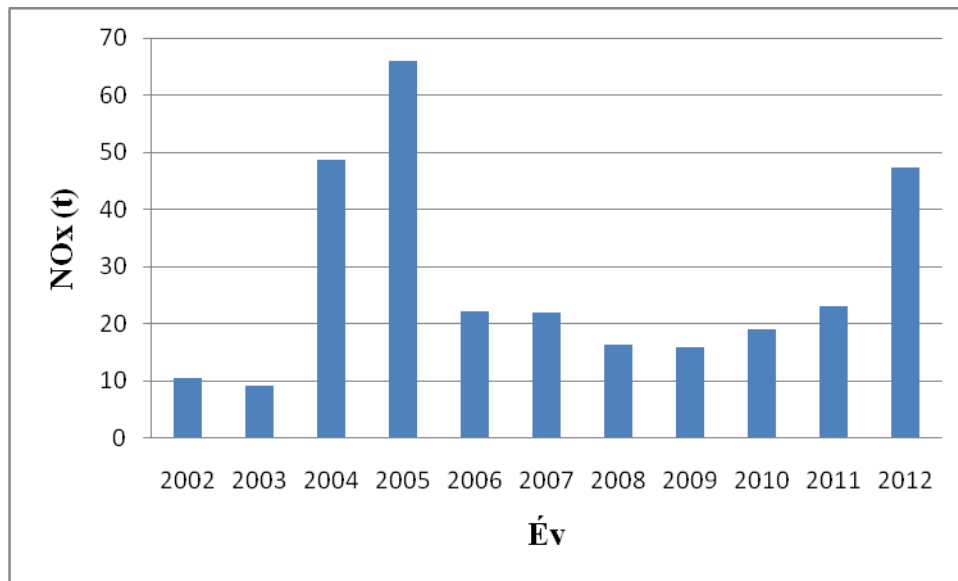


**4.9. ábra.** Kén-oxid ( $\text{SO}_2$  és  $\text{SO}_3$ , mint  $\text{SO}_2$ ) koncentrációmező 2008. 4. negyedévében nyugati szélirányt, 2,5 m/s szélességet 5 °C hőmérsékletet, 6-os stabilitási kategóriát 0, 26 m effektív érdességi paramétert és valamennyi forrás együttes üzemelését feltételezve. Az izokoncentrációs vonalak 0,05  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  sűrűséggel megjelenítve. A szennyezőt emittáló források sárga színnel leválogatva.

#### 4.3.2. Nitrogén-oxidok

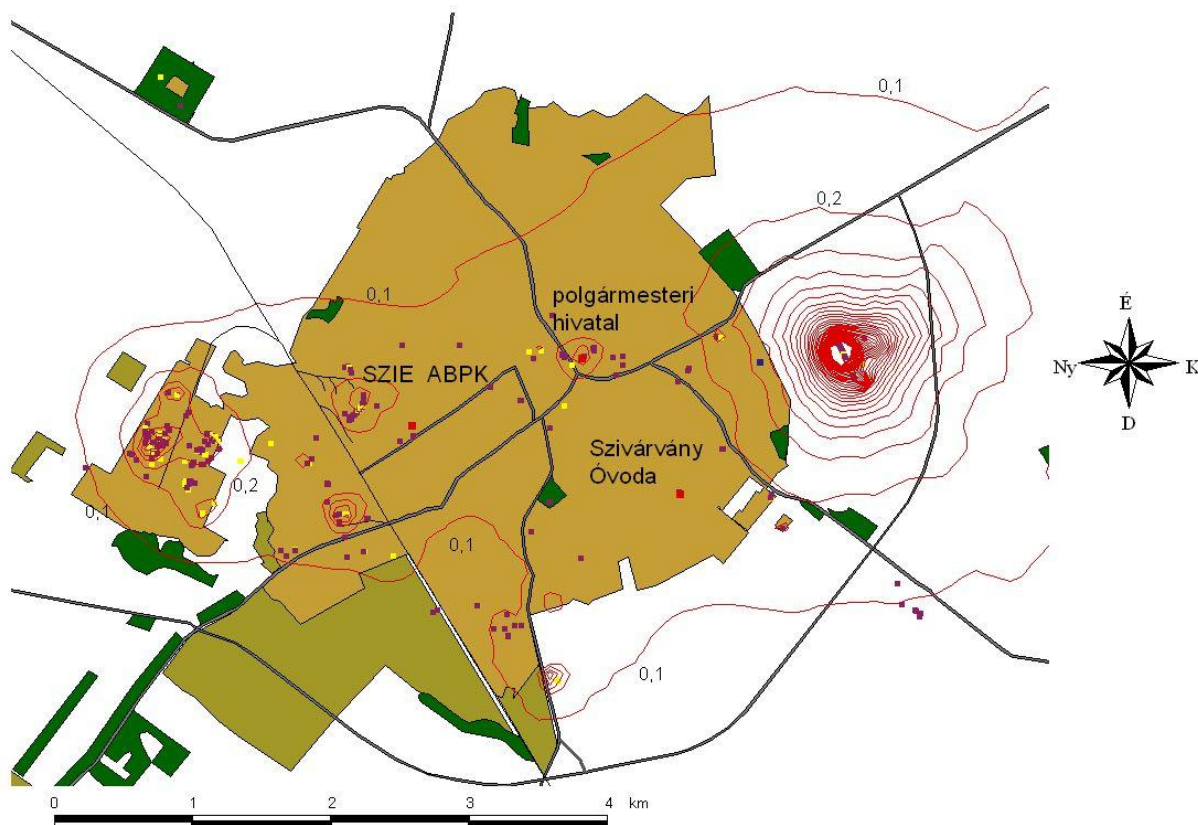
A nitrogén-oxidok antropogén kibocsátásának legjelentősebb okaként a fosszilis tüzelőanyagok (szén, kőolaj, földgáz) elégetését szokás megjelölni, amelyek általában háztartási tüzelőberendezésekben vagy járművekben történnek ([www.kvvm.hu](http://www.kvvm.hu)). A jászberényi emissziót vizsgálva megállapítható, hogy nitrogén-oxidokat a bejelentésre kötelezett a források döntő többsége kibocsát, ami nyilvánvalóan a fűtési, illetve az ipari tevékenység következménye. Az emittált nitrogén-oxidok mennyisége 2002 és 2003 években megközelítőleg azonosnak tekinthető, majd egy emelkedő kibocsátást jellemző időszak után 2005-ben érte el a csúcst, amit ismételen csökkenő emisszió követett, 2012. évben azonban ismét meghaladta a 45 tonna / év értéket (4.10. ábra).





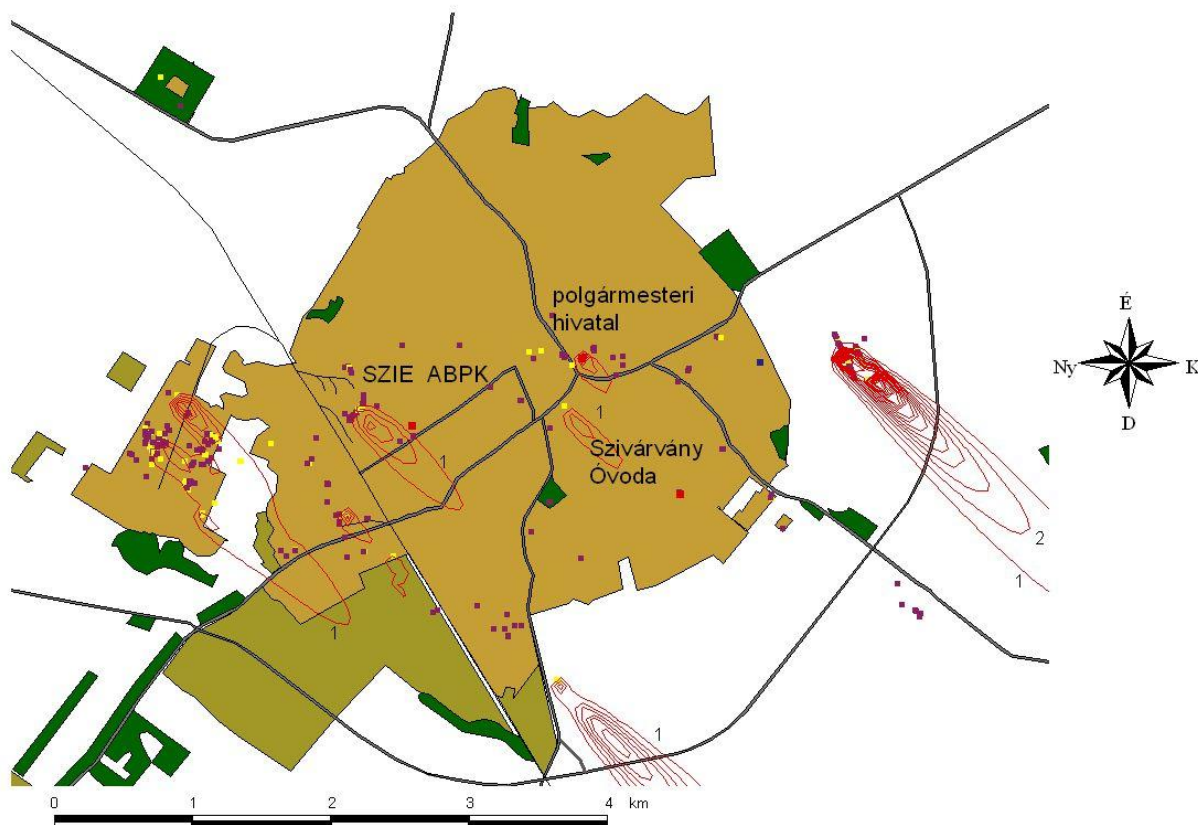
**4.10. ábra.** A jászberényi bejelentésre kötelezett források együttes nitrogén-oxid kibocsátása az idő függvényében

A 2002–2012 időszak alatt a település különböző tereimái által emittált mennyiség aránya jelentékenyen megváltozott. 2004-ig a város nyugati ipari területei voltak a dominánsak, majd 2005-től jelentősen megemelkedett a keleti térrész szerepe. E folyamat eredményeként napjainkban az ipari kibocsátások túlnyomó többsége a város keleti, szerényebb része a nyugati permterületeken keletkezik, legkevésbé a belvárosi források szerepe jelentős. Bár a számításokat elvégeztem egyéb időintervallumra is, a 2008. évi eredmények meglehetősen jól reprezentálják a napjainkra kialakult állapotot. Az azóta eltelt időszakban az enyhén emelkedő emisszió túl lényegi eltérést a város déli részén ideiglenesen működő aszfaltkeverő cég termelés visszaesése jelenti. Annak ellenére, hogy a legtöbb bejelentésre kötelezett pontforrás emittál nitrogén-oxidokat, a belvárosi források hatása a számított immissziómezőn, meglehetősen szerény mértékben jelenik meg (4.11. ábra). Ezeknek a forrásoknak a kibocsátása, mivel általában kazánkéimenyekről van szó, elsősorban fűtési periódushoz köthetők. Az itt végbemenő emisszióknak köszönhetően, ha minimális mértékben is, de kirajzolódik egy belvárosi térrész. A 2008-as koncentrációmező jól szemlélteti a keleti városrész relatíve nagyobb súlyát, de a csekély levegőterhelés miatt ezen a területen sem kell jelentékeny immisszió növekedéssel számolni.



**4.11. ábra.** A jászberényi bejelentésre kötelezett források hatására kialakuló éves átlagos nitrogén-oxid immisziómező 2008. évben, az érdességi paraméter értéke 0,26 m. Az izokoncentrációs vonalak 0,1 µg/m<sup>3</sup> sűrűséggel megjelenítve. A szennyezőt emittáló források sárga színnel leválogatva.

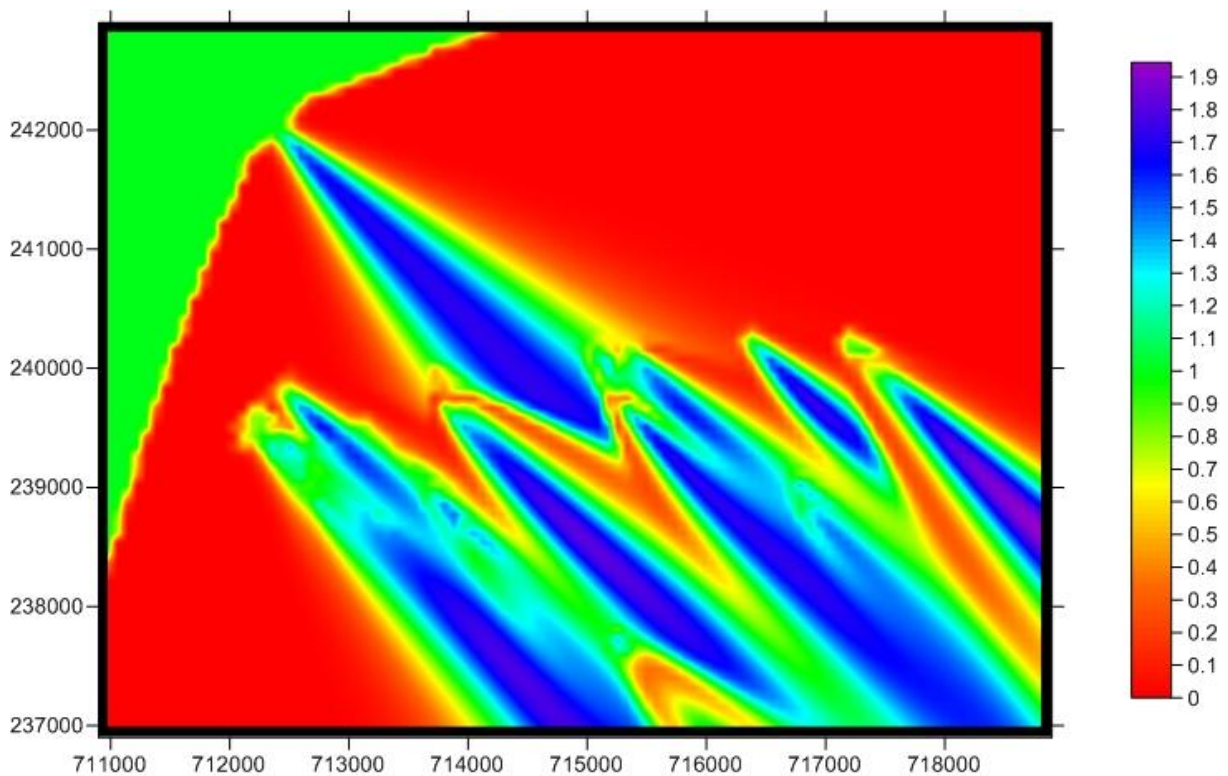
A város nyugati ipari része a keletinél összetettebb képet mutat, az izokoncentrációs vonalak több térrészre szabdalják e területet. Látható, hogy a 0,1 µg/m<sup>3</sup> immisziót jelző izokoncentrációs vonalon belül található a SZIE ABPK-n, a belvárosban és a Szivárvány óvoda területén üzemelő mérőállomást szemléltető pont is. Természetesen, amikor ezeken a helyszíneken folytak mérések, más volt a városi kibocsátás jellege, ennek ellenére jól érzékelhető a régebbi időszakra vonatkozó ipari eredetű kibocsátás csekély jelentősége. Jelenleg a belvárosban és a város nyugati, illetve keleti részén éves szinten mintegy 0,1–0,2 µg/m<sup>3</sup> NO<sub>x</sub> koncentrációnövekedést jelez a modell, a település déli és északi részén 0,1 µg/m<sup>3</sup>-nél kisebbet. Az eredményeket figyelembe véve azt lehet feltételezni, hogy a bejelentésre kötelezett pontforrások hatása a mérési eredményekre ebből következően a település levegőminőségére elhanyagolható mértékű. Az izokoncentrációs vonalak elhelyezkedése és a belterületet jelző poligon határvonalának egymáshoz viszonyított helyzete e légszennyező esetén is kedvező ipartelepítésre utal.



**4.12. ábra. NO<sub>x</sub> koncentrációmező 2008. 4. negyedévben északnyugati szélirányt, 2,5 m/s szélességet 5 °C hőmérsékletet, 6-os stabilitási kategóriát 0, 26 m effektív érdességi paramétert és valamennyi forrás együttes üzemelését feltételezve. Az izokoncentrációs vonalak 1 µg/m<sup>3</sup> sűrűséggel megjelenítve. A szennyezőt emittáló források sárga színnel leválogatva.**

A 4.11. ábrán megjelenő és a további számítások által meghatározott koncentrációmezők és a mérési eredmények nincsenek egymással ellentmondásban. Nagy valószínűséggel az általános tendenciáknak megfelelően a jászberényi nitrogén-dioxid koncentráció is elsősorban közlekedési, szerényebb mértékben pedig fűtési eredetű. A különböző negyedéves adatok alapján számított immissziómezők is csak csekély mértékben érzékenyek a fűtési, illetve fűtésmentes időszakokra, ami arra enged következtetni, hogy a bejelentett források kibocsátása alapvetően az ipari folyamatokhoz kötődik. Ezek a források nyugati szélirány esetén gyakorolják legerősebb hatást a belváros levegőminőségére, de még ilyen meteorológiai feltétel esetén sem éri a településközpontot jelentékeny terhelés. A gyakran előforduló északnyugati szél esetén, a szennyezőanyag túlnyomó többsége a külterület felé terjed (4.12. ábra), de ugyanez mondható el a délkeleti és északkeleti szélirányok esetén is (5. melléklet 3., 4., 5. ábra). Az érdességi paraméter hatását vizsgálva jelentős eltérés figyelhető meg a kén-dioxidhoz képest. Az éves koncentrációmezők hányadosát képezve (5. melléklet 2. ábra) az eredmény azt jelzi, hogy jászberényi viszonylatban e szennyezőanyag eloszlása

kevésbé érzékeny az effektív érdességi paraméter megválasztására. A bel- és külterületi részeken is megközelítőleg azonos értékek adódnak, a hányadosok nagy része 0,8 és 1,2 értékek között található. Szembetűnőek e szennyezőt relatíve jelentősebb mennyiségben kibocsátó források közelében látható alacsonyabb értékek, majd a forrásoktól távolodva viszonylag homogén eloszlású magasabb hányadosok. Megmutatkozik a nyugati térrész magterülete, továbbá jól kivehetőek a belvárosi és a keleti források is. Az éves átlaggal szemben, adott szélirány mellett óras átlagot vizsgálva nagyobb volumenű eltérések mutatkoznak meg. Nyugati szélirány esetén az értékek hányadosa viszonylag homogén eloszlású, a domináns nyugati forrásoktól kezdődően a szélirány mentén egyetlen csaknem kétszeres értéket reprezentáló irány mentén található a magasabb értékek, és erre az irányra merőlegesen pedig folyamatos csökkenés figyelhető meg. Ebben az esetben a hányadosok értékét lényegében csak a nyugati, illetve a keleti iparterület forrásai befolyásolják, teljesen elnyomva a többi hatását.



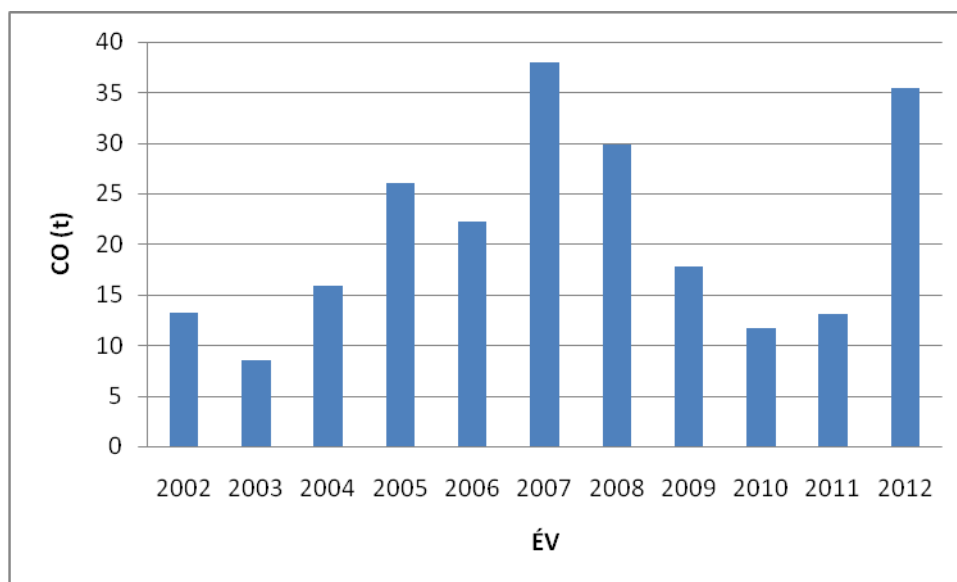
**4.13. ábra. A 4.12. és 5. melléklet 3. ábrán szemléltetett koncentrációmezők hányadosa**

Északnyugati, illetve északkeleti szél esetén jóval heterogénebb eloszlás figyelhető meg (4.13. ábra, 5. melléklet 6. ábra). A város északi területén, a források elhelyezkedésének megfelelően egyik esetben sincs változás, ellenben a többi területen a szél irányában, illetve erre merőlegesen igen jelentős eltérések figyelhetők meg. Ilyen meteorológiai körülményeket

feltételezve a kisebb források erőteljesebben befolyásolják a hányadosok értékét, nyilvánvalóan a speciális elhelyezkedésük és a szélirány együttes hatásának köszönhetően értékelődik fel a szerepük.

### 4.3.3. Szén-monoxid

Általában tökéletlen égés következtében levegőbe kerülő szén-monoxid fő antropogén forrásai: a közlekedés, energiaipar, kohászat, illetve egyéb ipari tevékenységek, esetleg dohányzás. A nitrogén-oxidokhoz hasonlóan, szén-monoxidot is a mintaterületen található források jelentős része emittál. Az idő függvényében a kibocsátott anyagmennyiség 2002-től 2007-ig kisebb megszakításokkal folyamatosan emelkedő tendenciát mutatott, majd, ettől az időszaktól kezdve 2011-ig csaknem folyamatosan csökkenő idősor jelenik meg, végül 2012. évben a kibocsátás csaknem eléri a 2008. év előtti szintet (4.14. ábra).

