

SZENT ISTVÁN EGYETEM

A levegőminőség várható alakulásának vizsgálata újgenerációs diszperziós modellek alkalmazásával

Doktori (PhD) értekezés

DOI: 10.54598/000390

Homolya Emese

Budapest
2020

A doktori iskola

megnevezése: Tájépítészeti és Tájökológiai Doktori Iskola

tudományága: Agrárműszaki

vezetője: Dr. Bozó László, DSc

Egyetemi tanár, az MTA rendes tagja

Szent István Egyetem

Kertészettudományi Kar

Talajtan és Vízgazdálkodás Tanszék

Témavezető: Dr. Bozó László, DSc

Egyetemi tanár, az MTA rendes tagja

Szent István Egyetem

Kertészettudományi Kar

Talajtan és Vízgazdálkodás Tanszék

.....

Az iskolavezető jóváhagyása

.....

A témavezető jóváhagyása

Tartalomjegyzék

RÖVIDÍTÉSEK JEGYZÉKE.....	5
1. BEVEZETÉS ÉS CÉLKITŰZÉSEK	8
2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS.....	11
2.1. A levegőszennyezés és annak hatása az egészségre és a környezetre	11
2.2. A levegőminőség szabályozása	15
2.2.1. Az Európai Unió vonatkozó irányelvei	16
2.2.2. Nemzetközi szervezetek	17
2.3. Légszennyezettség Magyarországon	20
2.3.1. A légszennyezettség alakulása az elmúlt évtizedekben.....	20
2.3.2. A levegőminőség javítására irányuló törekvések	23
2.4. A levegőminőségi modellek	25
2.4.1. A megfelelő modell megválasztása	27
2.4.2. Az Euler-i és a Lagrange-i megközelítés.....	28
2.4.3. Alapvető modelltípusok	29
2.4.4. A levegőminőségi modellek input adatigénye.....	32
2.4.5. A meteorológiai és a kémiai transzport modellek összekapcsolása	39
2.4.6. A modelleredmények bizonytalansága.....	40
2.4.7. A modellezés előnyei és hátrányai	41
3. ANYAG ÉS MÓDSZER.....	43
3.1. Az alkalmazott modellek.....	43
3.1.1. A CHIMERE modell	43
3.1.2. A SHERPA levegőminőség-elemző szoftver	50
3.2. Felhasznált adatok és módszerek.....	53
4. EREDMÉNYEK	56
4.1. A CHIMERE modell meteorológiai érzékenységvizsgálata	56
4.1.1. A modell érzékenysége a meteorológiai input adatokra.....	56
4.1.2. Érzékenységvizsgálat a meteorológiai forrásfájlok módosításával	65
4.2. Levegőminőség elemzések speciális időjárási helyzetekben a Sajó-völgy példáján keresztül	75
4.3. A kibocsátáscsökkentés környezeti hatásainak vizsgálata	82

4.3.1. A kibocsátáscsökkentés hatása a levegőminőségre	82
4.3.2. Forrástípusok hozzájárulása a légszennyezettséghez	85
4.3.3. A nagytávolságú transzport hatása	87
4.3.4. Az Országos Levegőterhelés-csökkentési Programban meghatározott emissziócsökkentés hatásának vizsgálata a SHERPA-val	88
4.3.5. Az eredmények értelmezése	93
4.4. Új tudományos eredmények	94
5. KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK	98
6. ÖSSZEFOGLALÁS	101
7. SUMMARY	104
8. IRODALOMJEGYZÉK	107
9. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS	120

RÖVIDÍTÉSEK JEGYZÉKE

AROME	Applications of Research to Operations at MEscale A Météo-France nagyfelbontású numerikus időjárás-előrejelző modellje
CDO	Climate Data Operator Kompakt bináris fájlok kezelésére alkalmas adatfeldolgozó eszköz
CFD	Computational Fluid Dynamics Numerikus áramlástani modellek
CLRTAP	Convention on Long-range Transboundary Air Pollution Nemzetközi környezetvédelmi egyezmény a Nagy Távolságra Jutó, Országhatárokon Átterjedő Légszennyezésről
ECMWF	European Centre for Medium-Range Weather Forecasts Középtávú Időjárás-előrejelzés Európai Központja Az ECMWF középtávú numerikus időjárás-előrejelző modellje
EMEP	Cooperative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-range Transmission of Air Pollutants in Europe (European Monitoring and Evaluation Programme) Európai Mérési és Kiértékelési Program Emissziós leltár adatgazda
GLCF	Global Land Cover Facility Globális felszínborítási adatbázis
GNFR	Gridded Nomenclature for Reporting Kibocsátási szektorok egyfajta csoportosításának nomenklatúrája
GNU	Szabad hozzáférésű szoftverekből álló számítógépes operációs rendszer. A GNU Projekt keretében fejlesztett programok nyílt forráskódúak.
HAWK	Hungarian Advanced WorKstation Az Országos Meteorológiai Szolgálat (OMSZ) saját fejlesztésű, operatíván használt interaktív megjelenítő rendszere
NEC	National Emission Ceilings Nemzeti kibocsátáscsökkentési kötelezettségeket összefoglaló irányelv az LRTAP Egyezményt aláíró országok számára

NetCDF	Network Common Data Form Tömörített adatformátum
NH ₃	Ammónia
NMVOC	Non-methane volatile organic compound Metántól eltérő illékony szerves vegyület
NO ₂	Nitrogén-dioxid
NO _x	Nitrogén-oxidok
NUTS	Nomenclature of Territorial Units for Statistics Statisztikai céllal kialakított területi egységek nomenklatúrája
NWP	Numerical weather prediction model Numerikus időjárás-előrejelző modell
O ₃	Ózon
OLM	Országos Légszennyezettségi Mérőhálózat
OLP	Országos Levegőterhelés-csökkentési Program
PHR	Planetáris határréteg
PM	Particulate matter Légköri részecskék
PM _{2,5}	A 2,5 µm-nél kisebb átmérőjű légköri részecskék
PM ₁₀	A 10 µm-nél kisebb átmérőjű légköri részecskék
POP	Persistent organic pollutant Lassan lebomló szerves vegyület
SHERPA	Screening for High Emission Reduction Potential on Air Nemzetközi fejlesztésű levegőminőség-elemző eszköz
SNAP	Selected Nomenclature for Air Pollution Kibocsátási szektorok egyfajta csoportosításának nomenklatúrája
SO ₂	Kén-dioxid
TNO	Dutch Organisation for Applied Scientific Research Emissziós leltár adatgazda

UNEP	United Nations Environment Programme Az ENSZ Környezeti Programja
UTC	Universal Time Coordinated Egyezményes koordinált világidő
VOC	Volatile organic compound Illékony szerves vegyület

1. BEVEZETÉS ÉS CÉLKITŰZÉSEK

Korunk egyik legnagyobb kihívása a levegőminőség javítása és a káros antropogén eredetű kibocsátás visszaszorítása. A legjelentősebb környezeti egészségi kockázatot a levegő szennyezettsége jelenti (EEA 2019a), és a közösség a környezetvédelem szempontjából is a klímaváltozást követően a második legsúlyosabb problémaként tartja számon (EC 2017). Ma már egyre növekvő érdeklődés övezi a levegőminőség kérdését a politika, a média és a társadalom oldaláról is, ezzel együtt egyre nagyobb az igény a tudományos háttér megismerésére, a változások nyomon követésére és a levegő védelmét célzó megfelelő intézkedések meghozatalára.

A levegőminőség értékelése összetett feladat. A szennyezőanyagok előfordulása térben és időben is dinamikusan változó. Ahhoz, hogy átfogó képet kapjunk a levegő aktuális összetételéről, nem elég közvetlen méréseket végeznünk, a modellezés adta lehetőségeket is ki kell használnunk, melynek előfeltétele a kialakításában résztvevő fizikai, kémiai és légkördinamikai folyamatok részletes ismerete.

A levegőszennyezés jelenségét már jóval az ipari forradalom előtt felismerték (Heidorn 1979). Korabeli leírásokból valószínűsíthető, hogy a középkori településeken is okozott problémát a levegő nem megfelelő minősége, mely akkoriban elsősorban a faégetésnek, bizonyos háztartásbeli tevékenységeknek, káros kibocsátással járó mesterségeknek (mint pl. a tímárműhelyek) és az utcákon szétszórt szemét bomlásának volt betudható (Barker et al. 1961). Ekkoriban – bár közismertek voltak a füst és a kellemetlen szagok okozta nehézségek – szerény tudás állt csak rendelkezésre a légszennyezés káros hatásaira vonatkozóan, így a kordában tartására sem indultak meg kísérletek. Feltehetően a XIX. század közepétől kezdett a levegőminőség témaköre egyre inkább a tudományos érdeklődés tárgyává válni, nagyobb figyelmet azonban csak a XX. század folyamán kapott a Los Angeles-i, illetve a londoni típusú szmogok fokozódó megjelenésével.

Az utóbbi évtizedekben a tudomány és a technika fejlődése rendkívüli áttörést hozott a levegőszennyezés kutatásában is. Szervezett mérési programok jelentek meg (EPA 2019, EMEP_{web}), egyre kifinomultabb terjedési és levegőminőségi modellek állnak rendelkezésre, folyamatosan bővülnek az ismereteink a jelenség fizikai és kémiai háttérét, valamint a káros hatásait illetően, és nemzetközi programok indultak meg a levegő szennyezettségének mérséklésére.

Mérföldkőnek számít az 1972. évi stockholmi ENSZ konferenciát követően az ENSZ Környezeti Programjának (United Nations Environment Programme, UNEP) létrejötte, az 1970-es évek végétől kezdődően pedig újabb és újabb – már kötelezettségvállalásokat is tartalmazó – nemzetközi szintű megállapodások születtek, melyekben a felek elismerték a környezeti

problémák kezelésében való közös érdekelttségüket (Faragó 2018). Az európai légszennyezettség monitorozását és a levegőminőség kiértékelésének módszertanát az Egyesült Nemzetek Szervezetének Európai Gazdasági Bizottsága (United Nations Economic Commission for Europe, UNECE) zászlaja alatt 1977-ben kezdeményezett Európai Mérési és Kiértékelési Program (Cooperative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-range Transmission of Air Pollutants in Europe, EMEP) fogja össze, mely 1983 óta a Nagy Távolságra Jutó, Országhatárokon Átterjedő Légszennyezésről szóló Genfi Egyezmény (Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution, CLRTAP) részeként működik (EMEP MSC-W 2004).

Bár a légkör aktuális állapotáról a legpontosabb információval a közvetlen mérések szolgálnak, korlátozott térbeli lefedettségükből adódóan mára felértékelődött a levegőminőségi modellek használatának lehetősége. A levegőminőségi modellek megadják a kapcsolatot a kibocsátások és a légkörben található szennyezőanyag-koncentrációk között. A légkörben zajló különféle fizikai, kémiai és légkördinamikai folyamatok matematikai leírásán alapulnak, így alkalmasak a szennyezőanyagok terjedésének, kémiai átalakulásának és a levegőből való kiülepedésének a nyomon követésére. A számítástechnika fejlődésével és a számítási kapacitás növekedésével egyre összetettebb modellek jelentek meg a nemzetközi szakirodalomban, amelyekkel egyre pontosabb szimulációkat tudunk végezni a szennyezőanyagok légköri terjedésére vonatkozóan.

Doktori munkámban alapvetően a hazai levegőminőség különböző aspektusok szerinti, korszerű eszközökkel történő, modellalapú vizsgálatát tűztem ki célul, ahol a fókusz elsősorban a légköri terjedést leginkább befolyásoló időjárási elemeknek a környezeti szennyezőanyag-koncentrációkra gyakorolt hatásának elemzésére, speciális időjárási körülmények között fellépő kritikus légszennyezettségi helyzetek modellezhetőségére, illetve az antropogén kibocsátáscsökkentések várható hatásainak elemzésére helyeztem. Ezeket a témaköröket úgy választottam meg, hogy végső soron egy átfogó képet adjanak a mai levegőminőségi kiértékelési módszerekről és azok korlátairól, illetve a magyarországi levegőminőség és levegőminőségi elemzések aktuális állapotáról, a modellezés adta lehetőségekről és a további kihívásokról. Az elemzések során – mivel egyes kitűzött feladatok különböző megközelítéseket igényelnek – kétféle módszert alkalmaztam. A légköri terjedés nyomon követését igénylő esetekben a francia fejlesztésű CHIMERE kémiai transzport modellt, míg az emissziócsökkentés hatásvizsgálataihoz a nemzetközi szinten kidolgozott SHERPA levegőminőség-elemző szoftvert használtam fel. Célkitűzéseim az alábbi pontokban foglalhatók össze:

- az irodalomfeldolgozás során mindazoknak az aktuális és releváns információknak az összefoglalása, amelyek a levegőminőség, a levegőminőségi kiértékelések során

alkalmazott módszerek, a kapcsolódó szabályozások, illetve a magyarországi viszonyok átfogó megismeréséhez szükségesek,

- a CHIMERE modell legfrissebb (2017) verziójának magyarországi adaptálása és a SHERPA szoftver telepítése,
- érzékenységvizsgálat elvégzése a CHIMERE modell segítségével arra vonatkozóan, hogy milyen mértékű, illetve hogyan jelenik meg a modellezés folyamán a légköri terjedés tekintetében kulcsfontosságú időjárási elemeknek a kialakuló koncentrációkra gyakorolt hatása,
- esettanulmány kidolgozása egy valós magyarországi kritikus légszennyezettségi helyzet hátterének és valószínűsíthető okainak felderítése, illetve modellezhetőségének vizsgálata céljából,
- az antropogén kibocsátáscsökkentések várható környezeti következményeinek vizsgálata Magyarország területén és annak az aktuális kérdésnek az elemzése, hogy az Országos Levegőterhelés-csökkentési Programban meghatározott célkitűzések várhatóan milyen mértékű javulást hozhatnak a hazai levegőminőségben a $PM_{2,5}$ és a NO_2 éves átlagértékeire vonatkozóan.

Dolgozatomban a kapcsolódó irodalom feldolgozását a 2. fejezet tartalmazza, amelyben kiemelt hangsúlyt fektetek többek között a levegőminőségi modellezés témakörének átfogó részletezésére, a levegőminőség javítását célzó, jelenleg hatályos jogi szabályozásra, illetve a magyarországi aktuális viszonyok ismertetésére. Az alkalmazott módszereket, modelleket és a felhasznált adatok körét a 3. fejezetben, eredményeimet pedig a 4. fejezetben mutatom be. Értekezésemet a következtetések és javaslatok tárgyalásával (5. fejezet), illetve az összefoglalással (6. és 7. fejezetek) zárom.

2. IRODALMI ÁTTEKINTÉS

2.1. A levegőszennyezés és annak hatása az egészségre és a környezetre

A levegőszennyezés fogalmának meghatározása nem egyértelmű feladat. A légkör mai összetétele egészen különbözik az ipari forradalom előtti időkben létező természetes légkör összetételétől. Nevezhetünk légszennyezésnek minden antropogén forrásból származó kibocsátást, ez a meghatározás azonban nem foglalja magában azokat a természetes folyamatokat, amelyek szintén jelentős mennyiségű káros anyag kibocsátásával járhatnak, mint a vulkánkitörések, vagy az erdőtüzek. A legpontosabb megfogalmazás talán az, ha légszennyezőnek nevezünk minden olyan, antropogén, biogén, vagy geogén eredetű nyomanyagot, amely vagy nem a természetes légkör összetevője, vagy a természetes légkör összetételéhez képest nagyobb koncentrációban van jelen, és akár rövid-, akár hosszútávon káros hatást fejt ki (Daly et al. 2007).

A légszennyező anyagokat alapvetően két csoportba soroljuk. Az elsődleges szennyezők közvetlen kibocsátás során kerülnek a levegőbe, a másodlagos szennyezők ezzel szemben az elsődlegesekből keletkeznek a légkörben különféle kémiai reakciók révén (Daly et al. 2007). Utóbbi esetben az elsődleges szennyezőket ún. előanyagoknak hívjuk.

A legfőbb, nagyobb koncentrációban káros, elsődleges típusú szennyezőanyagok csoportja a következőképp foglalható össze:

- szénvegyületek: CO, CO₂, CH₄, illékony szerves vegyületek (volatile organic compounds, VOC)
- nitrogén vegyületek: NO, N₂O, NH₃
- kénvegyületek: H₂S, SO₂
- halogének: kloridok, fluoridok, bromidok
- légköri aeroszol részecskék (particulate matter, PM) szilárd vagy folyékony halmazállapotban, melyeket általában aerodinamikai átmérőjük (mikrométerben) alapján kategorizálnak: PM₁₀, PM₄, PM_{2,5}, PM₁, PM_{0,1}
- egyes nehézfémek, pl. az ólom

A legfontosabb, nagyobb koncentrációban káros hatásukról ismert másodlagos szennyezőanyagok:

- NO révén keletkező NO₂ és HNO₃
- nitrogén-oxidokból és illékony szerves vegyületekből fotokémiai reakciók során keletkező ózon (O₃)

- SO_2 -ból és NO_2 -ból származó kénsav (H_2SO_4), illetve salétromsav (HNO_3) cseppek
- a kénsav és a salétromsav NH_3 -al való reakciója során kialakuló szulfát és nitrát aeroszol
- illékony szerves vegyületekből keletkező szerves aeroszol

A levegőminőségi értékelésekben és a modellezésben ezek közül az egészségre és a környezetre gyakorolt káros hatásuk mértéke alapján általában a következő néhány kiválasztott szennyezőanyagot veszik figyelembe:

- légköri aeroszol részecskék: jellemzően PM_{10} és $\text{PM}_{2,5}$, esetleg PM_1
- kén-dioxid (SO_2)
- nitrogén-oxidok (NO és NO_2)
- szén-monoxid (CO)
- ammónia (NH_3)
- illékony szerves vegyületek (VOC)
- ózon (O_3)
- ólom (Pb)
- higany (Hg)

A levegőszennyezés jelenti korunk legnagyobb környezeti egészségügyi kockázatát Európában (EEA 2018, WHO 2018, HEI 2018), mely a halálozási arány növekedéséhez és a megbetegedések számának emelkedéséhez vezethet (WHO 2016). A szennyezett levegőnek való, akár rövid-, akár hosszútávú kitettség komoly egészségkárosító hatással bír gyerekek és felnőttek esetében is. Hozzájárulhat a tüdősejtek roncsolódásához és a tüdőfunkciók gyengüléséhez, emellett gyulladásos és fertőzőes megbetegedésekhez, súlyos asztmához, valamint akut és krónikus légzőszervi elváltozásokhoz is vezethet (Folinsbee 1992). Kimutatható a hatása a termékenységre, a terhességre és az újszülöttekre. Bizonyítható a kapcsolat a légszennyezettség és a kettes típusú cukorbetegség között, de az elhízással, öregedési folyamatokkal, Alzheimer kórral és a demenciával is összefügghet (EEA 2018). Napjainkban egyre nő a légszennyezettség egészségügyi hatásainak tudományos megalapozottsága (WHO 2016).

2012-ben a világon történt halálesetek kilencede kimutathatóan összefüggésben állt a levegőszennyezés hatásaival. Mintegy hárommillió haláleset ebből kizárólag a kültéri légszennyezettségnek volt betudható. A levegőszennyezés minden régiót, társadalmi-gazdasági csoportot és korcsoportot érint, a kitettség mértékének vannak viszont a földrajzi elhelyezkedésből származó különbségei. Afrika, Ázsia vagy a Közel-Kelet lakosai átlagosan sokkal nagyobb koncentrációban lélegeznek be szennyezőanyagokat, mint a világ egyéb területein élők. Egyes régiókban a légszennyezettség szintje többszöröse a WHO által még egészségesnek elfogadott

határértéknek. Modellszámítások alapján 2014-ben a Föld lakosságának mindössze kb. egytizede élt olyan területeken, ahol a levegő minősége megfelelt a WHO Levegőminőségi Útmutatóiban előírtaknak (WHO 2016).

A légszennyezés évente körülbelül 400000 idő előtti halálesethez járul hozzá, mely legnagyobb arányban valamilyen szívbetegségre vagy stroke-ra vezethető vissza, de a tüdőrák és egyéb tüdőbetegségek is gyakran fordulnak elő. A Nemzetközi Rákkutatási Ügynökség (International Agency for Research on Cancer, IARC) általánosságban a légszennyezés, azon belül kifejezetten a légköri aeroszol részecskék hatását karcinogénnek minősítette (IARC 2013, EEA 2018). A PM_{10} szennyezés kiemelt fontosságú egészségügyi kockázatot jelent (Lim et al. 2012).

Az Aphekom projekt (Aphekom 2011) a légszennyezettség egészségkárosító hatásainak módszertani becslését célozta meg 25 európai nagyvárosra – közel 39 millió lakosra – vonatkozóan. Az eredmények azt mutatták, hogy a hosszútávú $PM_{2,5}$ kitettségben történő $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ -es csökkenés – várostól és a rá jellemző átlagos $PM_{2,5}$ szennyezettségtől függően – akár 22 hónappal hosszabbíthatja meg a várható élettartamot (Pascal et al. 2013). Budapest esetében ez az érték 19,3 hónap. Ezzel összefüggően, a WHO levegőminőségi útmutatókban szereplő határértékek átlépése közel évi 19000 fős többlethalálozással jár csak a $PM_{2,5}$ szennyezést tekintve, melyből több mint 15000 szív- és érrendszeri rendellenességekre vezethető vissza.

Magyarországon környezetegészségügyi hatásbecslést a levegőszennyezés hatásainak vizsgálatára az Országos Környezetegészségügyi Intézet végzett nemzetközi módszertan alapján 14 nagyvárosra (Budapest, Debrecen, Eger, Győr, Miskolc, Nyíregyháza, Pécs, Salgótarján, Szeged, Székesfehérvár, Szolnok, Tatabánya, Várpalota, Veszprém), a 2005–2010 közötti időszakra (Bobvos et al. 2014). A rövidtávú hatást a PM_{10} $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ -rel, illetve $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ -rel, a hosszútávú hatást pedig a $PM_{2,5}$ $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ -re történő csökkentése esetén becsülték a WHO AirQ2.2 programja és az Aphekom sokközpontú vizsgálat módszertana szerint.

A vizsgálat eredményei alapján a napi átlagos PM_{10} koncentrációban bekövetkező $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ -es csökkentés viszonylag szerény eredményekkel járna, $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ -es csökkentéssel azonban a 14 városban évente 150–350 haláleset válna elkerülhetővé (Bobvos et al. 2014). Budapestre ezek az értékek az elemzésben 65-nek, illetve 365-nek adódtak (Páldy et al. 2012). Abban az esetben, ha az éves $PM_{2,5}$ koncentrációt visszaszorítanánk a WHO ajánlásnak megfelelő $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ értékre, évente 1220–2400 – Budapesten ennél is több, 2952 (Páldy et al. 2012) – ember élete lenne megmenthető.

Az Aphekom projektben elvégzett elemzések arra is rámutattak, hogy ha a $PM_{2,5}$ szennyezést a WHO útmutatókban szereplő határérték alá sikerülne szorítani, az évente kb. 31,5 milliárd euró

pénzügyi megtakarítással járna, mely magában foglalja az egészségügyi kiadások csökkenését és az olyan immateriális tényezőkből adódó költségekben való visszaesést is, mint az életminőség, vagy a várható élettartam (Aphekom 2011). Ezek a kutatások összességében arra engednek következtetni, hogy a légszennyezettség az általános egészségi állapot jelentős károsodását hozhatja magával, és a PM csökkentés érdekében tett lépések határozottan előnyösek lennének mind a lakosság egészsége, mind a gazdasági gyarapodás szempontjából.

A levegőszennyezés az emberi egészségen túl a környezet egészére hatással van, ami többféleképpen nyilvánulhat meg (Homolya et al. 2017a). Közvetlenül hathat a vegetációra, a faunára, a víz és a talaj minőségére, valamint a kapcsolódó ökoszisztémákra is. A nitrogén-oxidok és az ammónia kibocsátása során például többlet nitrogén kerül a környezetbe, amely eutrofizációhoz vezet. Az eutrofizáció a tápanyagok túlzott feldúsulását jelenti a természetes vizekben (Ibisch et al. 2016), melynek következtében algásodás léphet fel, megváltozhat a faji diverzitás, valamint invazív fajok jelenhetnek meg. Ezeknek a hatásoknak a vízi és a szárazföldi ökoszisztémák is ki vannak téve.

A nitrogén-oxidok és a kén-dioxid a légkörben salétromsavvá, illetve kénsavvá alakulnak. Ezek a savas kémhatású anyagok, kiülepedésük révén csökkentik az adott közeg pH-ját, így hozzájárulnak a talaj, a tavak és a folyók savasodásához, mely újfent a biodiverzitás csökkenéséhez vezet (Duprè et al. 2010). A talajközeli ózon károsítja a mezőgazdasági terményeket, az erdőket és a növényzetet azáltal, hogy akadályozza természetes fejlődésüket és szaporodó képességüket, így negatívan hat a biodiverzitásra, a terméshozamra és az ökoszisztémákra is (EEA 2019a). A toxikus nehézfémek és a lassan lebomló szerves vegyületek (POP), amellett, hogy mérgezőek, könnyen főlhalmozódnak az élő – növényi és állati – szervezetben, ezáltal működési rendellenességekhez vezetnek, a táplálékláncban egyre feljebb kerülve pedig hatásuk egyre fokozódhat.

A beépített környezetre is káros hatással lehet a levegő szennyezettsége, Európa kulturális szempontból jelentős épületeit és műalkotásait is beleértve. Az épületkárosító folyamatok közé tartozik a savasodás következményeként fellépő korrózió, a biodegradáció, a szilárd részecskék okozta aprózódás, az időjárás hatása és az ózon miatti színfakulás. A kulturális örökségünkbe tartozó épületanyagok levegőszennyezéssel szembeni kitettsége különösen fontos probléma, hiszen történelmünk és kultúránk emlékeit veszélyezteti (EEA 2018).