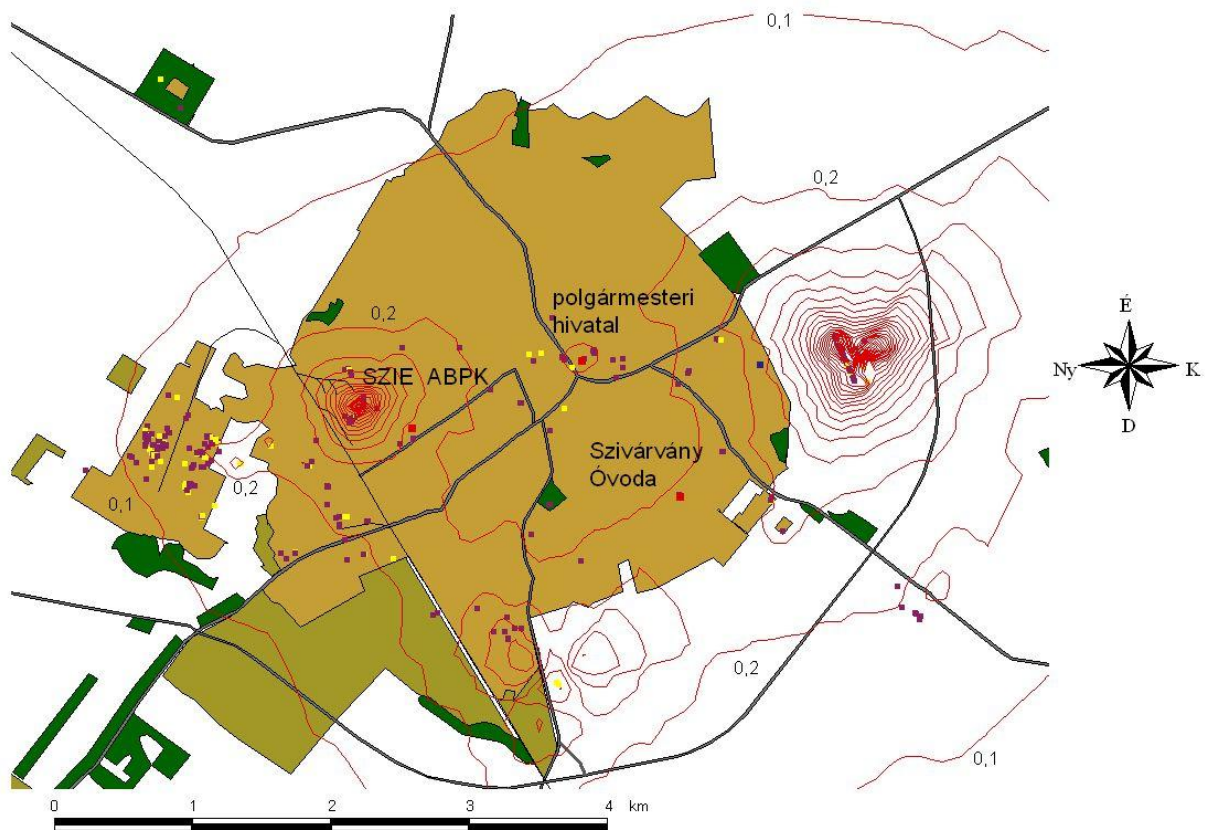


4.14. ábra. A jászberényi bejelentésre kötelezett források együttes szén-monoxid kibocsátása az idő függvényében

Az emisszió időbeli és térbeli eloszlását vizsgálva a szén-monoxiddal kapcsolatosan is a nitrogén-oxidokhoz hasonló állítások fogalmazhatók meg (SZÜCS J. 2011b). A 2000-es évek első felében egyértelműen a város nyugati szélén található források adták az emisszió nagyobb hányadát, majd 2005-től kezdve a keleti térrész relatív szerepe értékelődött fel, míg az előbb említett terület háttérbe szorult. A 2008. év adatai szén-monoxid kapcsán is megfelelő betekintést nyújtanak a mintaterületen megfigyelhető eloszlás, terjedés főbb jellemzőinek szemléltetéséhez. Mindemellett semmiképpen nem hagyható figyelmen kívül, hogy ebben az évben a város déli részén működő aszfaltkeverő relatíve jelentős CO



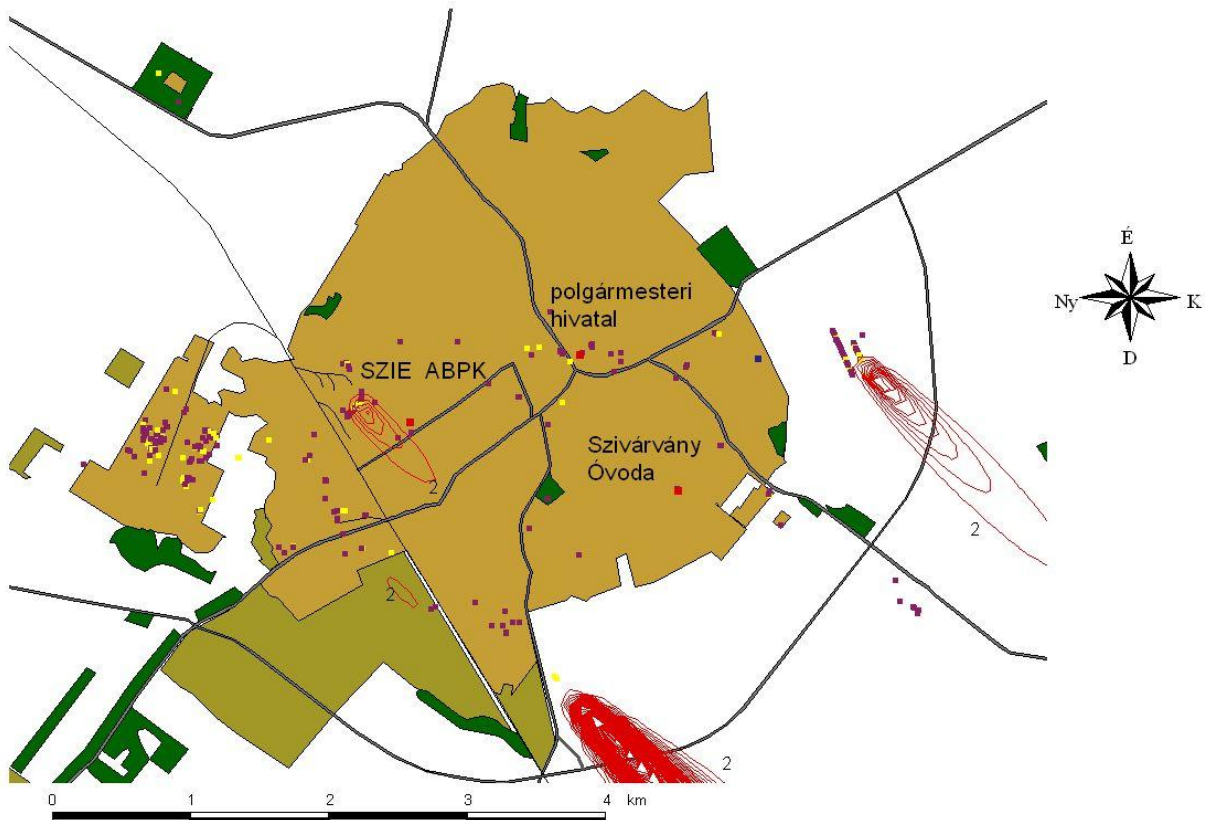
kibocsátással bírt, ebből kifolyólag az egyéb források relatív szerepe valamelyest csökkent. A 4.15. ábra jól érzékelteti, hogy a nyugati városrészen belül a vasútvonalon túli rész szerepe valamivel szerényebb, míg a vasútvonal menti valamivel jelentősebb, mint a nitrogén-oxidok esetén. Ez a 2007-ben kezdődő tendencia jól követhető az adatbázis által hordozott információkon túl az izokoncentrációs vonalak elhelyezkedésében is. Szén-monoxidot emittálnak a belvárosi források is, de ebben az esetben is az iparosodott térréumokhoz képest elhanyagolható a hatásuk.



**4.15. ábra.** A jászberényi bejelentésre kötelezett források hatására kialakuló éves átlagos szén-monoxid immissziómező 2008. évben, az érdességi paraméter értéke 0,26 m. Az izokoncentrációs vonalak  $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  sűrűséggel megjelenítve. A szennyezőt emittáló források sárga színnel leválogatva.

E légszennyezővel kapcsolatosan is megállapítható, hogy a kibocsátást jellemző alacsony emisszió mellett, a terjedési folyamatok is optimálisak, a leggyakoribb meteorológiai körülmények között ez az anyag sem a belterület irányába transzportálódik. Az északkeleti, északnyugati és délnyugati szélirány előfordulásakor az emittált szén-monoxid nagyrészt a külterületeken szállítódik tovább (4.16., 4.17. ábra, 6. melléklet 3., 5., 7., 8. ábra). A legkedvezőtlenebb szélirány szintén a nyugati, de ebben az esetben is elhanyagolható mértékű koncentrációnövekedéssel lehet számolni a város belterületén. Sajnos mérési adatokkal való

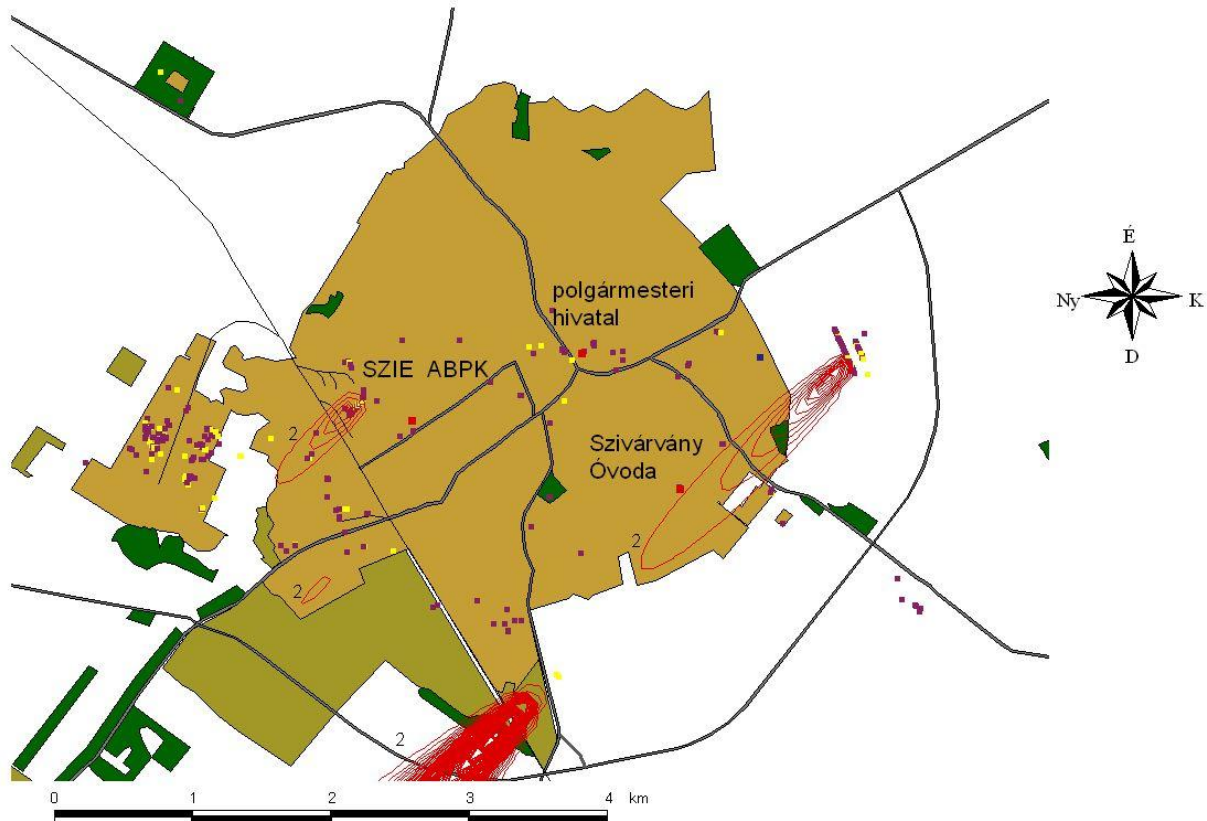
összehasonlítás nem lehetséges, így ebben az esetben teljes mértékben a modellszámítások eredményeire kell hagyatkozni. Az eredményül kapott koncentrációk értéke, órás, illetve éves átlagolási időt tekintve is nagyságrendekkel kisebb a határértékben rögzítetttnél. (Természetesen a modell alapján csak a pontforrások hatásáról lehet következtetést levonni, az egyéb eredetű immisszióról nem.) A fűtési, nem fűtési időszak váltakozása a nitrogén-dioxidhoz képest megnövekszik, de itt sem mutatható ki jelentős eltérés.



**4.16. ábra.** CO koncentrációmező 2008. 4. negyedévében északnyugati szélirányt, 2,5 m/s szélességet 5 °C hőmérsékletet, 6-os stabilitási kategóriát 0,26 m effektív érdességi paramétert és valamennyi forrás együttes üzemelését feltételezve. Az izokoncentrációs vonalak 2 µg/m<sup>3</sup> sűrűséggel megjelenítve. A szennyezőt emittáló források sárga színnel leválogatva.

Az éves szén-monoxid koncentrációmező érzékenysége, az érdességi paraméter megválasztására a nitrogén-dioxidhoz hasonló eredményt mutat. A kisebb értékadás a források közelében valamivel alacsonyabb immissziót eredményez. Ebben az esetben is látványosan kirajzolódnak a keleti, nyugati, belvárosi és déli források. A bel- és külterületen szintén meglehetősen homogén eloszlást mutat a hányadosok értéke, általánosan a magasabb koncentrációk kisebb  $z_0$  választása esetén jelentkeznek (6. melléklet 2. ábra). Szélirányonként vizsgálva az eltérést, itt is szembetűnő, hogy a kisebb források hatása csak akkor jelentkezik,

ha nem nyugati vagy keleti a terjedés iránya. Ekkor a többi szennyezőanyaghoz hasonlóan, a dominánsabb területekről a szél irányának megfelelően magasabb értékek mutatkoznak, és erre merőlegesen erőteljes csökkenés jelentkezik. Egyéb szélirányok esetén a források relatív dominanciáját jól tükrözi, hogy amelyek esetén megszűnik ez a kimutatható magasabb érték, azoknak kicsi a szerepe. (6. melléklet 4., 6., 9. ábrák).



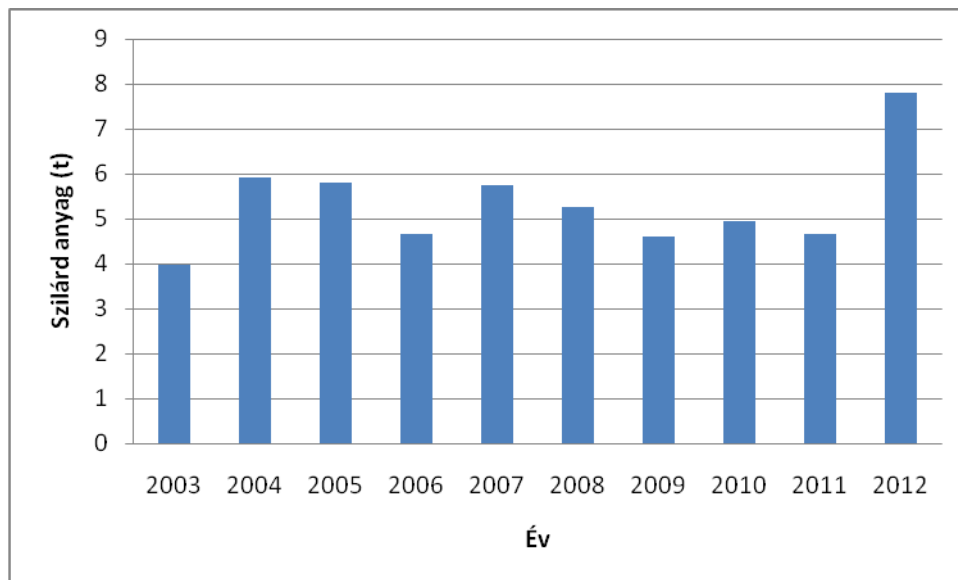
4.17. ábra. CO koncentrációmező 2008. 4. negyedévből északkeleti szélirányt, 2,5 m/s szélességet 5 °C hőmérsékletet, 6-os stabilitási kategóriát 0, 26 m effektív érdességi paramétert és valamennyi forrás együttes üzemelését feltételezve. Az izokoncentrációs vonalak 2 µg/m<sup>3</sup> sűrűséggel megjelenítve. A szennyezőt emittáló források sárga színnel leválogatva.

#### 4.3.4. Szilárd anyag

A szilárd anyagok ülepedésének mértéke jelentősen függ a szemcsemérettől, ezért terjedésének és ülepedésének pontos leírásához szükség van a részecskék méret szerinti eloszlására, erről azonban, mint említettem, az adatbázis nem tartalmaz információt. Ebből következően e szennyezőanyag esetén transzmissziós modell alkalmazása nem lehetséges, így az immissziómezők megjelenítése helyett az emisszió vizsgálatára helyeződik a hangsúly, más, egyszerűbb térinformatikai és statisztikai eszközök kerülnek előtérbe. A jászberényi források által emittált szilárd anyag mennyisége a 2004. évi viszonylag erőteljes növekedést



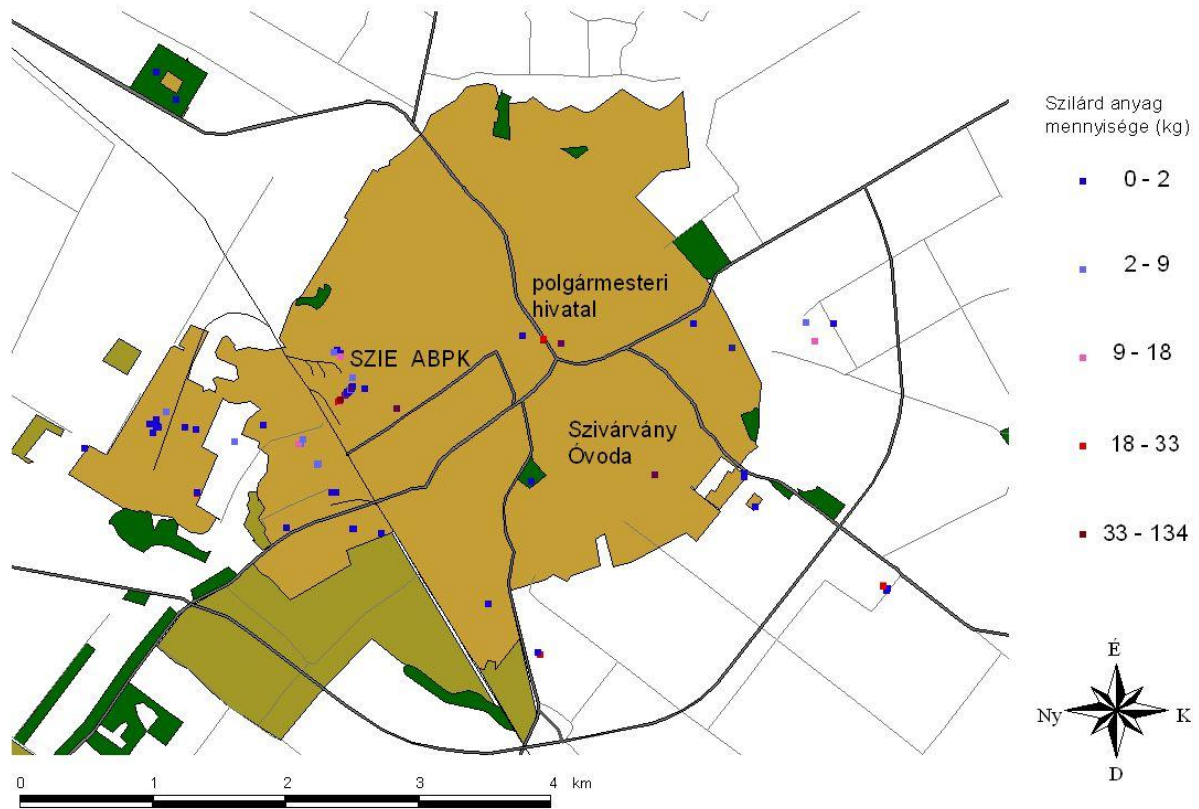
követően kisebb megszakításokkal enyhén csökkenő trendet mutat, amelyet a többi szennyezőanyaghoz hasonlóan nagyobb 2012. évi érték követ (4.18. ábra). A térbeli eloszlást vizsgálva, az elemibb módszerek ellenére számos eltérés figyelhető meg az előző részekben említett anyagok kibocsátásához képest.



**4.18. ábra. A jászberényi bejelentésre kötelezett források által emittált szilárd anyag együttes mennyisége az idő függvényében**

A település elhelyezkedéséből adódóan, jelentős szerepe van az élelmiszeriparnak és takarmánygyártásnak, ami abban is megnyilvánul, hogy a teljes emittált városi pormennyiség tömegének jelentős, általában 50%-ot meghaladó, részét adja a malom- és keverőüzemekből származó szilárd anyag. Ennek egy része a városközpontban keletkezett, de egy üzemáttelepítést követően, ebben a térségben lényegében megszűnt ennek az anyagnak az emissziója. Ez a folyamat rendkívül kedvező abból a szempontból, hogy a településen az ülepedő por határérték betartása többször is problémát okozott, emellett a közlekedési eredetű porterhelés is a városközpontot sújtja leginkább. Az előző szennyezőanyagok kibocsátásánál jelentősebb relatív súlyt kapó keleti, illetve nyugati peremterületek szerepe általában csökken, lényegében elhanyagolhatóvá válik, viszont megnő a vasútvonal menti területek belváros felé eső részének a jelentősége. Ennek a területnek az északi, északnyugati részén elhelyezkedő források túlnyomó többsége a fémmegmunkáláshoz kapcsolódik, így az általuk emittált szennyezés döntő többsége is ezzel áll relációban. Az ilyen jellegű ipari folyamatok által emittált szilárd anyag fizikai jellemzői miatt, a források közvetlen környezetében feltehetően jelentékeny az ülepedés szerepe. A meteorológiai adatbázist is figyelembe véve nagy valószínűséggel az itteni kibocsátások legfeljebb a SZIE ABPK területén található mérési

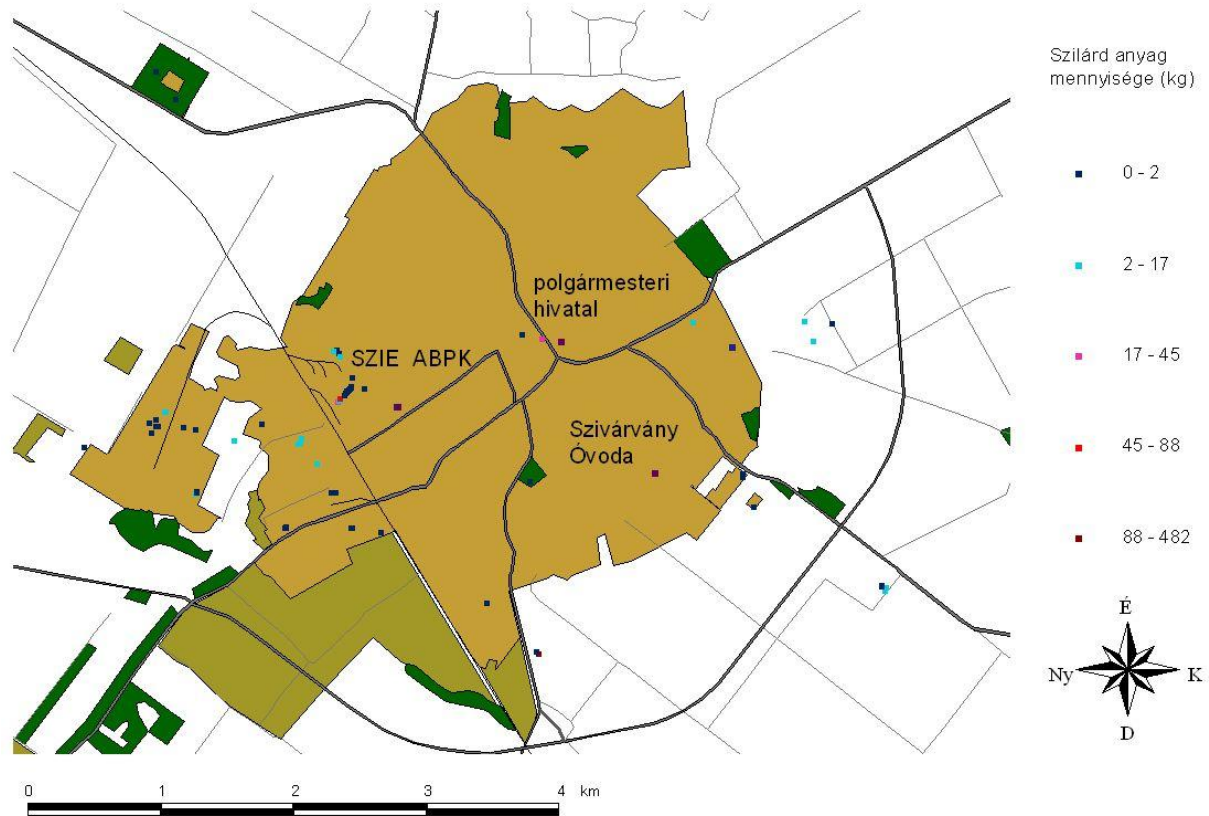
adatokban jelenhettek meg. Ezen a területen található összes kibocsátás a 2008-as válságtól kezdődően jelentősen csökkent. A vasútvonal menti déli-délkeleti területen már jóval több, eltérő tevékenységet űző cég található, amelyből adódóan összetettebb kibocsátások a jellemzők.



**4.19. ábra. A jászberényi források által emittált szilárd anyag emisszió 2008. 2. negyedév**

A gazdasági tevékenységek széles választéka figyelhető meg, amely magában foglalja a mezőgazdasági, élelmiszeripari és építőipari tevékenységet is, így általános következtetés levonása rendkívül nehézkes. A város meteorológiai jellemzői miatt annyi biztosan megállapítható, hogy az esetek döntő többségében a szennyezőanyagok nem a város felé terjednek. Hasonlóan relatíve jelentősebbé válik a várostól délkeletre fekvő, külterületen található pontforrások szerepe. Itt alapvetően mezőgazdasági eredetű emisszióról lévén szó, szintén nem lehet pontos becslést adni az ülepedés mértékére, de a meteorológiai adatokkal összevetve annyi egyértelműen megállapítható, hogy ezek a források a városi levegőminőségre lényegében nincsenek hatással. Az előző megállapításokból következik, hogy Jászberény területének legnagyobb részén a háttérértékhez adódó por immisszióért nagy valószínűséggel elsősorban a közlekedési, illetve mezőgazdasági források a felelősek, a gázár változásai miatt azonban napjainkra ismét megnőhet a kommunális fűtés szerepe.

Természetesen további kutatásokra lenne szükség e tényezők arányának megbecslésére. További differencia mutatkozik abban is, hogy az előző szennyezőanyagoknál tapasztalt eddigi térbeli és időbeli viszonylag homogén kibocsátás jóval heterogénebbé válik.



4.20. ábra. A jászberényi források által emittált szilárd anyag emisszió 2008. 4. negyedév

Az említett három fontosabb térrénum kibocsátása is állandó változást mutat. Általános tendenciaként, a szilárd anyag kibocsátás legnagyobb hányada a város délnyugati részére tolódik. A legtöbb helyszínen általában nem fűtési időszakban nagyobb a kibocsátás, ez az ingadozás feltehetően az ipari/mezőgazdasági idénymunkákkal is kapcsolatban van (4.19. és 4.20. ábrák).

## 4.4. A városi légszennyezettségi mérőhálózat adatainak értékelése

### 4.4.1. Nitrogén-dioxid

#### 4.4.1.1. Immisszió adatok elemzése

Nitrogén-dioxiddal kapcsolatosan a szakirodalom eltérő mértékű becslést ad a közlekedési források szerepével kapcsolatosan. SÁNDOR V. – BARANKA GY. (1993) Budapestre vonatkozóan a közlekedés szerepét az összes nitrogén-oxid emisszió 41%-ára becsüli, jászberényi relációban 55%-os becslés jelent meg (SZABÓNÉ GARA I. 2005), de egyes településeken ez a 80%-os arányt is elérheti. Természetesen ez az arányszám nem statikus állandó, függ a társadalom környezettudatosságától, a gazdaság szerkezetétől, a technológiai színvonalától stb. A nitrogén-oxidok emissziója kapcsán elmondható, hogy a rendszerváltás óta e szennyező összes hazai kibocsátott mennyisége csökkent, viszont a közlekedési források relatív szerepe 2006-ig nőtt, majd enyhe visszaesés kezdődött (4.2. táblázat), ami feltehetően tovább tart a 2007–2012. évi drasztikus üzemanyagár-emelések következtében.

4.2. táblázat. A Magyarországon emittált összes, illetve közlekedési eredetű nitrogén-oxid emisszió

Év	1990	1995	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009
NO <sub>x</sub> (ezer t)	238	190	186	186	186	186	181	204	208	190	183	167
Ebből közlekedési eredetű (ezer t)	116	101	110	113	116	114	112	135	142	123	117	105
Közlekedés aránya a teljes kibocsátás százalékában	49	53	59	61	62	61	62	66	69	65	64	63

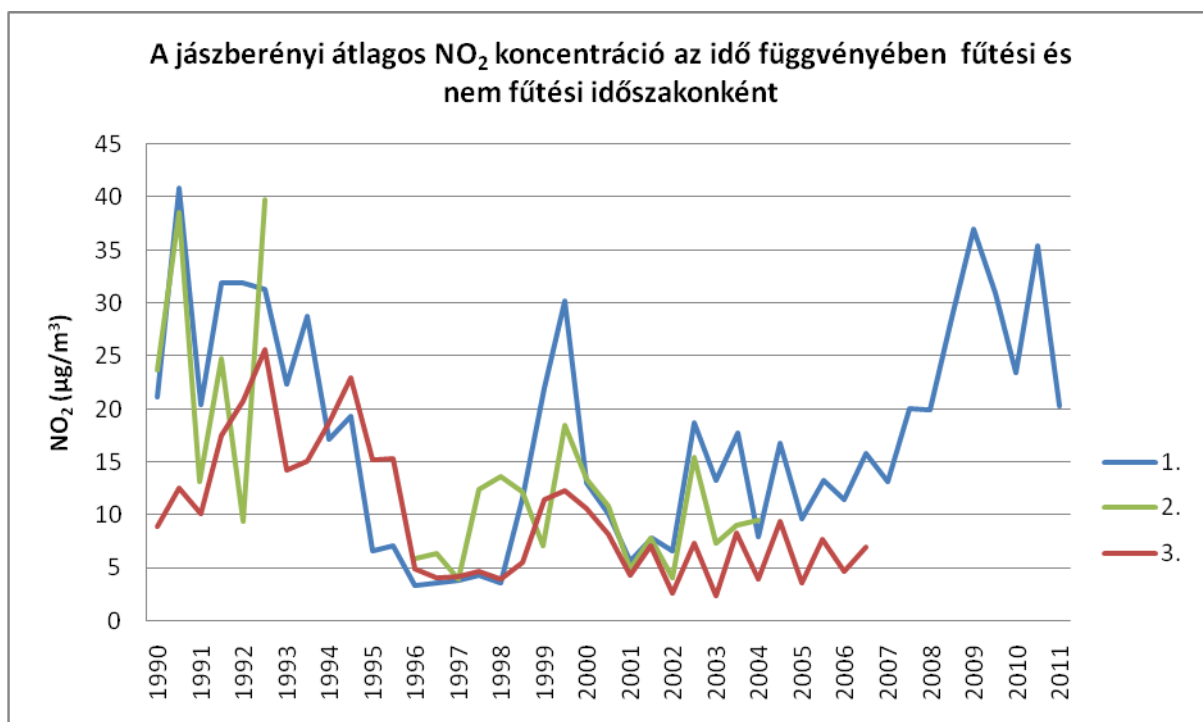
Forrás: KSH

A legtöbb légszennyezőanyag koncentrációi jellegzetes éves, illetve napi menettel rendelkeznek, továbbá a több éves idősor analízisével megállapíthatók a hosszú távú trendhatások is. Természetesen a települési mérési eredmények objektív értékeléséhez célszerű figyelembe venni a regionális háttér-koncentráció adatokat is. A 4.3. táblázat és a 4.27. ábra alapján megfigyelhető, hogy a 3. számú mérőállomás adatai (SZIE ABPK, piros görbe) néhány esetben, 1990, 1996, 1997. évi, illetve 2000-től kezdődően lényegében minimális eltérést mutatnak a regionális háttérértékektől.

4.3. táblázat. A K-pusztán mért átlagos regionális nitrogén-dioxid háttér-koncentrációk

Év	1990	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002
NO <sub>2</sub> (µg/m <sup>3</sup> )	8.1	-	6.5	8.3	5.9	5.7	5.3	5.7	5.4
Év	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011
NO <sub>2</sub> (µg/m <sup>3</sup> )	5.5	5.0	4.6	5.9	5.2	6.2	6.2	7.5	-

Forrás: KSH



**4.21. ábra. A jászberényi mérőállomásokon mért átlagos NO<sub>2</sub> koncentráció az idő függvényében fűtési és nem fűtési periódusonként**

Az ábra a jászberényi immisszió mérőállomások (1–3.) adatai alapján készült. (A szakadási helyek adathiányra utalnak. A trend kiemelése miatt alkalmaztam vonaldiagramot.)

A többi mérőállomás esetén ez csak 1996–97 periódusban teljesül. Ennek egyik oka feltehetően a 3. számú mérőállomás elhelyezkedésében és a leggyakoribb szélirányban keresendő, hiszen ilyen körülmények között jól átkevert, a település hatásaitól mentes levegő érkezik erre a területre. A 4.21. ábrán jól látható, hogy a belvárosi immisszió értékek (kék görbe) fűtési és nem fűtési periódusban számított átlagos értékei néhány esetben nem különülnek el élesen, alkalmanként összemosódnak. Általánosan elmondható, hogy a belvárosi immisszió a legmagasabb, de bizonyos időszakonként a többi adat is megközelíti, néhány alkalommal meg is haladja ezt. Ilyen eset fordult elő pl. 1994 és 1998 között, amikor a Szent István Egyetem Alkalmazott Bölcsészeti és Pedagógiai Karán, illetve 1993-ban és

1996–98-ban a Szivárvány Óvoda területén mért átlag immisszió (zöld görbe), ha kis mértékben is, de nagyobb volt a belvárosinál. A vonaldiagramról leolvasható, hogy leginkább a belváros és a SZIE ABPK adatai „mozognak együtt”, ez az eredmény a településre jellemző szélirány gyakorisági eloszlással nincs ellentmondásban. Valamennyi mérőállomás adatai alapján megállapítható, hogy eltérő hosszúságú csökkenő tendencia után meglehetősen alacsony értékek körüli stagnálás mutatkozik 1997. évben, majd egy mérőállomásonként eltérő mértékű erőteljes emelkedő, majd csökkenő időszak után ismét alacsony értékek következnek, amelyek ismét stabilizálódnak, de már az 1997-es évnél magasabb szinten. Későbbi időszakra vonatkozóan már csak a belvárosi adatok állnak rendelkezésre, ahol ismételen emelkedés mutatkozik meg. Ezeket az általános megállapításokat számszerűsítik a fűtési és nem fűtési periódusonként elvégzett különböző statisztikai próbák, illetve mutatók. A várható értékek egyezőségeinek vizsgálatát ellenőrző t-próba esetén viszont problémát okoz a helyenként felmerülő adathiány. Egy állomás jelentős adathiánya esetén (pl. egy vagy több adott hónapon át) kimutathatók nem létező egyezések, vagy elfedhetők a különbségek. Annak biztosítására, hogy csak azok az adatok kerüljenek összehasonlításra, mikor mindkét mérőállomás rendelkezik mért adattal, párosított t-próbák alkalmazása ad lehetőséget. Az adatsorok kapcsolatát jól jellemzik a korrelációs együtthatók. Egy adott állomás esetén a fűtési és a nem fűtési időszakok közötti átmenet vizsgálatát megkönnyíti a változás mértékét kifejező láncviszonszámok használata. A láncviszonszámok értékéből lehet következtetni a közlekedés hatására is, minél inkább egyhez közeli az értékük annál inkább jelentős a járművek hatása. Fűtési időszakból nem fűtésibe való átmenet kapcsán 0-hoz közelítő, illetve nem fűtésiből fűtésibe való átmenet esetén 1-et minél nagyobb mértékben meghaladó értékek viszont a fűtés és/vagy ipar dominanciájára utalnak. Az elvégzett számítások, amelyek terjedelmi okok miatt a 7. számú mellékletben találhatóak, a 4. 21. ábrán látható grafikon alapján tett megállapításokat alátámasztják. A láncviszonszámok esetén a legnagyobb, illetve a legkisebb értékek legfeljebb megközelítőleg mintegy három-négyszeres (harmad részre való immisszió növekedést) csökkenést jeleznek, de 1 körüli értékek is előfordulnak (7. melléklet 3. táblázat). Természetesen az eredmények helyes értelmezéséhez figyelembe kell venni az adatok számát is, így a szélsőértékek megállapításánál a feltehetően nem reprezentatív értékeket nem vettem figyelembe (4.4. táblázat). A különböző állomások adatai között 95%-os megbízhatósági szinten elvégzett t-próba eredmények nem fűtési időszakban is viszonylag ritkán jeleznek egyezést, ebből következően, a szennyező esetén elsősorban a közlekedési

források hatása dominálhat, azaz feltehetően a vonalforrások idézik elő az adatsorok között kimutatható különbségeket.

4.4. táblázat. A jászberényi fűtési időszakra vonatkozó, illetve nem fűtési időszakra vonatkozó átlagos NO<sub>2</sub> immisszió értékekből képzett láncviszonyszámok néhány statisztikai mutatója mérőállomásonként

	<b>belváros</b>	<b>SZIE ABPK</b>	<b>óvoda</b>
maximum	3,30	3,46	3,14
minimum	0,34	0,33	0,45

Adatforrás: OLM.

Az adatokból képzett korrelációs együtthatók is hasonló eredményekre engednek következtetni, legtöbbször független, gyenge vagy közepes kapcsolatra utaló értékek fordulnak elő, egyetlen esetben található csak erős kapcsolatot jelző érték. Fűtési időszakban valamivel több esetben fordulnak elő nagyobb t-próba értékek, illetve a korrelációs együtthatók, ami a fűtési eredetű immisszió viszonylag egyenletes hatását tételezi fel (7. melléklet 1-2. táblázat). Az 1990–2007 időszak teljes adatsorát is összehasonlításának, az eredményei mind fűtési, mind nem fűtési időszakban eltérő várható értékekre és gyenge közepes kapcsolatra utalnak. Valamennyi esetben a grafikonon mutatkozó kapcsolatok nyomon követhetőek a számítások eredményeiben is. Az eredményül kapott mutatók egyúttal azt is jelzik, hogy pusztán mérőállomások adataiból mennyire nehézkes légszennyezetségi térkép interpolálása még egy Jászberény méretű város esetén is. A városi adatok térbeli reprezentativitása rendkívül kicsi, ez leginkább gyenge szél esetén feltűnő, ilyen esetben, városi környezetben erős koncentráció-gradiens alakul(hat) ki. A felsorolt okokból következő nagy hibavalószínűség miatt nem készítettem immisszió méréseken alapuló légszennyezési térképet. Annak vizsgálatára, hogy a város levegőminőségét milyen mértékben befolyásolja az antropogén hatás, további statisztikai elemzésekre is sor került. Mivel általában a belvárosban mért értékek a legmagasabbak, és a legtöbb emberi tevékenység a hét napjainak megfelelő periodicitást mutat, a mért értékeket a hét napjainak megfelelően csoportokba lehet sorolni, és megvizsgálni, hogy kimutatható-e a csoportok átlagértékei között jelentős eltérés. A vizsgálatokat a 2000–2011 időintervallumra vonatkozóan végeztem el szintén fűtési és nem fűtési időszakokra bontva. Ezen időszakban adatok féléves átlaga között is jelentős eltérés mutatkozik meg, egyes időszakokban nem elhanyagolható antropogén hatást, míg más esetekben kevésbé erőteljesebbet lehet sejteni. Az elemzéshez a szükséges elemszámot biztosító, de az esetleges különbözőségeket nem „összemosó” időintervallumok kialakítására volt szükség. Ennek megfelelően a vizsgált időszak további részekre lett bontva, az egyes



időintervallumok 2000–2003, 2004–2007, 2008–2011. Az eredmények 95%-os megbízhatósági szinten egytényezős szórásanalízis modell alkalmazásával kerültek összehasonlításra (4.5. táblázat, 7. melléklet 4. táblázat).

4.5. táblázat. A Jászberény belvárosi fűtési időszakra vonatkozó, illetve nem fűtési időszakra vonatkozó napi átlagos NO<sub>2</sub> immisszió értékekből a hét napjainak megfelelően képzett csoportok összehasonlítása egytényezős szórásanalízis modell alkalmazásával 95%-os megbízhatósági szinten

Anyag: NO <sub>2</sub> Variancia tényezők	Fűtési időszak			Nem fűtési időszak		
	SS	DF	MS	SS	DF	MS
<b>Csoportok közötti</b>						
<b>variancia</b>	3740,81	6	623,47	3274,93	6	545,82
<b>Csoporton belüli variancia</b>	174547,75	494	353,34	52974,28	438	120,95
<b>Összes variancia</b>	178288,56	499	-	59666,98	444	
<b>F érték</b>	F <sub>emp</sub> =1,76			F <sub>emp</sub> =4,51.		

Adatforrás: a 2008–11. év OLM adatok.

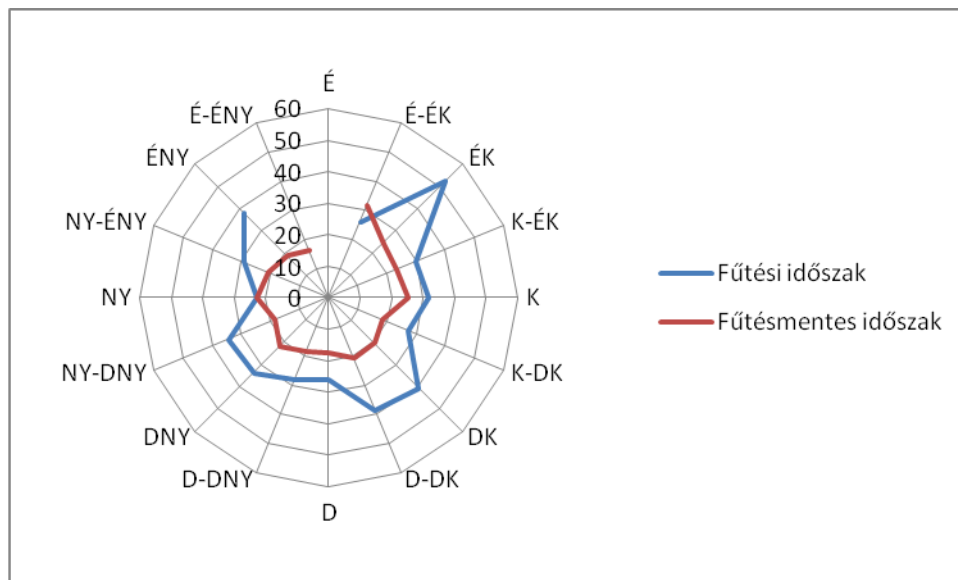
A számítások elvégzése meglehetősen változatos eredményeket hozott. A 2000-2003 időszakban az F<sub>empirikus</sub> értékek jóval kisebbek voltak az F<sub>kritikus</sub> értékeknél, így nem mutatható ki jelentős antropogén hatás sem fűtési sem nem fűtési időszakban. Ettől élesen elkülönült a 2004–2007 időintervallum adatai alapján végzett számítások kimenetele. Nem fűtési és fűtési időben sem tekinthető minden egyes napi átlagos koncentráció egyenlőnek, bár az utóbbi esetben szerényebb mértékű az elkülönülés. Természetesen a hétvégi koncentrációk átlaga kisebb. A 2008–2011 időintervallumban fűtési időszak átlagos értékei szintén egyezőnek tekinthetők, míg a nem fűtési időszak eredményei nem. Ezen eredmények alapján meglehetősen nehéz általános tendenciát meghatározni, nagy valószínűséggel nem fűtési időszakokban továbbra is megmarad ez az eltérés, bár erre még hatást gyakorolhat az ipar teljesítménye és a közlekedési eredetű emisszió, míg fűtési periódusban valószínűleg az előző hatások mellett fűtésre felhasznált energiahordozó jellege és mennyisége jelentősen képes befolyásolni az eredményeket.