A levegő szennyezettségének az egészségre, a termőföldek és az erdők termelékenységére, az ökoszisztémákra, az éghajlatra és a beépített környezetre gyakorolt hatása jelentős gazdasági és nem gazdasági költségeket von maga után. A piaci költségek a munkaerő-termelékenység csökkenésére, a járulékos egészségügyi kiadásokra, valamint a termőföldek és az erdők

hozamában bekövetkező visszaesésre vezethetők vissza. Az OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development) előrejelzése szerint ezek a költségek 2060-ra elérhetik az európai GDP 2%-át, ezáltal a tőkefelhalmozás mérséklődéséhez és a gazdasági növekedés visszaeséséhez vezethetnek. A nem piaci költségek a halandóság és a megbetegedések számának növekedésével, a víz és a levegő minőségének, ezzel együtt az ökoszisztémák jólétének romlásával, valamint a klímaváltozással állnak összefüggésben (EEA 2018).

2.2. A levegőminőség szabályozása

A levegőminőség kérdésre irányuló tudományos kutatások folyamán nyilvánvalóvá vált, hogy a kibocsátott szennyezőanyagok nem csak a közvetlen környezetükben fejtik ki hatásukat, hanem országhatárokon áterjedve több száz, vagy akár több ezer kilométerrel távolabbra is eljuthatnak (NeKI 2014). Ez a viszonylag korai felismerés világított rá arra, hogy a légszennyezés nemzetközi probléma, így megoldása csakis nemzetközi összefogás révén lehetséges. Tényleges nemzetközi környezetvédelmi együttműködés azonban csak az 1970-es évtizedben indult meg (Bándi et al. 1994). Az 1972. évi stockholmi ENSZ konferencián született meg az első megállapodás a nemzetközi környezetvédelem jogi szabályozásának szükségességével kapcsolatban (UN 1972).

Az első jelentős, a nagytérségű környezeti problémák kezelésére irányuló nemzetközi környezetvédelmi egyezmény az 1979-es, a Nagy Távolságra Jutó, Országhatárokon Áterjedő Légszennyezésről (Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, CLRTAP) szóló Genfi Egyezmény (EU 2013, Varga 2015). Az Egyezmény maga még nem írt elő konkrét kibocsátáscsökkentési feladatokat, a hozzá kapcsolódó jegyzőkönyvek azonban már tartalmazzak előírt intézkedéseket és kibocsátáscsökkentési célokat (NeKI 2014). A légszennyező anyagok nagy távolságra való eljutásának megfigyelésére és értékelésére kidolgozott európai együttműködési program finanszírozásáról szóló jegyzőkönyvet 1985-ben írták alá, ennek a folyamatoként született az EMEP (Európai Mérési és Kiértékelési Program) nemzetközi kutatói szervezete, melynek máig tartó elsődleges célja a megfelelő tudományos háttér biztosítása a kibocsátáscsökkentésre irányuló nemzetközi egyezmények továbbfejlesztéséhez (EMEP_{web}). Külön jegyzőkönyvek foglalkoznak emellett a kén, a nitrogén-oxidok, az illékony szerves vegyületek (VOC), a lassan lebomló szerves vegyületek (POP), a nehézfémek, valamint a savasodás, az eutrofizáció és a talajközeli ózon szabályozásával (MP 2019).

Az Európai Unió kötelező érvényű célkitűzéseket határoz meg a környezetvédelem terén, melyeket környezetvédelmi akcióprogramjaiban rögzít. Az akcióprogramok célja „olyan szintű levegőminőség elérése, amely az emberi egészségre és a környezetre nézve nem jelent számottevő ártalmat és kockázatot” (EU 2013, Varga 2015). A jelenleg aktuális, 7. Környezetvédelmi

Akcióprogram 2013-tól 2020-ig tart. Sikerességének kiértékelését követően az Unió tagállamai az Európai Parlamenttel és a Bizottsággal együttműködve alakítják ki az új Cselekvési Terv tartalmát (FM 2018). A program végrehajtásának és a célkitűzések 2020-ig történő megvalósítási valószínűségének kiértékelése 2018-ban megtörtént (EP 2018), a következő, a 2021–2030-as időszakot lefedő 8. Környezetvédelmi Akcióprogram felterjesztése és tárgyalása a 2020-as év folyamán várható (EU 2019).

2.2.1. Az Európai Unió vonatkozó irányelvei

A levegőminőség javítására irányuló törekvések és a légszennyezettségi állapotértékelés módszertanának egységesítése céljából az Európai Parlament irányelveket dolgozott ki az Európai Unió tagországai számára.

A jelenleg is érvényben lévő, „a környezeti levegő minőségéről és a Tisztább levegőt Európának elnevezésű programról” szóló 2008/50/EC levegőminőségi útmutatót az Európai Parlament és a Tanács 2008 májusában fogadta el (EEA 2011). Az útmutató különféle intézkedéseket állapít meg, amelyek legfőbb céljai a környezeti levegő minőségére vonatkozó célkitűzések meghatározása az emberi egészségre, valamint a környezet egészére gyakorolt káros hatások elkerülése, megelőzése vagy csökkentése érdekében, a levegőminőség fenntartása ott, ahol az jó, ellenkező esetben javítása, valamint az EU tagállamok közötti szorosabb együttműködés előmozdítása. Kimondja továbbá, hogy a környezeti levegő minőségét közös módszerek és kritériumok alapján szükséges vizsgálni és az ilyen módon megszerzett információt nyilvánosságra kell hozni (EP 2008).

A 2008/50/EC direktíva felülvizsgálta és egyszerűsítette a korábbi rendelkezéseket, új rendelkezéseket vezetett be, különös tekintettel a $PM_{2,5}$ szennyezettséget érintő célkitűzésekre, valamint lehetővé tette a kitűzött kibocsátáscsökkentési határértékek kötelező elérési idejének halasztását. A „környezeti levegőben található arzénről, kadmiumról, higanyról, nikkelről és policiklusos aromás szénhidrogénekről” a 2004/107/EC útmutató rendelkezik, mely szintén máig érvényben van (EP 2004).

Mivel a valós légszennyezettségről a lehető legpontosabb képet a megfigyelési adatok alapján kapjuk, az idők során ezek képezték a levegőminőségi elemzések, valamint az egészségre és az ökoszisztémára gyakorolt hatásvizsgálatok alapját. A korábbi útmutatók ennek megfelelően elsősorban a mérési adatokra helyezték a levegőminőségi kiértékelések és a jelentések módszertanát, az új direktívák viszont a monitoring adatok mellett már javasolják a levegőminőségi modellek alkalmazását is. Habár a modelleredmények minden esetben nagyobb bizonytalansággal terheltek, mint a mérések, a modellek használata a mérések kiegészítésére a

levegőminőségi útmutatók szerint több okból kifolyólag is ajánlott, vagy bizonyos esetekben akár a kiértékelés egyedüli eszközeként is szolgálhat (EEA 2011).

Az útmutatók meg is jelölik azokat a területeket, ahol a modellezés a mérések helyett, vagy azok kiegészítéseként alkalmazható lehet. Az egyik ilyen lehetőség a modelleredmények kiegészítő információként való csatolása a mérések mellé. A modellszimulációk alkalmasak továbbá specifikus, határérték-túllépéseket jelölő indikátorok kiszámítására, az aktuális levegőminőségi állapot átfogó felderítésére, mely a szükséges levegőminőségi intézkedések tervezéséhez kiindulópontul szolgál, segítségükkel emellett rövidtávú levegőminőségi előrejelzések is készíthetők, melyekkel előreláthatók az esetleges határérték-túllépések, valamint a légszennyezettségben bekövetkező változások és azok okai (Thunis et al. 2019).

2.2.2. Nemzetközi szervezetek

A levegőminőség javítására irányuló törekvések Európa-szintű kibontakozása nemzetközi szakértői fórumok és szervezetek felállítását tette szükségessé. A következőkben néhány ilyen, az európai levegőminőség nyomon követése és a levegővédelmi intézkedések összefogása céljából létrejött programot mutatok be.

2.2.2.1. FAIRMODE (Forum for Air Quality Modelling)

A FAIRMODE (Forum for Air Quality Modelling) levegőminőségi szakértők nemzetközi, az Európai Bizottság Közös Kutatóközpontja (Joint Research Centre, JRC) és az Európai Környezetvédelmi Ügynökség (European Environment Agency, EEA) által 2007-ben kezdeményezett fóruma, melynek célja a levegőminőségi direktívák előírásainak megfelelő modellezési tevékenységgel kapcsolatos tapasztalat- és szaktudáscsere (Thunis et al. 2019). Feladatai között szerepel a jó modellezői gyakorlatok felderítése és közzététele, valamint az EU tagállamok által alkalmazott modellalapú alkalmazások minőségértékelésének harmonizációja.

A FAIRMODE ajánlásokkal járul hozzá az Európai Bizottság által előírányozott két érvényben lévő levegőminőségi útmutató (2008/50/EC és 2004/107/EC direktívák) folyamatos megfeleléségi vizsgálataihoz. Ezek az útmutatók szabványokat és követelményeket állítanak annak biztosítására, hogy a tagállamok a saját területükön egységesen és összehangolt módon végezzék a levegőminőség megfigyelését és kiértékelését. A megfeleléségi vizsgálat elsődlegesen azt ellenőrzi, hogy a levegőminőségi útmutatóknak milyen mértékben sikerült olyan módon meghatározni a levegőminőség megfigyelésére és kiértékelésére alkalmazandó módszereket, hogy a tagországokban megfelelően reprezentatív és minőségi kiértékelési rendszer legyen érvényben (Thunis et al. 2019).

2.2.2.2. EMEP (European Monitoring and Evaluation Programme)

A Nagy Távolságra Jutó, Országhatárokon Átterjedő Légszennyezésről szóló Genfi Egyezmény folyamánként született meg az EMEP (Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of the Long-range Transmission of Air Pollutants in Europe, nem hivatalosan European Monitoring and Evaluation Programme) nemzetközi kutatóhálózata. Feladata elsősorban az, hogy szakszerű, tudományos háttérű támogatást nyújtson az Egyezményben résztvevő országok és háttérintézmények számára a kibocsátáscsökkentésre irányuló nemzetközi jegyzőkönyvek fejlesztése és folyamatos kiértékelése érdekében. Kezdetben az EMEP program a savasodáshoz és az eutrofizációhoz kapcsolódó szennyezőanyagok országhatárokon át történő terjedésére összpontosított, később a fókusza kiterjedt a talajközeli ózon képződésére, majd a lassan lebomló szerves vegyületekre (POP), a nehézfémekre és a légköri aeroszol részecskékre (PM) is (EMEP_{web}). Az LRTAP Egyezmény megszületésével az EMEP program a Bizottság szerves részévé vált, és azóta is fontos szerepe van a kibocsátáscsökkentési forgatókönyvek kialakításában, az Egyezmény és az Európai Bizottság számára is (Simpson et al. 2012).

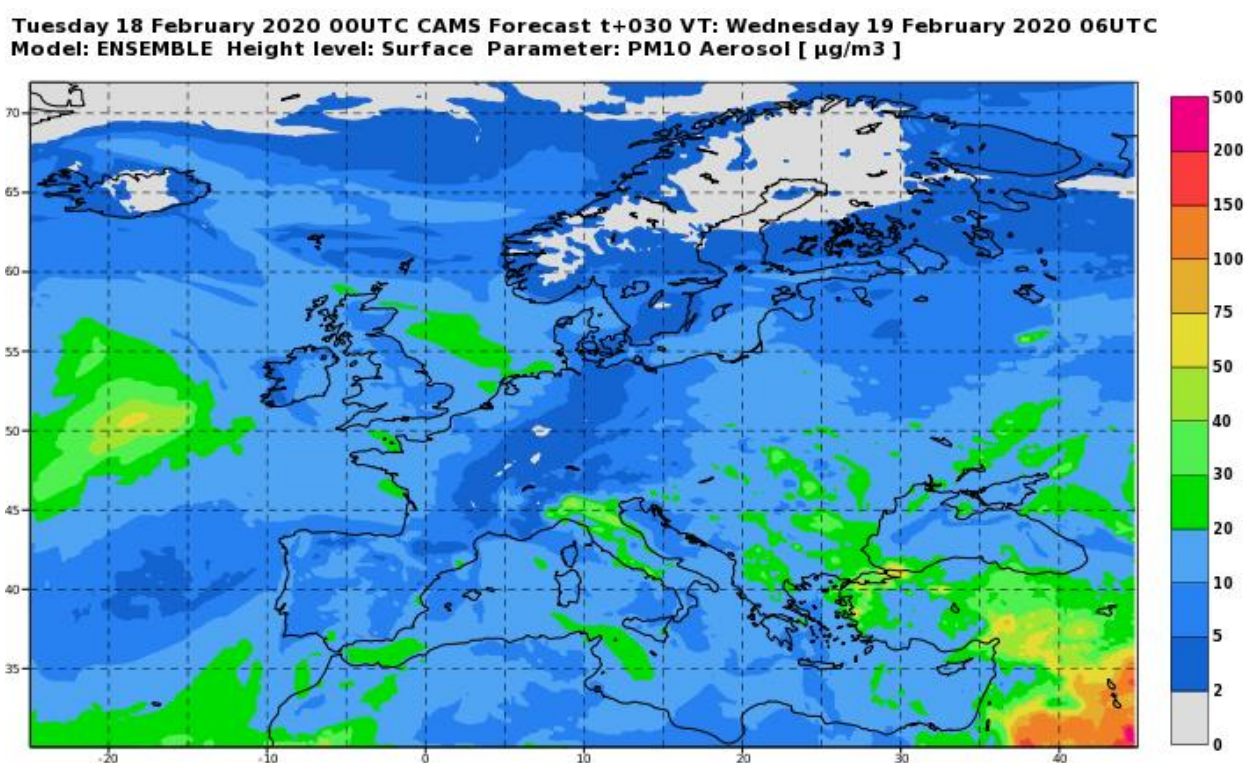
A program három alappillére a kibocsátási adatok gyűjtése, a levegő és a csapadék kémiai összetételének mérése, valamint a légköri transzport és a kiülepedési folyamatok modellezése. Az így kapott információkat kiértékelve rendszeres jelentéseiben számot ad a légszennyező anyagok kibocsátásáról, a légköri koncentrációkról és a kiülepedésről, az országhatárokon átjutó szennyezőanyagok mennyiségéről és jelentőségéről, valamint a kapcsolódó határérték-túllépésekről (EMEP_{web}). A nemzeti kibocsátás bevallások alapján az EMEP szakértői egységesített, nemzetközi szintű kibocsátási leltárakat hoznak létre, melyek publikusan hozzáférhetők és szabadon felhasználhatók a levegőminőségi elemzések során.

Az EMEP két modellező központja közül az egyik az Oslóban található Nyugati Központ (Meteorological Synthesizing Centre - West, MSC-W), melynek fő feladata a foto-oxidánsok és az aeroszol részecskék terjedésének modellezése. A Keleti Központ (Meteorological Synthesizing Centre - East, MSC-E) székhelye Moszkva, tevékenységének fókusza a nehézfémek és a lassan lebomló szerves vegyületek terjedésének modellezése. Az EMEP mérőhálózatának karbantartását, illetve a szervezetnél alkalmazott kémiai transzport modellek forrásadatokkal való ellátását egy harmadik centrum, a CCC (Chemical Coordinating Centre) végzi (Simpson et al. 2012). Az emissziós leltárakkal és a kibocsátás-előrejelzésekkel a CEIP (Centre on Emission Inventories and Projections), a technikai háttéranyagok, hatáselemzések (Haszpra 2008) előkészítésével a CIAM (Centre for Integrated Assessment Modelling) foglalkozik.

2.2.2.3. CAMS (Copernicus Atmosphere Monitoring Service)

A Copernicus projekt az Európai Unió nagyszabású földmegfigyelési programja. A Föld és környezetének folyamatos monitorozása révén adatokat, információt és szolgáltatásokat tesz közzé a kutatói közösség és a nyilvánosság számára, melyhez műholdas és földbázisú megfigyeléseket egyaránt felhasznál (EC 2019). A program elsődleges támogató és irányító szerve az Európai Bizottság, a kivitelezésben azonban számos társszervezet is részt vesz, az Európai Űrügynökség (ESA), a Meteorológiai Műholdak Hasznosításának Európai Szervezete (EUMETSAT), a Középtávú Időjárás-előrejelzés Európai Központja (ECMWF), az EU Űgynökségei, a Mercator Océán és a tagállamok is (EC 2016). Konzorciumvezetője az ECMWF.

A Copernicus projekt hat különböző tematikus szolgáltatást foglal magában, melyek közül a légkör megfigyelésével a CAMS (Copernicus Atmosphere Monitoring Service) foglalkozik. A CAMS alapvető célja, hogy információt és támogatást nyújtson a kutatók, a politikai döntéshozók és a vállalkozások számára a Föld légkörét érintő kérdésekben, elsősorban a nyomgázokra és az aeroszol részecskékre fókuszálva (CAMS_{web}).



1. ábra: A CAMS 2020. február 18-ai, 30 órával későbbi időpontra vonatkozó európai PM₁₀ előrejelzése (CAMS_{web})

A légkör globális és regionális szintű összetételének folyamatos monitorozása révén rendszeresen frissülő légszennyezettségi adatbázissal rendelkezik. A rendelkezésre álló adatok

alapján elvégzi és közzéteszi az aktuális légszennyezettségi helyzet kiértékelését (analízis), néhány napos légszennyezettségi előrejelzéseket készít (1. ábra), emellett a múltra vonatkozó adatok átfogó elemzésével konzisztens retrospektív adatsorokat, úgynevezett re-analíziseket állít elő az elmúlt évekre (EC 2016). Az előzőekre alapozva a CAMS különféle, további utófeldolgozást igénylő geofizikai produktumokat, valamint döntéstámogató jellegű, magas szakmai szintű információt is létrehoz. Jellemző produktumai közé tartoznak a regionális légszennyezettségre vonatkozó adatok és térképek, a levegőminőség retrospektív kiértékelése, különféle szennyezőanyagok és forrásaik azonosítása, a légkörben található pollenszint meghatározása, felhasználható források közzététele esetleges kibocsátáscsökkentési intézkedések kiértékelésére, vagy lokális levegőminőség-előrejelzésekhez szükséges input adatok biztosítása. A rendszer 2015 júliusától vált teljes egészében aktívvá (COPERNICUS_{web}).

2.3. Légszennyezettség Magyarországon

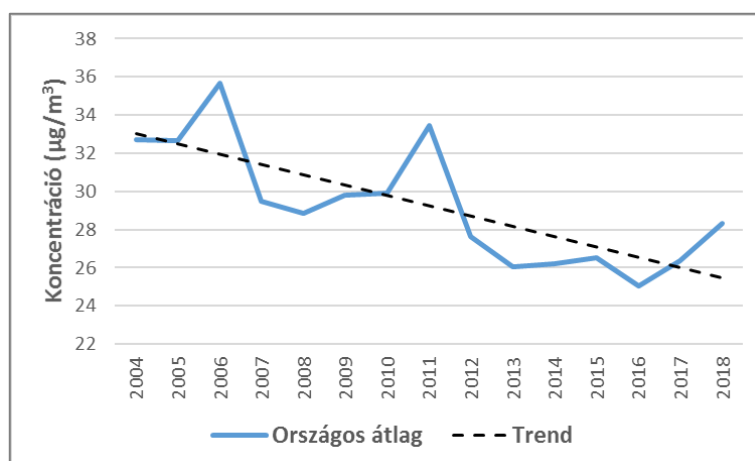
2.3.1. A légszennyezettség alakulása az elmúlt évtizedekben

Magyarországon a városi levegőminőség mérését, értékelését és a légszennyezettségi határértékek betartásának ellenőrzését az Országos Légszennyezettségi Mérőhálózat (OLM) végzi (OLM_{web}). A hálózat szakmai irányítója az Agrárminisztérium, az operatív, illetve a minőségirányításhoz kapcsolódó szakmai feladatok ellátása azonban az Országos Meteorológiai Szolgálat Levegőtisztaság-védelmi Referencia Központjának (LRK) a feladata. A mérőállomások és mérőpontok üzemeltetését a megyei kormányhivatalok (Jogtár 2010, Gyarmatiné 2015), a háttérállomások üzemeltetését pedig az LRK végzi (OLM_{web}).

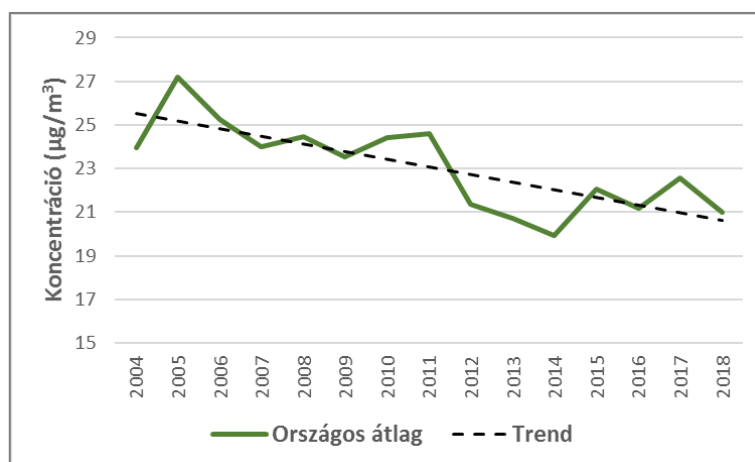
A rendszer egy manuális és egy automata hálózathoz tevődik össze. Az automata mérőrendszer előnye, hogy viszonylag gyorsan – 1-2 órán belül – szolgáltat valós idejű adatokat, melynek köszönhetően a határérték-túllépések azonnal nyomon követhetők, illetve segítségükkel felrajzolható egy napi trend. Hátrány azonban, hogy a monitorok által gyűjtött adatokból további elemzések nem végezhetők. A manuális állomások által gyűjtött minták kiértékelése sokkal időigényesebb – ezek az adatok legkésőbb negyedévente frissülnek (OLM_{web}) – a mintákból azonban speciális vizsgálatok is elvégezhetők, mint például az aeroszol részecskék nehézfém-, vagy poliaromás szénhidrogén tartalma (Gyarmatiné 2015). A manuális és az automata hálózat adatai is rendszeresen kiértékelésre kerülnek, az ehhez kapcsolódó jelentések, illetve maguk a mért adatok is az OLM weboldalán elérhetőek (OLM_{web}).

Magyarországon leginkább a 10 µm alatti átmérőjű részecskék (PM₁₀), a nitrogén-dioxid (NO₂), illetve a talajközeli ózon (O₃) koncentrációit szokták a szakértők figyelemmel kísérni,

mivel általában ezek a szennyezőanyagok esetén történik a legtöbb határérték-túllépés (OLM_{web}). A 2–4. ábrákon a PM₁₀, a NO₂, illetve az O₃ sokéves magyarországi alakulása látható. Az adatok az OLM adatbázisából származnak és minden esetben országos, illetve éves átlagértékeket jelentenek.



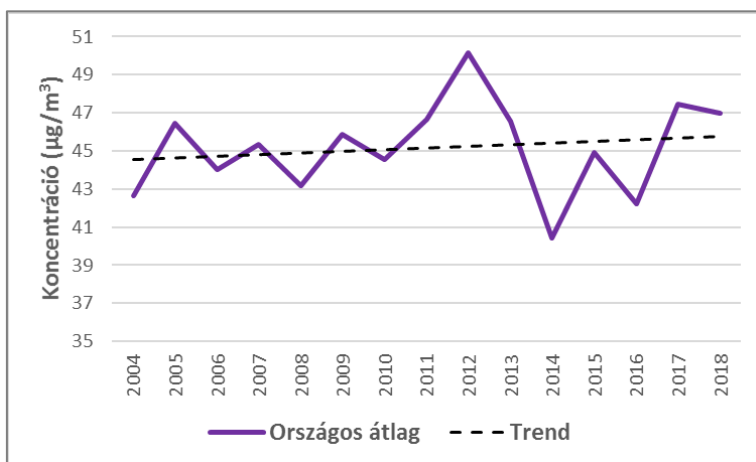
2. ábra: A PM₁₀ légköri koncentrációjának alakulása 2004 és 2018 között



3. ábra: A NO₂ légköri koncentrációjának alakulása 2004 és 2018 között

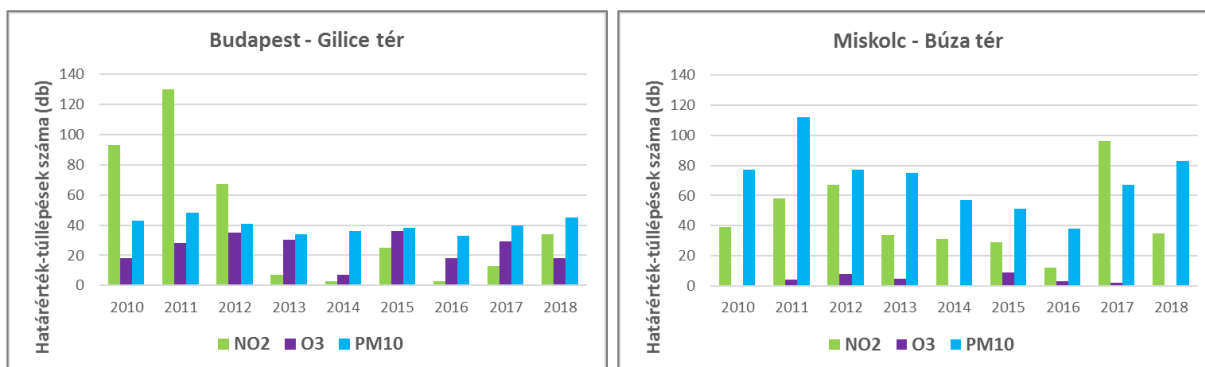
A 2–4. ábrák alapján jól megfigyelhető a megjelenített szennyezőanyagok átlagértékeinek évenkénti ingadozása. A PM₁₀ és a nitrogén-dioxid esetében a kétezres évek elején összességében egy csökkenő trend volt tapasztalható, egyedül az ózonnál figyelhetünk meg enyhén növekedő tendenciát. Mindhárom szennyezőanyag esetében tapasztalhatunk kiugró éveket, amikor az átlaghoz képest különösen magas éves koncentráció értékek adódtak, ilyen volt például a PM₁₀ esetében 2006 és 2011, NO₂ esetén 2005, vagy a 2012-es ózon. Ugyanígy az átlagosnál határozottan kisebb szennyezettségű éveket is meg tudunk figyelni, mint pl. 2013 a PM₁₀, vagy

2014 a nitrogén-dioxid és az ózon tekintetében. Érdekes szem előtt tartani, hogy az ingadozásokra az emisszióban bekövetkező változások mellett a meteorológiai viszonyok is hatással vannak.