#### 4.4.1.2. NO<sub>2</sub> immisszió adatok kapcsolata a meteorológiai adatokkal

A település levegőminősége és a meteorológiai adatok közötti kapcsolatok feltárása kétféle megközelítés alapján történt. Az egyik cél a meteorológiai paraméterek és a városi légszennyezettség közötti kapcsolatok általános feltárása, a másik pedig extrém körülmények között, az esetleges légszennyezési epizódok felderítése. A különböző meteorológiai



paraméterek eltérő módon hatnak az egyes légszennyezők koncentrációjára, ez a hatás függ a nyári-téli félévtől is. Nyári időszakban gyengébb, télen erősebb kapcsolat figyelhető meg. A szélesebbesség valamennyi szennyezőanyag esetén fontos szereppel bír, emellett a nitrogén-dioxid kapcsán további fontos paraméter a légköri stabilitás és a napfénytartam (SÁNDOR V. – BARANKA GY. 1993). A szél jászberényi levegőminőségre gyakorolt hatásának vizsgálatához a szélesebbeségen kívül a napi átlagos szélirányt is figyelembe vettem megvizsgálendő, hogy a településen az eltérő napi átlagos szélirány eltérő napi átlagos NO<sub>2</sub> koncentrációt okoz-e. A 4.22. ábrán megfigyelhető, hogy a belvárosban az egyes szélirányokhoz különböző átlagos koncentrációk rendelhetők, és az elvárásoknak megfelelően általában a fűtési időszak eredményei meghaladják a nem fűtési időszak eredményeit. Annak vizsgálatára, hogy e szélirányoknak megfelelő eltérések pusztán véletlenszerűek vagy statisztikailag kimutathatók ismételt kézenfekvőnek tűnik a szórásanalízis alkalmazása. Azonban a 4.4. ábra alapján szembejövő, hogy a jászberényi széliránygyakoriság-eloszlás nem biztosítja, hogy megközelítőleg azonos számú megfigyelés álljon rendelkezésre. A probléma kiküszöbölésére függetlenségvizsgálatot alkalmaztam. Itt további nehézséget jelentett, hogy a mért NO<sub>2</sub> koncentrációk folytonos valószínűségi változó realizációjának tekinthetők, a khi-négyzet próba azonban csak diszkrét esetben alkalmazható. E probléma megoldása céljából a mérési eredményeket diszkrét intervallumokba soroltam.



**4.22. ábra. A Jászberény belvárosi átlagos NO<sub>2</sub> (µg/m<sup>3</sup>) koncentráció szélirányonként fűtési, illetve nem fűtési periódusonként**

Adatforrás: 2011.01.01–2011.12.31. időszak Lakes Environmental meteorológiai és OLM adatai. (A szakadási helyek adathiányra utalnak.)

A 95%-os megbízhatósági szintű statisztikai próbák fűtési és nem fűtési időszakban is egyező eredményt mutattak. A szélirány egyetlen esetben sem befolyásolja szignifikánsan a belvárosban mért napi átlagos NO<sub>2</sub> koncentrációt. Ez az eredmény nem mond ellent az elsősorban ipari források hatását szimuláló modelleredményeknek (4.3.2. fejezet). Ugyanez mondható el az egyéb eredetű immiszióról is, ugyanis a belvárosi mérőpont centrális elhelyezkedése miatt, bármely szélirány esetén feltételezhetően közel azonos mértékű lakossági fűtési eredetű terhelés jelentkezik. Hasonló állítás fogalmazható meg a közlekedési eredetű immiszióra is. A meteorológiai paraméterek és a napi átlagos NO<sub>2</sub> koncentráció között rendkívül nehezen mutatható ki bármilyen kapcsolat. Általában a szélsébség növekedése hat leginkább kedvezően a levegőminőségre, az eredmények alapján elsősorban fűtési időszakban jelentkezik ez az összefüggés. E kapcsolat a viszonylag reprezentatívnak tekinthető Jászapátiban mért OMSZ adatok esetén erőteljesebb, mint az interpolációs technikával előállított adatsor esetén. A keveredési rétegvastagság és a levegőterheltség közötti sem mutatható ki szoros kapcsolat még fűtési időszakban sem. A további paraméterek, úgymint napi maximális szélleőkés, illetve a napi maximum/minimum hőmérséklet és az immiszió értékek lényegében függetlennek tekinthetők (4.6. táblázat). Ugyanez mondható el a stabilitást jellemző, interpolációs technikával előállított Monin-Obukhov hossz adatok és a napi átlagos immiszió összehasonlítása kapcsán is. Az eredmények értékelésénél megemlítendő, hogy az eredeti órás felbontású adatokat napi átlagolásúvá konvertáltam, ezt az adat-átalakítást az OLM állomás időbeli felbontása indokolta. Kétségtelenül előnyösebb lett volna az óránkénti adatok vizsgálata, de az immisziómérő állomás adatsora csak a napi átlagok összehasonlítását tette lehetővé.

4.6. táblázat. A feltüntetett meteorológiai paraméterek és a NO<sub>2</sub> koncentráció között képzett korrelációs együtthatók értékei

<b>korrelációs együttható NO<sub>2</sub> immisszió\</b>	<b>keveredési réteg vastagság *</b>	<b>szélsébség ****/*</b>	<b>Monin- Obukhov hossz**</b>	<b>Minimum hőmérséklet***</b>	<b>Maximum hőmérséklet***</b>	<b>Maximális szélleőkés***</b>
Fűtésmentes időszak	-0,04	-0,26 / -0,02	-0,01	-0,11	0,08	0,01
Fűtési időszak	-0,15	-0,56 / -0,14	0,11	0,02	0,14	0,04

Adatforrás: a 2011.01.01-2011.12.31. időszak Lakes Environmental\*, OMSZ\*\*, Felügyelő\*\*\*, 2006. 07.01–2007.12.31 OMSZ\*\*\*\* meteorológiai, illetve OLM adatok.

A légszennyezési epizódok vizsgálatokor ismételten külön-külön elemeztem a nyári, illetve a téli időszakot. Hazánk medencefekvése és éghajlati sajátosságai miatt a légszennyező anyagok feldúsulására a legkedvezőbb feltételeket az anticiklon, illetve anticiklon peremhelyzetek nyújtják (HORVÁTH ET AL. 2003). Ilyen jellegű vizsgálat történt a budapesti PM<sub>10</sub>, illetve troposzférikus ózon szélsőségesen magas koncentrációjának vizsgálatokor (FERENCZI Z. 2009). Nyári időszakban általában szubtrópusi eredetű légtömegeket a rendkívül magas napi maximum hőmérséklet és alacsony szélesebség, míg télen a szibériai eredetű légtömegeket igen alacsony napi minimumhőmérséklet, gyenge szél és alacsony keveredési rétegvastagság jellemzi. A meglévő adatbázis lehetőségeit, illetve a város adottságait figyelembe véve a 2011. évre vonatkozó elemzés alapját fűtési félévben a napi minimum hőmérséklet és a keveredési rétegvastagság, míg nem fűtési félévben a napi maximum hőmérséklet és az átlagos szélesebség szolgáltatta. Az előbbi időszakban a -5 °C-nál nem nagyobb napi minimumhőmérséklettel és legfeljebb 700 m keveredési rétegvastagsággal jellemezhető napok immisszió adatait hasonlítottam össze a -5 °C-nál nagyobb napi minimumhőmérséklettel és a 700 m-nél nagyobb keveredési rétegvastagsággal karakterizálható adatsorral. E két adathalmaz természetesen nem egymás komplementere, az egyetlen kritériumnak sem megfelelő adatok kimaradtak az elemzésből. Nem fűtési időszakban a legalább 30 °C napi maximumhőmérséklettel és legfeljebb 2 m/s átlagos szélesebséggel jellemezhető adatokat vettem össze a 30 °C-nál kisebb maximumhőmérséklettel és 2 m/s-nál nagyobb szélesebséggel karakterizálható adatokkal. Az összehasonlítás alapját képező t-próba értékek azonos eredményeket mutattak ki. Fűtési időszakban 95%-os megbízhatósági szinten nincs szignifikáns eltérés a várhatóértékek között, és ugyanez mondható el a nem fűtési időszakról is. A vizsgálatokat hosszabb időintervallumon is szándékomban állt elvégezni, azonban jáászberényi adatok hiányában csak a település környezetében található meteorológiai állomások adatait tudtam figyelembe venni. Az egri, szolnoki és budapesti adatsorok azonban nem tartalmaznak keveredési rétegvastagságra vonatkozó adatokat, így fűtési időszakban a napi minimum hőmérséklet, míg nem fűtési időszakban a napi maximumhőmérséklet szolgáltatta a csoportosítás alapját. Az előbbi időszakban összes állomás esetén a legfeljebb -5 °C minimum hőmérséklettel rendelkező napi immisszió értékek hasonlítottam össze az ezt meghaladókkal. Fűtésmentes időszakban az egyik csoportba a legalább 30 °C maximum hőmérséklettel rendelkező napi adatok kerültek, míg a másik csoportba az ennél kisebbekkel jellemezhetők. E kritériumoknak mindhárom mérőállomás esetén együttesen kellett teljesülniük. Az egyik feltételnek sem

megfelelő adatok ebben az esetben is kimaradtak az elemzésből. Az összehasonlítás alapját képező 95%-os megbízhatósági szintű t-próba értékek hosszabb időintervallumon, fűtésmentes időszakban egyetlen mérőállomás esetén sem mutattak ki eltérést a csoportátlagok között (4.7. táblázat). Fűtési időszakban azonban az óvodai állomás adatsorainak várható értékei között szignifikáns különbség jelentkezett. Az eltérés pontos okának felderítése további vizsgálatokat igényelne, azonban a többi állomás eredményeinek figyelembevételével annyi biztosan megállapítható, hogy lokális eredetű, tehát nem városi, vagy még nagyobb léptékű szennyezőanyag-felhalmozódás okozta. A település egészét tekintve a kapott eredményeket valószínűleg a város mérete indokolja, hiszen téli időszakban, még extrém körülmények esetén sem nő meg drasztikus mértékben a városi emisszió, ebből következően az immisszió sem. Nyáron a kieső fűtési eredetű emissziót feltehetően bizonyos mértékben kompenzálja a megnövekvő közúti forgalom, de e hatás még kedvezőtlen meteorológiai paraméterek esetén sem okoz jelentős terhelést (SZÜCS J. – BIRÓ T. 2012).

4.7. táblázat. Az extrém meteorológiai körülmények előfordulásakor mért immisszió értékek összehasonlítása az átlagos körülmények között mértekkel

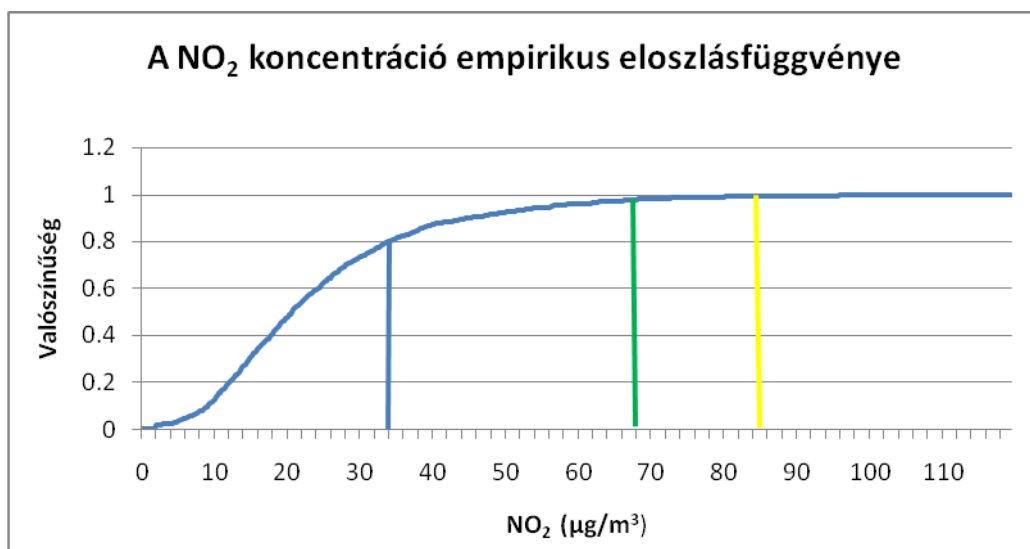
<b>t-próba eredmény</b>	<b>belváros **</b>	<b>belváros *</b>	<b>óvoda*</b>	<b>SZIE ABPK*</b>
fűtési időszak	0,86	0,07	0,02	0,46
nem fűtési időszak	0,86	0,06	0,60	0,60

Adatforrás: az OLM, és a Lakes Environmental\*\* 2011. év adatai, illetve OGIMET\* 1999.09.01-től belváros esetén a 2011.11.20-ig, egyéb esetben az immissziómérések megszűntéig mért adatai

#### **4.4.1.3. A NO<sub>2</sub> immisszió és az egészségügyi határérték összehasonlítása**

Egy adott településen mért légszennyező anyagok koncentrációinak leggyakoribb felhasználási módja a jogszabályban rögzített határértékkel való összehasonlítás, illetve a határérték-túllépések számának meghatározása. Az ország többi immisszió mérőállomásához hasonlóan Jászberényben, ameddig volt kén-dioxid-koncentrációmérés, az egyik napon az SO<sub>2</sub>, majd az azt követően az NO<sub>2</sub> napi átlagos koncentrációkat határozták meg. Ennek megszűntével azonban minden nap az NO<sub>2</sub> terheltséget mérik. Természetesen ilyen esetben figyelembe kell venni a mérések számát is a téves információk elkerülése céljából. Az elemzés az összes mérőállomás valamennyi adatára kiterjedt, de ebben az esetben éves időbeli bontással, hiszen a jogszabály sem vizsgálja, hogy az esetlegesen magas koncentrációk fűtési,

vagy nem fűtési időszakban fordultak elő. Az eredményekről (7. melléklet 6. táblázat) általánosan elmondható, hogy rendkívül kedvező összképet ad a város nitrogén-dioxid immissziójával kapcsolatban. Az óvodai, illetve a belvárosi mérőállomásokon az 1990-es évek elején regisztráltak határérték-túllépéseket, mindkét helyszínen az 1991. évi adatok a legkedvezőtlenebbek. Az ezt követő időszakban alig fordul elő normatúllépés. Szembetűnő, hogy a SZIE ABPK területén a teljes mérési időszakban mindössze egyetlen ilyen eset van. Azonban érdemes megjegyezni, hogy a 4.1. ábrával összehangban, az utóbbi években ismét gyarapodott a határérték meghaladó mérési eredmények száma. Mindezen tendenciák figyelembevételével az utóbbi években előforduló kedvezőtlenebb adatok alapján határoztam meg a belvárosi NO<sub>2</sub> koncentráció gyűjtőfüggvényét (4.23. ábra).



**4.23. ábra. NO<sub>2</sub> koncentráció empirikus eloszlásfüggvénye ( A 24 órás átlag immisszió határérték megfelelő sárga színnel, jó zöld színnel, kiváló kék színnel megjelölve.)**

Adatorrás: a Jászberény 1. számú mérőállomás 2008–11. év adatai.

Amint a 4.23. ábra alapján megállapítható, a nitrogén-dioxid éves immisszió határérték 40 µg/m<sup>3</sup>, átlépésére 1990. 01.01. óta még nem került sor. A NO<sub>2</sub> koncentráció empirikus eloszlásfüggvényről leolvasható, hogy a 85 µg/m<sup>3</sup> 24 órás határérték betartásának valószínűsége 0,995, ezen belül 0,981 valószínűséggel fordul elő jó (azaz 68 µg/m<sup>3</sup>-nél nem nagyobb 24 órás átlag) és 0,803 valószínűséggel kiváló (azaz 34 µg/m<sup>3</sup> 24 órás átlagnál nem nagyobb) érték. Az adatok időbeli felbontása sajnos nem tette lehetővé a 100 µg/m<sup>3</sup> óras határérték betartási a valószínűségének a vizsgálatát.

## 4.4.2. Kén-dioxid

### 4.4.2.1. Immisszió adatok elemzése

Hazánkban a szocialista iparosítás következménye, illetve a lakossági fűtés szénalapú jellege miatt hosszú évtizedekig az összes légszennyező anyag közül legnagyobb problémát a SO<sub>2</sub> jelentette. Természetesen ezzel a gonddal nem csak Magyarország nézett szembe. A nagy mennyiségű antropogén kén-dioxid emisszió következménye szerte Európában, illetve az északi féltekén a környezet savasodása és az erdők pusztulása lett. Sok ország esetén pl. skandináv államok a szennyezőanyag jelentős része határon túli forrásokból származott. A Göteborgi Jegyzőkönyv alapján az aláíró országok, közöttük Magyarország, kötelezettséget vállaltak, hogy összességében 63 %-kal mérséklék kibocsátásukat. A magyarországi kén-dioxid-szennyezést kedvező irányban változtatta a Közép-Európában végbemenő gazdasági szerkezetváltás is, ami lényegében a nehézipar összeomlását vonta maga után. E folyamat eredményeként a hazai kibocsátás is jelentősen csökkent (4.8. táblázat).

4.8. táblázat. A Magyarországon emittált összes, illetve erőműi eredetű kén-dioxid emisszió

Év	1990	1995	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009
SO <sub>2</sub> (ezer t)	1 010	705	486	400	365	374	247	129	118	84	88	80
ebből: hőerőművekből	423	436	383	288	247	226	126	20	10	10	10	10
a hőerőművek aránya a teljes kibocsátás százalékában	42	62	79	72	68	60	51	16	8	12	11	13

Forrás: KSH

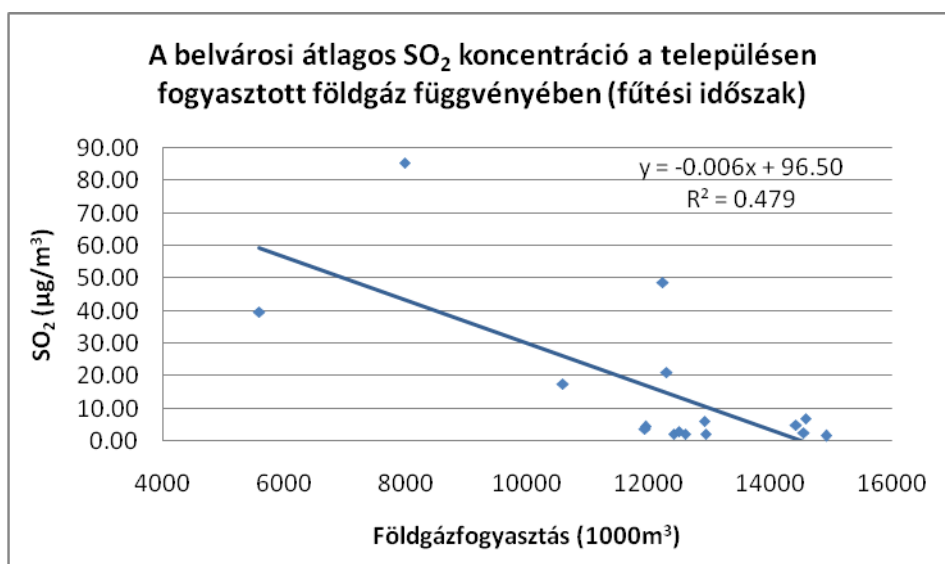
Ezzel párhuzamosan Nyugat-Európában is csökkentek a kén-dioxid emissziók, bár ebben a régióban elsősorban a termelési technológiaváltásoknak köszönhetően. A kedvező változásokat követően EMEP modellel végzett hazai számítások alapján összességében Magyarország még mindig „kén-exportőr” ország, tehát a hazai források összes kibocsátása meghaladja a száraz, illetve nedves ülepedés mértékét (BOZÓ L. – MÉSZÁROS E. – MOLNÁR Á. 2006). A hazai és nemzetközi emissziócsökkenés a regionális háttér-koncentráció adatok eredményeiben is nyomon követhető (4.9. táblázat). A jászberényi kén-dioxid immissziót az említett kontinentális-országos léptékű folyamatokon túl két az előbbiekkal összhangban lévő változás is segítette. A lokális és regionális változás időben valamelyest elkülönült.

4.9. táblázat. A K-pusztán mért átlagos regionális kén-dioxid háttér-koncentrációk

Év	1990	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002
SO <sub>2</sub> (µg/m <sup>3</sup> )	5,5	...	5,5	10,6	8,3	6,8	5,7	5,1	4,4
Év	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011
SO <sub>2</sub> (µg/m <sup>3</sup> )	4,8	3,4	2,3	1,8	1,4	2,8	2,7	2,4	-

Forrás: KSH

Helyi szinten 1984 és 1995 között zajlott le egy fűtéstechnika-korszerűsítési program, amelynek eredményeként a zömében széntüzelésű háztartások (éves statisztikákban általában 85% körüli érték) és az intézmények túlnyomó többsége áttért földgázüzemre. A településen egy-egy fűtési időszakban fogyasztott gáz mennyiségét és az átlagos téli SO<sub>2</sub> adatait összevetjük, akkor a korrelációs együtthatók értéke a belvárosi, óvodai, illetve a SZIE ABPK-n található állomások esetén rendre -0,69, -0,72, illetve -0,40. Az első két érték erős közepes kapcsolatra utal, míg a harmadik csak gyenge közepesre. A korrelációs együtthatók tesztelésekor a megfelelő  $t_{emp}$  értékek: -3,72, -4,04, -1,69, ami 95%-os megbízhatósági szinten a belvárosi és az óvodai mérőhely esetén szignifikánsnak tekinthető, míg a SZIE ABPK esetén nem. Ennek oka a nitrogén-dioxidhoz hasonlóan, ebben az esetben is, az állomások településen belüli elhelyezkedésében és a jellemző meteorológiai viszonyokban keresendő.



4.24. ábra. A jászberényi fűtési időszakokra jellemző átlagos kén-dioxid koncentráció a településen fogyasztott földgáz függvényében

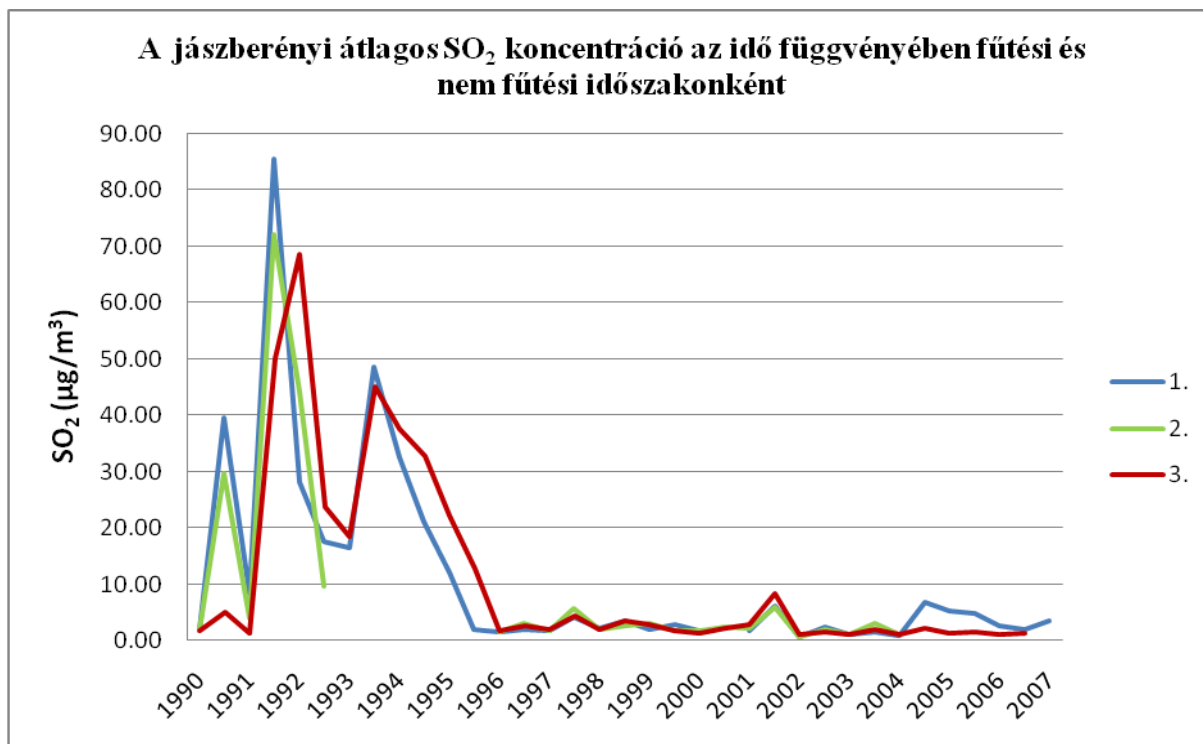
Adatforrás: 1990–2007 időszak statisztikai és OLM adatai.

Az eredményekből általánosan arra lehet következtetni, hogy már egy Jászberény méretű és lakossággal rendelkező város fűtéstechikája is nem elhanyagolható mértékű hatást képes kifejteni a település kén-dioxid koncentrációjára (4.24. ábra).

Mindenképpen megemlítendő a másik, bár már regionális mértékű, feltehetően a város kén-dioxid immissziójára is kedvező hatással bíró változás, a Jászberénytől légvonalban mintegy 30 km-re található Mátrai Hőerőműben végbement környezetvédelmi beruházás. Magyarország legnagyobb széntüzelésű erőművét az észak-magyarországi lignitvagyon hasznosítása céljából telepítették Visontára. A kedvező adottságok mellett azonban jelentékeny hátrányként mutatkozik meg a felhasznált tüzelőanyag magas kéntartalma. Az országos/európai kén-dioxid koncentrációt szemléltető térképeken az erőmű környezetét általában lokális maximumok jelzik. A rendszerváltást követő privatizáció eredményeképpen a vállalat német tulajdonba került. Az új tulajdonos számos felújítást hajtott végre, amelyek közül környezetvédelmi szempontból a legjelentősebb és egyúttal a legnagyobb közép-európai környezetvédelmi beruházás a korszerű, nedves mészköves alapú, füstgáz-kéntelenítési technológia megvalósítása volt. A 2000 októberében elkezdett eljárás eredményeként az emisszió jelentékeny módon csökkent.

Az eddig leírt folyamatok jól nyomon követhetők a városi immissziómérő állomások adatsorain is (belváros kék, SZIE ABPK piros, Szivárvány Óvoda zöld görbe (4.25. ábra). A város kén-dioxid szennyezettsége meglehetősen magas volt az 1990-es évek közepéig, majd egy meredek zuhanást követően rendkívül alacsony átlagos értéket jelez valamennyi mérőállomás adatsora, jól megközelítve a regionális háttér értékeket (4.9. táblázat). A periodikus hatás az említett időszakig volt erőteljes, majd ezt követően, bár nem tűnt el, jóval szerényebb mértékűvé vált. A görbék elhelyezkedése, azt a benyomást kelti a szemlélőben, hogy a nitrogén-dioxid koncentrációhoz képest az adatok sokkal szorosabb kapcsolatban vannak egymással. Ezt igazolandó és az esetleges adathiány okozta hibás eredmények elkerülése céljából, a féléves koncentrációk egyezőségének vizsgálata  $\text{SO}_2$  esetén is 95%-os konfidencia szintű párosított t-próbákkal történt. Az eredmények alapján (8. melléklet 1. és 3. táblázat) megfigyelhető, hogy fűtési félévben 1996-ig a legtöbb esetben nem tekinthetők azonosnak a várható értékek, majd ezt követően jóval gyakrabban állapítható meg közel azonos átlag. A belvárosi és a SZIE ABPK adatsora tette lehetővé a legtöbb összehasonlítást, ami gyakrabban utalt eltérésre, mint egyezőségre.





**4.25. ábra. A jászberényi mérőállomásokon mért átlagos SO<sub>2</sub> koncentráció az idő függvényében fűtési és nem fűtési periódusonként**

Adatforrás: a jászberényi immisszió mérőállomások adatai. (A szakadási helyek adathiányra utalnak.)

A félévenként képzett korrelációs együtthatók szintén meglehetősen változatos értékeket vesznek fel. 1990-től 2007-ig együtt vizsgálva a fűtési időszak adatait, összességében közepesen erős kapcsolat feltételezhető a mérőállomások adatai között, emellett szignifikánsan különböznek a várható értékek. Minden bizonnyal a meteorológiai körülmények mellett, a helyi szinten jelentős lokális hatások miatt születtek ezek az eredmények. Fűtésmentes időszakban, a várakozásnak megfelelően többször mutatható ki egyező várható érték, mint fűtési időszakban. Ilyen esetben a korrelációs együtthatók gyakrabban utalnak szoros kapcsolatra. Szintén a teljes időszak (1990–2007) nem fűtési féléveinek mérési adatait együtt analizálva, a korrelációs együtthatók mindegyike 0,9-nél nagyobb, az átlagokat összevetve pedig a többivel ellentétben csak a SZIE-ABPK és a polgármesteri hivatal eredményei tekinthetők egyenlőnek. A kén-dioxid kapcsán a fűtési, illetve nem fűtési időszakok átlagaiból képzett láncviszonszámok különösen alkalmasak a fűtési eredetű koncentrációnövekedés kimutatására. Az eredmények (8. melléklet 4. táblázat) egyértelműen jelzik a 90-es évek elején kimutatható erőteljes ingadozást, majd az azt követő csökkenést, hiszen hosszú időszakon át 1-nél kisebb értékek jelentkeztek. A fűtési, nem fűtési félév közötti eltérések a későbbi időszakban is megmutatkoznak, de általában nem olyan

látványosan, mint az azt megelőző időszakban, azonban mindvégig határozottabban, mint a nitrogén-dioxid esetén. Az eredmények helyes értelmezéséhez azonban kén-dioxid esetén is feltétlenül figyelembe kell venni, hogy néhány év esetén (8. melléklet 5. táblázat) meglehetősen kevés mért adat áll rendelkezésre, így ezek az adatok kimaradtak az értékelésből.

4.10. táblázat. A jászberényi fűtési időszakra vonatkozó, illetve nem fűtési időszakra vonatkozó átlagos SO<sub>2</sub> immisszió értékekből képzett láncviszonszámok néhány statisztikai mutatója mérőállomásonként

	<b>belváros</b>	<b>SZIE ABPK</b>	<b>óvoda</b>
maximum	19,95	3,18	15,78
minimum	0,12	0,25	0,11

Adatforrás: az OLM adatai.

A kén-dioxid légkörbe jutásáért felelős antropogén folyamatok nagyobb része napi szinten nem, vagy nagyon csekély mértékű periodicitást mutat, pl. fűtés, villamosenergia-termelés. Ez alól kivételt jelent(het) a közlekedés, illetve egyéb ipari tevékenység. Mindenképpen megemlítendő azonban, hogy a Magyarországon jelenleg forgalmazott alacsony kéntartalmú (0,01%, illetve 0,05%) gázolajok miatt elhanyagolható mennyiségű a közlekedési eredetű kén-dioxid emisszió.

4.11. táblázat. A Jászberény belvárosi fűtési időszakra vonatkozó, illetve nem fűtési időszakra vonatkozó napi átlagos SO<sub>2</sub> immisszió értékekből a hét napjainak megfelelő képzett csoportok összehasonlítása egytényezős szórásanalízis modell alkalmazásával 95%-os megbízhatósági szinten

<b>Anyag: SO<sub>2</sub></b>	<b>Fűtési időszak</b>			<b>Nem fűtési időszak</b>		
	<b>SS</b>	<b>DF</b>	<b>MS</b>	<b>SS</b>	<b>DF</b>	<b>MS</b>
<b>Variancia tényezők</b>						
<b>Csoportok közötti variancia</b>	34,44	6	5,74	31,63	6	5,27
<b>Csoporton belüli variancia</b>	5723,03	257	22,27	2587,71	289	8,95
<b>Összes variancia</b>	5757,47	263		2619,33		
<b>F érték és döntés</b>	F <sub>emp</sub> =0,26 Nincs szignifikáns különbség.			F <sub>emp</sub> =0,59 Nincs szignifikáns különbség.		

Adatforrás: az OLM 2004–2007 évi adatai.

A városban fellépő esetleges antropogén hatás kimutatására, a nitrogén-dioxid immiszióval kapcsolatos vizsgálattal analóg eljárásra került sor. Az elemzés a 2000–2003, illetve a 2004–2007 időszakra külön-külön lett elvégezve, fűtési és nem fűtési időszakonként. Amennyiben 95%-os megbízhatósági szinten szórásanalízis segítségével összehasonlítjuk a hét napjai szerint csoportokba osztott mérési eredményeket, a várható értékek között egyetlen esetben sem mutatható ki jelentékeny eltérés (4.11. táblázat, 8. melléklet 2. táblázat). Figyelembe véve a várható tendenciákat nagy valószínűséggel ez az állapot a közeljövőben sem fog megváltozni.

#### 4.4.2.2. A SO<sub>2</sub> immiszió adatok kapcsolata a meteorológiai adatokkal

A meteorológiai adatokkal történő összehasonlítás célja szintén az általános körülmények közötti relációk és a speciális helyzetek elemzése volt. Sajnos a meglévő adatbázis nem tette lehetővé a nagyobb emisszióval rendelkező (1990–95) időszak elemzését. A kén-dioxid koncentráció is a többi szennyezőhöz hasonlóan általában szoros kapcsolatban van a szélsébséggel, emellett a fűtés miatt a hőmérséklettel (SÁNDOR V. – BARANKA GY. 1993). Az elemzéseket ebben az esetben is fűtési és nem fűtési félévben külön-külön végeztem (4.12. táblázat). A SO<sub>2</sub> koncentráció és a hőmérséklet gyenge kapcsolatát fűtési félévben magyarázhatja az ekkorra lezárult fűtőkorszerűsítési program. Nyári időszakban az esetlegesen megnövekvő villamosenergia-fogyasztás következtében fokozódó távolabbi SO<sub>2</sub> kibocsátás pedig nem érezteti a településen a hatását.

4.12. táblázat. A kiemelt meteorológiai paraméterek és a kén-dioxid koncentráció adatokból képzett korrelációs együtthatók

	fűtési időszak		nem fűtési időszak	
	szélsébség SO <sub>2</sub> koncentráció	hőmérséklet SO <sub>2</sub> koncentráció	szélsébség SO <sub>2</sub> koncentráció	hőmérséklet SO <sub>2</sub> koncentráció
<b>korrelációs együttható</b>	0,15	-0,27	0,02	-0,18

Adatforrás: az OLM és OMSZ 2006. 07. 01–2007.12.31. adatai.

A szélsébséggel képzett korrelációk lényegében a függetlenségre utalnak. Ezek az eredmények együttesen azt valószínűsítik, hogy a helyi kibocsátás napjainkra elhanyagolhatóvá csökkent, ezért nem érvényesül a szélsébség növekedés kedvező, sem a hőmérsékletcsökkenés hátrányos hatása. 2011. évben Jászberényben egyetlen mérőállomáson sem folyt kén-dioxid koncentrációmérés, azonban a meteorológiai adatbázis csak erre az

időszakra tartalmazott szélirány adatokat, így a szélirány és a levegőterheltség összehasonlítására nem volt lehetőség. Tekintettel a települési, illetve a település környéki kibocsátás jellemzőire, továbbá a 4.2. fejezetben ismertetett modellszámítások eredményeire, nagy valószínűséggel a szélirány napjainkra nem befolyásolja a SO<sub>2</sub> immissziót.

A szennyezőanyagok felhalmozódására kedvező meteorológiai körülmények kiválasztása, a nitrogén-dioxiddal kapcsolatos elemzéssel megegyezően történt. Természetesen ebben az esetben sem volt lehetőségem a 2011-es meteorológiai adatokkal történő számítások elvégzésére. Azonban az Egerben, Budapesten és Szolnokon mért hőmérséklet értékek alapján az immisszió adatokat csoportokba tudtam sorolni. Az elemzésben ebben az esetben is kizárólag azok a napi immisszió adatok vettek részt, amelyeknél a feltételek mindhárom meteorológiai állomás esetén egyszerre teljesültek. Fűtési időszakban a -5 °C-ot nem meghaladó minimum hőmérsékletű napok, míg nem fűtési félévben a 30 °C-nál nagyobb maximum hőmérsékletű napok napi kén-dioxid átlagos immisszió értékeit hasonlítottam össze az ettől eltérőkkel. A számított átlagos koncentrációk, és az összehasonlítás alapjául szolgáló t-próba eredmények meggyőzően jelzik, hogy anticiklonra utaló meteorológiai körülmények téli időszakban hozzájárulnak a belvárosi kén-dioxid koncentráció növekedéséhez. A többi állomás esetén azonban ez a különbség nem szignifikáns. Ez az eltérés egyúttal arra is utal, hogy elsősorban a városi kibocsátások okozzák ezt a kismértékű koncentrációnövekedést (4.13. táblázat). Nyáron ezzel ellentétes hatás tapasztalható, hiszen egyedül a SZIE ABPK adatsora nem jelez kimutatható különbséget a várható értékek között. Feltehetően ennek az állomásnak a speciális elhelyezkedése indokolja, hogy ez a különbség itt nem jelentkezik, hiszen a leggyakoribb szélirány miatt ide gyakran érkezik a települési emisszió hatásaitól szinte teljesen mentes levegő.

4.13. táblázat. Az extrém meteorológiai körülmények előfordulásakor mért immisszió értékek összehasonlítása az átlagos körülmények között mértékekkel

<b>t-próba eredmény</b>	<b>belváros</b>	<b>óvoda</b>	<b>SZIE ABPK</b>
nem fűtési időszak	0,00	0,02	0,57
fűtési időszak	0,00	0,46	0,21

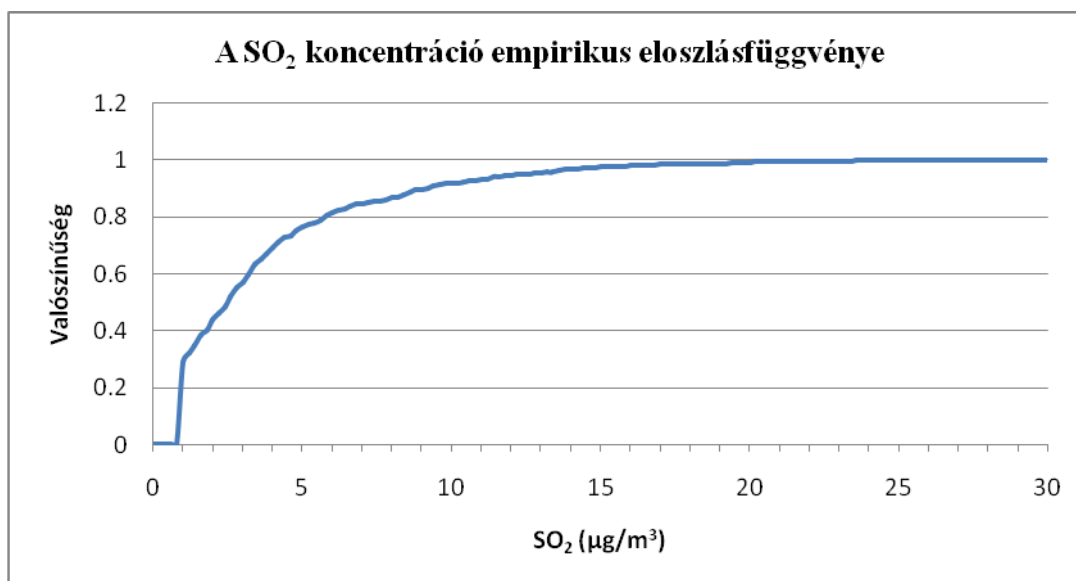
Adatforrás: az OLM és az OGIMET adatai. Vizsgált időszak kezdete valamennyi mérőállomás esetén 1999.09.01., vége az immissziómérés megszűnte.

Az elvárással szemben azonban, ebben az esetben, a kedvezőtlen körülmények között alacsonyabb átlagos immisszió volt mérhető. Ennek azonban oka nagy valószínűséggel, hogy hidegebb időszakban minimális mértékben még nem fűtési időszakban is van kommunális

eredetű kibocsátás, ami leginkább a belvárost és az óvodát érinti. Ez a hatás jelenhet meg az átlagokban is.

#### 4.4.2.3. A SO<sub>2</sub> immiszió és az egészségügyi határérték összehasonlítása

A jászberényi kén-dioxid immiszió és a jogszabályban rögzített egészségügyi határértékek összehasonlítása mellett, a helyes értelmezés céljából, szintén sor került a éves mérésszámok meghatározására is (8. melléklet 5. táblázat). 1992-ben a SZIE ABPK és az óvoda éves átlagai is meghaladták az éves 50 µg/m<sup>3</sup> határértéket. A a 90-es évek elején megfigyelhető gyakori normattúllépések (napi átlag 125 µg/m<sup>3</sup>) is jelzik az időszakra jellemző magasabb értékeket. Ez a probléma lényegében minden mérőállomáson megfigyelehető, ráadásul a teljes vizsgált időszakra vonatkozó abszolút maximumok a belvárosi, óvodai, illetve SZIE ABPK-n található állomásokon rendre 268 µg/m<sup>3</sup>, 339 µg/m<sup>3</sup>, 177 µg/m<sup>3</sup>, ami a légszennyezési index alapján az első két esetben erősen szennyezett kategóriába tartozik. A 90-es évek közepétől megjelenő kedvező tendenciák a határérték-túllépések számában is megmutatkoznak.



4.26. ábra. SO<sub>2</sub> koncentráció empirikus eloszlásfüggvénye

Adatforrás: a Jászberény 1. számú mérőállomás 2004–07 év adatai.

A nagyobb léptékű folyamatokat is tekintetbe véve feltételezhető, hogy a tendencia tartós, ezért a napi kén-dioxid koncentráció gyűjtőfüggvénye a belvárosi mérések megszűnésének és az azt megelőző két év adatai alapján lett előállítva. A 4.26. ábra jól szemlélteti, hogy a kiváló kategória napi 50 µg/m<sup>3</sup> 24 órás határérték is 1 valószínűséggel betartásra kerül és ugyez

mondható el a  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  éves határértékről is. Véleményem szerint a légszennyezettségmérő-hálózat üzemeltetője e kedvező állapot hosszú távon történő fenntarthatóságát feltételezte, és emiatt szűnt meg a városi kén-dioxid koncentráció mérés.

### 4.4.3. Ülepedő por

#### 4.4.3.1. Immisszió adatok elemzése

Jászberényben, a mérések alapján, hosszútávon talán a leginkább problémát okozó légszennyező anyag az ülepedő por. A légköri aeroszol (szilárd, illetve folyékony fázis) keletkezésének jellemzői miatt, a méret szerinti eloszlásban három lokális maximum jelenik meg, amely egy-egy logaritmikus-normál eloszlással van kapcsolatban. E tartományok a nukleációs tartomány és az akkumulációs tartomány, amelyeket együtt finom aeroszoknak nevezünk, illetve a durva frakció (BOZÓ L. – MÉSZÁROS E. – MOLNÁR Á. 2006). A légköri aeroszol mennyiségének jellemzésére bevezetett mértékegységek a tömegkoncentrációt („lebegő por”) és az ülepedés mértékét mintavételezik (MÉSZÁROS E. – SZEPESI D. 1975). Hazánkban jelenleg az ülepedő frakción túl a TSPM, azaz összes lebegő portartalom, a  $\text{PM}_{10}$  azaz a  $10 \mu\text{m}$ -nél kisebb szemcseátmérőjű részecskék és a  $\text{PM}_{2,5}$  azaz a  $2,5 \mu\text{m}$ -nél kisebb szemcseátmérőjű részecskék koncentrációját mérik.

Az utóbbi tíz év hazai  $\text{PM}_{10}$  emisszióját tekintve megfigyelhető, hogy a 2000-es évek elején a mintegy 50 kt/év kibocsátás az évtized végére 40 kt/év körüli értékre csökkent, ezen belül a mező-, vad-, erdőgazdasági eredetű arány általában megközelítőleg 40-50% között ingadozik (4.14. táblázat).