4. ábra: A talajközeli O₃ légköri koncentrációjának alakulása 2004 és 2018 között

Az utóbbi évekre jellemző általános levegőminőség-javulás ellenére továbbra is komoly problémát okoznak az időszakosan fellépő légszennyezettségi epizódok és a hozzájuk kapcsolódó, sok esetben az egészségügyi határértékeket jóval meghaladó légköri koncentrációk előfordulása (Imre et al. 2015). Az 5. ábrán a Budapest Gilice téri és a Miskolc Búza téri mérőállomások által regisztrált évi összes határérték-túllépést követhetjük nyomon 2010 és 2018 között, PM₁₀-re, nitrogén-dioxidra, illetve ózonra vonatkozóan.



5. ábra: A regisztrált egészségügyi határérték-túllépések évenkénti száma Budapest Gilice tér és Miskolc Búza tér állomásokon a 2010–2018 időszakban

Az 5. ábrán megjelenített határértékek definíciója szerint a légköri koncentráció NO₂ esetében nem haladhatja meg a 100 µg/m³ értéket óránként, a 8 órás O₃ koncentráció mozgóátlagok napi maximumának 120 µg/m³ alatt kell maradnia, a 24 órás PM₁₀ koncentráció felső határa pedig 50 µg/m³. A Gilice téri állomás esetében megfigyelhető a nitrogén-dioxid határérték-túllépések

általános csökkenése, a PM₁₀ és az ózon tekintetében azonban nem mutatható ki egyértelmű tendencia, határérték-túllépések évről-évre hasonló számban lépnek fel. A Búza téri állomás területén az ózon-szennyezés kevésbé meghatározó, magas PM₁₀ és NO₂ koncentráció értékek azonban rendre előfordulnak. Olykor kiugró évek is megfigyelhetők, amikor a határérték-túllépések kiemelkedő száma tapasztalható. Természetesen – mivel a levegőminőség a lokális kibocsátások, a jellemző időjárási mintázatok és a környezeti viszonyok függvényében térben változékony – a különféle állomásokon mért adatok nagyon különbözőek lehetnek. A bemutatott állomások adatai példaként szolgálnak arra vonatkozóan, hogy a határérték-túllépések évi száma az országban bár ingadozó, még mindig problémát jelent. Fontos kiemelni továbbá, hogy a légszennyezettségi epizódok kialakulásához nagyban hozzájárulnak a kedvezőtlen időjárási viszonyok, a levegőminőség alakulása és a meteorológia szoros összefüggésben állnak egymással (Imre et al. 2015).

2.3.2. A levegőminőség javítására irányuló törekvések

Az Európai Parlament és a Tanács (EU) 2016/2284 NEC (National Emission Ceilings) irányelve határozza meg az LRTAP Egyezményt aláíró országok számára a nemzeti kibocsátáscsökkentési kötelezettségeket a 2005-ös bázisévhez viszonyítva (EU 2016). Ezekkel a 2020-tól 2029-ig, illetve 2030-tól alkalmazandó kötelezettségekkel összhangban a tagállamok kötelesek korlátozni legalább a kén-dioxid, a nitrogén-oxidok, a metántól eltérő illékony szerves vegyületek (NMVOC), az ammónia és a PM_{2,5} emberi eredetű éves kibocsátását. Az irányelv értelmében a tagállamok feladata azoknak a szükséges intézkedéseknek a meghozatala, amelyekkel az érintett szennyezőanyagok kibocsátásának csökkentése elérhető. A kibocsátáscsökkentési kötelezettségeket az 1–2. táblázatok foglalják össze.

1. táblázat: Magyarország kibocsátáscsökkentési kötelezettségei a 2020–2029. időszakra (EU 2016)

SO ₂	NO _x	NMVOC	NH ₃	PM _{2,5}
46%	34%	30%	10%	13%

2. táblázat: Magyarország kibocsátáscsökkentési kötelezettségei a 2030-at követő időszakra (EU 2016)

SO ₂	NO _x	NMVOC	NH ₃	PM _{2,5}
73%	66%	58%	32%	55%

A résztvevő országok ennek keretében saját nemzeti levegőszennyezés-csökkentési programot dolgoznak ki, fogadnak el és hajtanak végre, melyet legalább négyévente kötelesek felülvizsgálni és naprakésszé tenni (EU 2016). Az első nemzeti levegőszennyezés-csökkentési programot 2019. április 1-ig kellett benyújtani a Bizottságnak, mely összeállításának koordinálását

Magyarországon az Agrárminisztérium felügyeletével a Herman Ottó Intézet végezte el. Az Országos Levegőterhelés-csökkentési Program (OLP) tartalmazza azokat a bevezetendő/bevezethető intézkedéseket, melyek a kibocsátáscsökkentési célkitűzések eléréséhez szükségesek és becslést ad ezek várható hatásaira is (OLP 2019). A 3. táblázat a legutóbbi, 2019-ben leadott emisszió kataszterben szereplő, 2017-re vonatkozó kibocsátás adatokat, valamint ezeknek a 2005-ös bázisévhez való viszonyát adja meg.

3. táblázat: A 2020-tól és a 2030-tól előírt kibocsátáscsökkentési kötelezettségeknek való megfelelés 2017-ben (OLP 2019)

	Kibocsátás [kt]		2020-tól érvényes csökkentési kötelezettség Referencia év: 2005	2030-tól érvényes csökkentési kötelezettség Referencia év: 2005	A megfelelés mértéke		
	2005	2017			A csökkenés 2017-ben 2005-höz képest	2017-ben a 2020. céltól való távolság	2017-ben a 2030. céltól való távolság
NO _x	161	119	34%	66%	26%	8%	40%
NMVOC	145	115	30%	58%	21%	9%	37%
SO ₂	43	28	46%	73%	35%	11%	38%
NH ₃	86	88	10%	32%	2%	8%	30%
PM _{2,5}	40	48	13%	55%	-20%	33%	75%

4. táblázat: A várható kibocsátáscsökkenés a már elfogadott szakpolitikák és intézkedések mellett (OLP 2019)

	Összes kibocsátás [kt] a 2017. évre vonatkozó kataszterekkel összhangban				A várható kibocsátáscsökkentés aránya [%] 2005-höz viszonyítva			Nemzeti kibocsátáscsökkentési kötelezettségek a 2020–2029. időszakra [%]	Nemzeti kibocsátáscsökkentési kötelezettségek a 2030-tól kezdődő időszakra [%]
	Bázisév: 2005	2020	2025	2030	2020	2025	2030		
SO ₂	43	23	17	15	47	60	65	46	73
NO _x	161	102	95	88	37	41	46	34	66
NMVOC	145	123	118	116	15	18	20	30	58
NH ₃	86	78	80	83	9	7	4	10	32
PM _{2,5}	40	47	42	38	-18	-4	5	13	55

A 3. táblázat adatai alapján látható, hogy bár majdnem minden vizsgált szennyezőanyagot tekintve – a PM_{2,5} kivételével – javulást értünk el 2017-re a bázisévhez viszonyítva, az irányelvben szereplő célkitűzésekhez képest még számottevő hátrányban vagyunk. A legtávolabbinak a PM_{2,5} kibocsátás esetében látszik a cél, ahol a bázisévhez viszonyítva a kibocsátás növekedését tapasztaltuk, így a 2020-as évekre a 30%-ot, 2030-at követően a 70%-ot is meghaladó

kibocsátáscsökkentést szükséges elérnünk ahhoz, hogy megfeleljünk az EU követelményinek. A többi szennyezőanyag tekintetében a 2020-as célnak való megfeleléshez 8–11%, a 2030-ashoz 30–40% kibocsátáscsökkentésre van szükség. Ha a jelenlegi, már elfogadott nemzeti levegőminőségi és szennyezéscsökkentési szakpolitikák és intézkedések nem változnak, az OLP előrejelzése alapján a kibocsátás a 2020, 2025 és a 2030 évekre a 4. táblázatban szereplő módon alakul. A kibocsátás-előrejelzések dátuma: 2019. március.

5. táblázat: A további szakpolitikákat és intézkedéseket feltételező forgatókönyv mellett várható kibocsátáscsökkenés (OLP 2019)

	Összes kibocsátás [kt] a 2017. évre vonatkozó katasztrékkal összhangban				A várható kibocsátáscsökkentés aránya [%] 2005-höz viszonyítva			Nemzeti kibocsátáscsökkentési kötelezettségek a 2020–2029. időszakra [%]	Nemzeti kibocsátáscsökkentési kötelezettségek a 2030-tól kezdődő időszakra [%]
	Bázisév: 2005	2020	2025	2030	2020	2025	2030		
SO ₂	43	20-23	16-17	10-12	46	60-63	73-77	46	73
NO _x	161	102	81-88	55-76	37	46-50	53-66	34	66
NMVOC	145	123	81-113	61-97	15	22-44	33-58	30	58
NH ₃	86	71	68-71	59-74	18	18-21	15-32	10	32
PM _{2,5}	40	49	26-37	18	-22	8-34	20-55	13	55

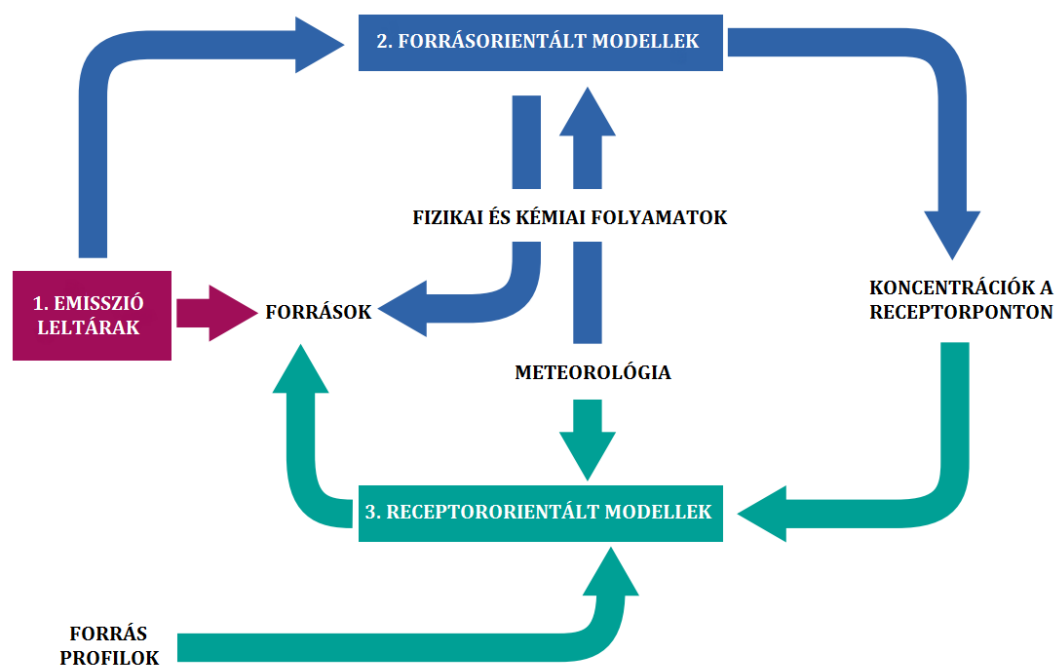
A 4. táblázatban szereplő eredmények alapján láthatjuk, hogy az esetek többségében nem számíthatunk a kibocsátások kötelezettségeknak megfelelő csökkentésére, így a célkitűzések elérése érdekében hatékonyabb intézkedésekre van szükség. Az irányelv értelmében, ha az előrejelzés azt mutatja, hogy az intézkedéseket feltételező forgatókönyv szerint nem várható a kibocsátáscsökkentési kötelezettségek teljesülése, akkor további szakpolitikákat és intézkedéseket szükséges megvizsgálni (OLP 2019). Ezt követően állt elő az 5. táblázat, amely számos további intézkedést és azok hatásait figyelembe véve készült elemzés eredményeit mutatja. A kibocsátás-előrejelzések dátuma: 2019. március.

2.4. A levegőminőségi modellek

Ahhoz, hogy a levegőminőség változásait nyomon követni és értékelni tudjuk, ismernünk kell az alakításában résztvevő folyamatokat és figyelembe kell azokat vennünk elemzéseink során. A légkörben zajló különféle fizikai és kémiai folyamatok számszerűsítése révén épülnek fel a numerikus levegőminőségi modellek (Clappier et al. 2015), melyek alkalmasak a

szennyezőanyagok terjedésének, kémiai átalakulásának és a levegőből való kiülepedésének leírására. Segítségükkel a természeti rendszerek viselkedése jól közelíthető (Mészáros 1997).

A levegőminőségi modelleknek alapvetően két típusát különböztetjük meg (6. ábra). Attól függően, hogy elemzésünk során a kibocsátás forrására, vagy a receptorpontokra vonatkozó ismereteinkből indulunk ki, forrás- vagy receptor-orientált modellekről beszélünk (Homolya et al. 2018).



6. ábra: A forrásazonosítás becslésére alkalmazott módszerek sematikus ábrázolása (Belis et al. 2013)

A forrás-orientált – vagy elterjedtebb nevükön a kémiai transzport – modellek a terjedési, kémiai és a kiülepedési folyamatok, valamint a köztük lévő kölcsönhatások matematikai leírásán alapulnak. Alkalmazási lehetőségük a levegőkémia számos kutatási területére kiterjed. Lehetőséget nyújtanak a légköri transzport és a kiülepedési folyamatok átfogó tanulmányozására, az emisszió vagy a meteorológia hatásának vizsgálatára, levegőminőségi előrejelzések készítésére, valamint annak elemzésére is, hogy adott kibocsátáscsökkentés a koncentrációk milyen változását vonja maga után.

A receptor-orientált modellek adott pont közvetlen környezetére jellemző tulajdonságokat és azok megváltozásait veszik elsőként figyelembe, a mért koncentrációkat arányítják az emissziós forrásokhoz, egy tömegegyensúlyi egyenlet többváltozós analízis révén történő megoldásával (Belis et al. 2013). Elsősorban statisztikai megközelítésen alapuló egyszerűsített modellek, melyek úgy kerülnek kialakításra (Pisoni et al. 2019), hogy kevésbé komplex formában adják vissza a teljes levegőminőségi modellek viselkedését (Clappier et al. 2015). Ezeknek a módszereknek

előnye, hogy valós méréseket használnak fel a számításokhoz, az eredmény bizonytalanságát is megadják, azonban erősen reaktív szennyezőanyagok esetében alkalmazhatóságuk korlátozott (Belis et al. 2013). Leggyakrabban annak meghatározására használatosak, hogy adott területen kialakuló szennyezőanyag-koncentrációkhoz a különféle források milyen mértékben járulnak hozzá. Egyéb módszerekkel ötvözve, úgymint az emisszióeltárak számbavétele vagy terjedési modellek alkalmazása, az eredmények együttes kiértékelésével fokozható a hatékonyságuk.

2.4.1. A megfelelő modell megválasztása

A modellek összetettsége a figyelembe vett fizikai, légkördinamikai és levegőkémiai folyamatok bonyolultságától függően változó lehet (Mészáros 1997). Hogy milyen modellt választunk egy adott terjedésszámítási feladat elvégzése céljából, függ attól, milyen térbeli skálára koncentrálnunk, milyen összetettségű folyamatokat kívánunk figyelembe venni és mi a vizsgálódás célja (Ferenczi et al. 2014).

A vizsgált terület kiterjedése a számítási kapacitás korlátossága miatt alapvetően meghatározza, milyen térbeli felbontással tudunk dolgozni. A globális skálájú modellek a Föld teljes felszínét lefedik, elsősorban a nagyobb léptékű folyamatokat veszik figyelembe, kisebb skálákra fókuszálva a pontosságuk csökken. A globális léptékű légszennyezettséget elsősorban az antropogén eredetű hosszú tartózkodási idejű gázok okozzák (Bozó et al. 2006). A mai globális modellek térbeli felbontása már a néhányszor 10 km-t is elérheti, az ez alatt működő folyamatokat parametrizációkkal veszik figyelembe. Abban az esetben, ha a globális modellekénél finomabb felbontást akarunk elérni, korlátozott tartományú modelleket kell alkalmaznunk, ahol egy körülhatárolt vizsgálati területet jelölünk ki, melyet ún. peremfeltételekkel látunk el. A peremfeltételek írják le a tartományon kívüli folyamatok hatásait. A korlátozott tartományú modellek a globális modellek adatait a vizsgálati tartománynak megfelelő térskálán érvényesülő folyamatok figyelembevételével finomítják. A regionális modellek térbeli felbontása nagyon változó lehet, ma már akár a néhány km-es skáláig is terjedhet (André et al. 2013). A kibocsátási ponttól nagyjából 20 km távolságig alkalmazhatók az egyszerűbb számítási módszereket alkalmazó lokális skálájú modellek (Bozó et al. 2006). A számítástechnika fejlődésével terjedt el a numerikus áramlástani modellek (Computational Fluid Dynamics, CFD) alkalmazása (Toparlar et al. 2017) a városi levegőminőség modellezésére.

A modellben szereplő folyamatok összetettsége függ attól, milyen területi lefedettségre van szükség, vagy például hogy az eredmények szempontjából szükséges-e figyelembe venni a légkörben zajló kémiai átalakulásokat, esetleg a radioaktív bomlást, vagy elégséges csak a terjedési útvonalakra koncentrálni. További lényeges kérdés az input adatok rendelkezésre állása, vagyis

hogy miből indulhatunk ki, mely meghatározza, milyen komplexitású modellel tudunk dolgozni, mekkora területre tudunk vizsgálatot végezni, vagy milyen típusú (pl. forrás- vagy receptor-orientált) modellt érdemes választanunk. A modell megválasztásánál fontos szempont az is, hogy mennyi időt tudunk szánni egy-egy szimuláció elkészítésére. Baleseti szituációban például kulcsfontosságú, hogy minél hamarabb rendelkezésre álljanak az érintett területekre vonatkozó eredmények ahhoz, hogy gyors intézkedéseket tudjunk végrehajtani, ezért nem érdemes sokáig futó, bonyolultabb modelleket alkalmazni. Azokban az esetekben viszont, amikor megfelelő mennyiségű idő áll rendelkezésükre, például általános levegőminőségi kiértékelések vagy cselekvési tervek kidolgozása során, használhatunk minél többféle folyamatot figyelembe vevő, komplexebb felépítésű modelleket.

2.4.2. Az Euler-i és a Lagrange-i megközelítés

Az Euler-típusú modellek a szennyezőanyagok mozgását egy Földhöz rögzített koordináta-rendszerben vizsgálják. A szimulációk célja a környezeti szennyezőanyagkoncentráció- és ülepedésmezők tér- és időbeli eloszlásának meghatározása, valamint az emisszióban és a meteorológiai viszonyokban bekövetkező változások hatásainak nyomon követése (Bozó et al. 2006). A modellben egy adott levegőcellában található szennyezőanyag-koncentráció változását a tömegmegmaradás elvén alapuló kontinuitási egyenlet adja meg, mely kimondja, hogy egy adott légtérfogategységbe rendezett és rendezetlen mozgások során, különböző irányokból, időegység alatt belépő és az onnan kilépő tömegek különbsége megegyezik a cellán belüli koncentrációváltozással. A Lagrange-típusú modellekben rögzített kibocsátási mező fölött mozgó koordináta-rendszerben vizsgálódunk, adott trajektória (légpálya) mentén haladó levegőcellában bekövetkező szennyezőanyag-koncentrációváltozásokat követünk nyomon (Bozó et al. 2006).

A Lagrange-i megközelítés elsődleges előnyei az Euler-i modellekkel szemben, hogy nincs numerikus diffúzió (Stohl et al. 2005), valamint hogy a számítás nem egy meghatározott rácshálón történik, így bizonyos, térbeli diszkretizációból eredő hibák kiküszöbölhetők (Lagzi et al. 2013). A forrás közelében jellemzően pontosabb eredményt adnak, mint az Euler-i modellek, melyeknek különösen finom rácshálózattal kell rendelkezniük a nagyobb gradiensek kezelésére. A Lagrange-i modellek ellenben függetlenek a ráctól, így elméletileg infinitezimálisan kicsi felbontást érhetnek el (Stohl et al. 2005). Nagy térskálán történő szimuláció esetén azonban a számításhoz szükséges részecskék számának növekedésével gyorsabban növekszik a számítási idő is, mint az Euler-i modelleknél. Általában az adott légszennyezési probléma határozza meg, melyik szemléletmódot érdemes inkább alkalmazni.

2.4.3. Alapvető modelltípusok

A levegőminőségi modellek felhasználása rendkívül sokrétű, az egyszerűbb felépítésű Gauss-féle modellektől kezdve, a trajektória modelleken át, egészen a komplex kémiai transzport modellekig többféle funkcióval rendelkezhetnek. Alapvető típusaikat többféleképpen csoportosíthatjuk, ezek a kategóriák azonban nem minden esetben egyértelműek, egy-egy hibrid modell eltérő típusokhoz tartozó tulajdonságokat is ötvözhet magában.

2.4.3.1. A Gauss-féle modellek

Magas pontforrásból, pl. erőművek kéményéből származó kibocsátás környezeti terhelésének elemzésére használhatók a Gauss-féle modellek (Bozó et al. 2006). Ezeknek a modelleknek a felépítése viszonylag egyszerű és számos feltételezéssel élnek, rövid számítási idejük miatt azonban máig alkalmazzák őket elsősorban azokban a döntéstámogató szoftverekben, ahol a gyors kalkuláció kulcsfontosságú (Leelőssy et al. 2014). A Gauss-féle modelleknek legelső és egyik legismertebb képviselője a csóvamodell, ahol a pontforrásból a légkörbe kiáramló szennyezőanyag levegőbeli eloszlását egy csóva alakú füstfáklyával közelítjük, melyben a szennyezőanyagok eloszlása a tér minden irányában Gauss-eloszlást követ (Lagzi et al. 2013).

A csóvamodellhez képest egy lépés a Lagrange-i modellek felé a Gauss-féle pöff modell, mely a csóvamodellel ellentétben a pontforrásból nem folytonos, hanem szakaszos, ún. „pöffök” formájában történő kibocsátást feltételez (Ferenczi et al. 2014). A szennyezőanyag eloszlás a pöffökben is Gauss-féle (Homolya et al. 2013), a kibocsátást követően a pöffök viszont a modellben önálló egységekként mozognak tovább, így ez a módszer alkalmas az összetettebb szélmező figyelembevételére. A végső koncentráció mezők az egyes pöffök koncentráció mezőinek a szuperpozíciójával állnak elő (Leelőssy et al. 2014).

2.4.3.2. Részecske modellek

A részecske modellek Lagrange-i megközelítéssel működnek. A kibocsátást nagyszámú légkörbe jutott pontszerű részecskével vagy infinitezimális levegőelemmel írják le (Stohl et al. 2005), melyek mozgását, illetve változását az aktuális légköri viszonyoknak megfelelően egyenként nyomon követik. Egy részecske trajektóriáját alapvetően az advekció, a felhajtóerő és a turbulencia határozzák meg (Leelőssy et al. 2014). A részecske modellek a turbulens keveredés precíz leírását teszik lehetővé, hátrányuk azonban, hogy egy-egy szimulációhoz nagyszámú egyedi trajektória kiszámítása szükséges, ami nagyban megnövelheti a számításigényt. A számítási kapacitás növekedésével viszont mára lehetségessé vált trajektóriák millióinak az együttes

modellezése, így a részecske modellek felhasználása a regionális és a globális skálákon is egyre elterjedtebb (Ferenczi et al. 2014).

2.4.3.3. A komplex kémiai transzport modellek

A kémiai transzport modellek a levegőminőség átfogó kiértékelésére használatosak. Jellemzőjük, hogy a vizsgált szennyezőanyagok terjedésén és kiülepedésén túl összetett módon veszik figyelembe a légkörben zajló kémiai átalakulásokat is. Alkalmasak a különféle emissziós források környezeti hatásainak becslésére, légszennyezettségi előrejelzések készítésére, vagy akár a kibocsátás csökkentésére irányuló intézkedési tervek várható hatásainak elemzésére is.

2.4.3.4. Városi modellezés

A városi levegőminőség tanulmányozása korábban megfigyeléseken alapult, mérési kampányok folytak az épületek közti általános áramlási viszonyok felderítésére. Az utóbbi évtizedekben viszont, a számítástechnika fejlődésével, egyre inkább elterjedtek a numerikus szimulációs módszerek. Ma leggyakrabban a numerikus áramlástani (Computational Fluid Dynamics, CFD) modellek használatosak a városi légszennyezettség tanulmányozására, melyek alkalmasak a hő- és tömegszállítás, valamint a környezeti tárgyakkal, épületekkel való interakciók szimulálására (Toparlar et al. 2017).

2.4.3.5. Boksmodell

Érdemes megemlíteni, hogy nyomanyag-mérleg meghatározásra a terjedési modelleknél jóval egyszerűbb módszerek is léteznek, melyeket a mai levegőminőségi elemzésekben már nem szoktunk alkalmazni. Ilyen módszer a boksmodell (Bozó et al. 2006), mely egyetlen, térben rögzített, a felszíntől a tropopauzáig terjedő légköri dobozban vizsgálja az anyagmozgásokat. Feltételezi, hogy nincs anyagcsere a troposzféra és a fölötte elhelyezkedő légköri rétegek között és nincs anyagfelhalmozódás, a nyomanyagok az oldallapokon keresztül áramolhatnak. A dobozban a koncentráció a be- és kiáramló anyagmennyiség, az emisszió, illetve az ülepedési folyamatok függvényében alakul.