4.14. táblázat. A Magyarországon emittált összes, illetve mezőgazdasági, vadgazdálkodási és erdőgazdálkodási eredetű  $\text{PM}_{10}$  emisszió

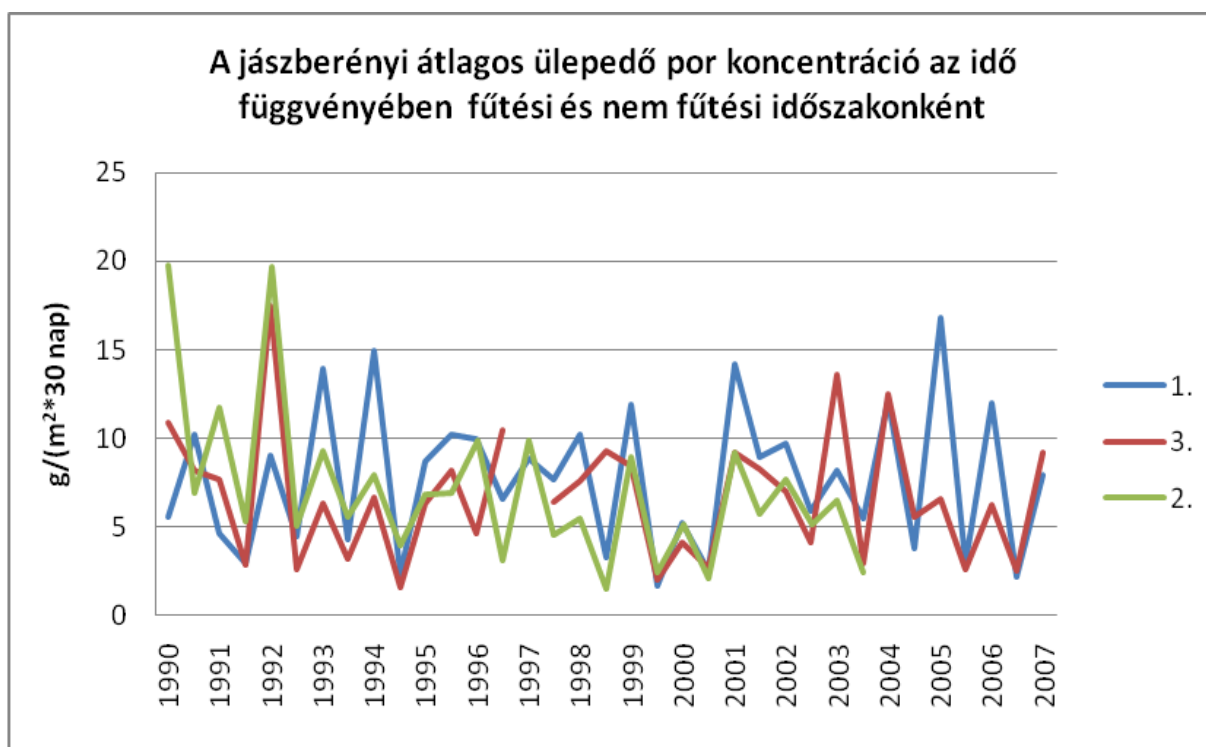
Év	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009
$\text{PM}_{10}$ (ezer t)	52	55	48	49	49	55	49	38	40	38
Ebből mező- vad- erdőgazdasági eredetű (ezer t)	23	25	18	16	16	18	20	15	16	14
A mező- vad- erdőgazdasági eredetű a teljes kibocsátás százalékában (%)	50	51	43	38	37	38	48	47	46	44

Adatforrás: a KSH.

A magyarországi regionális háttérkoncentráció-mérőállomásokon a K-pusztán, Farkasfán és Nyírjesen az aeroszol részecskékre (szulfát, nitrát, ammónium, nátrium, kálium, kalcium) is kiterjed a mérési program, amely eredményeit terjedelmi okokból nem részletezem.

A jászberényi immisszió értékeket az idő függvényében vizsgálva, a kén-dioxidhoz és a nitrogén-dioxidhoz hasonlóan éves periodicitás figyelhető meg, azonban az előbbi szennyezőkkel ellentétben nyári maximumokkal és téli minimumokkal (4.27. ábra). Néhány esetben azonban, pl. 1995-96-ban, az általánostól eltérő eredmények is láthatók.

A grafikon alapján hosszú távú trendet nem lehet sejteni, viszonylag állandó terhelés feltételezhető. A mérőállomások adatai közül szemléletesen a belvárosi (kék görbe) tűnik a legnagyobbknak, azonban néhány évben 1990–93, illetve 2003 esetén a SZIE ABPK (piros görbe), illetve az óvodai (zöld görbe) féléves átlagai nagyobbak bizonyulnak.



**4.27. ábra. A jászberényi mérőállomásokon mért átlagos ülepedő por koncentráció az idő függvényében fűtési és nem fűtési periódusonként**

Adatforrás: a jászberényi immisszió mérőállomások adatai. (A szakadási helyek adathiányra utalnak.)

Ismerve az állomások elhelyezkedését, viszonylag kiegyensúlyozott ipari, közlekedési, mezőgazdasági és fűtési hatás feltételezhető. Természetesen ennek bizonyítása csak komplikáltabb eljárások alkalmazásával, mint például a receptor modellezés lenne lehetőség,

de ennek adatigénye meghaladja a rendelkezésre álló adatmennyiséget. Hazánkban, Budapestre vonatkozóan SALMA I.– BALÁSHÁZY I. (2007), SALMA I. (2012) ismertet aeroszol összetevőkre vonatkozó kutatást.

Az adatsorok kapcsolatának vizsgálatához most is alkalmaztam a különböző statisztikai eljárásokat, de arra való tekintettel, hogy egy félévben maximum 6 adatpár állhat rendelkezésre, a 1990–2007 közötti teljes vizsgálati időtartammal végeztem a számításokat fűtési, illetve nem fűtési félévenként (4.15. táblázat). A 95%-os megbízhatósági szinten elvégzett t-próbák eredményei, illetve a korrelációs együtthatók értékei nem mondanak ellent a grafikon alapján tett következtetéseknek. Nem fűtési időszakban a belvárosi-SZIE ABPK pár kivételével valamennyi időszakban a város átlagos ülepedő por terhelése egyenletesnek tekinthető. Szembetűnő, hogy fűtésmentes időszakban csak a két külvárosi állomás mutat közepesen gyenge kapcsolatot, a belvárosi adatsor lényegében független a másik két állomásétól. Véleményem szerint ez a tény is, a mért ülepedő por immisszió különböző forrásaira utal. Fűtési időszakban mindhárom állomás átlagos immissziója egyenlőnek tekinthető, emellett a SZIE ABPK-óvoda állomáspár kivételével a kapcsolatok erősödése jelentkezik. Az említett állomáspárokon mért adatsorok korrelációjának csökkenését a mezőgazdaság szerepének erre az időszakra jellemző mérséklődése magyarázhatja, ugyanis ez a két állomás van kitéve leginkább a földművelés hatásainak, ennél fogva az egyéb források relatív súlya megnő. A másik két állomáspár adatsoraiból képzett korrelációs együtthatók növekedésének legvalószínűbb oka a részben a fűtési időszakra jellemző belvárosban jelentkező forgalomcsökkenés, részben a fűtési eredetű emisszió térbeli viszonylagos homogenitása lehet.

4.15. táblázat. A jászberényi mérőállomásokon mért ülepedő por koncentráció adatsorok kapcsolatainak vizsgálata

Mérőállomások száma	fűtési időszak			nem fűtési időszak		
	2. és 3.	1. és 3.	1. és 2.	2. és 3.	1. és 3.	1. és 2.
<b>t-próba</b>	0.84	0.94	0.72	0.34	0.03	0.23
<b>korrelációs együttható</b>	0.27	0.57	0.46	0.40	0.02	0.02

Adatforrás: 1990.01.01–2007.12.01. OLM.



#### 4.4.3.2. Az ülepedő por immisszió adatok kapcsolata a meteorológiai adatokkal

Az ülepedő por és a meteorológiai elemek kapcsolatának feltárását megnehezíti, hogy az immisszió adatok havi bontásban állnak rendelkezésre. A levegő porszennyezettsége a meteorológiai elemek közül leginkább a csapadékkal van összefüggésben (SÁNDOR V.–BARANKA GY. 1993). A csapadék mennyisége térben és időben jelentékenyen változhat, ezért a mért eredmények interpolálása rendkívül nehéz feladat. A meglévő adatsorok előnyös és hátrányos tulajdonságainak figyelembevételét követően, az egykoron a SZIE ABPK területén a működő OMSZ állomás csapadékadatait használtam fel. A vizsgált időtartam: 2005. 01. 01–2007. 12. 31. A meteorológiai állomás és a légszennyezettségi mérőállomás helyszínének egybeesése megbízhatóbbá teszi a vizsgálatokat. Sajnos az OMSZ hőmérséklet, illetve széladatokat csak 2006. 07. 01–2007. 12. 31. időintervallumban állnak rendelkezésre, ráadásul nem is jászberényi mérések eredményei. Ennek az adatsornak a havi átlagolása után, féléves időtartamokra vonatkoztatva rendkívül kevés adatpárral lehetett volna a számításokat elvégezni, az OGIMET adatsorok pedig a viszonylag nagy távolság miatt nem tekinthetők reprezentatívnak, így a vizsgálat kizárólag a havi csapadékösszeg és az ülepedő por immisszió közötti korreláció feltárására szorítkozott. Az eredmények (4.16. táblázat) alapján megállapítható, hogy fűtési időszakban a havi csapadékösszeg gyakorol jelentékeny hatást az ülepedő por mennyiségére. A fűtésmentes időszakban meglepő, hogy csak a belvárosi adatok jelzik a nedves ülepedés hatását, míg a SZIE ABPK területén ez nem jelentkezik. Ennek oka ebben az esetben is valószínűleg az állomások különböző elhelyezkedésében és a leggyakrabban előforduló szélirányban keresendő. Sajnálatos, hogy a mintaterületen nincsen szálló por koncentrációmérés, feltehetően e szennyezőanyag is problematikus lehet. Magyarországon több városban is gondot okoz e légszennyező (KOLLÁTH K. 2011A, KOLLÁTH K. 2011B, KOVÁCS A. 2012).

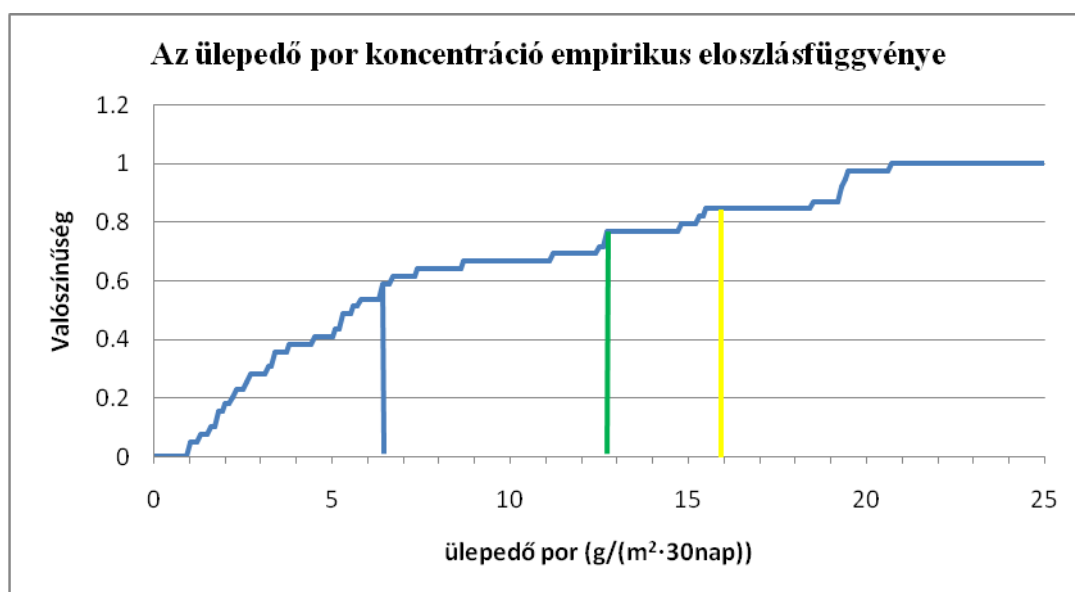
4.16. táblázat. A havi ülepedő por mennyisége korrelációs együtthatója a havi csapadékösszeggel, illetve a havi átlaghőmérséklettel, havi átlagos szélességgel

korrelációs együttható	fűtési időszak		nem fűtési időszak	
	belváros	SZIE ABPK	belváros	SZIE ABPK
havi csapadék összeg	0,09	0,09	0,66	-0,29

Adatforrás: Az OMSZ (2005. 01. 01–2007. 12. 31.), illetve OLM adatok.

### 4.4.3.3. Az ülepedő por immisszió és az egészségügyi határérték összehasonlítása

Az ülepedő por immisszió és az egészségügyi határértékek összehasonlítása kapcsán megállapítható, hogy a vizsgált 1990. 01. 01–2007. 12. 13. időtartam alatt, a város porszennyezettsége viszonylag magasnak tekinthető. Minden mérőállomáson regisztráltak havi határérték-túllépést, leggyakrabban a belvárosban. A havi immisszió értékek, sajnos több esetben is az erősen szennyezett kategóriába esetek, az óvoda esetén 1, a SZIE ABPK esetén 4, a belváros esetén pedig 3 alkalommal. Az adatsorban általános tendencia nem sejthető, ami összhangban van a 4.27. ábra alapján tett megállapításokkal. Az éves normatúllépések eredménye, annyival kedvezőbb, hogy egyetlen esetben sem kerültek az értékek az erősen szennyezett kategóriába, de éves határérték-túllépésre került sor az óvoda esetén 2, a SZIE ABPK esetén 1 a belváros esetén 3 alkalommal (9. melléklet 3. táblázat). A 2004–2007 időszak belvárosi adatai, reprezentatívnak tekinthetők, ezért az ülepedő por koncentráció gyűjtőfüggvénye is e adatok alapján került meghatározásra (4.28. ábra). A grafikonról leolvasható, hogy  $16 \text{ g/m}^2$  24 órás határérték betartásának valószínűsége 0,846, ezen belül 0,769 valószínűséggel fordul elő jó (azaz  $12,8 \text{ g/m}^2$ -nél nem nagyobb 30 napos átlag) és 0,59 valószínűséggel kiváló (azaz  $6,4 \text{ g/(m}^2 \cdot 30 \text{ nap)}$  átlagnál nem nagyobb) érték.



4.28. ábra. Az ülepedő por koncentráció empirikus eloszlásfüggvénye (A 30 napos immisszió határérték megfelelő sárga színnel, jó zöld színnel, kiváló kék színnel megjelölve.)

Adatforrás: a Jászberény 1. számú mérőállomás 2004–07 év adatai.

Tekintettel a három mért légszennyező eredményire, a kén-dioxid kapcsán elfogadható a mérések megszüntetése, ezzel szemben az ülepedő por esetén mindenképpen indokolt lenne

legalább egy, lehetőleg belvárosi helyszínen a mérések folytatása. Emellett megemlítendő, hogy az utóbbi évek statisztikái alapján, feltehetően a gázáremelkedés miatt, ismét kezd teret nyerni a szén és a tűzifa felhasználása. Remélhetőleg ez a folyamat nem vezet drasztikus immisszió növekedéshez. A nitrogén-dioxid koncentrációváltozásainak nyomon követését megkönnyíti a mindennapos mérésre történő átállás, viszont sajnálatos, hogy csak a belvárosi állomás üzemel. A városi levegőminőség-vizsgálatok terén természetesen egyéb módszerek is alkalmazhatóak. Szegedi mintaterületen a meteorológiai elemek és a légszennyező anyagok kapcsolatát faktoranalízis alkalmazásával vizsgálta HORVÁTH ET AL. (2003). Szintén Szegeden légszennyezési index alkalmazásával történtek ilyen jellegű kutatások (MAKRA ET AL. 2003). Tekintettel arra, hogy napi mérések mindössze két állomás esetén álltak rendelkezésre, ezekkel a lehetőségekkel nem éltem.

## 5. Összefoglalás

Munkám során egy alföldi várost magába foglaló mintaterületen végeztem térinformatikai és matematikai statisztikai alapú földrajzi környezettel kapcsolatos kutatást. A vizsgálat részben az immissziómérő állomások adatainak feldolgozásán, részben transzmissziós modellezésen alapult. Az elemzések elvégzéséhez szükséges adatbázis beszerzését többféle forrásból valósítottam meg. Felhasználtam a jászberényi immissziómérő állomások adatait, továbbá OMSZ, OGIMET, Lakes Environmental, illetve saját gyűjtésű meteorológiai adatokat is. Az immissziómérő állomások a kén-dioxidot, a nitrogén-dioxidot és az ülepedő port mintavételezték. Az antropogén hatások vizsgálatának céljából a települést jellemző adatok másodlagos gyűjtésére is sor került, amely lakossági fűtésteknikával kapcsolatos adatokat foglalt magában. A terjedési modell alkalmazásához a levegőterhelést okozó források üzemeltetői által jelentett attribútum, illetve saját gyűjtésű geometriai adatokat is használtam. A térképi megjelenítéshez digitális vektorállományt vettem át. Az elemzések elvégzése után a következő új, illetve újszerű tudományos eredmények születtek:

- A mintaterületen található, bejelentésre kötelezett pontforrások által okozott immissziómező vizsgálatának céljából hazai adatbázisok szerkezetéhez igazodó, magyar szabványon alapuló, új szoftverként implementált környezeti modellt állítottam elő, a modellszámítások eredményeit geoinformatikai eszközökkel jelenítettem meg. E terjedési modell alkalmazása ellen szól, hogy léteznek újabb fejlesztések is. Véleményem szerint e módszer jelentősége abban rejlik, hogy az üzemeltetők által megadott adatokból mindennemű transzformáció nélkül képes immissziómezőt előállítani. Nem igényel drága szoftver és adatbázis vásárlást, ennek ellenére döntéstámogatás során alkalmazható. Az eljárás tetszőleges alföldi településen használható, egyébként domborzati korrekcióra van szükség. A transzmissziós modell által számított koncentrációmezők térinformatikai szoftverek segítségével térképi megjelenítést tesznek lehetővé, így objektív következtetések vonhatók le a modellezett források hatásairól. Véleményem szerint jogszabály-módosítással a későbbiek során célszerű lenne források koordinátáit is a bejelentésre kötelezett adatok közé sorolni, mert e változtatás lényegesen meggyorsítaná a terjedési modellek előállítását. E módszert alkalmazva a helyi társadalom számára könnyen interpretálható információkat lehet előállítani, hiszen modellszámítások során előállított immissziómezők a határértékekkel összevetve jóval könnyebben

értelmezhetőek, mint egy emissziós adatbázis. Új üzemek telepítése esetén az érintettek objektív információkhoz juthatnak, így lehetővé téve a leginkább környezet- és egészségkímélő gazdaságfejlesztést.

- Matematikai statisztikai módszerekkel értékeltem a települési immisszió adatokat a jogszabályban előírt határértékek, a meteorológiai körülmények és a gazdasági, társadalmi folyamatok figyelembevételével. A mérési adatok feldolgozása megmutatta, hogy az immissziómérő állomások és a mért komponensek redukciója nem minden szempontból volt optimális. A kén-dioxid mérésének megszünte elfogadható, mert e szennyezőanyag emissziója jelentősen visszaesett. Nitrogén-dioxid esetén a napi átlag mérése előrelépés a kétnaponkénti adatokhoz képest, viszont órás időbeli bontás sokkal előnyösebb lenne, mivel pontosabbá tenné a közlekedési és a fűtési hatás vizsgálatát. Az ülepedő por mintavételezésének megszünte nem volt indokolt, amelyet a határérték túllépések száma is alátámaszt. Úgy gondolom, a szálló por immisszióját a későbbiek során célszerű lenne vizsgálni. A PM10 és PM2,5 mérése nagyban megkönnyítené a fűtés és a közlekedés szerepének pontosabb megítélését, illetve egyéb egészségföldrajzi jellegű kutatásokat.
- Kidolgoztam és alkalmaztam az érdességi paraméter pontosabb meghatározását segítő osztályozáson és területarányos súlyozású logaritmikus átlagoláson alapuló módszert. Természetesen a környezeti modellszámítások során valamennyi adat bizonytalansággal terhelt, így vizsgálható lenne a hiba hatása. Az érdességi paraméter inputadatok közül való kiemelését az indokolja, hogy nehezebben mérhető, illetve becsülhető az értéke a többi adaténál. Kétségtelen, hogy napjainkra léteznek ortofotót, lidar rendszert használó eljárások, azonban ha az ehhez szükséges adatokkal nem rendelkezik a felhasználó, akkor egy szimpla becslésnél jóval pontosabb értékadásra ad lehetőséget a részletezett eljárás.
- Vizsgáltam az érdességi paraméterválasztás hatását a modellezett koncentrációmezőre. Az elemzés során megmutatkozott, hogy egy közönséges becslés, illetve az osztályozáson alapuló módszer szerint megadott érdességi paraméterekkel számított immissziómezők jelentős eltérést mutatnak, tehát  $z_0$  értékének minél pontosabb meghatározására érdemes hangsúlyt fektetni.

- Elemeztem a pontforrások hatása és a város levegőminősége közötti összefüggéseket. A mérési adatok és a modelleredmények összevetése nem mutatott ellentmondást, emellett a transzmissziós modellszámítások lehetőséget nyújtanak a mérőállomások helyszínének kiválasztásában. Az immissziómezők megmutatták, hogy a jelenlegi kibocsátások alapján, amennyiben elsősorban az ipar hatását vizsgáló új állomások telepítésére kerülne sor, azok optimális helyszíne a település keleti, illetve nyugati területe lenne. Tetszőleges település esetén a mérési és a modellezési eljárás együttes használata tekinthető optimálisnak. Ez az integráció lényegesen segíti a gazdaságfejlesztési, közlekedéshálózati és fűtésekszerúsítési programok koordinálását, az ideális nyomvonalak, telephelyek és technológiák kiválasztását.

További kutatási lehetőségként, az immisszió adatok matematikai statisztikai módszerekkel történő feldolgozása a későbbi időszakban is módot ad a mintaterület környezetállapotának megismerésére. Hátrányként jelentkezik a mért komponensek és állomások számának folyamatos csökkenése, ebből következően felértékelődik a modellezés szerepe. A transzmissziós modellszámítások megbízhatóságának biztosításához a gazdasági folyamatok miatt mintegy ötévente szükség lesz a bejelentésre kötelezett pontforrások helyének újbóli meghatározására. Lényegesen leegyszerűsítene a terjedési modellek alkalmazását, ha az adatszolgáltatási kötelezettség kiterjedne a források koordinátáira is. Tapasztalatom szerint az adatgyűjtési tevékenységnek ez a leginkább problematikus része. A transzmissziós modellszámításokba, amennyiben megfelelő adatbázis kialakítására lesz lehetőségem, be kívánom vonni a vonal, illetve a területi forrásokat is. Távlati célként természetesen előnyös lenne az AERMOD algoritmusainak az alkalmazása, viszont az ehhez szükséges adatbázis kialakításának költség- és időszüksége véleményem szerint meghaladja a bevezetésével járó előnyöket.

## **Köszönetnyilvánítás**

Ezúton szeretnék köszönetet mondani Nagyvárad László témavezetőmnek a Pécsi Tudományegyetem Természettudományi Kar Térképészeti és Geoinformatikai Tanszék vezetőjének. Köszönetemet fejezem ki Nagy Tibornak, a Közép-Tisza-vidéki Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőség munkatársának, aki több éves tapasztalatával és adatokkal segítette kutatásomat. Köszönettel tartozom Wirth Lajosnak a SZIE ABPK munkatársának, aki kémiával kapcsolatos kérdésekben nyújtott segítséget. Köszönöm az OMSZ-tól díjmentesen a számomra eljuttatott adatokat, emellett az ott dolgozó Ferenczi Zita támogatását. Annak ellenére, hogy személyesen nem találkoztunk a részemre eljuttatott Apopro 4 szoftverrel és tanácsokkal támogatta munkámat Bihari Péter (BMGE). Szintén köszönettel tartozom Bíró Tibor és Lénárt Csaba (KRF) szakmai tanácsaiért. Végül, de nem utolsó sorban a legnagyobb segítséget családom kitartása jelentette.

## Irodalom

- BAILEY, D. T. – SCHWEDE, D. B. – TOUMA, J. S. 1995: *User's guide for the industrial source complex (isc3) dispersion models*. Volume II U.S. Environmental Protection Agency Office of Air Quality Planning and Standards Emissions, Monitoring, and Analysis Division Research Triangle Park, North Carolina 27711 pp. 14–110.
- BENNETT, M. 1995: *A Lidar study of the limits to buoyant plume rise in a well-mixed boundary layer*. Atmospheric Environment, Volume 29, pp 2275–2288.
- BENSON, P. E. 1979: *CALINE3 A Versatile Dispersion Model for Predicting Air Pollutant Levels Near Highways and Arterial Streets*. Office of Transportation Laboratory California Department of Transportation pp. 3–15.
- BIHARI P. 2007: *Energetikai eredetű levegőkörnyezet-terhelés értékelése és tervezése*. Doktori (PhD) értekezés, Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem Gépészmérnöki Kar. pp. 1–85.
- BOGDÁN O. 2005: *Térinformatika az ipari környezetvédelemben*. Doktori (PhD) értekezés, Nyugat-Magyarországi Egyetem, pp. 27–28.
- BOZÓ L. 2004: *Regionális levegőkörnyezeti terhelés: hatások és várható tendenciák Magyarországon*. Környezetállapot értékelés Program Munkacsoport tanulmányok 2003–2004 pp. 3–4 ([http:// www.kep.taki.iif.hu](http://www.kep.taki.iif.hu) letöltés dátuma 2012. 03.18.)
- BOZÓ L. – GYÖRGYNÉ VÁRALJAI I. – IVANICS I. – VASKÖVI B. – VÁRKONYI T. 2001: *A környezeti levegőszennyezettség mérésének gyakorlata*. In: VÁRKONYI TIBOR (szerk.): *Kézikönyv az immisszió vizsgálatához*, Készült a Környezetvédelmi Minisztérium megbízásából, Budapest, pp. 1–34.
- BOZÓ L. – MÉSZÁROS E. – MOLNÁR Á. 2006: *Levegőkörnyezet. Modellezés és megfigyelés*. Akadémiai kiadó, Budapest. pp. 26–170.
- BRIGGS, G. A. 1969: *Plume rise*. AEC, Critical Review Series TID–25075, 81. pp.
- BRIGGS, G. A. 1971: *Some recent analyses of plume rise observation*. Proc. Second Intern. Clean Air Congress, Academic Press, pp. 1029–1032.
- BRIGGS, G. A. 1972: *Discussion on chimney plumes in neutral and stable surroundings*. Atmospheric Environment, Volume 6, pp. 507–510
- BRIGGS, G. A. 1984: *Plume rise and buoyancy effects*. Atmospheric Science and Power Production, Randerson, D., U.S. Dept. of Energy, pp. 327–366
- BRIGGS, G. A. 1985: *Analytical Parameterizations of Diffusion: The Convective Boundary Layer*. Journal of Climate and Applied Meteorology, Volume 24, Issue 11, pp. 1167–1186.



- BUDAI T. – CZIGÁNY SZ. – VADKERTI E. – GYENIZSE P. – HALÁSZ A. – HALMAI Á. – HOFFMANN GY. – KONRÁD GY. – KOVÁCS J. – LÓCZY D. – MÁTICS R. – SZEPESI J. – SZÜCS I. HALÁSZ A. – HALMAI Á. 2010: *Földtudományi alapismeretek*. Elektronikus egyetemi jegyzet, PTE, Pécs, 17. fejezet. <http://tamop412a.ttk.pte.hu/files/kornyezettan9/www/ch17s02.html> (letöltés dátuma 2012. 07. 27.)
- CALORI, G – CLEMENTE, M. – DE MARIA, R. – FINARDI, S. – LOLLOBRIGIDA, F. – TINARELLI, G. 2005: *Air quality integrated modelling in Turin urban area*. Environmental Modelling & Software 21 pp. 468–476.
- CARRUTHERS, DJ. – HOLROYD, RJ. – HUNT, – JCR. – WENG, WS. – ROBINS, AG. – APSLEY, DD. – THOMPSON, DJ. – SMITH, FB. 1994: *UK-ADMS, a new approach to modelling dispersion in the earth's atmospheric boundary layer*. Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics, 52, pp.139–153.
- CARRUTHERS, DJ. – WENG, WS. – HUNT, JCR – HOLROYD, RJ – MCHUGH, CA – DYSTER, SJ. 1999: *Plume/Puff spread and mean concentration specifications*. ADMS Paper P10/01Q/99
- CIMORELLI, A. J. – PERRY, S. G. – VENKATRAM, A. – WEIL, J. C. – PAINE, R. J. – WILSON, R. B. – LEE, R. F. – PETERS, W. D., – BRODE, R. W. – PAUMIER, J. O. 2004: *AERMOD description of model formulation*. U.S. Environmental Protection Agency Office of Air Quality Planning and Standards Emissions Monitoring and Analysis Division Research Triangle Park, North Carolina pp. 8–81.
- COLIN, J. – FAIVRE, R. 2010: *Aerodynamic roughness length estimation from very high-resolution imaging LIDAR observations over the Heihe basin in China*. Hydrol. Earth Syst. Sci., 14, pp. 2661–2669.
- COUNIHAN, J. 1971: *Wind tunnel determination of the roughness length as a function of fetch and density of three-dimensional roughness elements*. Atmospheric Environment, Volume 5, pp. 637–642.
- CZELNAI R. – GÖTZ G. – IVÁNYI ZS. 1982: *A mozgó léggör és óceán*. Országos Meteorológiai Szolgálat, Budapest, p. 26.
- CSOKONAY J. 1996: *Alapterhelés és hatásterület-problémafelvetés*. In: SZEPESI D. (szerk.): *Levegőkörnyezeti kézikönyv, Levegőkörnyezet-gazdálkodási Szaktanácsadó Bt*, pp. 178–185.
- DAVENPORT, A. G. 1960: *Rationale for determining design wind velocities*. J. Struct. Div. Am. Soc. Civ. Eng. Volume 86, pp. 39–68.
- DI CRISTOFARO, D. C. – HANNA S. R. 1989: *OCD: The offshore and coastal dispersion model Volume I: User's guide*. pp. 24–30. (<http://www.epa.gov/scram001/userg/regmod/ocdugsup.pdf>)
- DETRÉKŐI Á. – SZABÓ GY. 2002: *Bevezetés a térinformatikába*. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest, pp. 77–117.

- DETREKŐI Á. – SZABÓ GY. 2002: *Térinformatika*. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest, pp. 14–121.
- DREWES, T. – KOHL, W. – FRÖHLING, B. – WETZEL, E. – REICHE, D. 2003: *Noise prediction with IMMI 5.2 The Tool for Noise Protection*. (<http://www.proscon.co.uk/Downloads/Manuals/Immi%20Reference%20Manual.pdf>)
- DUNKERLEY, F. – SPANTON, A.M. – HALL, D.J. – BENNETT, M. – GRIFFITHS, R.F. 2000: An Inter-comparison of the AERMOD, ADMS and ISC Dispersion Models for Regulatory Applications (<http://www.harmo.org/Intercomparison/P362.pdf>)
- FEKETE K. – POPOVICS M. – SZEPESI D. 1983: *A légszennyező anyagok transzmissziójának meghatározása*. OMSZ hivatalos kiadványai, Budapest, pp. 29–168.
- FERENCZI Z. 2009: *Az időjárás szerepe a légszennyezettségi epizódok kialakulásában*. *Légkör*, 54, 2, pp. 2–5.
- FERENCZI Z. 2012: *Budapesti PM<sub>10</sub> koncentráció előrejelezhetőségének vizsgálata mérési adatok és modellszámítások alapján*. 38. Meteorológiai Tudományos Napok kiadványa, Budapest, pp.16.
- FINARDI, S – DE MARIA, R. – D’ALLURA, A. – CASCONI, C. – CALORI, G.– LOLLOBRIGIDA, F. 2008: *A deterministic air quality forecasting system for Torinourban area, Italy*. *Environmental Modelling & Software*, 23, pp. 344–355.
- FODOR F. 1991: *A Jászság életrajza*. kiadja: a Jászok Egyesülete és „A Jászságért” Alapítvány, Budapest, pp. 67–75.
- FODOR I. 2001: *Környezetvédelem és regionalitás Magyarországon*. Dialóg Campus Kiadó, Budapest – Pécs, p. 170.
- GÁCS I. 2006: *Szennyezőanyagok légköri terjedésének számítása*. Budapest, pp. 1–13.
- GÁCS I. – BIHARI P. – BENYÓ I. 1999: *Impact field of air-polluting sources*. Proceedings of Conference Heat Engines and Environmental Protection, Balatonfüred, pp.189–194.
- GÁCS I. – BODNÁR I. 1994: *Levegőszennyező anyagok terjedésének modellezése*. *Erőterv Közlemények*, 32, pp. 54–63.
- GÁCS I. – KATONA Z. 1998: *Környezetvédelem (Energetika és levegőkörnyezet)*. Műegyetemi Kiadó, Budapest pp. 106–176.
- GÁL T. – UNGER J. 1998: *Lehetséges ventillációs folyosók feltérképezése érdességi paraméterek alapján egy városi területen*. *Légkör*, 53, 3, pp. 2–8.
- GÁL T. – UNGER J. 2011: *3D városi felszíngeometriai adatbázis jellemzői és városklimatológiai alkalmazási lehetőségei Szeged példáján*. In: Lóki J. (szerk.) *Az elmélet és*

gyakorlat találkozása a térinformatikában II. Térinformatikai konferencia és szakkiállítás konferencia kiadványa, Debrecen, pp. 75–82.

GARRAT, J. R. 1992: *The Atmospheric Boundary Layer*. Cambridge University Press, 316 p.

GIEBEL, J. 1981: *Verhalten and Eigenschaften atmosphärischer Sperrschichten*. Landesanstalt für Immissionsschutz des Landes Nordrhein–Westfalen, Essen, LIS Report no.12.

GEIGER J. 2004: <http://www2.sci.u-szeged.hu/foldtan/Geostatisztika.pdf>

HALL, D.J. – SPANTON, A.M. – DUNKERLEY, F. BENNETT, M. – GRIFFITHS, R.F. 2000: *An Inter-comparison of the AERMOD, ADMS and ISC Dispersion Models for Regulatory Applications*. Environment Agency, pp. 1–109.

HENDERSON – SELLERS, B. 1989: *An analytical representation for the Pasquill–Gifford–Turner  $\sigma_z$  curves for elevated sources*. Atmosfera, Volume 2, pp.111–124.

HOLLAND, D. E. – BERGLUND, J. A. – SPRUCE, J.P. – MCKELLIP, R. D. 2008: *Derivation of Effective Aerodynamic Surface Roughness in Urban Areas from Airborne Lidar Terrain Data*. Journal of Applied Meteorology and Climatology, Volume 47, Issue 10, pp. 2614–2626.

HORVÁTH SZ. – MAKRA L. – KÓSA E – MOTIKA G. 2003: *A meteorológiai elemek és a fő légszennyező anyagok koncentrációi közötti kapcsolat egy objektív becslése Szegeden*. Légtér, 48, 2, pp. 23–27.

KAPÁS N. 2002: *Turbulens áramlások modellezése az atmoszférikus határrétegben*. Magyar Energetika, 6, 6, pp. 31–35.

KARPINEN, A. – KUKKONEN, J. – ELOLAHEDE, T. – KONTTINEN, M. – KOSKENTALO, T. – RANTAKRANS, E. 2000: *A modelling system for predicting urban air pollution: model description and applications in the Helsinki metropolitan area*. Atmospheric Environment, 34 pp. 3723–3733.

KERÉNYI A. 2003: *Környezettan*. In: LELKES LAJOS (szerk.): Mezőgazda Kiadó, p. 296.

KERTÉSZ Á. 1997: *A térinformatika és alkalmazásai*. Holnap Kiadó, Budapest, pp. 11–30.

KISS É. 2002: *A magyar ipar térszerkezeti változásai*. Földrajzi Értesítő, LI, 3–4, pp. 347–364.

KOLLÁTH K. 2011A: *A levegőminőség alakulása november harmadik hetében*.

[http://www.met.hu/ismeret-](http://www.met.hu/ismeret-tar/erdekessegek_tanulmanyok/20111120_szmoghelyzet_november/)

[tar/erdekessegek\\_tanulmanyok/20111120\\_szmoghelyzet\\_november/](http://www.met.hu/ismeret-tar/erdekessegek_tanulmanyok/20111120_szmoghelyzet_november/) (letöltés dátuma 2013. 07. 30.)

KOLLÁTH K. 2011B: *Szmoghelyzet 2011 októberében és novemberében*.

[http://www.met.hu/ismeret-tar/erdekessegek\\_tanulmanyok/20111116\\_szmoghelyzet/](http://www.met.hu/ismeret-tar/erdekessegek_tanulmanyok/20111116_szmoghelyzet/) (letöltés dátuma 2013. 07. 30.)

KOVÁCS A. 2012: *2011 novemberi szmog-helyzetek Miskolcon*. [http://www.met.hu/ismeret-tar/erdekesssegek\\_tanulmanyok/index.php?id=100&hir=2011\\_novemberi\\_szmog-helyzetek\\_Miskolcon](http://www.met.hu/ismeret-tar/erdekesssegek_tanulmanyok/index.php?id=100&hir=2011_novemberi_szmog-helyzetek_Miskolcon) (letöltés dátuma 2013. 07. 30.)

KOVÁCS F. 2010: *Alkalmazott környezeti információs rendszerek*. Elektronikus egyetemi jegyzet, SZTE, Szeged, 15. fejezet. [http://www.geo.u-szeged.hu/~feri/kornyezeti\\_informatika/ch15.html](http://www.geo.u-szeged.hu/~feri/kornyezeti_informatika/ch15.html) (letöltés dátuma 2013. 07. 30.)

KUTZBACH, J. 1961: *Investigations of the modifications of wind profiles by artificially controlled surface roughness*. M.S. thesis, Department of Meteorology, University of Wisconsin Madison, 58 pp.

LABANCZ K. – FERENCZI Z. – STEIB R. 2012: *Levegőszennyezettség-előrejelzése Budapesten kémiai transzport modell segítségével*. 38. Meteorológiai Tudományos Napok kiadványa, Budapest, pp.15.

LAGZI I. – MÉSZÁROS R. – SZINYEI D. – VINCZE Cs. – ZSÉLY I. – KOMJÁTHY E. – CZENDER Cs. 2007: *Légszennyező anyagok terjedésének és ülepedésének számítása a TREX modellel*. In: SÁHÓ Á. (szerk.): 33. Meteorológiai Tudományos Napok, A levegőkörnyezet állapota: ökológiai kölcsönhatások és egészségügyi kockázatok, pp. 23–26.

LAJOS T. – BOZÓ L. – GYARMATINÉ MÉSZÁROS E. – GYÖRGYNÉ VÁRALJAI I. – NAGY T. – SÁMI L. – SZEPESSI Zs. – VÁRKONYI T. – WEIDINGER T. – BALCZÓ M. – VETIER A. – MATYASOVSKY I. – KOVÁCS E. – DRASKOVITSNÉ TEMESY É. 2003: *Módszertani segédlet az alap légszennyezettség és a légszennyező források környezetében kialakuló szennyezettségi viszonyok (a kiegészítő légszennyezettség) meghatározásához*. Budapest, pp. 23–45.

LAUPSA, H. – DENBY, B. – SLØRDAL, L. H. – TØNNESEN, D. 2005: *Model calculations to estimate urban levels of particulate matter in Oslo, with respect to the requirements of the EU directives*. 5th Urban Air Quality Conference in Valencia, reference Q-303

LETTAU, H. 1969: *Note on aerodynamic roughness–parameter estimation on the basis of roughness–element description*. J.Appl. Meteor., 8, pp. 828–832.

MACDONALD, R. W.– GRIFFITHS, R. F. – HALL, D. J. 1998: *An improved method for the estimation of surface roughness of obstacle arrays*. Atmospheric Environment, Volume 32, No. 11, pp. 1857–1864.

MAKRA L. – MAYER, H. – BÉCZI R. – BOROS E. 2003: *Szeged légszennyezettségének értékelése különböző módszerekkel*. Légkör, 48, 3, pp. 3–7.

MÁRKUS B. 2010: *Térinformatika 1.* Elektronikus tankönyv, ([http://www.tankonyvtar.hu/hu/tartalom/tamop425/0027\\_TEI1/ch01s02.html](http://www.tankonyvtar.hu/hu/tartalom/tamop425/0027_TEI1/ch01s02.html))

MEDIAVILLA-SAHAGÚN, A. – APSIMON, H. M. 2005: *Urban scale integrated assessment for London: Which emission reduction strategies are more effective in attaining prescribed PM10 air quality standards by 2005?* Environmental Modelling & Software 21, pp. 501–513.

MÉSZÁROS E. 1994: *Légekörtan*. Egyetemi jegyzet, Veszprémi Egyetemi Kiadó, Veszprém, 120 p.

MÉSZÁROS E. 2010: *A meteorológia és a kémia határán: a levegőkémia születése*. Tudományos előadás, elhangzott 2010. október 15-én, Nagykanizsán, a Pannon Tudományos Napon, a Pannon Tudományos Díj átvételekor. <http://www.veab.mta.hu/upload/file/MESZAROS%20VEAB2011.pdf>

MÉSZÁROS E. – SZEPESI D. 1975: *Légszennyeződés*. Műegyetemi Kiadó, Budapest p.63.

MOLNÁR E. – PÉNZES J. 2008: *Az észak-alföldi városok fejlettségi viszonyai az ezredfordulón*. In: KOCSIS Zs. (szerk.): *Nagyközségek és kisvárosok a térben konferencia kiadványa*, Szombathely, pp. 243-254.

MOSER M. – PÁLMAI GY. 1992: *A környezetvédelem alapjai*. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest. pp. 136–222.

MOUSSIOPOULOS, N. – VLACHOKOSTAS, CH. – TSILINGIRIDIS, G. – DOUROS, I. – HOURDAKIS, E. – NANERIS, C. – SIDIROPOULOS, C. 2009: *Air quality status in Greater Thessaloniki Area and the emission reductions needed for attaining the EU air quality legislation*. *Science of the total Environment*, 407, pp. 1268–1285.

NAGY T. 2008: *Környezetállapotértékelés*. In: HOLLANDAY (szerk.): *A Közép–Tisza–vidéki Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőség kiadványa*, pp. 6–47.

NAGY T. – LÉGRÁDI A. 2012: *Pontforrások hatástávolságának számítása*. szoftverleírás, KÖTI-KTVF, Szolnok, pp. 1–18.

PATAKI I. 2005: *A levegőminőség javítását célzó intézkedések eszközlése és menedzselése a nagyvárosokban*. Országos Térinformatikai Konferencia kiadványa, (<http://www.otk.hu/frm.asp?go=cd05/tartalom.htm>)

PÉCZELY GY. 1969: *A tiszai Alföld*. In: Pécsi M.(szerk): *Magyarország tájféldrajza sorozat 2. kötet*, Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 99–100.

PÉCZELY GY. 1998: *Éghajlattan*. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest, p. 16.

PERRY, S. G. – BURNS, D. J. – ADAMS, L. H. – PAINE, R. J. – DENNIS, M. G. – MILLS, M.T. – STRIMAITIS, D. G. – YAMARTINO, R. J. – INSLEY, E.M. 1989: *User's giude to complex terrain dispersion model plus algoritms for unstable situations (CTDMPLUS) Volume 1: Model description and user instructions*. Atmospheric Research and Exposure Assasment Laboraty Office of Research and Developement U. S. Environmental Protection Agency Research Tringle Park, NC 27711, pp. 19–27.

PIRKHOFFER E. 2008: *A térinformatika és alkalmazása*. In: Gyenizse P. – Nagyvárad L. (szerk.): *Bornus Nyomda, Pécs*, pp. 97.