2.4.3.6. Receptor-orientált modellek

A levegőminőségi modellek, általános összetettségükből adódóan, rendkívül számításigényesek, így egy időben csak korlátozott számú szcenárió szimulálását teszik lehetővé. Ennek kiküszöbölésére forrás-receptor kapcsolatokon alapuló egyszerűsített modelleket, ún. receptor-orientált modelleket hozhatunk létre, amelyek egyszerűsített formában adják vissza a

teljes levegőminőségi modell viselkedését (Clappier et al. 2015). Általában akkor alkalmazzuk ezeket a modelleket, amikor rövid idő áll rendelkezésre a scenáriók kiértékelésére, de abban az esetben is nagyon hasznosak lehetnek, amikor például többféle lehetséges emissziócsökkentési forgatókönyv hatását kívánjuk elemezni.

A szakirodalomban sok példát találhatunk a módszer alkalmazására, melyek többsége nagyszámú szimulációt igényel a forrás-receptor kapcsolatok definiálásához. Egyes módszerek érzékenységi együtthatókat határoznak meg egy kezdeti, nem-lineáris parciális differenciálegyenlet-rendszer megoldására alapozva, ahol az együtthatók a kibocsátások hatását írják le a szennyezőanyag-koncentrációkra. Az alkalmazott módszerek általában a források és a receptorok előzetes definiálását igénylik, amelyek számának növekedésével a számításigény is növekszik. A feladat egyszerűsíthető azonban a forrás és/vagy a receptor elemek csoportosításával (aggregálásával), melynek során feltételezzük, hogy az érzékenységi együtthatók állandók a hálóelemek egy-egy együttesén (Clappier et al. 2015).

Lényeges, hogy az egyszerűsített modell a vizsgálat céljának szempontjából jól reprezentálja az összetett levegőminőségi modell viselkedését, és a feltételezések érvényessége ne sérüljön a számítások során.

2.4.3.7. Forrásmeghatározás

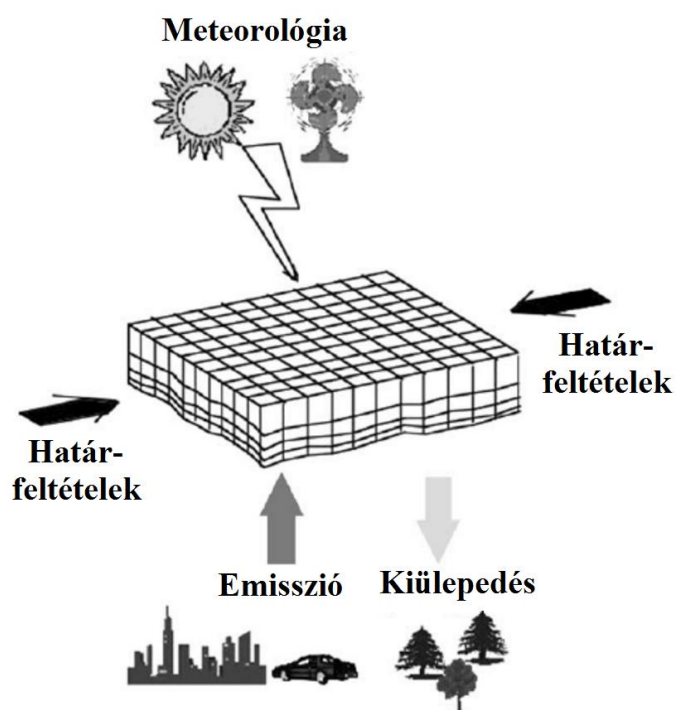
Előállhat olyan helyzet, amikor a forrás(ok) helyét, vagy erősségét nem ismerjük, csak a környezetben kialakuló koncentrációkra vonatkozóan vannak adataink. Ebben az esetben, ha a forrás meghatározása a cél, ún. inverz modellezési problémával állunk szemben. Az inverz modellezés lényegében egy optimalizációs feladat, melyben a forrásokat úgy alakítjuk, hogy a modelleredmények a lehető legjobban illeszkedjenek a megfigyelésekhez (Seibert 2004). Erre lényegében bármilyen típusú diszperziós modell alkalmas lehet, különbség van azonban az Euler-i és a Lagrange-i, valamint a forrás- és a receptor-orientált megközelítés megvalósításában. Általánosságban elmondható, hogy azokban az esetekben, amikor a források száma meghaladja a receptorok számát, egy forrás-orientált modell alkalmazása számítástechnikai szempontból hatékonyabb lehet, és ellenkezőleg, ha kevesebb a forrás, a receptor-orientált modellezés célravezetőbb.

A forrás-orientált megközelítés során a terjedési modellt többször futtatják, és az eredményeket összehasonlítva a receptorpontokon mért koncentrációkkal, forrás-receptor kapcsolatokat alakítanak ki (Seibert 2004). A modell természetesen tartalmazza azokat a fizikai törvényszerűségeket, amelyek az adott problémát jellemzik. A receptor-orientált módszer szerint

általában olyan inverz modelleket alkalmaznak, melyekben az input adatokat a receptorpontokon mért értékek képezik.

2.4.4. A levegőminőségi modellek input adatigénye

A levegőminőségi modellek input adatigénye meglehetősen sokrétű (7. ábra). Futtatásukhoz alapvetően szükséges a káros légszennyező anyagok és előanyagaik emissziójának, a meteorológiai viszonyoknak és a földfelszín jellegzetességeinek (topográfia, földhasználat) a megadása (Haurie et al. 2004). Abban az esetben, ha korlátozott tartományon végezzük a modellszámításokat, a modellt el kell látnunk kezdeti- és peremfeltételekkel is.



7. ábra: A levegőminőségi modellek futtatásához szükséges input és output adatok (Haurie et al. 2004)

A szimulációk eredményeként a vizsgált szennyezőanyagok légköri koncentrációinak és a kiülepedési mezőknek a térbeli eloszlását, esetlegesen a látástávolság csökkenését és a várható egészségi kitétséget kapjuk (Haurie et al. 2004).

2.4.4.1. Emisszió

A levegőbe kerülő szennyezőanyagok különböző forrásokból származhatnak, melyek vagy a felszínen találhatók (közlekedés, biogén anyagok), vagy vertikális profil rendelhető hozzájuk (ipari kibocsátások, biomassza égetés) (Menut et al. 2013). Eredetük alapján többféle típusukat különíthetjük el, alapvetően megkülönböztetjük a természetes eredetű kibocsátásokat (biogén

emisszió, szárazföldi aeroszol részecskék, tengeri só, erdőtüzek, vulkánok) az antropogén eredetű kibocsátásoktól. Az egyszerűbb felépítésű vagy specializált modellek általában egy meghatározott – antropogén eredetű – forrástaggal dolgoznak, ha azonban a környezeti levegőminőség átfogó kiértékelését akarjuk elvégezni, annál jobban meg tudjuk közelíteni a valóságot, minél többféle kibocsátási forrást figyelembe tudunk venni. Habár a legtöbb kémiai transzport modell mind az említett emisszió típusokat figyelembe veszi, a szennyezőanyagokra jellemző eltérő kémiai viselkedés és tartózkodási idők miatt az egyes modelleket gyakran specifikus alkalmazásokra fejlesztik (Mailler et al. 2017).

Az antropogén emisszió az emberi tevékenység következtében történő kibocsátásokat foglalja magában (pl. közlekedés, ipar, mezőgazdaság). Meghatározása egy rendkívül összetett feladat, melyhez nagyon sokféle háttéradatra van szükség. Fontos szem előtt tartani, hogy az antropogén kibocsátások számítása során közvetlen mérések nem kerülnek felhasználásra, kizárólag közelítő becsléseket alkalmazunk, amelyek alapvetően hordoznak magukban egyfajta bizonytalanságot. A kibocsátás becslések alapján épülnek fel az emissziós leltárak, melyek egy-egy nagyobb térség, illetve ország jellemző kibocsátási adatait összegzik nemzeti szinten, esetleg rácsponti felbontásban.

6. táblázat: a SNAP szektorok az 1990-es CORINAIR leltár szerint
(Grösslinger et al. 1997, Pulles et al. 1997, EEA 2019b)

S1	Energiaipari tüzelés
S2	Nem ipari tüzelés
S3	Feldolgozóipari tüzelés
S4	Termelési folyamatok
S5	Fosszilis tüzelőanyagok és geotermikus energia kinyerése és elszállítása
S6	Oldószerek és egyéb termékek felhasználása
S7	Közúti szállítás
S8	Egyéb mobil források és gépek
S9	Hulladékkezelés
S10	Mezőgazdaság
S11	Természetes források

Az emberi tevékenységből eredő kibocsátás nagyon sokrétű, sokféle forrását különböztethetjük meg. A könnyebb kezelhetőség végett ezeket származás alapján csoportosítják és szektoriális bontásban adják meg a szakértők. Még ma is sokféle alkalmazott csoportosítási módszer a SNAP (Selected Nomenclature for Air Pollution) szektorok kialakítása, mely a CORINAIR projektben került kidolgozásra (Grösslinger et al. 1997). A CORINE munkaprogram egy kísérleti projekt a

környezeti állapotra és a természeti erőforrásokra vonatkozó információ gyűjtésére, koordinálására, valamint konzisztenciájának biztosítására. Ennek egy alprojektje a CORINAIR, mely elsősorban a savas kiülepedéssel kapcsolatos emisszióra koncentrált és feladatául tűzte ki a légköri kibocsátások egy egységes, koordinált leltárának összeállítását (EEA 2019b). Az 1985-ös CORINAIR leltár három szennyezőanyag-típussal – SO_2 , NO_x és VOC – foglalkozott és nyolc fő emisszió forrástípust különböztetett meg, ezzel együtt egységes nomenklatúrát vezetett be a kibocsátási források és tevékenységek elkülönítésére, a SNAP szektorok (6. táblázat) és alszektorok formájában. Fejlesztésében az Európai Közösség akkori 12 tagállama, az Eurostat, a Gazdasági Együttműködési és Fejlesztési Szervezet (Organisation for Economic Co-operation and Development, OECD), illetve a nagy távolságra jutó, országhatárokon áterjedő levegőszennyezésre vonatkozó LRTAP konvenció folyamánként született EMEP nemzetközi kutatói szervezet vettek részt. A következő években a leltár frissítésre került és elkészült a CORINAIR 1990-es leltár, mely már – a ma is használatos – 11-es szektoriális bontást tartalmazta (6. táblázat). A 11 fő kibocsátási szektoron belül a CORINAIR 57 alszektor és 277-féle tevékenységet különít el (Pulles et al. 1997).

A CORINAIR90 létrehozásával a cél egy teljes, következetes és átlátható emissziós adatbázis biztosítása volt a kutatói, döntéshozói és egyéb felhasználói közösségek számára is (EEA 2019b). A leltár adatokból dolgozik a levegőminőségi modellek egy része is (Kis-Kovács 2015). Előkészítésük szabványos formátumban és egységes számítási módszerek szerint történik, így biztosított a különböző országok által összeállított leltárak összehasonlíthatósága és összekapcsolhatósága. A beküldött leltár adatok minőségét nemzetközi szakértői bizottságok ellenőrzik, mielőtt kiadásra kerülnek.

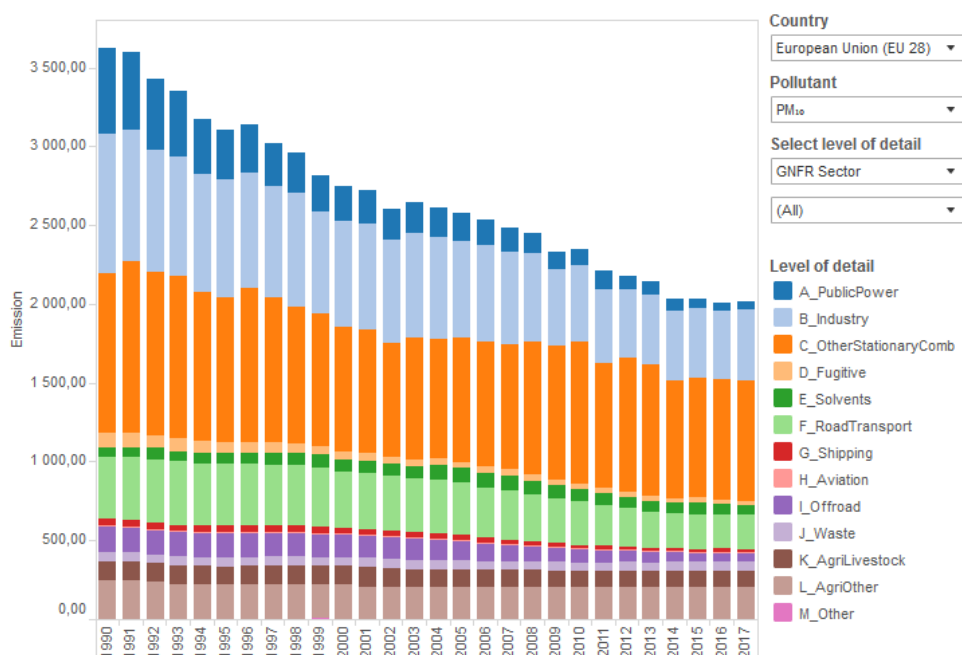
A kétezres években indult fejlesztésnek a SNAP kiváltására, illetve továbbfejlesztésére előírt NFR (Nomenclature for Reporting) kódolás (EEA 2019b), a mai leltárjelentések már ennek a szektoriális bontásnak megfelelően készülnek (7. táblázat). További előrelépés, hogy 2017-től a tagállamok négyévente kötelesek a saját területükre az EMEP által megadott egységes rácshálózatra aggregált emissziós adatbázist elkészíteni (Gridded Nomenclature for Reporting, GNFR) (UNECE 2015), ezáltal könnyítve az adatok térbeli elosztását, melyet korábban az EMEP szakértői köre végzett. Az első ilyen rácsponti leltár a 2015-ös adatokra készült el 2017-ben, a következő 2021-ben esedékes, amely a 2019-es kibocsátásokat fogja majd tartalmazni. A nemzeti összkibocsátást a korábbiaknak megfelelően továbbra is éves gyakorisággal jelenteni kell, az NFR kibocsátási kategóriák szerinti bontásban (EB 2013). Mind az országos, mind a rácsponti adatokat tekintve éves összeg értékeknek kell a jelentésekben szerepelni, a vonatkozó irányelvben megadott szennyezőanyagokra.

7. táblázat: A GNFR szektorok (CEIP_{web})

A	Energiaipari tüzelés
B	Egyéb ipari tüzelés
C	Nem ipari tüzelés
D	Illékony kibocsátás
E	Oldószerek
F	Közúti szállítás
G	Hajós szállítás
H	Légi szállítás
I	Egyéb mozgó források
J	Hulladékkezelés
K	Mezőgazdaság – állattenyésztés
L	Mezőgazdaság – egyéb
M	Egyéb
N	Természetes források
O	Légi közlekedés
P	Belső hajózás
z	Egyéb feljegyzés

Az európai térségre jellemzően az EMEP, időnként a holland TNO (Dutch Organisation for Applied Scientific Research) adatbázisok használatosak. Az EMEP emissziós adatbázis szabadon elérhető bárki számára (8. ábra), míg a TNO adatbázist szigorú megkötésekkel, regisztrációhoz kötve lehet az adatgazdától megkapni.

Az antropogén kibocsátáson túlmenően számos mai levegőminőségi modell a természetes kibocsátásokat is figyelembe veszi a koncentrációk meghatározásához. A biogén emisszió a vegetációhoz kapcsolódó kibocsátásokat jelenti (Menut et al. 2013). A természetes eredetű durva részecskék csoportja kémiai reakcióba nem lépő részecskékből áll, melyeket elsődlegesen a felszínközeli levegőréteg dinamikája juttat a légkörbe. Előfordulása területenként specifikus, de jellemzően globális szinten adjuk meg. A durva részecskék kategóriája tengeri sóból és szárazföldi eredetű részecskékből tevődik össze. Az erdőtüzek során történő kibocsátások elszórtabban jelentkeznek, figyelembevételükhöz nagy mennyiségű és nagyban különböző adatok szükségesek: műholdadatok a megégett terület nagyságának becslésére és vegetációs modell a kibocsátott vegyületek mennyiségének meghatározására.



8. ábra: Az Európai Unió PM₁₀ (kt) kibocsátása a GNFR szektorok szerinti bontásban a 2019 júniusáig beérkezett nemzeti bevallások alapján (CEIP_{web})

2.4.4.2. Meteorológia

A meteorológiai viszonyok nagyban befolyásolják a kialakuló levegőminőséget (Lewellen et al. 1989). A szennyezőanyagok terjedése mögött sokféle olyan légköri folyamat húzódik meg, mely alapvető hatással van a kibocsátások további sorsára, valamint a kémiai reakciók alakulására és az aeroszol részecskék térbeli eloszlására. Ide tartozik a horizontális és a vertikális transzport, a turbulens keveredés, a konvekció, a száraz és a nedves kiülepedés, vagy akár a villámlás által kiváltott NO_x képződés (Seaman 2000). Ezeken felül a másodlagos szennyezőanyagok és az aeroszol részecskék képződési sebességét, valamint általában véve a kémiai folyamatok reakciósebességét befolyásolja a relatív nedvesség, a napsugárzás intenzitása, a hőmérsékleti viszonyok, vagy a folyékony halmazállapotú víz jelenléte is.

A mai levegőminőségi modellek túlnyomó többsége valós meteorológiai adatokat használ a légköri terjedési és kiülepedési folyamatok nyomon követésére, melyek az időjárási modellek (numerical weather prediction model, NWP) kimeneteiként állnak elő. Egy-egy ilyen meteorológiai fájl felépítése függ a terjedési modell igényeitől, melyeket az alkalmazott számítási módszerek határoznak meg. Alapvető fontosságú meteorológiai elemek, amelyekre a terjedésszámításhoz – az összetettebb és az egyszerűbb modellek esetében is – mindenképpen szükség van, a szélmező (a szél sebessége és iránya) (Lewellen et al. 1989), a légkör stabilitására és a planetáris határrétegre vonatkozó információ, valamint a csapadék mennyisége.

A légkör stabilitása határozza meg, hogy a vizsgált szennyezőanyag mekkora területen tud szétszóródni. A korai terjedési modellek ennek leírására stabilitási kategóriákat és hozzájuk rendelt diszperziós együtthatókat adtak meg (Fekete et al. 1983), vagy egyszerűbb diszperzió számítási módszereket alkalmaztak (Homolya et al. 2013), a számítástechnika fejlődésével és az egyre összetettebb modellek megjelenésével azonban a folyamatok sokkal pontosabb leírása vált lehetségessé (Ferenczi et al. 2014).

A planetáris határréteg (PHR) a troposzférának az a legalsó, a földfelszínnel kapcsolatban álló rétege, mely viszonylag gyorsan – legfőljebb órás időskálán – reagál az őt érő fizikai behatásokra (Stull 1988), mint pl. a súrlódás, az evaporáció és a transzspiráció, a hőtranszfer, a szennyezőanyag kibocsátás, vagy a felszín keltette változások az áramlási mezőben. Szerepe – főleg napi időskálán – alapvetően fontos a levegőminőség szempontjából, mivel a légköri szennyezőanyagok terjedése legnagyobb részt ebben a rétegben megy végbe. Felső határán egy stabil – lezáró vagy inverziós – légréteget találunk, mely gátat szab az emelkedő termikeknek, ezzel behatárolja a turbulens mozgások tartományát.

A komplexebb felépítésű levegőminőségi modellek meteorológiai moduljai általában jóval többféle információt használnak fel a számítások során. A szimulációkhoz szükséges alapvető meteorológiai állapothatározók a horizontális és a vertikális szélkomponensek, a hőmérsékleti mező, a vízgőz keveredési aránya, a borultság és a felhők víztartalma, a csapadék, a sugárzás fluxus, a tengerszinti légnyomás, a határrétegmagasság, a turbulencia intenzitása (turbulens kinetikus energia vagy függőleges diffúziós koefficiens formájában), a felszínről származó hő-, nedvesség- és momentumfluxusok, esetenként viszont további paraméterekre is szükség lehet (Seaman 2000). A meteorológiai mezők egy részét 2, másik részét 3 dimenziós formában használja fel a modell.

A meteorológiai input mezők többféle módon állhatnak elő. Diagnosztikus vagy kinematikus modelleknek nevezzük a térben és időben eltérő pontokon végzett megfigyelések egyesítésére alkalmazott módszereket. A dinamikus modellek a nem-lineáris hidro-termodinamikai egyenletrendszer numerikus megoldásán alapulnak. A két módszer ötvözhető, ha egy numerikus modell futtatása során az integrációs periódusban felhasználjuk a mérési adatokat is (Seaman 2000), így ún. re-analízis mezőket állítunk elő, amelyek felhasználása a levegőminőségi elemzésekben egyre gyakoribb. Az előkészített időjárási fájlok minden esetben rácsponti adatokat tartalmaznak a levegőminőségi modell futtatásához szükséges meteorológiai elemekre.

2.4.4.3. Kezdeti- és határfeltételek

A kémiai transzport modellek a számításokhoz szükséges meteorológiai mezőket jellemzően a meteorológiai modellek kimeneteiként előállt adatokból kapják. A globális meteorológiai modellek a Föld egészét lefedik és figyelembe veszik a geoszférák közötti visszacsatolási mechanizmusokat is, magas számításigényük miatt felbontásuk azonban korlátozott (> 10 km). Ha egy adott területre jobb felbontású adatokat szeretnénk kapni, azt megtehetjük úgy, hogy definiálunk egy korlátos tartományú, de jobb felbontású rácshálózatot és a globális modellek által számolt mezőket határfeltételként használva a jobb felbontású rácson végezzük el a számításainkat (Sashegyi et al. 1994). A kémiai transzport modellek a meteorológiai modellekhez hasonlóan szintén lehetnek globális, vagy korlátos tartományú modellek. Korlátos tartományú szimulációk esetén meg kell adnunk a modellnek a szükséges határfeltételeket, melyek jellemzően vagy megfigyelésekből, vagy a globális kémiai transzport modellekből származnak, és különféle – gáz halmazállapotú vagy részecske formájú – vegyületek koncentráció értékeit tartalmazzák (Menut et al. 2013).

A kezdeti feltételek azt a kiindulási adatmezőt adják meg, amelyből a szimulációt indítjuk, a határfeltételek pedig a vizsgált területen kívül történő folyamatoknak a figyelembevételére szolgálnak a szimuláció során (Jiménez et al. 2007). Mindkét adattípus háromdimenziós mezőkből áll, viszont míg a kezdeti feltételeket az első időlépcsőre szükséges definiálnunk, a kiindulási adatok megadása végett, a határfeltételek a szimuláció teljes periódusát lefedik. Ezzel párhuzamosan a kezdeti feltételeket a teljes tartományra definiálnunk kell, a határfeltételeket azonban csak a tartományt határoló rácselemekre.

2.4.4.4. Beágyazási technika

A beágyazás (nesztelés) egy olyan technika a numerikus modellezésben, amely lehetővé teszi, hogy finomabb térbeli felbontásban álljanak elő modellszámítási eredmények egy korlátos tartományon, oly módon, hogy spórolni lehessen a számítási kapacitással, de figyelembe lehessen venni azokat a kisebb térbeli felbontású, beágyazott tartományon kívüli hatásokat, amelyek a másodlagos területre hatással vannak (Frohn et al. 2002).

Mind az időjárás, mind pedig a levegőminőségi modellezés használja a nesztelési technikát akkor, mikor egy kisebb terület meteorológiai és/vagy levegőminőségi viszonyait vizsgálja. Az egymásba ágyazott és egyre kisebb tartományok folyamatosan kapják a kezdeti- és határfeltételeket a nagyobb tartománytól, ezáltal a modellek a nagytérségű hatásokat figyelembe veszik a kisebb területek vizsgálatakor (Kessler et al. 2001).

2.4.5. A meteorológiai és a kémiai transzport modellek összekapcsolása

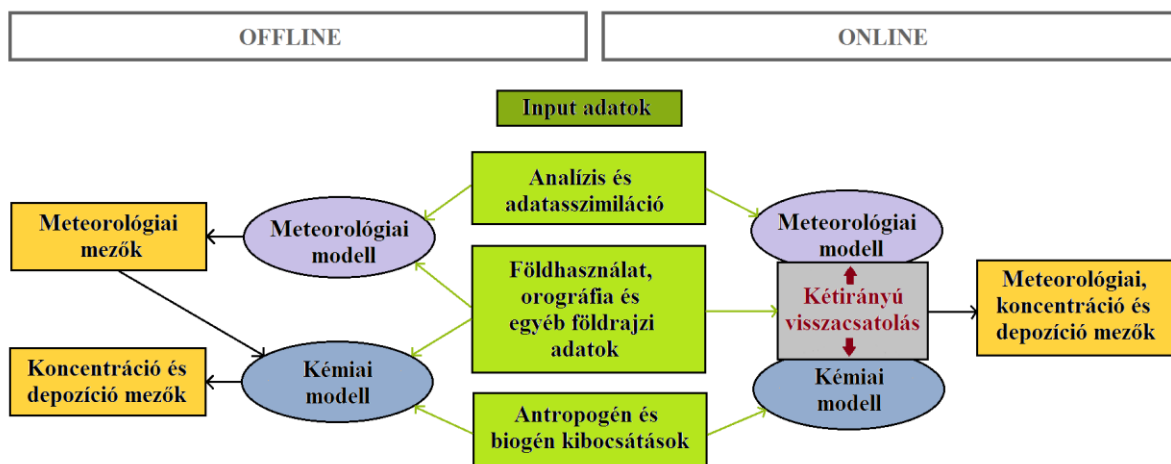
A klímaváltozás, az időjárás, a levegőminőség és ezek környezetre gyakorolt hatásainak modellezése komoly kihívást jelent, mivel a légkördinamika, a szennyezőanyag transzport, a kémiai reakciók és a légköri összetétel alakulása is olyan, erősen integrált folyamatokat foglalnak magukban, melyek összekapcsolása nehézségekbe ütközik. Az időjárás alapvetően befolyásolja a levegőminőség alakulását és a káros anyagok légköri terjedését, ugyanez viszont visszafelé is igaz, a légkör összetétele hatással van az időjárásra és az éghajlatra. Ez a hatás lehet közvetlen, mint például a légköri sugárzásegyenleg módosulása, vagy közvetett, mint a felhő- és a csapadékképződés befolyásolása (Baklanov et al. 2014).