- RÁKÓCZI F. 1988: *A planetáris határréteg*. Tankönyvkiadó, Budapest, p. 24.
- RAUPACH, M. R. 1994: *Simplified expressions for vegetation roughness length and zero-plane displacement as functions of canopy height and area index*. *Boundary-Layer Meteorology*, 71, pp. 211–216.
- SALMA I. – BALÁSHÁZY I. 2007: *A városi aeroszol sajátosságai és az antropogén eredetű összetevők okozta egészségügyi kockázat*. In: SÁHÓ Á. (szerk.): 33. Meteorológiai Tudományos Napok előadások írásos vázlat, Budapest, pp. 5–8.
- SALMA I. 2012: *A légköri nukleáció jelentősége és tulajdonságai Budapesten*. 38. Meteorológiai Tudományos Napok előadások írásos vázlat, Budapest, pp. 12.
- SÁMI L. 1996: *Légszennyező források hatásterülete*. In: SZEPESI D. (szerk.): *Levegőkörnyezeti kézikönyv, Levegőkörnyezet-gazdálkodási Szaktanácsadó Bt.*, pp. 192–198.
- SÁMI L. 2000: *Debrecen környezetvédelmi atlasza*. Országos Térinformatikai Konferencia kiadványa, (<http://www.otk.hu/firm.asp?go=cd00/tartalom.htm>)
- SÁNDOR V. – BARANKA GY. 1993: *Nagyvárosi légszennyezettség. Budapesti helyzetkép*. *Légkör*, 38, 4, pp. 6–10.
- SAN JOSE, R. – SALAS, I. – MARTÍN, A. – PÉREZ, J.L. – CARPINTERO, A.B. – RAMOS, M.C. – PENA, J.I. – GONZALEZ, R.M. 2002: *Development of a global-through-urban scale nested air quality forecast model (RSM-ANA): application over Madrid domain*. *SAMS*, Vol. 42, pp. 1551–1560.
- SCHULMAN, L. L. 1980: *Buoyant line and point source (BLP) dispersion model user's guide*. Environmental Research & Technology INC, pp. 9–18.
- SEBŐK B. 2009: *Az Alföld iparosítása –Szolnok megye példáján (1950–1970)*. Doktori (PhD) dolgozat, Szegedi Tudományegyetem, p. 57.
- SEIKA, M. – HARRISON ROY, M – METZ, N. 1998: *Ambient background model (ABM): development of an urban gaussian dispersion model and its application to London*. *Atmospheric Environment* Vol. 32, No. 11, pp. 1881–1891.
- SHIR, C. C. – SHIEH, L. J. 1974: *A Generalized Urban Air Pollution Model and Its Application to the Study of SO<sub>2</sub> Distributions in the St. Louis Metropolitan Area*. *Journal of Applied Meteorology*, Volume 13, Issue 2, pp. 185–204.
- SILVA, J. – RIBERIO, C. – GUEDES, R. 2007: *Roughness Length Classification of Corine Land Cover Classes*. Proceedings of the 2007 European wind Energy Conference & Exhibition, pp. 1-10. ([http://www.megajoule.pt/img\\_upload/Publications/545\\_Ewec2007fullpaper1.pdf](http://www.megajoule.pt/img_upload/Publications/545_Ewec2007fullpaper1.pdf))
- SMITH, F. B. 1972: *A scheme for estimating the vertical dispersion of a plume from a source near ground level*. in Procs. Third Meeting of the Expert Panel on Air Polluton Modelling, NATO-CCMS-14, NATO, Brussels

STOHL, A. – SODEMANN, H. – ECKHARDT, S. – FRANK, A. – SEIBERT, P – WOTAWA, G. 2010: *The Lagrangian particle dispersion model FLEXPART version 8.2.* pp. 1–19. (<http://zardoz.nilu.no/~flexpart/flexpart/flexpart82.pdf> (letöltés dátuma: 2012. 04.13.))

STULL, R. B. (1988) *An introduction to Boundary Layer.* Kluwer Academic Publisher, p. 2.

SZABÓNÉ GARA I. 2005: *Jászberény környezetvédelmi öröksége.* Jászsági Évkönyv, Jászsági Évkönyv Alapítvány, p. 138.

SZÉKELY A. 1969: *A tiszai Alföld.* In: PÉCSI M. (szerk.): Magyarország tájféldrajza sorozat 2. kötet, Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 81–86.

SZEPESI D. – FEKETÉNÉ DR. NÁRAI K. – POHL L. 1996: *Útmutató a levegőkörnyezeti KHT. Készítéséhez a 152/1995. (XII. 12.) Kormány rendelete alapján.* In: SZEPESI D. (szerk.): *Levegőkörnyezeti kézikönyv, Levegőkörnyezet-gazdálkodási Szaktanácsadó Bt.,* pp. 208.

SZUHI A. 2011: *A lakossági fűtési célú energiafelhasználás levegőkörnyezeti hatásai.* In: SZABÓ V. – FAZEKAS I. (szerk.): *Környezettudatos energiatermelés és felhasználás konferencia kiadványa, Debrecen,* pp. 25–29.

SZÜCS J. 2007: *Szélérőmű Erken.* In: BARNA K. – NAGY M. Z. (szerk.): *I. Terület és Vidékfejlesztési Konferencia kiadványa, Kaposvár,* p. 56.

SZÜCS J. 2009A: *A levegőminőséget befolyásoló tényezők vizsgálata Jászberényben.* In: MÓCSY I. – SZACSVAI K. – URÁK I. – ZSIGMOND A. R. (szerk.): *V. Kárpát-medencei Környezettudományi Konferencia kiadványa, Kolozsvár, 1,* pp. 59–64.

SZÜCS J. 2009B: *Review of the effects of point sources in Jászberény by applying the Gauss model and the methods of mathematical statistics.* *Agriculture and Environment,* 1, 1, pp. 99–110.

SZÜCS J. – LÉNÁRT CS. – BÍRÓ T. 2011: *Az érdességi paraméter geoinformatikai alapú meghatározásának jelentősége a transzmissziós modellezésben.* *Földrajzi Közlemények,* 135.3. pp. 219–227.

SZÜCS J. 2011B: *Városi légszennyezettség vizsgálata terjedési modell alkalmazásával.* *Léggör,* 56. 2. pp. 65–68.

SZÜCS J. – BÍRÓ T. 2012: *Analysis of urban air imission and meteorological parameters using mathematical statistical method.* *Acta Universitatis Sapientiae, Agriculture and Environment,* 4. pp. 31–41.

TAYLOR, P. A., 1987: *Comments and further analysis on effective roughness lengths for use in numerical three-dimensional models.* *Boundary-Layer Meteorology,* 39, pp. 403–418.

THYKIER-NIELSEN, S. – DEME S. – MIKKELSEN, T. 1999: *Description of the Atmospheric Dispersion Module RIMPUFF.*  
[http://www.rodos.fzk.de/Documents/Public/CD1/Wg2\\_CD1\\_General/WG2\\_TN98\\_02.pdf](http://www.rodos.fzk.de/Documents/Public/CD1/Wg2_CD1_General/WG2_TN98_02.pdf)

- TÓTH J. 2008: *Óriásfalvak és / vagy kisvárosok* – ma. In: KOCSIS Zs. (szerk.): *Nagyközségek és kisvárosok a térben konferencia kiadványa*, Szombathely, pp. 10–18.
- TROEN, I. – PETERSEN, L. (1989): *European Wind Atlas*. Risø National Laboratory, Roskilde, Denmark, 656 p.
- TURNER, D. B. 1964: *A Diffusion Model for Urban Area*. *Journal of Applied Meteorology*, Volume 3. Issue 1. pp. 83–91.
- VASS G. 1997: *Térinformatika oktatási anyag*. ([http://www.agt.bme.hu/tutor\\_h/arcview/kezdo.htm](http://www.agt.bme.hu/tutor_h/arcview/kezdo.htm))
- VERKAJK, J. W. 2001: *A method for the geographical interpolation of wind speed over heterogeneous terrain*. KNMI–HYDRA project phase report 11 and 12, pp. 9–27.
- VIEIRA DE MELO, A. M. – SANTOS, J. M. – MAVROIDIS, I. – REIS JUNIOR, N. C. 2012: *Modelling of odour dispersion around a pig farm building complex using AERMOD and CALPUFF. Comparison with wind tunnel results*. *Building and Environment*, 56, pp. 8–20.
- VIRÁG G. 2009: *EEHHTT szoftverleírás*. Földmérési és Távérzékelési Intézet Kozmikus Geodéziai Obszervatórium, Pécs, pp. 1–2.
- VÖLGYESI L. – TÓTH GY. – VARGA J. 1993: *Magyarországi Vetületi rendszerek közötti átszámítások*. szoftverleírás, Budapesti Műszaki Egyetem, Felsőgeodézia Tanszék, pp. 1–5.
- WEIL, J. C. 1988: *Plume rise. Lectures in Air Pollution Modeling*. Venkatram, A. and Wyngaard, J. C., American Meteorological Society, pp. 119–162.
- WIERINGA, J. 1986: *Roughness–dependent geographical interpolation of surface wind speed averages*. *Quarterly Journal of the Meteorological Society*, 112, pp. 867–889.
- WIERINGA, J. 1992: *Updating the Davenport roughness classification*. *Journal of Wind Engineering and Industrial Aerodynamics*, Vol. 41, pp. 357–368.
- WIERINGA, J. 1993: *Representative roughness parameters for homogenous terrain*. *Boundary–Layer Meteorology*, Vol. 63, pp. 323–363.
- ZALETNYIK P. 2003: *WGS–84 – EOVS koordináta transzformáció neurális hálózattal*. TDK dolgozat, BME Általános és Felsőgeodéziai Tanszék Budapest 30. p.



**Felhasznált honlapok:**

<http://www.esri.com>

<http://www.goldensoftware.com>

<http://www.idokep.hu>

<http://www.imagmernok.hu/>

<http://www.kvvm.hu>

<http://www.levegokornyezet.hu/trjel.html>

<http://www.lmd.polytechnique.fr/chimere/docs/CHIMEREdoc2011.pdf>

<http://www.met.hu>

<http://www.ogimet.com/>

<http://okir.kvvm.hu/index.php?content=lair>

[www.weblakes.com](http://www.weblakes.com)

**Jogszabályok:**

1995. évi LIII. törvény a környezet védelmének általános szabályairól

2001. évi LXXXI. törvény a környezeti ügyekben az információhoz való hozzáférésről, a nyilvánosságnak a döntéshozatalban történő részvételéről és az igazságszolgáltatáshoz való jog biztosításáról szóló, Aarhusban, 1998. június 25-én elfogadott Egyezmény kihirdetéséről

21/2001. (II. 14.) Korm. rendelet a levegő védelmével kapcsolatos egyes szabályokról

14/2001. (V. 9.) KöM-EüM-FVM együttes rendelet a légszennyezettségi határértékekről, a helyhez kötött légszennyező pontforrások kibocsátási határértékeiről

17/2001. (VIII. 3.) KöM rendelet a légszennyezettség és a helyhez kötött légszennyező források kibocsátásának vizsgálatával, ellenőrzésével, értékelésével kapcsolatos szabályokról

4/2002. (X. 7.) KvVM rendelet a légszennyezettségi agglomerációk és zónák kijelöléséről

306/2010. (XII. 23.) Korm. rendelet a levegő védelméről

6/2011. (I. 14.) VM rendelet a levegőterheltségi szint és a helyhez kötött légszennyező források kibocsátásának vizsgálatával, ellenőrzésével, értékelésével kapcsolatos szabályokról

4/2011. (I. 14.) VM rendelet a levegőterheltségi szint határértékeiről és a helyhez kötött légszennyező pontforrások kibocsátási határértékeiről

**Szabványok:**

MSZ 21459-1:1981 Légszennyező anyagok transzmissziójának meghatározása. Pontforrás szennyező hatásának számítása

MSZ 21459-2:1981 Légszennyező anyagok transzmissziójának meghatározása. Területi (felületi)forrás és vonalforrás szennyező hatásának számítása

MSZ 21459-3:1981 Légszennyező anyagok transzmissziójának meghatározása. Több és összetett forrás szennyező hatásának számítása

MSZ 21459-4:1982 Légszennyező anyagok transzmissziójának meghatározása. Transzmissziós számítások adatbázisának meghatározása

MSZ 21459-5:1985 Légszennyező anyagok transzmissziójának meghatározása. A kibocsátás effektív magasságának számítása

MSZ 21457-1 Légszennyező anyagok terjedését jellemző meteorológiai mennyiségek. Fogalom-meghatározások

MSZ 21457-2 Földfelszíni meteorológiai mérések légszennyezés-terjedési számításokhoz

MSZ 21457-3 A légköri háttérrétegben végzett meteorológiai mérések légszennyezés-terjedési számításokhoz

MSZ 21457-4 A felszínközeli légréteg dinamikai jellemzőinek kiszámítása mértékadó meteorológiai adatokból

MSZ 21457-5 A keveredési rétegvastagság meghatározása mértékadó földfelszíni és magaslégköri meteorológiai mérési adatokból

MSZ 21457-6 A szélesebbesség, a szélirány és a hőmérséklet függőleges profiljainak kiszámítása a földfelszín és a 850 hPa nyomási szint között

MSZ 21457-7 A légszennyező anyagok örvényes elkeveredését jellemző mennyiségek meghatározása

## Táblázatjegyzék

3.1. táblázat. Jászberény éghajlati adatai 1901-1950 .....	35
3.2. táblázat. $z_0$ a talajfelszín jellege szerint.....	42
3.3. táblázat. A Corine osztályok és a hozzájuk tarozó $z_0$ értékek néhány ajánlás alapján .....	44
3.4. táblázat. A városi RIV hálózat által mért komponensek és a mérések megszüntetésének dátuma .....	54
4.1. táblázat. A különböző szakirodalmi ajánlások alapján számított effektív érdességi paraméter értéke a jászberényi mintaterületen .....	65
4.2. táblázat. A Magyarországon emittált összes, illetve közlekedési eredetű nitrogén-oxid emisszió.....	88
4.3. táblázat. A K-pusztán mért átlagos regionális nitrogén-dioxid háttér-koncentrációk .....	89
4.4. táblázat. A jászberényi fűtési időszakra vonatkozó, illetve nem fűtési időszakra vonatkozó átlagos $\text{NO}_2$ immisszió értékekből képzett láncviszonszámok néhány statisztikai mutatója mérőállomásonként .....	91
4.5. táblázat. A Jászberény belvárosi fűtési időszakra vonatkozó, illetve nem fűtési időszakra vonatkozó napi átlagos $\text{NO}_2$ immisszió értékekből a hét napjainak megfelelően képzett csoportok összehasonlítása egytényezős szórásanalízis modell alkalmazásával 95%-os megbízhatósági szinten.....	92
4.6. táblázat. A feltüntetett meteorológiai paraméterek és a $\text{NO}_2$ koncentráció között képzett korrelációs együtthatók értékei.....	94
4.7. táblázat. Az extrém meteorológiai körülmények előfordulásakor mért immisszió értékek összehasonlítása az átlagos körülmények között mértekkel.....	96
4.8. táblázat. A Magyarországon emittált összes, illetve erőműi eredetű kén-dioxid emisszió.....	98
4.9. táblázat. A K-pusztán mért átlagos regionális kén-dioxid háttér-koncentrációk .....	99
4.10. táblázat. A jászberényi fűtési időszakra vonatkozó, illetve nem fűtési időszakra vonatkozó átlagos $\text{SO}_2$ immisszió értékekből képzett láncviszonszámok néhány statisztikai mutatója mérőállomásonként .....	102
4.11. táblázat. A Jászberény belvárosi fűtési időszakra vonatkozó, illetve nem fűtési időszakra vonatkozó napi átlagos $\text{SO}_2$ immisszió értékekből a hét napjainak megfelelő képzett csoportok összehasonlítása egytényezős szórásanalízis modell alkalmazásával 95%-os megbízhatósági szinten.....	102
4.12. táblázat. A kiemelt meteorológiai paraméterek és a kén-dioxid koncentráció adatokból képzett korrelációs együtthatók.....	103
4.13. táblázat. Az extrém meteorológiai körülmények előfordulásakor mért immisszió értékek összehasonlítása az átlagos körülmények között mértekkel .....	104
4.14. táblázat. A Magyarországon emittált összes, illetve mezőgazdasági, vadgazdálkodási és erdőgazdálkodási eredetű $\text{PM}_{10}$ emisszió.....	106

# Ábrajegyzék

2.1. ábra. Összes szennyező NO <sub>x</sub> immissziója (Budapest, 2000).....	10
2.2. ábra. Debrecen közlekedési légszennyezése .....	11
2.3. ábra. Szolnok belvárosának átlagos nitrogén-oxid (NO <sub>x</sub> mint NO <sub>2</sub> ) szennyezettsége 2007. ....	11
2.4. ábra. Fűtési eredetű 2008.évi PM <sub>10</sub> eloszlás Dorogon.....	12
2.5. ábra. A mérési és modellezési tevékenység együttes alkalmazásának lehetséges fokozatai .....	17
2.6. ábra. 2003 Millenniumi Városközpont építésével összefüggő szélcsatorna-vizsgálatok és numerikus szimuláció .....	20
2.7. ábra. A füstfáklya helyzete a koordinátarendszerben.....	22
3.1. ábra. A jászberényi vizsgálati helyszín .....	36
3.2. ábra. A Jászberényre vonatkozó meteorológiai állomány létrehozásánál figyelembe vett meteorológiai állomások .....	40
3.3. ábra. Országos Légszennyezettségi Mérőhálózat (OLM) .....	52
3.4. ábra. A jászberényi immissziómérő és meteorológiai állomások.....	53
4.1. ábra. A transzmissziós modell felépítése .....	60
4.2. ábra. A jászberényi pontforrások magasságának gyakorisági eloszlása.....	61
4.3. ábra. A Pasquill-féle stabilitási indikátor gyakorisági eloszlása .....	62
4.4. ábra. A jászberényi éves átlagos szélirány és szélsébség együttes gyakorisági eloszlása.....	63
4.5. ábra. A jászberényi bejelentésre kötelezett pontforrások, illetve az egyes területekre jellemző érdességi paraméter (m).....	64
4.6. ábra. A rövid átlagolási időtartamra vonatkozó program futtatásakor megjelenő adatbeviteli panel.....	66
4.7. ábra. A hosszú átlagolási időtartamra vonatkozó program futtatásakor megjelenő adatbeviteli panel. ....	70
4.8. ábra. A jászberényi bejelentésre kötelezett források hatására kialakuló éves átlagos kén-oxid (SO <sub>2</sub> és SO <sub>3</sub> , mint SO <sub>2</sub> ) immissziómező 2008. évben, az érdességi paraméter értéke 0,26 m. Az izokoncentrációs vonalak 0,001 µg/m <sup>3</sup> sűrűséggel megjelenítve. A szennyezőt emittáló források sárga színnel leválogatva. ....	74
4.9. ábra. Kén-oxid (SO <sub>2</sub> és SO <sub>3</sub> , mint SO <sub>2</sub> ) koncentrációmező 2008. 4. negyedévben nyugati szélirányt, 2,5 m/s szélsébséget 5 °C hőmérsékletet, 6-os stabilitási kategóriát 0, 26 m effektív érdességi paramétert és valamennyi forrás együttes üzemelését feltételezve. Az izokoncentrációs vonalak 0,05 µg/m <sup>3</sup> sűrűséggel megjelenítve. A szennyezőt emittáló források sárga színnel leválogatva. ....	76
4.10. ábra. A jászberényi bejelentésre kötelezett források együttes nitrogén-oxid kibocsátása az idő függvényében.....	77
4.11. ábra. A jászberényi bejelentésre kötelezett források hatására kialakuló éves átlagos nitrogén-oxid immissziómező 2008. évben, az érdességi paraméter értéke 0,26 m. Az izokoncentrációs vonalak 0,1 µg/m <sup>3</sup> sűrűséggel megjelenítve. A szennyezőt emittáló források sárga színnel leválogatva. ....	78

4.12. ábra. NO <sub>x</sub> koncentrációmező 2008. 4. negyedévben északnyugati szélirányt, 2,5 m/s szélességet 5 °C hőmérsékletet, 6-os stabilitási kategóriát 0, 26 m effektív érdességi paramétert és valamennyi forrás együttes üzemelését feltételezve. Az izokoncentrációs vonalak 1 µg/m <sup>3</sup> sűrűséggel megjelenítve. A szennyezőt emittáló források sárga színnel leválogatva. ....	79
4.13. ábra. A 4.12. és 5. melléklet 3. ábrán szemléltetett koncentrációmezők hányadosa .....	80
4.14. ábra. A jászberényi bejelentésre kötelezett források együttes szén-monoxid kibocsátása az idő függvényében .....	81
4.15. ábra. A jászberényi bejelentésre kötelezett források hatására kialakuló éves átlagos szén-monoxid immisziómező 2008. évben, az érdességi paraméter értéke 0,26 m. Az izokoncentrációs vonalak 0,1 µg/m <sup>3</sup> sűrűséggel megjelenítve. A szennyezőt emittáló források sárga színnel leválogatva. ....	82
4.16. ábra. CO koncentrációmező 2008. 4. negyedévben északnyugati szélirányt, 2,5 m/s szélességet 5 °C hőmérsékletet, 6-os stabilitási kategóriát 0,26 m effektív érdességi paramétert és valamennyi forrás együttes üzemelését feltételezve. Az izokoncentrációs vonalak 2 µg/m <sup>3</sup> sűrűséggel megjelenítve. A szennyezőt emittáló források sárga színnel leválogatva. ....	83
4.17. ábra. CO koncentrációmező 2008. 4. negyedévben északkeleti szélirányt, 2,5 m/s szélességet 5 °C hőmérsékletet, 6-os stabilitási kategóriát 0, 26 m effektív érdességi paramétert és valamennyi forrás együttes üzemelését feltételezve. Az izokoncentrációs vonalak 2 µg/m <sup>3</sup> sűrűséggel megjelenítve. A szennyezőt emittáló források sárga színnel leválogatva. ....	84
4.18. ábra. A jászberényi bejelentésre kötelezett források által emittált szilárd anyag együttes mennyisége az idő függvényében .....	85
4.19. ábra. A jászberényi források által emittált szilárd anyag emisszió 2008. 2. negyedév .....	86
4.20. ábra. A jászberényi források által emittált szilárd anyag emisszió 2008. 4. negyedév .....	87
4.21. ábra. A jászberényi mérőállomásokon mért átlagos NO <sub>2</sub> koncentráció az idő függvényében fűtési és nem fűtési periódusonként .....	89
4.22. ábra. A Jászberény belvárosi átlagos NO <sub>2</sub> (µg/m <sup>3</sup> ) koncentráció szélirányonként fűtési, illetve nem fűtési periódusonként .....	93
4.23. ábra. NO <sub>2</sub> koncentráció empirikus eloszlásfüggvénye ( A 24 órás átlag immiszió határérték megfelelő sárga színnel, jó zöld színnel, kiváló kék színnel megjelölve.) .....	97
4.24. ábra. A jászberényi fűtési időszakokra jellemző átlagos kén-dioxid koncentráció a településen fogyasztott földgáz függvényében .....	99
4.25. ábra. A jászberényi mérőállomásokon mért átlagos SO <sub>2</sub> koncentráció az idő függvényében fűtési és nem fűtési periódusonként .....	101
4.26. ábra. SO <sub>2</sub> koncentráció empirikus eloszlásfüggvénye.....	105
4.27. ábra. A jászberényi mérőállomásokon mért átlagos ülepedő por koncentráció az idő függvényében fűtési és nem fűtési periódusonként. ....	107
4.28. ábra. Az ülepedő por koncentráció empirikus eloszlásfüggvénye ( A 30 napos immiszió határérték megfelelő sárga színnel, jó zöld színnel, kiváló kék színnel megjelölve.) .....	110