A tudományos megismerés hiányosságai és a számítási kapacitás korlátossága miatt a levegőkémia és az időjárás-előrejelzés sokáig külön tudományágként működött, így különálló modellrendszerek kerültek kifejlesztésre, melyek csak felületesen kapcsolódtak össze. Különösen igaz ez a regionális skálájú modellekre, a globális és a sztratoszférikus modellezés tekintetében előrehaladottabb a csatolt modellek fejlesztése.

A számítási kapacitás erőteljes növekedése mára lehetővé teszi nagyfelbontású (néhány kilométeres) numerikus előrejelzések készítését, emellett a modellek parametrizációs sémái is sokat finomodtak, egyre többféle folyamatot képesek figyelembe venni. Ezzel párhuzamosan lehetővé vált a meteorológiai és a kémiai transzport modellek szorosabb összekapcsolása offline, vagy online formában is. Az offline modellezés a levegőminőségi elemzésekben azt jelenti, hogy a kémiai transzport és a meteorológiai modellek futtatása egymástól függetlenül történik. Először lefuttatjuk a meteorológiai modellt és az eredményeket a transzport modell bemeneti adatokként használja a terjedés szimulációja során. Az online modellezés lehetővé teszi bizonyos fizikai és kémiai elemek összekapcsolását, a két modell ebben az esetben együtt fut és adatátadás történik közöttük (Baklanov et al. 2014). A kémiai transzport modell számítási eredményei így visszahatnak az időjárási modell számítási eredményeire.

Az összekapcsolás mértékének függvényében az online csatolt modellek két kategóriába különíthetők el. Az „online access” modellek különböző meteorológiai és kémiai transzport modelleken alapulnak, melyek térbeli felbontása is eltérő lehet, de meghatározott időközönként információcsere történik közöttük. Az adatátadás gyakorisága a szimuláció során az aktuális számítási modulokban szereplő releváns folyamatok időskálájának függvényében változó lehet. Az „online integrált” modellekben a meteorológia és a kémia kezelése ugyanabban a modellben, azonos rácshálózaton, egyszerre történik, ahol az integráció időlépcsője is egységes (Baklanov et al. 2014).

Az online megközelítés előnye, hogy az összekapcsolás révén realisztikusabban írja le a légkör folyamatait, mivel figyelembe veszi azt, hogy az időjárási és a levegőkémiai folyamatok a valóságban egymásra hatnak (Grell et al. 2011). Az offline modellek ezzel szemben kisebb számítási kapacitást követelnek, különösen, ha a meteorológiai input adatok már rendelkezésre állnak, így rugalmasabban használhatók ensemble előrejelzések készítésére. Az online és az offline modellek működési elvét foglalja össze a 9. ábra.



9. ábra: Az online és az offline modellek működési elve (Baklanov et al. 2014)

A levegőminőség modellezésében a cél olyan, online integrált, a kémiai transzport és a meteorológia egységes kezelésén alapuló modellrendszerek létrehozása, melyekben az advekció, a turbulencia, a sugárzási és egyéb fizikai folyamatok leírása konzisztens. Ez a módszer lehetővé teszi a különféle visszacsatolási mechanizmusok korrekt figyelembevételét (Baklanov et al. 2014).

2.4.6. A modelleredmények bizonytalansága

A numerikus levegőminőségi modellszámítások bizonytalanságának meghatározása összetett feladat, mivel többféle forrásból származik, melyek közül a legjelentősebbek az emisszióban és a meghajtó meteorológiában gyökereznek (Angevine et al. 2014). Maguk az input meteorológiai mezők is jelentős mértékű bizonytalansággal lehetnek terhelvek (Seaman 2000), az emissziót pedig sok esetben még a meteorológiai viszonyoknál is kevésbé pontosan ismerjük, a leggyakrabban csak becslésekkel közelítjük. Ezekhez kapcsolódnak a kezdeti- és peremfeltételekből, a térbeli reprezentációból adódó bizonytalanságok, valamint a modell számítási módszereinek közelítő jellege, illetve az alkalmazott parametrizációk pontatlansága. A felhasznált input adatok összes bizonytalansága átadódik a modellszimulációknak, így a levegőminőségi modellek pontossága addig terjedhet, ameddig a bemeneti adatok pontossága (Lewellen et al. 1989).

A szimulációkból adódó bizonytalanságok és hibák számszerűsítése amiatt is nehézségekbe ütközik, hogy a validációhoz szükséges megfigyelések ritkák és önmagukban is bizonytalansággal terheltek. Továbbá, az sem egyértelmű, hogyan terjednek a hibák a bemeneti adatok mezőiből kiindulva a terjedési modellen keresztül (Angevine et al. 2014).

Hogy milyen pontossággal közelítik a modellben szereplő számítási módszerek a valós környezeti folyamatokat, a modell összetettségével van összefüggésben. Minél komplexebb egy modell, jellemzően annál többféle folyamat leírására alkalmas. Nem feltétlenül érdemes azonban minden esetben bonyolultabb modellt választani, még ha esetenként pontosabb eredményekkel is szolgálhat, vannak olyan alkalmazási területek – mint például a baleseti modellezés – ahol lényeges szempont az alkalmazott modell minél gyorsabb lefutása és egyszerűbb kiértékelhetősége, melyre egy egyszerűbb felépítésű és a célnak megfelelő modell alkalmasabb lehet. Általánosságban véve, ahogyan a numerikus előrejelző- és a klímamodellekre, a levegőminőségi modellekre is igaz, hogy nem választható ki egyetlen „legjobb” modell, a legpontosabb információt több modell eredményeinek együttes kiértékelése (ún. ensemble technika) során kaphatjuk (Baklanov et al. 2014).

Ha többféle modellel végzett szimulációk egy ensemble együttesét jelenítjük meg, az meghatároz egy, a számítási módszerekből eredő bizonytalanságot, mely különbözik az input adatok pontatlanságából, vagy a turbulens és a kémiai folyamatok közelítő jellegű reprezentációjából eredő hibáktól, így a modell hiba egy olyan komponensét képezi, amely nem csökkenthető a modell háttér fizikájának fejlesztésével vagy a meteorológiai mérések pontosításával (Lewellen et al. 1989).

2.4.7. A modellezés előnyei és hátrányai

A modellek használatának számos előnye van. A mérésekkel általában korlátozott területi lefedést tudunk elérni, a modellek ezzel szemben egy folytonos rácshálón dolgoznak, mely egy teljesebb térbeli reprezentációt tesz lehetővé (EEA 2011). Egy másik érv a modellek mellett, hogy alkalmazhatók prognosztikus módban, vagyis a változó kibocsátási, illetve meteorológiai viszonyokat figyelembe véve lehetővé teszik levegőminőségi előrejelzések készítését. A modellezés lehetőséget nyújt továbbá a források, valamint a háttérben lejátszódó fizikai és kémiai folyamatok kutatására és jobb megértésére.

Az Európai Unió felé történő jelentéstételi kötelezettségek teljesítése során követendő levegőminőségi útmutatókban szereplő ajánlások alapján is kifejezetten előnyös a modellek használata (EEA 2011). Segítségükkel olyan területek levegőminőségét is ki tudjuk értékelni, ahol nincs mérési program, a megfigyelési rendszer telepítési követelményeinek teljesítéséhez is fontos

információval szolgálhatnak és lehetővé teszik a mérőhelyek számának csökkentését, ezzel segíthetik a költséghatékonyság javítását. További nagyon fontos felhasználási területe a levegőminőségi modelleknek a levegőtisztaság védelmében hozott intézkedések, rövid- és hosszútávú cselekvési tervek kialakításának és fejlesztésének támogatása. A rövidtávú cselekvési tervek rendelkezésre állását az útmutatók kötelezővé teszik azokban az esetekben, amikor a szennyezőanyagok légköri koncentrációi várhatóan túllépik a tájékoztatási vagy a riasztási küszöbértékeket.

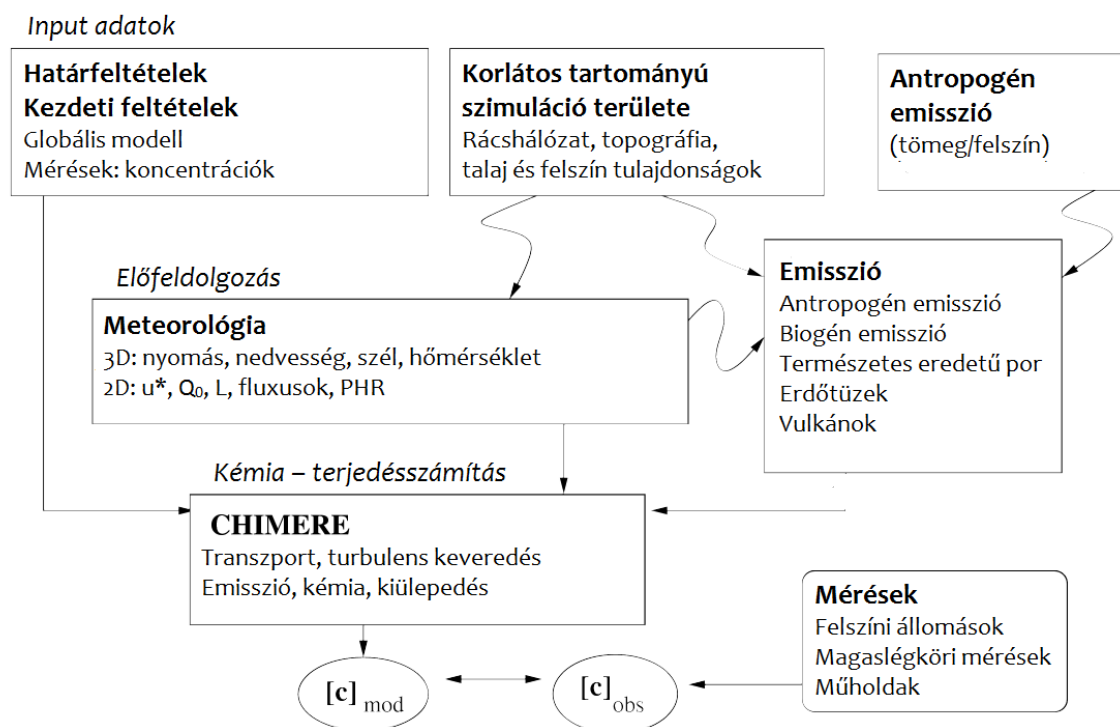
A levegőminőségi modellek számos előnye mellett fontos szem előtt tartani a korlátaikat is. Hátrányt jelent, hogy a modelleknek sokféle bemeneti adatra van szükségük, melyek nem mindig könnyen elérhetőek vagy megbízhatóak, különösen az emisszió és a meteorológia tekintetében (EEA 2011). A modellszimulációk minden esetben bizonytalansággal terheltek, mely egyrészt abból adódik, hogy a valóságban zajló légköri terjedési és kiülepedési folyamatok matematikailag csak közelítőleg írhatók le, másrészt a bemeneti adatok és a térbeli reprezentáció pontossága eleve meghatározza a szimuláció elérhető pontosságát. A kiindulási adatokból és a leíró egyenletekből, parametrizációkból adódó bizonytalanságok a modellben összeadódnak. Ahhoz, hogy megfelelően ismerjük a modellek működését, erősségeiket és gyengéiket, átfogó validációt kell végeznünk a mérések felhasználásával. A felmerülő feladatok összetettsége miatt a levegőminőség modellezése mindenképpen szakértői felhasználást és a modellfejlesztőkkel való folyamatos szakmai kapcsolattartást kíván.

3. ANYAG ÉS MÓDSZER

3.1. Az alkalmazott modellek

3.1.1. A CHIMERE modell

A CHIMERE egy forrás-orientált, offline, Euler-típusú, a regionális légszennyezettség vizsgálatára kialakított kémiai transzport modell (Mailler et al. 2017, Menut et al. 2013). A lokálistól a kontinentális tartományokig többféle térskálán alkalmazható. Több mint 15 éve tartó fejlesztésének célja a kutatói és egyéb felhasználói közösségek számára is hozzáférhető, moduláris rendszer létrehozása. A modell a szennyezőanyag-koncentrációk kiszámításához szükséges legfrissebb parametrizációkat tartalmazza. Hatékony számítási módszereinek köszönhetően analízisre és előrejelzésre is alkalmas (Mailler et al. 2017). Leggyakoribb felhasználási területei a légszennyezettség előrejelzésén túl kiterjednek a terepi kísérletekhez kapcsolódó analízisekre, esettanulmányok és hatásvizsgálatok elvégzésére, valamint a nagytávolságú transzport folyamatok és a kontinentális trendek vizsgálatára is (Menut et al. 2013). A szoftver terjesztésének elősegítése céljából közzététele a GNU Általános Nyilvános Licenc alatt történt. A forráskód teljes egészében FORTRAN90 programnyelven íródott, a futtatást pedig shell scriptek vezérlik (CHIMERE 2017).



10. ábra: A kémiai transzport modellek általános működési elve
Az ábrán u^* a súrlódási sebességet, Q_0 a talajszinti szenzibilis hőfluxust, L a Monin-Obukhov úthosszt, PHR a planetáris határréteget, $[c]_{mod}$ és $[c]_{obs}$ a modellezett és a megfigyelt koncentráció mezőket jelöli (Menut et al. 2013).

Modellszimuláció elvégzéséhez definiálni kell a számításhoz szükséges háttéradatokat: a meteorológiai mezőt, az elsődleges szennyezőanyagok emisszióját, valamint a kémiai vonatkozású kezdeti és határfeltételeket. Az input adatok felhasználásával a modell több tíz gázfázisú és részecske formában lévő szennyezőanyag típus légköri koncentrációját illetően szolgáltat eredményeket (CHIMERE 2017). A CHIMERE a koncentrációk kiszámítása során figyelembe veszi a szennyezőanyagok kibocsátását, terjedését, azon belül is az advekciót és a keveredést, a kémiai átalakulásokat, valamint a kiülepedést. A CHIMERE – és alapvetően a kémiai transzport modellek – általános működési elvét foglalja össze a 10. ábra.

3.1.1.1. Adatelőkészítés

Túl a transzport modellezési funkción a CHIMERE számos adatelőkészítő programkódot is magában foglal, melyek arra szolgálnak, hogy az input adatokat a modell számára megfelelő formába hozzák. Az input adatok előkészítését – vagyis a preprocesszálást – követően a CHIMERE működése két fő szakaszra osztható. Az inicializáció fázisa során beolvassa a rendelkezésre álló input paramétereket, ezzel együtt előkészíti a kezdeti meteorológiai és a légszennyezőkre vonatkozó kémiai mezőket. Az integrációs fázis három, eltérő időlépcsővel működő szakaszra bontható. A meteorológia, az emisszió, valamint a kémiai határfeltételek órás bontásban állnak rendelkezésre. A felhasználó ezen felül két időlépést definiál, ahol egyik a fizikai paraméterek interpolációjához, a másik a kémiai számításokhoz kapcsolódik (Menut et al. 2013).

3.1.1.2. Kezdeti és határfeltételek

A CHIMERE egy korlátos tartományú modell, ennek megfelelően kezdeti és határfeltételek megadását igényli (Menut et al. 2013). A kezdeti és a határfeltételek is háromdimenziós mezők, amelyek különféle – gáz halmazállapotú és részecske formájú – vegyületek koncentráció értékeit tartalmazzák a CHIMERE rács minden magassági szintjére.

A kémiai transzport modellek egy része klimatológiai megfigyelésekből származtatott vertikális profilok alapján építi fel a szükséges mezőket, a CHIMERE-ben viszont, a megfigyelések alapján előállított határfeltételek korlátozottsága – tér- és időbeli felbontás, vegyületek száma – miatt, a határfeltételek a globális kémiai transzport modellekből származnak (CHIMERE 2017). A szimulációk elvégzéséhez a MACC, az LMDz-INCA, valamint a GOCART globális klimatológiai adatbázisok állnak rendelkezésre.

A MACC (Monitoring Atmospheric Composition and Climate) adatbázis globális kémiai re-analízisek során – a Föld légkörére vonatkozó megfigyelési adatok, valamint a legkorszerűbb modellezési módszerek együttes felhasználásával – állt elő, a MACC II projekt keretén belül

(MACC_{web}). Az adatbázis különféle nyomgáz és aeroszol koncentráció adatokat tartalmaz a 2004–2009 időszakra, havi bontásban, 0,125° térbeli felbontással. A projekt folytatása a Copernicus-CAMS program keretében valósul meg.

Az LMDz-INCA csatolt klimatológiai-kémiai modellt (az INCA (INteraction with Chemistry and Aerosols) kémiai és aeroszol transzport modell az LMDz (Laboratoire de Météorologie Dynamique) általános cirkulációs modellhez kapcsolódik) elsősorban a légkörben zajló dinamikai, fizikai, valamint a kémiai folyamatok közötti interakciók tanulmányozására alakították ki (LMDz-INCA_{web}). Számos, szerves és szervetlen vegyületekből álló, szilárd és cseppfázisú részecske követésére alkalmas, melyekre vonatkozó mezők a CHIMERE számára elérhetők. Alapvetően a modell felbontása földrajzi hosszúság szerint 3,75°, szélesség szerint 1,9°.

A GOCART (Goddard Chemistry Aerosol Radiation and Transport) modell volt kezdetben a határfeltételként szolgáló aeroszol koncentráció mezők egyetlen forrása. Segítségével nyomon követhető a troposzféra kulcsfontosságú aeroszol részecskéinek – mint a szulfát, elemi szén, szerves szén, a durva eloszlású szárazföldi részecskék és a tengeri sók – légkörbe kerülése, keveredése, kémiai átalakulása és kiülepedése (GOCART_{web}). A modell a GEOS DAS (Goddard Earth Observing System Data Assimilation System, NASA GMAO GEOS) asszimilált meteorológiai mezőivel dolgozik, 2° horizontális (szélességi), valamint 2,5° vertikális (hosszúsági) (vagy 1°-1°) térbeli felbontással.

3.1.1.3. Felszíni adatok

A modellben szereplő folyamatok egy részének kiszámításához (pl. kiülepedés, a növényzet légköri folyamatokat befolyásoló saját kibocsátása, felszíni momentum- és hőtranszfer) a CHIMERE-nek szüksége van földhasználati (felszínborítás) adatok ismeretére. Jelenleg 9 felszín kategóriát különböztet meg a modell, melyeket a 8. táblázat foglalja össze.

8. táblázat: A CHIMERE modellben megkülönböztetett felszín kategóriák (CHIMERE 2017)

1	Mezőgazdasági terület
2	Füves terület
3	Csupasz talaj
4	Szárazföldi víz
5	Városi terület
6	Bokros, cserjés terület
7	Tülevelű erdő
8	Lombhullató erdő
9	Óceán

A modellben szereplő felszín kategóriák szabadon hozzáférhető globális felszínborítási adatbázisokból vannak származtatva (Menut et al. 2013). A forráskóddal két globális adatbázisból – a GLCF (Global Land Cover Facility) (GLCF_{web}) és a GlobCover LC (GlobCover Land Cover) (GLOBCOVER_{web}) adatbázisokból – származó adatok tölthetők le. A GLCF 14 felszínosztályt különböztet meg, melyeket AVHRR műholdképek alapján különítettek el, felbontása 1 km x 1 km. A GlobCover LC ~300 m felbontással 22 globális felszínosztályt különböztet meg, az ENVISAT műhold MERIS szenzorának adatai alapján.

3.1.1.4. Emisszió

A CHIMERE-nek az antropogén kibocsátásra vonatkozó adatok szabadon definiálhatók. Kiindulási adatokként megadhatjuk a publikusan hozzáférhető emissziós leltárakat (pl. EMEP, TNO), de saját adatokat tartalmazó emissziós fájlokat is használhatunk, amennyiben ezek a megfelelő módon vannak a modell számára előkészítve.

A biogén – vagyis a vegetációhoz kapcsolódó – emisszió kiszámítására a CHIMERE a globális MEGAN (Model of Emissions of Gases and Aerosols from Nature) (MEGAN_{web}) modellt használja. A természetes eredetű durva részecskék csoportja alapvetően tengeri sóból és szárazföldi részecskékből tevődik össze, melyekre vonatkozó adatok parametrizációval, valamint az USGS (US Geological Survey) (USGS_{web}) talajtérképi adatbázisból állnak elő. A durva részecskék eloszlásához kapcsolódó folyamatok fizikai hátterének leírása jelenleg is fejlesztés alatt van, akárcsak az erdőtüzek figyelembevétele, mely szintén fejlesztési területe a CHIMERE projektnek (CHIMERE 2017).

9. táblázat: A SNAP szektorok a CHIMERE-ben

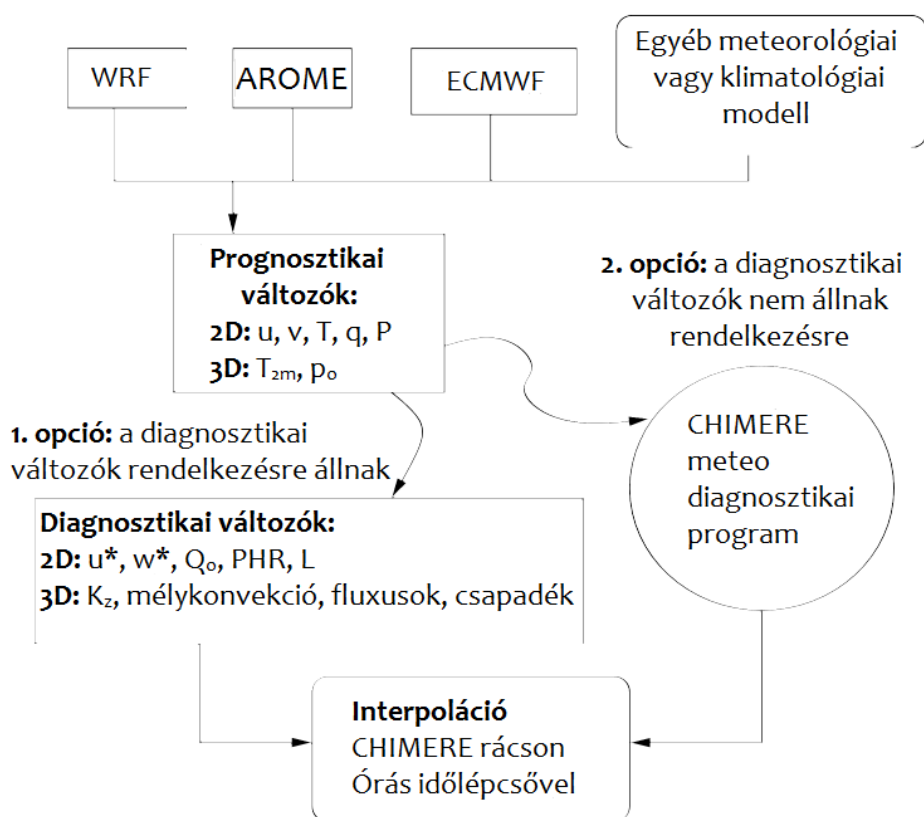
1. szektor	Energiaipari tüzelés
2. szektor	Nem ipari tüzelés
3. szektor	Feldolgozóipari tüzelés
4. szektor	Termelési folyamatok
5. szektor	Fosszilis tüzelőanyagok és geotermikus energia kinyerése és elszállítása
6. szektor	Oldószerek és egyéb termékek felhasználása
7. szektor	Közúti szállítás
8. szektor	Egyéb mobil források és gépek
9. szektor	Hulladékkezelés
10. szektor	Mezőgazdaság

Az antropogén kibocsátást szektoriális bontásban adjuk meg. A CHIMERE jelenlegi verziója (2017-es CHIMERE verzió) tíz, a SNAP szektorokkal átfedő osztályt különít el a kibocsátás forrásának megadására (9. táblázat) (CHIMERE 2017). Az emissziós adatbázisban minden szektorra felület egységre eső egy évi kibocsátott anyagmennyiség adatok szerepelnek.

Ahogy az már a 2.4.4.1. fejezetben említésre került, a jövőben a nemzetközi gyakorlat a SNAP szektorok kiváltása céljából áttér a GNFR szektorok alkalmazására. A 2015. évtől a bevallások már ennek megfelelően készülnek el és az EMEP adatbázisában is ebben a formában találjuk a kibocsátási adatokat. A CHIMERE jelenlegi verziója még a SNAP szektoros bontás alapján működik, így, ha elemzéseinket az újabb leltárak alapján végezzük, a rendelkezésünkre álló – már GNFR formátumú – adatokat SNAP bontásba kell konvertálnunk, viszont várhatóan a modellek is fokozatosan átállnak majd az új kódra.

3.1.1.5. Meteorológia

Offline kémiai transzport modell lévén a CHIMERE számára egy numerikus előrejelző modell biztosítja a számításokhoz szükséges input meteorológiai mezőket, tehát a két modell között egyirányú az információcsere (Mailler et al. 2017).



11. ábra: A meteorológiai mezők kezelésének módja. Kétféle opció lehetséges, attól függően, hogy rendelkezésre állnak-e a diagnosztikai változók értékei: 1) alapvető meteorológiai változókra korlátozódó adatsorok és 2) a turbulens paramétereket is magába foglaló teljes meteorológiai adatbázis használata (Menut et al. 2013).

A CHIMERE a számításokhoz valós meteorológiai adatokat használ fel, amelyek az időjárási modellekből (pl. WRF, MM5, ECMWF, AROME) származnak. A modellhez tartozik egy meteorológiai preprocesszor, amely úgy alakítja át a kezdeti adatokat, hogy azok olvashatók legyenek számára. A meteorológiai adatok feldolgozása kétféleképpen történhet (Menut et al. 2013), ahogy az a 11. ábrán is látható.

10. táblázat: A CHIMERE modell számára szükséges meteorológiai változók

Meteorológiai változó	Dimenzió	Egység
Kötelező		
Földrajzi hosszúság	2D	° (kelet)
Földrajzi szélesség	2D	° (észak)
Hőmérséklet 2 m-en	2D	K
Talajnedvesség	2D	m ³ /m ³
Relatív nedvesség 2 m-en	2D	0–1
Nagyskalájú csapadék	2D	kg/m ² /óra
Konvektív csapadék	2D	kg/m ² /óra
Hőmérséklet	3D	K
Felhő víztartalom	3D	kg/kg
Specifikus nedvesség	3D	kg/kg
Nyomás	3D	Pa
Tengerszint feletti magasság	3D	m
Szél zonális komponense	3D	m/s
Szél vertikális komponense	3D	m/s
Rövidhullámú sugárzás	2D	W/m ²
Opcionális		
Hosszúhullámú sugárzás	2D	W/m ²
Hóvastagság vízegyenértéke	2D	mm
Talajszinti szenzibilis hőfluxus	2D	W/m ²
Talajszinti látens hőfluxus	2D	W/m ²
Súrlódási sebesség	2D	m/s
Planetáris határréteg-magasság	2D	m
Hóvastagság	2D	cm
Talajszinti nyomás	2D	Pa
Eső-vízprofil	3D	kg/kg
Jég-profil	3D	kg/kg

A meteorológiai változóknak kétféle típusát különböztetjük meg. A prognosztikai változók az alap mennyiségeket foglalják magukban, mint a szél, a hőmérséklet, a nedvesség, vagy a nyomás,

ezeket az időjárási modellek output fájljai minden esetben tartalmazzák. A diagnosztikai változók összetettebb paraméterek, amelyek a modell kimenetekben opcionálisan szerepelnek. Ehhez a csoporthoz tartoznak például a turbulens paraméterek és a csapadék, amelyek alapvetően meghatározzák a szennyezőanyagok terjedését és kiülepedését.

Attól függően, hogy a meteorológiai fájlokban, amelyeket a CHIMERE-rel történő számításokhoz felhasználunk, szerepelnek-e a szükséges diagnosztikai változók, a meteorológiai preprocesszor kétféle módszerrel készítheti elő a modellnek a meteorológiai input fájlokat. Amikor a meteorológiai modell minden szükséges változót biztosít, azokat a preprocesszor a megadott fájlokból olvassa ki és interpolálja a saját rácshálózatára, órás időbeli bontásban. Ellenkező esetben a CHIMERE saját, beépített diagnosztikai eszközei számítják ki a szükséges diagnosztikai változókat az alap mennyiségekből. A modell számára szükséges meteorológiai változók listáját a 10. táblázat tartalmazza.

3.1.1.6. Rácshálózat

A rácshálózatot önállóan definiálhatjuk, a rácselemekhez tartozó szélességi és hosszúsági értékek megadásával, melyeket egy ASCII fájlban kell tárolni. Az input mezőket a modell automatikusan interpolálja az általunk megadott CHIMERE rácsra. A vertikális szinteket szintén megadhatjuk, a modell saját koordináta-rendszerezésének megfelelően.

Az elsődleges rácsba kisebb kiterjedésű és finomabb felbontású másodlagos rácshálót (a nemzetközi irodalomban „nested domain”) építhetünk be, mely lehetőséget ad egyes területek jobb felbontású lefedésére. A felbontás növekedésével a számításigény és vele a szimulációk lefutásához szükséges idő is növekszik, a vizsgálatok térbeli részletessége így a rendelkezésre álló informatikai rendszernek megfelelően korlátozott.

A másodlagos rácsok megadása az alaprács definiálásához hasonlóan történik. A meghajtó script-ekben állíthatjuk be a tartományokra vonatkozó információt, illetve a „nesztelési technika” paramétereit. Beágyazott jobb felbontású tartomány alkalmazása esetén a másodlagos rácshálónak megfelelő felbontású, a tartományt lefedő meteorológiai fájl megadása szükséges. A nesztelés során a külső (durvább) és a belső (finomabb) tartomány között a rácsfelbontás arányának megválasztása természetesen függ a technikai lehetőségektől, de mindig figyelembe kell venni a légkörben zajló fizikai folyamatok sajátosságait.

Abban az esetben, ha a modellrendszert a nesztelési opció bekapcsolásával futtatjuk, a kémiai transzport modell lényegében egymás után kétszer fut le. Az első futtatás a durvább tartományra történik, amelynek célja, hogy a finomabb tartományra történő következő modellfuttatáshoz a

szükséges kezdeti és határfeltételeket előállítsa. A finomabb tartományra történő futtatás tehát fel fogja használni a durvább tartományon történt szimuláció eredményeit, de az új futtatáshoz felhasznált input meteorológiai és emissziós adatok mások, térbeli felbontásuk jobb, ezáltal a szimuláció eredményeinek térbeli felbontása jobb lesz, mint az első futtatásé. Természetesen fontos, hogy a két futtatás során felhasznált meteorológiai és emissziós adatok egymással összhangban legyenek.

3.1.1.7. A modell előkészítése és futtatása

A CHIMERE adatelőkészítő moduljai a preprocessálás során az általunk megadott input adatokat a modell számára feldolgozható formába hozzák (CHIMERE 2017). A CHIMERE a számításokat az előkészített input adatbázis alapján végzi el. Az évi kibocsátás adatokból saját algoritmusai szerint havi és napi meneteket számít. Ennek megfelelően az éves kibocsátási adatokat 12 hónapra osztja fel előre definiált (de a felhasználó által is módosítható) faktoroknak megfelelően. Korábban háromféle naptípust különböztetett meg, a hétköznapot, a szombatot és a vasárnapot, a modell újabb verziói viszont a hét minden napját elkülönítik. Az egyes kémiai komponensekre és adott hónapra vonatkozó emissziós fájlok NetCDF fájlformátumban készülnek el a preprocessálás után.

A CHIMERE szimulációs eredmények szintén NetCDF fájlformátumban állnak elő, melyekből az adatok kinyerhetők és a megfelelő grafikus szoftverek segítségével ábrázolhatók.

3.1.2. A SHERPA levegőminőség-elemző szoftver

A SHERPA (Screening for High Emission Reduction Potential on Air) az Európai Bizottság Közös Kutatóközpontja (European Commission Joint Research Centre) által kifejlesztett, forrás-receptor kapcsolatokon alapuló módszerekre épülő levegőminőség értékelő eszköz, melynek célja a levegőminőség javítására irányuló regionális szintű tervek kidolgozásának támogatása (Chen et al. 2018, Pearce et al. 2011). Segítségével kiszámítható, hogy adott emissziócsökkentés milyen változást idéz elő a levegő minőségében, az intézkedések meghozatala során mely kibocsátási szektorokra (forrástípusokra) és szennyezőanyagokra érdemes összpontosítani, továbbá az is meghatározható, hogy a helyi levegőszennyezéshez a szomszédos területek milyen arányban járulnak hozzá (Homolya et al. 2018). A számítások alapját az INERIS (Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques – Ipari Környezet és Kockázatok Nemzeti Intézete, Franciaország) által elkészített rácsponti emisszió leltár, valamint a CHIMERE kémiai transzport modell számítási eredményei képezik.

A SHERPA egész Európát lefedő, nagyjából 7 km-es térbeli felbontású, előre definiált, az emisszió leltárakat is magukba foglaló bemeneti adatokkal dolgozik (Thunis et al. 2018), lehetővé téve bármilyen, Európán belüli térségre irányuló levegőminőségi intézkedések hatásainak elemzését (12. ábra). Rugalmasságából adódóan helyi szinten előállított, nagyfelbontású adatok feldolgozására is alkalmas.



12. ábra: A SHERPA nyitóképernyője

A szoftver célja, hogy segítse a döntéshozókat az elérhető maximális levegőminőség-javuláshoz vezető lokális intézkedések meghozatalában és annak azonosításában, hogy ehhez mely szektorokra és szennyezőanyagokra érdemes összpontosítani. Kiszámítható továbbá az is, hogy a helyi levegőszennyezéshez a szomszédos területek milyen arányban járulnak hozzá.

A program alapképernyőjéről négy különböző modult érhetünk el. A „Scenario Assessment” modul adott kibocsátáscsökkentés levegőminőségre gyakorolt hatását jeleníti meg a felhasználó által megadott területre (NUTS (Nomenclature of Territorial Units for Statistics) régiók: 11. táblázat) és környezetére. A kibocsátáscsökkentést a felhasználó szektorokra (a program jelenlegi verziójában az első 10 SNAP szektor szerepel) és elővegyületekre is szabadon definiálhatja. Az értékeket százalékos arányban adhatjuk meg.

A „Source Apportionment” modul becslést ad arra vonatkozóan, hogy egy adott kibocsátáscsökkentési forgatókönyv mellett a teljes várható hatáshoz a különféle kibocsátási szektorok és az egyes elővegyületek hogyan járulnak hozzá, a „Governance Control Area” modul segítségével pedig arra kapunk választ, hogy mekkora legyen a kontroll terület kiterjedése a levegőminőség javítását célzó intézkedések optimalizálásához (Thunis et al. 2016).

11. táblázat: Magyarországra eső NUTS régiók a SHERPA programrendszerben
(Eurostat 2020, RAMON_{web})

NUTS 0 – HU – Magyarország		
NUTS 1	NUTS 2	NUTS 3
HU1 – Közép-Magyarország	HU10 – Közép-Magyarország	HU101 – Budapest
		HU102 – Pest
HU2 – Dunántúl	HU21 – Közép-Dunántúl	HU211 – Fejér
		HU212 – Komárom-Esztergom
		HU213 – Veszprém
		HU221 – Győr-Moson-Sopron
	HU22 – Nyugat-Dunántúl	HU222 – Vas
		HU223 – Zala
		HU231 – Baranya
	HU23 – Dél-Dunántúl	HU232 – Somogy
		HU233 – Tolna
		HU311 – Borsod-Abaúj-Zemplén
HU3 – Alföld és Észak	HU31 – Észak-Magyarország	HU312 – Heves
		HU313 – Nógrád
		HU321 – Hajdú-Bihar
	HU32 – Észak-Alföld	HU322 – Jász-Nagykun-Szolnok
		HU323 – Szabolcs-Szatmár-Bereg
		HU331 – Bács-Kiskun
	HU33 – Dél-Alföld	HU332 – Békés
		HU333 – Csongrád

„First guess” adatok adott területi egységre egy beépített – RIAT+ elnevezésű – alkalmazás révén nyerhetők (RIAT+ First Guess modul). A RIAT+ egy regionális skálájú integrált értékelő eszköz (RIAT_{web}), amely az Opera projekt keretében került kidolgozásra, azzal a céllal, hogy segítse a döntéshozókat az optimális, lehető legkevesebb költséggel járó, a légszennyezettség csökkentését célzó intézkedések kidolgozásában (Carnevale et al. 2012).

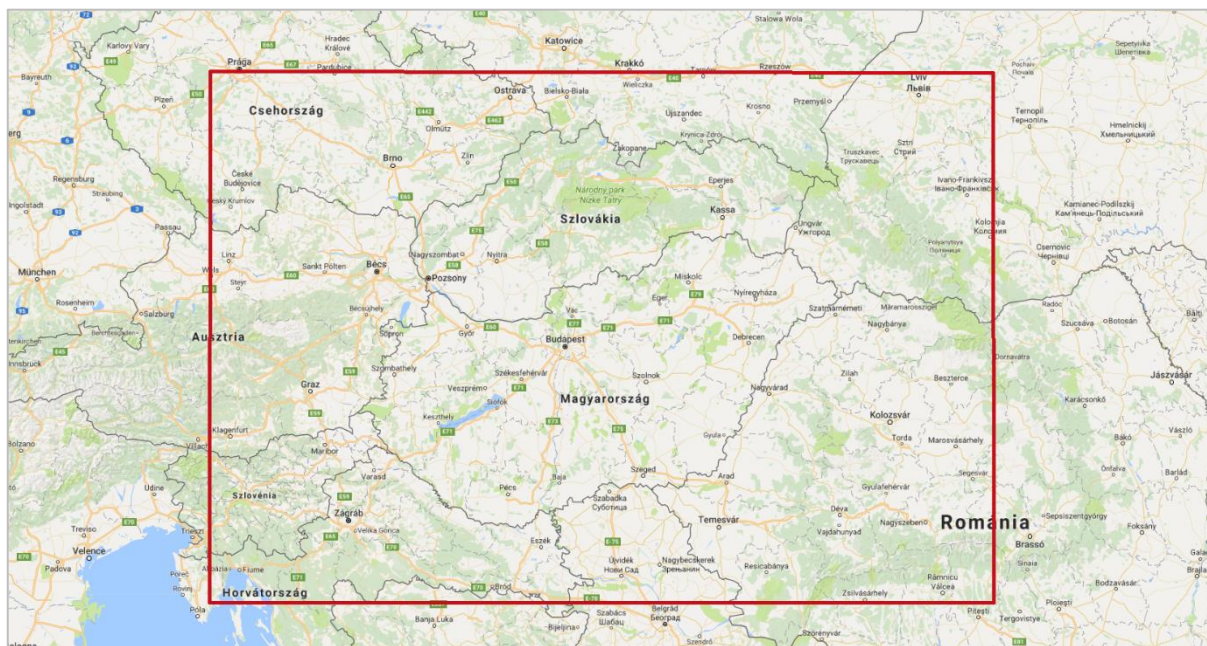
A térképi formában megjelenő eredmények – emisszió vagy koncentráció értékek – rácshálón, vagy területi egységekre (NUTS régiók) vonatkoztatva ábrázolhatók. Megjeleníthetők a kibocsátáscsökkentés mellett számított abszolút koncentráció adatok, valamint a bázis értékek és a Szenárió kivitelezését követően kapott eredmények közti abszolút és relatív különbségek is. Emisszió esetén ugyanígy történhet az ábrázolás, a különféle vegyületekre és szektorokra külön-

külön. Nagyobb térbeli skálán a megjelenítés interpolációs technikával, kisebb területre közelítve rácshálón történik.

Ha területi egységekre vonatkoztatva ábrázoljuk az eredményeket, a hozzájuk tartozó hálóelemek értékei átlagolódnak, amely három különböző módszerrel történhet: a hálóelemek területe szerinti átlagolással, lakosság szerinti súlyozott átlagok kiszámításával, vagy arra is van lehetőség, hogy az átlagszámításhoz csak egy előre definiált, a bázishoz kötött küszöbértéket meghaladó hálóelemeket vegyünk figyelembe.

3.2. Felhasznált adatok és módszerek

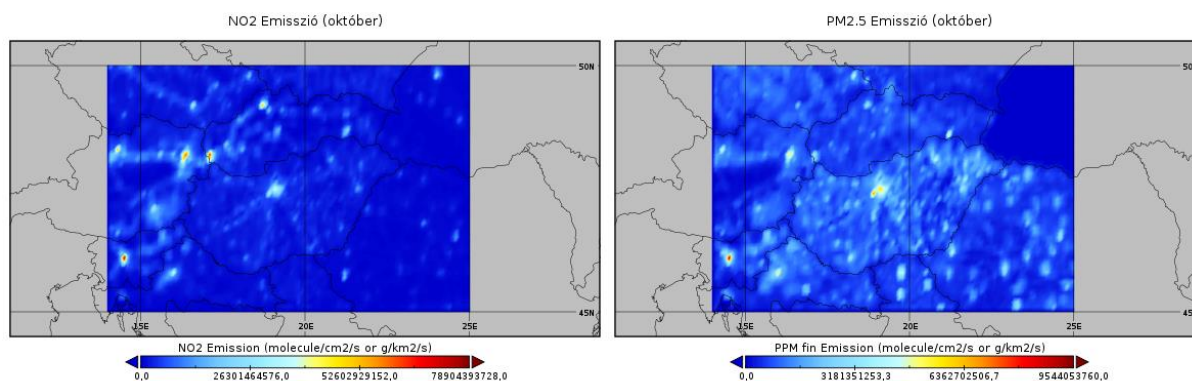
Doktori munkám során a levegőminőségi elemzések döntő többségét a francia fejlesztésű CHIMERE modell segítségével végeztem, a hazai kibocsátáscsökkentést célzó intézkedések hatásainak kiértékelésére pedig a SHERPA levegőminőség-elemző szoftvert alkalmaztam. A két módszer abban alapjaiban véve eltér, hogy míg a SHERPA a kibocsátáscsökkentések hatásainak elemzésére specializált, grafikus felülettel rendelkező döntéstámogató eszköz, a CHIMERE modell egy terminálból futtatható program, melynek forráskódja hozzáférhető és minden felhasznált input adatfájlja szabadon módosítható, így felhasználhatósága jóval sokrétűbb. A modellek működésének részletes ismertetését a 3.1. fejezet tartalmazza.



13. ábra: A vizsgálati terület

A CHIMERE-rel történő elemzésekhez vizsgálati régiónak egy Magyarországot befoglaló, a Kárpát-medencét nagyjából lefedő területet választottam, melyet a 45° és 50° földrajzi szélességi, valamint a 14° és 25° földrajzi hosszúsági vonalak határolnak (13. ábra). A rácshálózatot – mely a modellben szabadon definiálható – úgy választottam meg, hogy felbontása illeszkedjen az EMEP emissziós leltár adatok 0,1° felbontásához, ami a Kárpát-medence térségében hozzávetőlegesen 10 km-nek felel meg.

A kibocsátási adatok az EMEP 2015. évi rácsponti emisszió leltárából származnak. Az adatokat, rendelkezésre állásuknak megfelelően, nitrogén-oxidok, illékony szerves vegyületek, kén-dioxid, ammónia, finom eloszlású aeroszol részecskék (PM_{2,5}), durva eloszlású aeroszol részecskék (PM₁₀–PM_{2,5}) és szén-monoxid esetén 0,1° felbontásban töltöttem le. A biogén emissziót a CHIMERE szimulációkhoz a MEGAN modell számítja, a szárazföldi durva részecskékre vonatkozó adatok az USGS adatbázisból származnak. A 14. ábra egy-egy példát jelenít meg a számítások alapját képező emissziós mezők területi eloszlására, PM_{2,5} és NO₂ esetén.



14. ábra: Az október hónapra vonatkozó NO₂ és PM_{2,5} emissziós mezők térbeli eloszlása a vizsgált területen

A meteorológiai adatokat az Országos Meteorológiai Szolgálat AROME modellje szolgáltatja, 1 órás időbeli felbontással, az EMEP rács 0,1° felbontásában. A CHIMERE számára az adatokat a meteorológiai preprocesszor készíti elő, a modell saját diagnosztikai eszközének segítségével. A Kárpát-medencei meteorológiai adatok 2018. február 8-tól rendelkezésre állnak, egy fájl egy nap adatait tartalmazza. A felszínborításra vonatkozó információ a GLCF adatbázisból származik.

A CHIMERE a szimuláció során előálló koncentráció- és depozíció-eredményeket NetCDF fájlformátumban szolgáltatja, melyből az adatok a megfelelő eszközök segítségével kinyerhetők. A térképi megjelenítés az adatok területi eloszlásának megfigyelésére dolgozatomban elsősorban az Országos Meteorológiai Szolgálat HAWK (Hungarian Advanced Workstation) szoftverével, illetve a Panoply alkalmazás segítségével készült. Fájlműveleteket – úgy, mint alapvető

matematikai átalakításokat, vagy az adatok kinyerését – C nyelvű programkódok, illetve a CDO (Climate Data Operator) szoftver segítségével végeztem. A kiolvasott adatok, illetve egyéb, szükséges ASCII fájlok rendezése, átalakítása, előállítása erre alkalmas FORTRAN programkódok írásával, az adatok ábrázolása a Microsoft Excel és a LibreOffice Calc szoftverek felhasználásával történt. Egyes műveletek elvégzése bash script-ek írását tette szükségessé.

A SHERPA számításainak alapját az INERIS (Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques – Ipari Környezet és Kockázatok Nemzeti Intézete, Franciaország) által elkészített rácsponti emisszió leltár, valamint a CHIMERE kémiai transzport modell számítási eredményei képezik, de rugalmasságából adódóan helyi szinten előállított, nagyfelbontású adatok feldolgozására is alkalmas. A kibocsátáscsökkentésre vonatkozó adatokat kisebb térségekre – Magyarországon a megyéknek és Budapestnek megfelelő területekre – tudjuk bevezetni, százalékos arányban, és az eredményeket is ugyanezekben a területi egységeken ábrázolhatjuk, a szoftver saját beépített eszközeinek segítségével.

Légszennyezettség szempontjából Magyarországon az aeroszol részecskék okozzák a legkomolyabb problémát, a kritikus levegőminőségi helyzetek döntő többsége a PM₁₀ felhalmozódás következménye. Doktori munkám során az elemzéseket ezért elsősorban a PM₁₀ szennyezésre fókuszálva végeztem el.

4. EREDMÉNYEK

4.1. A CHIMERE modell meteorológiai érzékenységvizsgálata

4.1.1. A modell érzékenysége a meteorológiai input adatokra

A légkörbe kerülő szennyezőanyagok terjedését és ülepedését alapvetően meghatározzák az aktuális időjárási viszonyok. A levegőminőségi modellek a légkörben zajló fizikai és kémiai folyamatok matematikai interpretációján alapulnak. Közelítő módon veszik figyelembe a releváns fizikai és kémiai folyamatokat, köztük azokat, amelyek a terjedést és a kiülepedést közvetlenül befolyásolják, ehhez pedig bemenő információként meteorológiai adatokra van szükségük.

A levegőminőségi modell elérhető pontosságát nagyban behatárolja a felhasznált input meteorológiai adatok pontossága (Lewellen et al. 1989, Seaman 2000). Minél jobban közelítik az előrejelzett meteorológiai adatok a valós időjárási helyzetet, annál pontosabb eredményekkel tud szolgálni a levegőminőségi modell is a környezetben kialakuló koncentrációkra vonatkozóan.

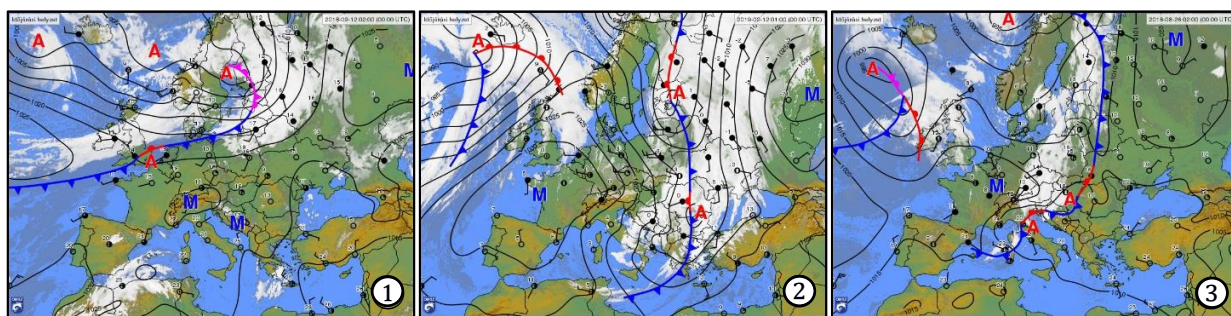
Máig korlátozott ismereteink vannak azonban a lokális meteorológiai viszonyok és a környezetben kialakuló koncentrációk közötti kapcsolatot illetően. A PM_{10} tér- és időbeli eloszlását befolyásoló folyamatok pontosabb megértése végett elengedhetetlenül fontos a lokális és a regionális meteorológia eltérő földrajzi környezetekben történő átfogó vizsgálata (Chen et al. 2018, Pearce et al. 2011). A PM_{10} esetében tovább bonyolítja a helyzetet, hogy nem csak közvetlen kibocsátás során kerül a levegőbe, hanem meghatározott kémiai reakciók révén másodlagos szennyezőanyagként keletkezik is (Ferenczi et al. 2018), mely tovább növeli a meteorológia jelentőségét.

Munkám során elvégeztem egy érzékenységi vizsgálatot annak kimutatására, hogy hogyan jelenik meg a modellben a meteorológia hatása. Első lépésként olyan napokat kerestem a rendelkezésre álló archív meteorológiai adatbázisnak megfelelő időszakban, amelyek időjárása valamely domináns meteorológiai változó szempontjából egymástól nagyban eltért. Azonos kiindulási emissziós adatok mellett – jelen esetben a 2015-re vonatkozó EMEP rácsponti emissziós leltár – a kiválasztott meteorológiai fájlokkal végzett szimulációk eredményeiként előálló koncentráció mezőket vizsgálva megfigyelhető a különféle időjárási viszonyok koncentrációkra gyakorolt hatása. Az alábbiakban a szél és a csapadék hatását (16–18. ábra), valamint a különösen alacsony és magas hőmérséklettel jellemezhető napok közti különbségeket (20–21. ábra) mutatom be a Kárpát-medence területére, a PM_{10} szennyezettség szempontjából.

12. táblázat: Meteorológiai adatok a szél, a csapadék és a hőmérséklet PM₁₀ koncentrációkra gyakorolt hatásának elemzésében

	Vizsgálati időszak	Jellemző időjárás
①	2018. szeptember 12, 00 UTC – 2018. szeptember 13, 00 UTC	Csapadékmentes idő és alacsony szélsébség
②	2019. február 12, 00 UTC – 2019. február 13, 00 UTC	Erősen szeles
③	2018. augusztus 26, 00 UTC – 2018. augusztus 27, 00 UTC	Esős

A szél és a csapadék hatásának vizsgálatához háromféle időjárási szituációval bíró napot választottam ki: egy csapadékmentes és szélcsendes, egy erősen szeles, illetve egy olyan napot, amikor nagy mennyiségű csapadék volt tapasztalható (12. táblázat). Az elemzésben szereplő egyes napokhoz tartozó szinoptikus térképeket a 15. ábrán figyelhetjük meg.

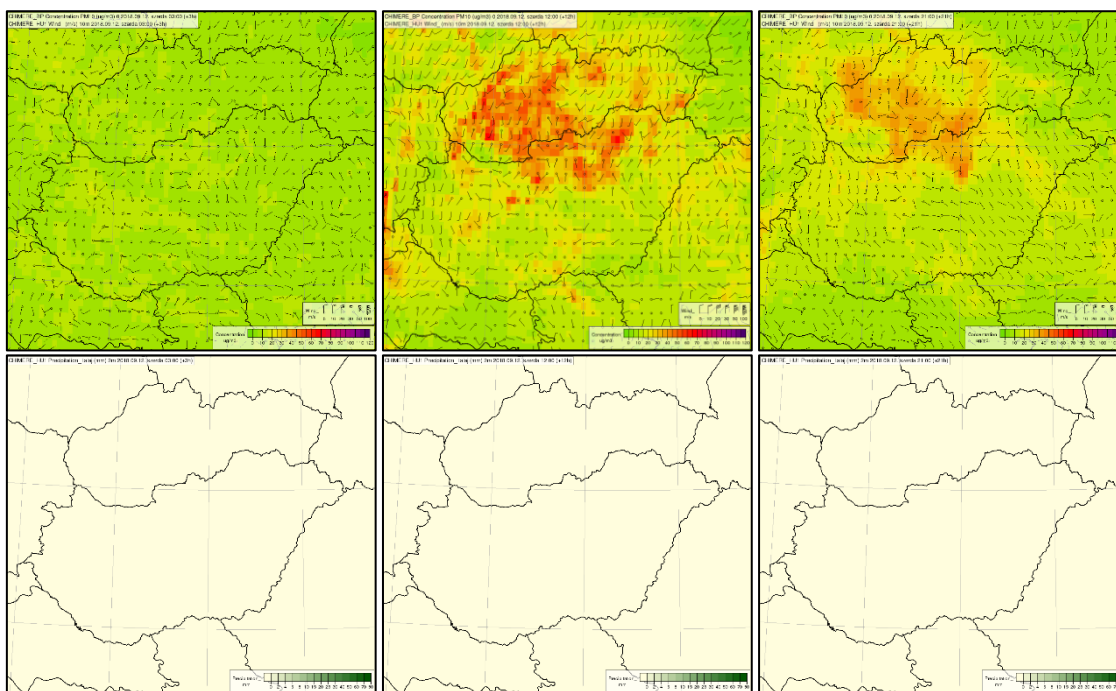


15. ábra: A szél és a csapadék PM₁₀ koncentrációkra gyakorolt hatásának vizsgálata céljából kiválasztott napokra érvényes szinoptikus térképek (① szélcsendes és csapadékmentes idő, ② szeles idő, ③ csapadékos idő) (OMSZ_{web})

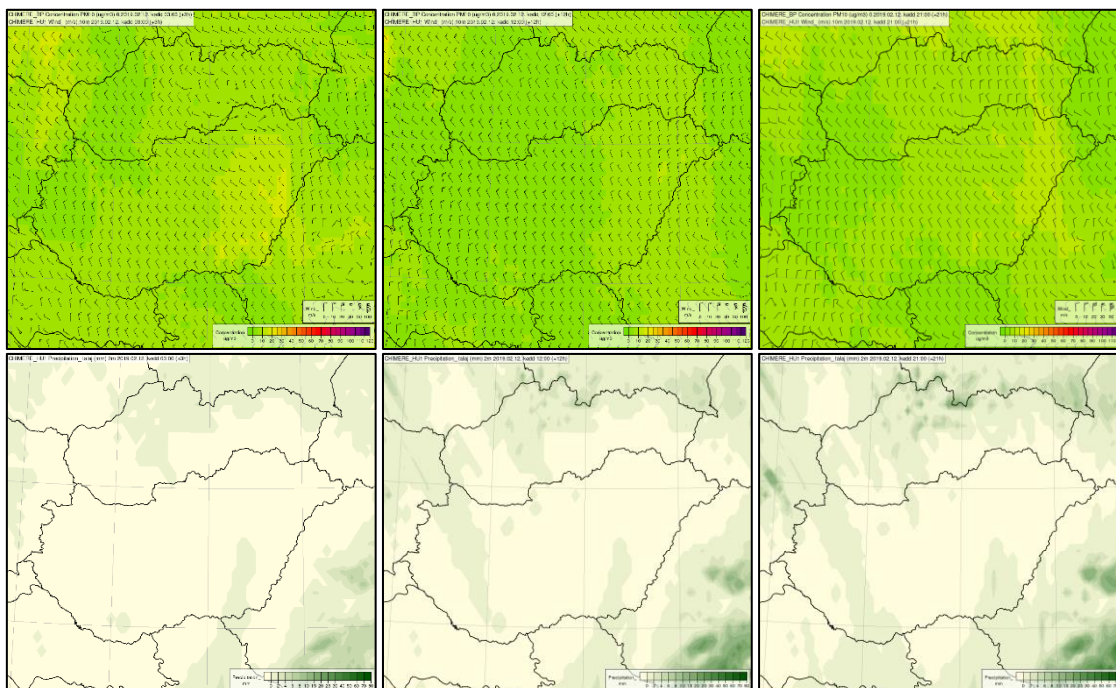
A *szélcsendes időt* reprezentáló napon egy magasnyomású légköri képződmény – anticiklon – helyezkedett el a Kárpát-medence területe fölött, melyhez jellemzően leszálló mozgások, velük együtt pedig derült ég és csapadékmentes idő kapcsolódnak. A teljes napot gyenge szélmozgások jellemezték, sokfelé alakult ki szélcsend. A *szeles idő* vizsgálatára kiválasztott napot megelőzően egy hidegfront haladt át a vizsgált terület fölött, az erősebb, helyenként viharos szellőkésekkel kísért, jellemzően észak-nyugati szelek a frontátvonuláshoz kötődtek. A fronthoz kapcsolódó felhőzet a nap folyamán lassan elhaladt a térségből. A *csapadékos idő* szintén egy elhaladó hidegfront Kárpát-medencén átnyúló felhőzetéhez fűződött, melyhez sokfelé erős légmozgás, helyenként viharossá váló szelek is társultak. A front mögött a hőmérséklet hirtelen esésnek indult, a felhőzet nagy területre terjedt ki.

A szél és a csapadék eloszlásának részletesebb képét, valamint a PM₁₀ koncentrációkra gyakorolt hatását a 16–18. ábrákon követhetjük nyomon a Kárpát-medence területén, a 3 UTC, a

12 UTC és a 21 UTC időpontokban. A PM₁₀ területi eloszlását, valamint a szélmezőt a felső, a csapadéktérképeket az alsó képeken láthatjuk.



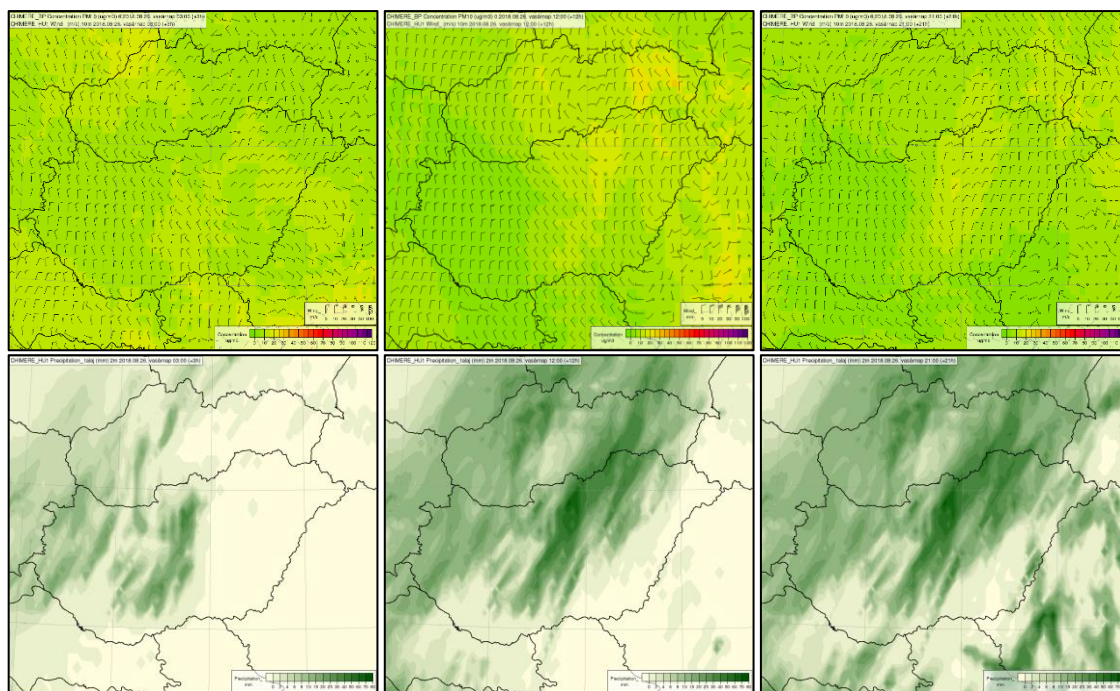
16. ábra: ① A légköri PM₁₀ koncentráció és a szélesség (1. sor), valamint a csapadék (2. sor) területi eloszlása a Kárpát-medencében reggel (3 UTC – 1. oszlop), délben (12 UTC – 2. oszlop) és este (21 UTC – 3. oszlop), *szélcsendes és csapadékmentes időben*



17. ábra: ② A légköri PM₁₀ koncentráció és a szélesség (1. sor), valamint a csapadék (2. sor) területi eloszlása a Kárpát-medencében reggel (3 UTC – 1. oszlop), délben (12 UTC – 2. oszlop) és este (21 UTC – 3. oszlop), *szeles időben*

Az eredmények alapján jól megfigyelhető a vizsgált meteorológiai elemek és a légköri koncentrációk kapcsolata. Abban az esetben, amikor *alacsony a szélsébség* (a szélcsendes idő ① elemzésére kiválasztott napon az átlagos szélsébség a nap folyamán a vizsgálati területen általában nem érte el az 5 m/s-ot és sokfelé alakult ki szélcsend) és *nincs csapadék*, megindul a szennyezőanyagok fokozatos felhalmozódása. Hogy ez milyen mértékig fokozódhat, függ a lokális kibocsátásoktól és egyéb meteorológiai jellemzőktől, mint pl. az inverziós réteg magassága. A magassági inverzió gátat szab a felfelé irányuló mozgásoknak, ezzel akadályozza az átkeverést.

A *légmozgás erősödésével* (a szeles idő ② elemzésére kiválasztott napon az átlagos szélsébség a vizsgálati terület nagy részén meghaladta az 5 m/s-ot, a szélhőkés helyenként a 20 m/s-ot is elérte) intenzívebbé válik a szennyezőanyagok elszállítása, illetve keveredése, így eloszlásuk is egyenletesebb lesz. Minél nagyobb a szélsébség, ezek a folyamatok annál erősebbek. Ahogy az a 17. ábrán is látszik, az erős szelek meggátolják a szennyezőanyagok felhalmozódását. A *csapadék hatása* (a csapadékos idő ③ elemzésére kiválasztott napon a kumulált csapadékösszeg helyenként a 70 mm-t is meghaladta) a szélsébségéhez hasonló abból a szempontból, hogy a kimosás révén csökkenti a levegő szennyezőanyag tartalmát. Mivel azonban a csapadék egy erősen lokális meteorológiai elem, hatása is lokális szinten érvényesül.

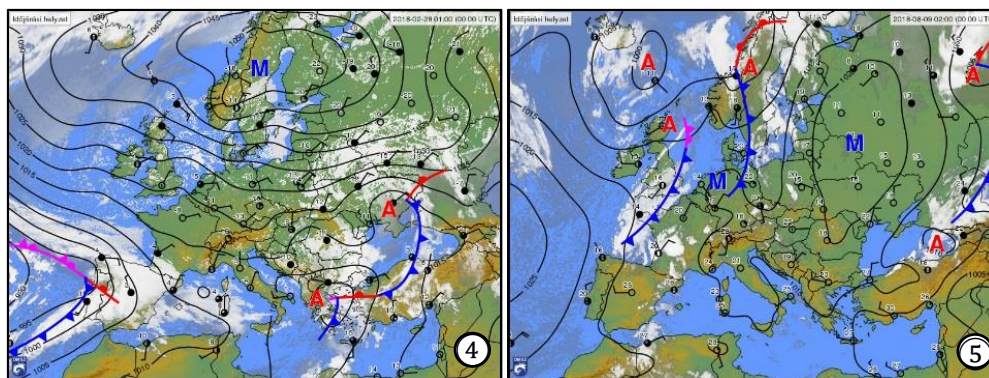


18. ábra: ③ A légköri PM₁₀ koncentráció és a szélsébség (1. sor), valamint a csapadék (2. sor) területi eloszlása a Kárpát-medencében reggel (3 UTC – 1. oszlop), délben (12 UTC – 2. oszlop) és este (21 UTC – 3. oszlop), csapadékos időben

A *hőmérséklet* sokkal kevésbé közvetlen hatással bír a levegő minőségére, mint pl. a csapadék, vagy a szél, érdeemesnek találtam azonban az alapvető, évszakokból adódó eltéréseket megvizsgálni az érzékenységvizsgálat során. Ehhez egy-egy különösen alacsony, illetve magas hőmérsékletekkel jellemezhető napot választottam ki (13. táblázat), melyek általános időjárását reprezentáló szinoptikus térképeket a 19. ábrán mutatom be.

13. táblázat: Meteorológiai adatok a hőmérséklet PM₁₀ koncentrációkra gyakorolt hatásának elemzésében

	Vizsgálati időszak	Jellemző időjárás
④	2018. február 28, 00 UTC – 2018. március 1, 00 UTC	Alacsony hőmérséklet
⑤	2018. augusztus 9, 00 UTC – 2018. augusztus 10, 00 UTC	Magas hőmérséklet

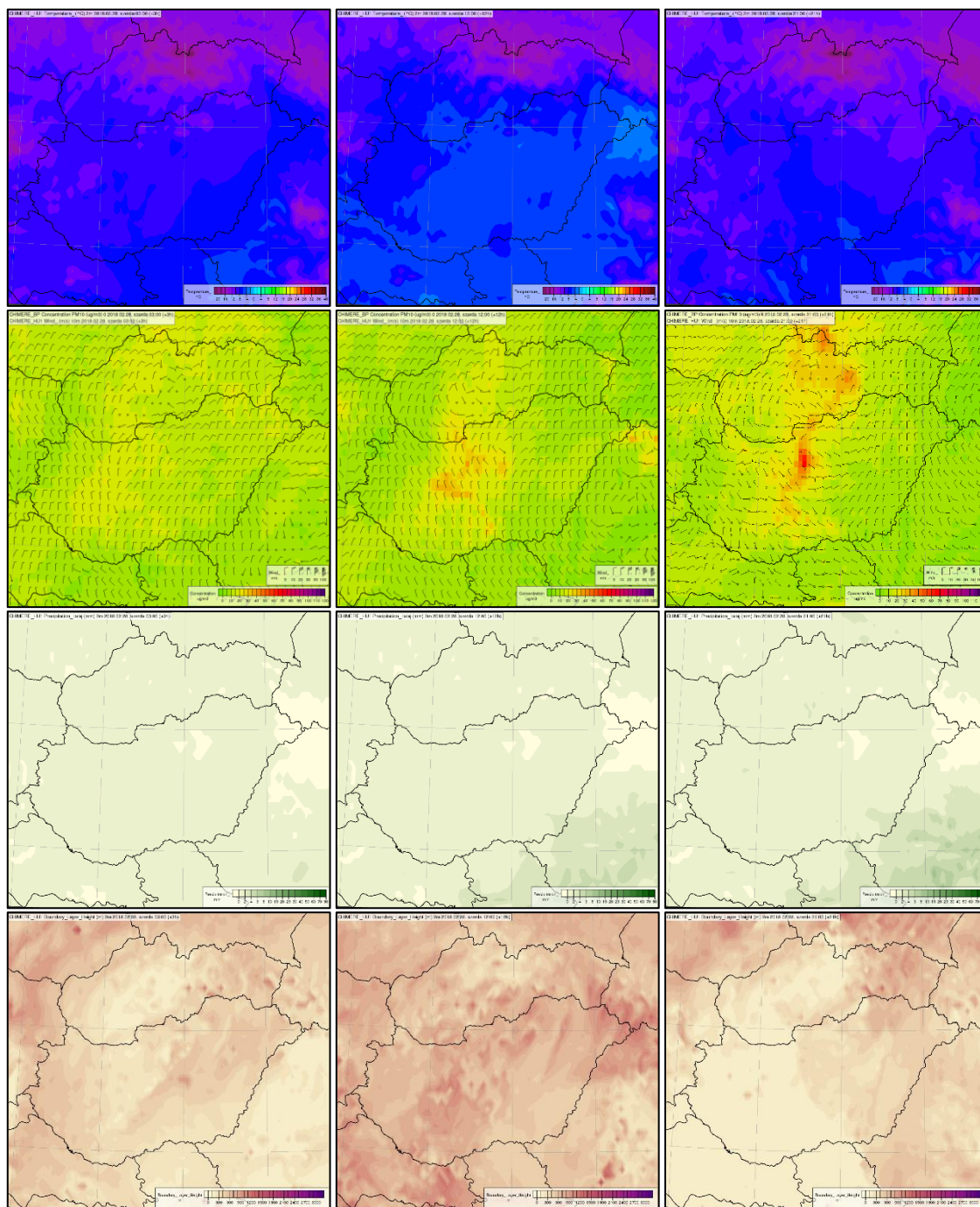


19. ábra: Az alacsony ④ és a magas ⑤ hőmérséklethez kapcsolódó időjárás PM₁₀ koncentrációkra gyakorolt hatásának vizsgálata céljából kiválasztott napokra érvényes szinoptikus térképek (OMSZ_{web})

A hőmérséklet hatásának elemzésében vizsgált mindkét nap esetében anticiklonális idő dominált. A *téli napon* ④ a Kárpát-medence az anticiklon peremén helyezkedett el. Az előző napok folyamán a térséget megközelítő hidegfront felhőzete fokozatosan elvonult és a vizsgált térség felett az éjszakai órákban az ég nagy területen derült maradt, mely lehetővé tette a hőmérséklet alacsonyabbá válását. A jellemzően mérsékelt erősségű, északi/észak-nyugati szél mellett helyenként szélcsend is kialakult. A kiválasztott *nyári időszakban* ⑤ szinte a teljes vizsgált területen derült volt az ég, az egyenletes besugárzással a terület erősen felmelegedett, az éjszakai hőmérséklet is elérte akár a 20 °C-t. A kezdetben gyenge légmozgás nappal kissé megerősödött és déliessé vált, de szélcsendes területeket is sokfelé találhatunk.

A jellemzően alacsony és magas hőmérsékletű napok időjárása mellett végzett szimulációk eredményeit foglalják össze a 20–21. ábrák. Az ábrákat vizsgálva megfigyelhetjük az alapvető időjárásbeli különbségeket és a talaj-közelben kialakuló PM₁₀ koncentrációkat a nap három különböző szakában, a 3, a 12 és a 21 UTC időpontokban. A koncentrációk természetesen nem

csak a meteorológiai viszonyoktól, hanem a vizsgált időszakban jellemző emisszió nagyságától is függenek, mely az év során hónapról hónapra, illetve hónapon belül is változik.



20. ábra: ④ A hőmérséklet (1. sor), a légköri PM₁₀ koncentráció és a szélsébség (2. sor), a csapadék (3. sor) és a planetáris határréteg-magasság (4. sor) területi eloszlása reggel (3 UTC – 1. oszlop), délben (12 UTC – 2. oszlop) és este (21 UTC – 3. oszlop), a Kárpát-medencében, egy *alacsony átlaghőmérsékletű* téli napon

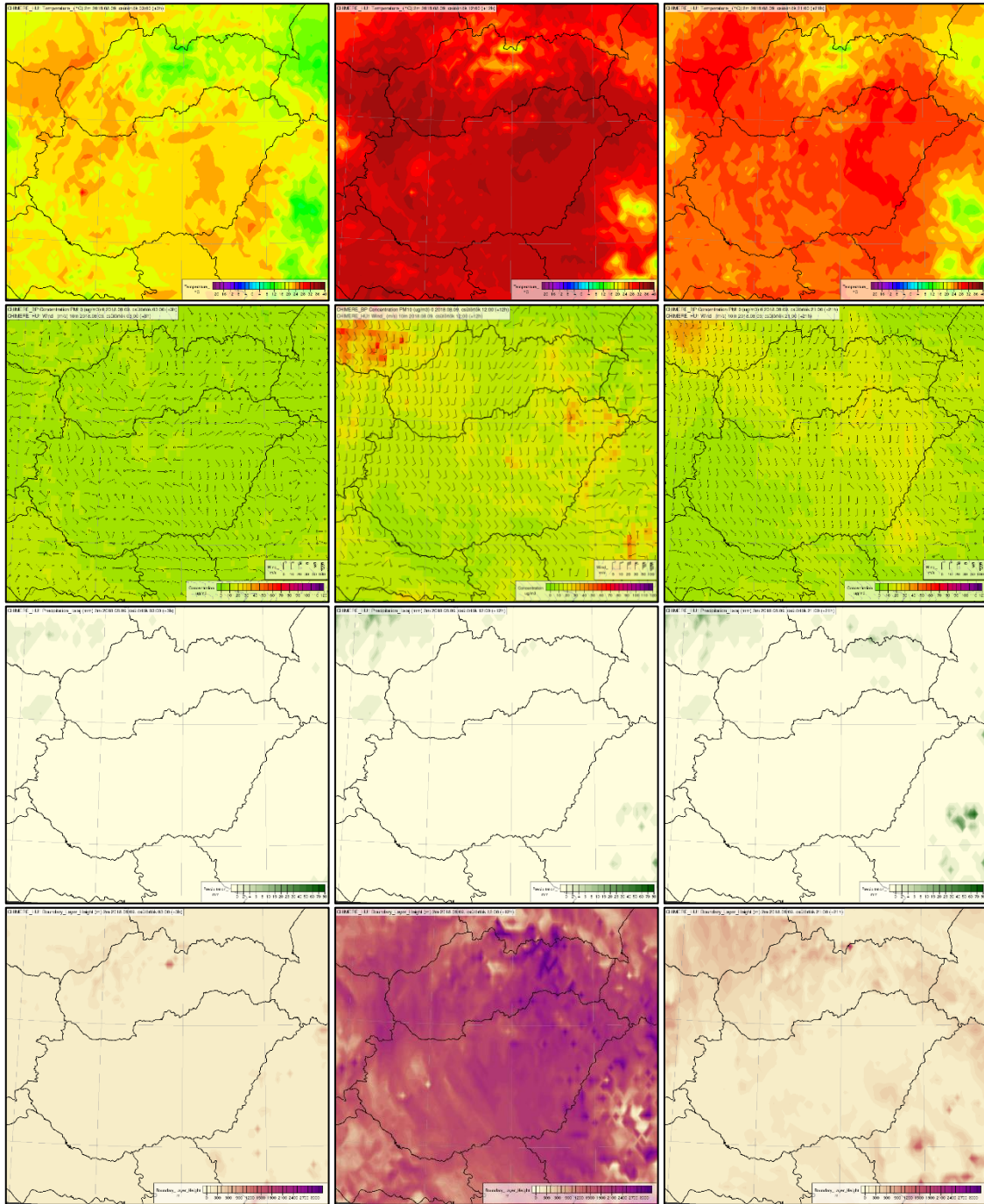
A kiválasztott téli napon a hőmérséklet a teljes vizsgált területen nappal is jóval 0 °C alatt maradt, az éjjeli órákban pedig sokfelé –10 °C alá is lesüllyedt. A nyári nap ezzel szemben az adatok alapján egy különösen forró napnak bizonyult, napközben helyenként a 34 °C-ot

meghaladó hőmérsékleti értékekkel, amelyek éjszaka is csak a hegyvidékes területeken estek 20 °C alá. A szél sebessége a két vizsgált napon hasonló erősségűnek adódott (5 m/s körüli, vagy annál alacsonyabb átlagos szélesebesség), a csapadéktevékenységben azonban enyhe különbségek fedezhetők fel. A téli napon nagytérségű gyenge csapadékhullás volt tapasztalható, a nyári napon csak helyenként azonosíthatunk csapadékos területeket, melyek többsége valószínűleg konvektív eredetű, lokális jelenség. A csapadék mennyisége egyik esetben sem haladta meg a napi néhány mm-t. A planetáris határréteg-magasságbeli eltérések tipikusan jellemzőek egy-egy téli, illetve nyári nap általános időjárása közti különbségekre. A 20–21. ábrákon látható, hogy a nyári napon a határréteg-magasság napközben számottevően magasabbra tevődött (helyenként 3000 m feletti értékeket is elért), mint a téli napon (többnyire 1500 m alatt maradt).

A planetáris határréteg – ahogy az a 2.4.4.2. fejezetben már említésre került – jelentősége alapvető a légkörben való terjedés szempontjából, mivel a felső határán elhelyezkedő inverziós légréteg behatárolja a keveredés tartományát. Minél alacsonyabban helyezkedik el ez az inverzió – vagyis minél alacsonyabb a határréteg magassága – annál vékonyabb légréteg áll rendelkezésre a keveredésre, a szennyezőanyagok így könnyen feldúsulhatnak. Minél magasabban helyezkedik el a stabil légréteg, az átkeverés annál intenzívebb, ennek következtében a szennyezőanyagok felhalmozódása is kisebb valószínűséggel következik be.

A határréteg magasságát meghatározza tehát a légkörben működő átkeverő folyamatok intenzitása, mely a bejövő sugárzás erősségével és ezzel együtt a földfelszín és a felszínközeli légrétegek felmelegedésével van összefüggésben. A hűvösebb hónapokban jellemzően kisebb a keveredési réteg vastagsága, a melegedéssel viszont egyre növekszik. Minél erősebb a besugárzás, annál jobban melegszik a levegő, mely a légkörben zajló turbulens folyamatok intenzívebbé válásához és a határréteg vastagodásához vezet. A határréteg magasságának alakulására így jellemző egy éves menet és évszakai változékonyság, mely a szennyezőanyagok átkeveredésében is megjelenhet. Télen a Kárpát-medencében ezért gyakrabban alakul ki kritikus légszennyezettségi helyzet, mint a melegebb évszakokban.

Adott ponton a légköri PM₁₀ koncentráció értékét a lokális kibocsátások mellett a rá ható meteorológiai elemek összessége alakítja. Megfigyelhető az ábrákon a koncentrációk helyenkénti növekedése, különösen a szélcsendesebb térségekben. A kibocsátás adatokat tekintve a szimulációk mindkét kiválasztott nap esetében a leltárból indultak. A megnövekedett koncentrációk előfordulását az aktuális meteorológia mellett az éven és az adott napon belüli időszakra jellemző kibocsátási mintázat is befolyásolja, mely szektoronként és szennyezőanyagonként más és más.

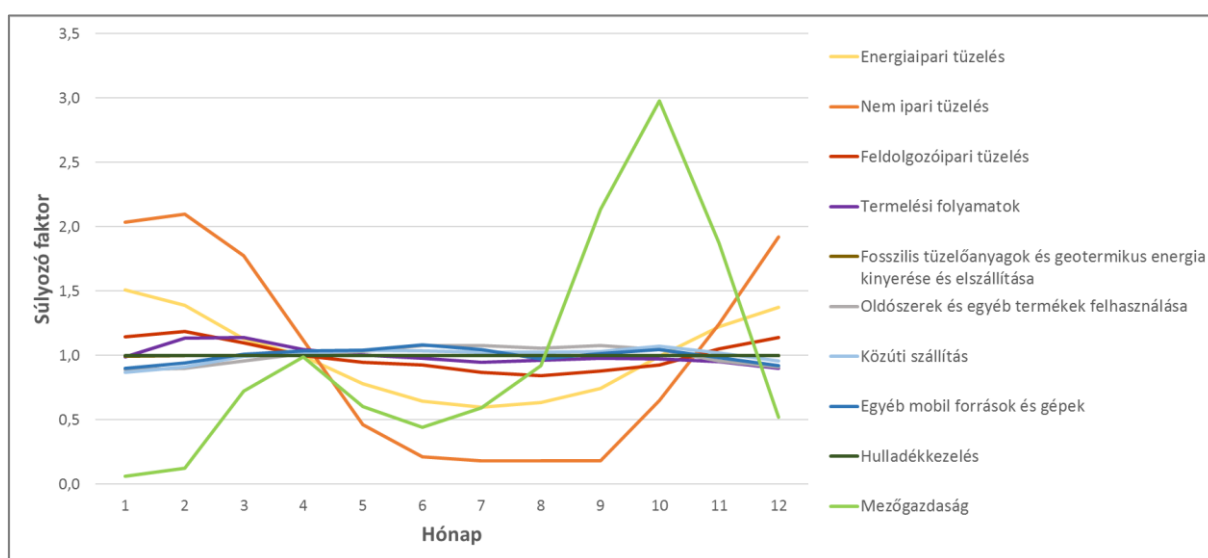


21. ábra: ⑤ A hőmérséklet (1. sor), a légköri PM₁₀ koncentráció és a szélsébség (2. sor), a csapadék (3. sor) és a planetáris határréteg-magasság (4. sor) területi eloszlása reggel (3 UTC – 1. oszlop), délben (12 UTC – 2. oszlop) és este (21 UTC – 3. oszlop), a Kárpát-medencében, egy *magas átlaghőmérsékletű* nyári napon

Az emissziós leltárak minden esetben évi összes kibocsátás adatokat tartalmaznak, így, ha az éven belüli eloszlást figyelembe akarjuk venni, az éves értékeket fel kell osztanunk kisebb időegységekre. A CHIMERE az évi kibocsátás adatokból saját algoritmusainak megfelelően havi és napi meneteket számít minden szennyezőanyagra vonatkozóan. Az éves kibocsátási adatokat 12 hónapra osztja fel előre definiált (de a felhasználó által is módosítható) faktoroknak megfelelően (22. ábra). A napi lefutás (23. ábra) figyelembevételére korábban háromféle naptípust

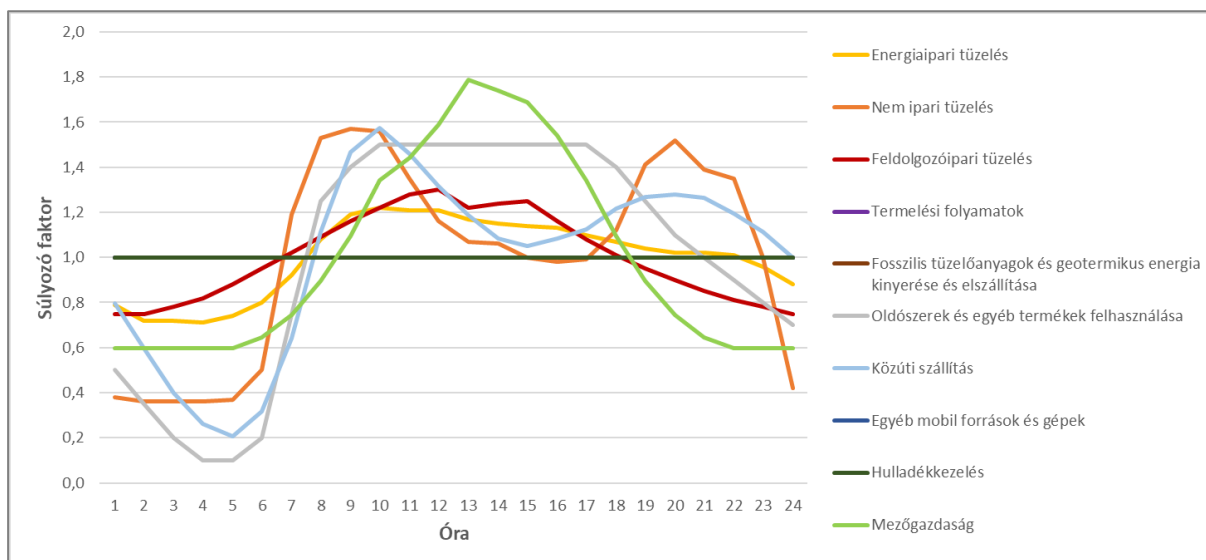
különböztetett meg, a hétköznapot, a szombatot és a vasárnapot, a modell új verziója viszont a hét minden napját elkülöníti (Menut et al. 2012).

A súlyozó faktorok úgy kerülnek megválasztásra, hogy a valóságot minél közelebből lefedjék, figyelembe véve az adott szektor jellegzetességeit. A mezőgazdaság általános PM₁₀ kibocsátására jellemző például egy évszakos változékonyság, a tavaszi és az aratás miatt különösen az őszi hónapok kibocsátása meghaladja a téli, illetve a nyári hónapokét (22. ábra). A lakossági (nem ipari) tüzelés, illetve az energiaipari tüzelés ezzel szemben télen a legintenzívebb, a hőmérséklet alacsonyabbá válásával párhuzamosan erősödnek, a melegebb hónapokban szinte teljesen el is tűnnek. A fennmaradó szektorok kibocsátásának éven belüli eloszlása számottevően egyenletesebb lefutású.



22. ábra: PM₁₀ esetében a SNAP szektoroknál alkalmazott szorzó faktorok a havi emissziós fájlok előállításához Magyarországra (Menut et al. 2012)

A különféle szektorok kibocsátása egy napon belül is változik. A súlyozó faktorok napi megoszlására egy tipikus hétköznapi esetet a 23. ábra mutat be, a hétfői nap példáján. Az ábrán a közúti szállítás görbéjén jól kivehetők a reggeli és a délutáni csúcsforgalomhoz kapcsolódó maximumok. Hasonló lefutású a lakossági tüzeléshez (nem-ipari tüzeléshez) kapcsolódó görbe, melynek háttérében az áll, hogy az intenzívebb fűtés a hűvösebb napszakokhoz kötődik. Az ipari, vegyi és mezőgazdasági tevékenységek jellemzően reggeltől kezdődően a nap folyamán csúcsosodnak ki és az éjszaka felé haladva visszaesnek. A fennmaradó szektorok kibocsátásának napi eloszlását a modell egyenletesnek feltételezi.



23. ábra: PM₁₀ esetében a SNAP szektoroknál alkalmazott szorzó faktorok egy hétköznapra (hétfőre) vonatkozó emissziós fájlok előállításához Magyarországra (Menut et al. 2012)

A bemutatott példákban a helyenként felhalmozódó PM₁₀ koncentrációkhoz az egyes szektorok eltérő mértékben járulnak hozzá. A téli PM₁₀ szennyezés elsődleges forrása a lakossági tüzelés, melynek hatása nyárra jelentősen visszaesik, egyre inkább emelkedik azonban a mezőgazdaság kibocsátásának intenzitása. A 20–21. ábrákon jól megfigyelhető a PM₁₀ koncentrációk alakulásának napi menete is, mely szintén az eltérő szektoriális forrásra vezethető vissza. A nappal folyamán felhalmozódó koncentrációk az éjszaka felé haladva nyáron csökkennek, télen tovább növekednek.

4.1.2. Érzékenységvizsgálat a meteorológiai forrásfajok módosításával

Az érzékenységvizsgálat következő lépéseként kifejezetten a légköri koncentrációk alakulását közvetlenül és jelentős mértékben befolyásoló meteorológiai elemekre koncentráltam. Arra vonatkozóan végeztem elemzéseket, hogy ha a meglévő, valós adatokat tartalmazó időjárási fájlokban egy-egy meteorológiai változó értékét egységesen, adott mértékben növeljük, vagy csökkentjük, az a kialakuló PM₁₀ koncentrációk milyen változását hozza magával az eredeti szimulációhoz képest. Ehhez a vizsgálathoz szintén három eltérő időjárású napot választottam ki, melyek esetében a csapadék, a szélesebbesség, illetve a planetáris határréteg-magasság hatását elemeztem (14. táblázat).

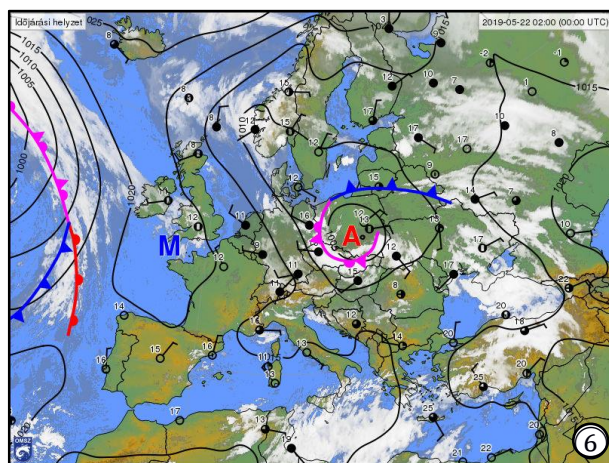
A megfelelő napok megválasztásának a szempontja ebben az esetben az volt, hogy a vizsgálandó meteorológiai változó előforduló értékei a kivágtat területén viszonylag széles skálát fogjanak át, az elemzést a változók többféle napi lefutására is ki lehessen terjeszteni. Az általános időjárási helyzet értékelését követően olyan földrajzi pontokat válogattam ki, ahol az adott

meteorológiai elem a nap folyamán eltérően alakult, és ezeken a pontokon megvizsgáltam a meteorológiai elem, illetve a talaj-közei PM₁₀ koncentráció napi meneteit az eredeti szimuláció és a módosított meteorológia melletti szimulációk eredményei alapján is. Fontos megjegyezni, hogy a koncentrációk alakulására a meteorológiai elemek összessége és a környező területek is hatással vannak, ezért nem várható el az, hogy egyetlen meteorológiai elem értékének a megváltoztatása minden pontban egységes következményekkel járjon a napi menetek lefutását tekintve.

14. táblázat: Meteorológiai adatok a csapadék, a szélsébség és a planetáris határréteg-magasság PM₁₀ koncentrációkra gyakorolt hatásának elemzésében

	Vizsgálati időszak	Meteorológiai elem
⑥	2019. május 22, 00 UTC – 2019. május 23, 00 UTC	Csapadék
⑦	2019. február 12, 00 UTC – 2019. február 13, 00 UTC	Szélsébség
⑧	2019. június 14, 00 UTC – 2019. június 15, 00 UTC	Planetáris határréteg-magasság

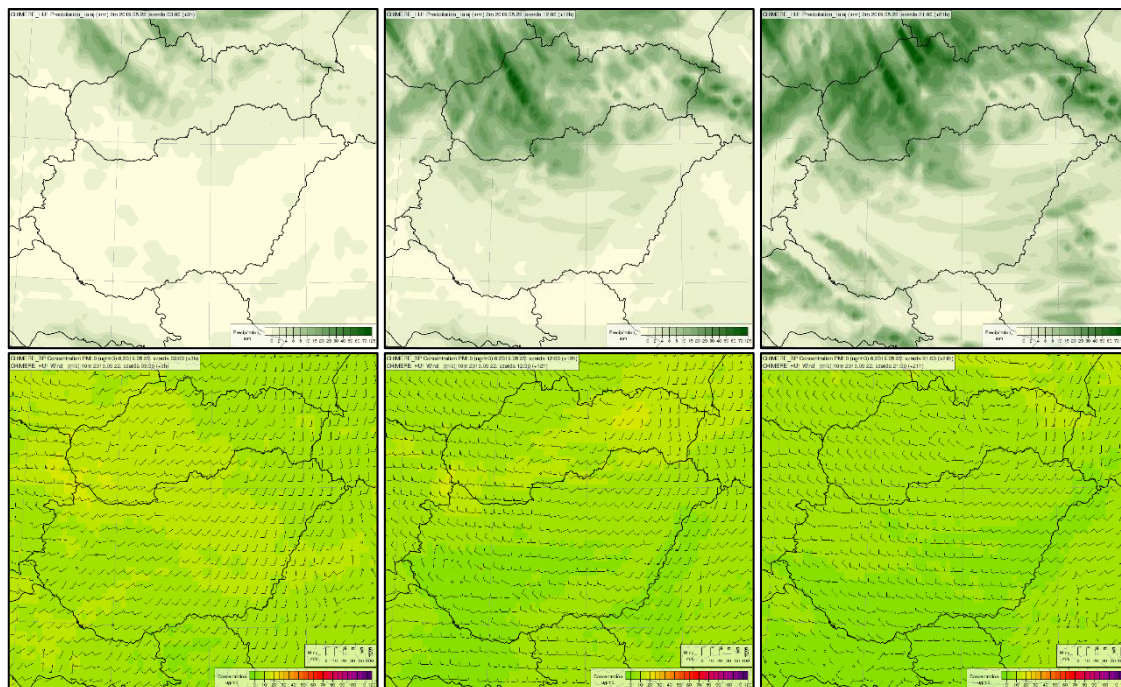
A csapadékos napra jellemző általános időjárási helyzetet a 24. ábrán szereplő szinoptikus térképen figyelhetjük meg. Ebben az időszakban egy okklúziós front helyezkedett el a térség északi részén, a csapadék nagyrészt a hozzá kapcsolódó, illetve erős konvektív mozgások révén képződött felhőzetből származott. A nyugatias/északnyugatias légmozgás a nap folyamán többnyire egyenletes erősségű maradt (≤ 5 m/s), helyenként megerősödött.



24. ábra: A csapadék hatásának vizsgálatára kiválasztott napra jellemző általános időjárási helyzet (OMSZ_{web})

A kivágat nagy területén – elsősorban az északi régiókban – folyamatos esőzés volt tapasztalható (helyenként a 60–70 mm-t is meghaladó napi csapadékösszeggel), de egyes térségekben gyenge csapadéktevékenységet (néhány mm napi csapadékösszeg), vagy

csapadéktelen pontokat is találhatunk (25. ábra). A viszonylag gyenge és dominánsan keleties szél, illetve a folytonos csapadéktevékenység mellett a PM₁₀ felhalmozódása nem jelentős, de helyenként megfigyelhető.

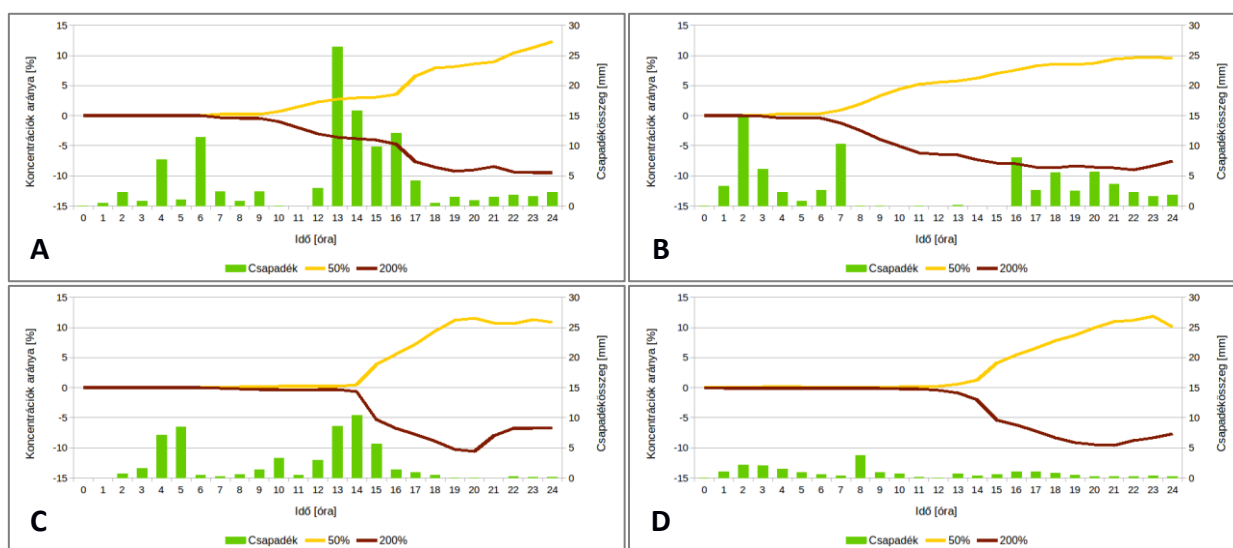


25. ábra: ⑥ A csapadék (1. sor), valamint a PM₁₀ koncentrációk és a szélsébség (2. sor) területi eloszlása reggel (3 UTC – 1. oszlop), délben (12 UTC – 2. oszlop) és este (21 UTC – 3. oszlop), a Kárpát-medencében, a kiválasztott napon

Annak vizsgálatára, hogy a csapadék mennyiségének változása a koncentrációkat milyen irányban módosítja, két alternatív szimulációt készítettem, melyek közül az egyikben a csapadék mennyiségét felére csökkentettem, a másikban pedig kétszeresére növeltem. Az eredményeket négy kiválasztott földrajzi ponton mutatom be a 26. ábrán, melyeket úgy válogattam össze, hogy nagyon csapadékos, emellett kicsit és sokkal kevésbé csapadékos pontok is szerepeljenek az ábrán. A diagramokon az oszlopok a csapadék órák összegét adják meg, a görbék pedig az 50%-ra, illetve 200%-ra módosított csapadékos meteorológiai adatok mellett végzett szimulációk eredményeként előálló talaj-közeli PM₁₀ koncentrációk arányát mutatják az eredeti meteorológiával végzett futtatás eredményeként kapott talaj-közeli PM₁₀ koncentrációkhoz képest. Az x tengely a szimuláció kezdete óta eltelt időt jeleníti meg órában, a két y tengely pedig a koncentrációk arányát, illetve az adott óra csapadékösszegét ábrázolják %-ban, illetve mm-ben.

Minden vizsgált pontban egységesen és egyértelműen látszik az az összefüggés, hogy gyengébb csapadék mellett nagyobb a légkörben maradó szennyezőanyagok mennyisége, a csapadéktevékenység erősödésével azonban a kimosás folyamata is intenzívebb, így kisebb mennyiség

marad a levegőben. A csapadék mennyiségének 50%-ra, illetve 200%-ra történő megváltozása a légkörben maradó PM₁₀ koncentrációnak körülbelül +/- 10%-os változását hozza magával.

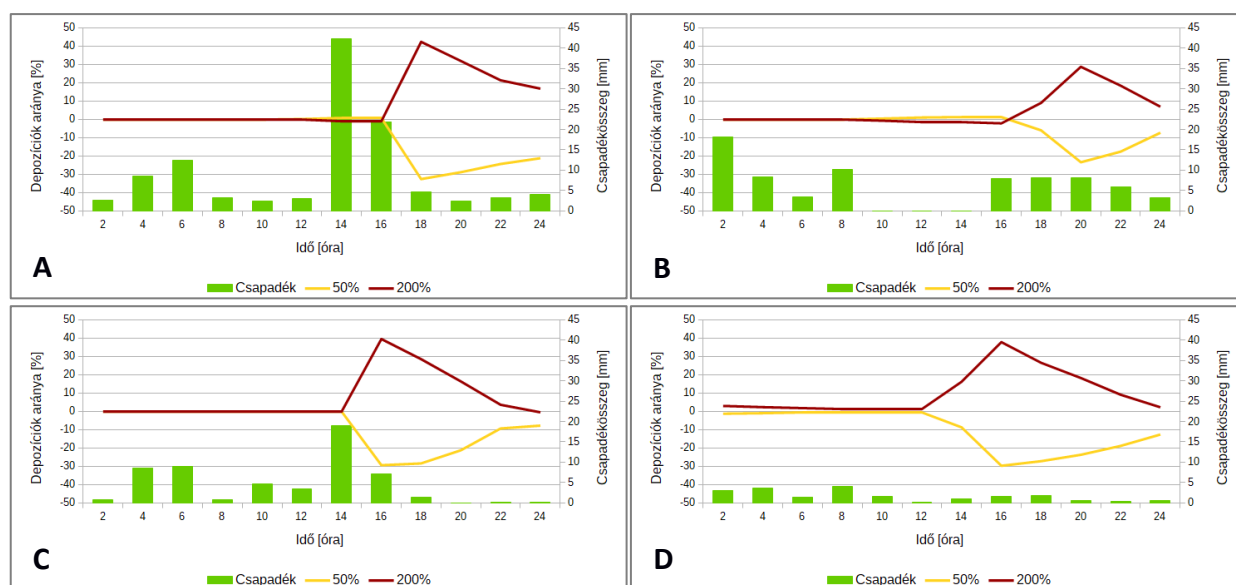


26. ábra: ⑥ A csapadék, valamint a módosított meteorológia melletti koncentrációk eredeti koncentrációkhoz képesti százalékos arányának napi menetei az A) 18,9° – 49,3°, B) 19,0° – 49,6°, C) 17,6° – 48,9° és D) 19,0° – 48,8° földrajzi hosszúsági, illetve szélességi pontokban

A bemutatott eredményekben a koncentrációk arányát leíró görbék a szimuláció kezdetétől fogva néhány órán keresztül szorosan együtt futnak, majd egy adott időpontban – mely esetenként nagyon eltérő lehet – széttartásnak indulnak. A megfigyelés azt mutatja, hogy a módosított csapadék melletti koncentrációk sok esetben akkor kezdenek határozottabban eltérni az eredetitől, amikor nagymértékű esés tapasztalható az eredeti csapadék mennyiségében. Ez arra enged következtetni, hogy a csapadék alapvetően erős hatással bír a kimosás tekintetében, kisebb mennyiségek (< ~1 mm) esetén érvényesül jobban egy mennyiségbeli módosítás. A lokális PM₁₀ koncentráció alakulását természetesen a környezet is befolyásolja, az advekcióval az adott pontba hozott, illetve az onnan elszállított anyagmennyiség megjelenik az aktuális helyi koncentráció értékben. Így, ha például egy szomszédos – abba az irányba eső, amerről a szél fúj – pont csapadékosabb, az ottani erőteljesebb kimosás révén kevesebb szennyezőanyag jut tovább a vizsgált ponthoz. Ha viszont kevesebb a közelben hulló csapadék, nagyobb arányban szállítódnak tovább a szennyezőanyagok. A módosított csapadékmennyiségek mellett végzett szimulációk során kapott és az eredeti eredmények különbségeihez ezért a környezetben megjelenő különbségek is hozzájárulnak.

Mivel a csapadék szorosan összefügg a nedves kiülepedés (depozíció) intenzitásával, hatáselemzése során megvizsgáltam a kiülepedési mezőkben megjelenő eltéréseket is. A modell

kimenet a depozíció értékeket 2 órás időlépésekben adja meg, így a depozíciók arányát és a csapadékösszeget is kétórás felbontású idősorokként jelenítem meg a 27. ábrán. A diagramokon az oszlopok így a csapadék kétórás összegeit ábrázolják, a görbék pedig az 50%-ra, illetve 200%-ra módosított csapadékot tartalmazó meteorológiai adatok mellett végzett szimulációk eredményeiként előálló teljes PM₁₀ depozíció (a száraz és a nedves kiülepedés összege) értékek arányát mutatják az eredeti szimuláció eredményeihez képest. Az x tengelyen a szimuláció kezdete óta eltelt idő szerepel órában, a két y tengely pedig a depozíciók arányát, illetve az adott időpontot megelőző két óra csapadékösszeget adják meg %-ban, illetve mm-ben.

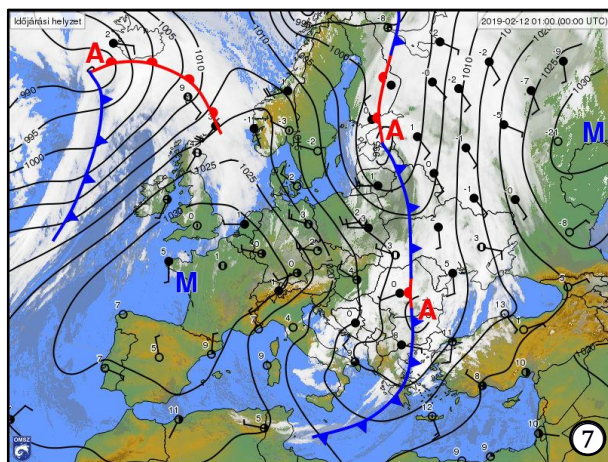


27. ábra: ⑥ A csapadék, valamint a módosított meteorológia mellett depozíciók eredeti depozíciókhoz képesti százalékos arányának napi menetei az A) 18,9° – 49,3°, B) 19,0° – 49,6°, C) 17,6° – 48,9° és D) 19,0° – 48,8° földrajzi hosszúsági, illetve szélességi pontokban

Az eredmények alapján jól látható, hogy a csapadékmennyiség növekedése a kiülepedő anyagmennyiség növekedésével, csökkenése pedig annak csökkenésével (a csapadék 200%-os, illetve 50%-os megváltozása mellett akár +/-40%) jár. Intenzívebb csapadéktevékenység mellett tehát a légkörből való kimosás is intenzívebb, melynek következtében a talajon magasabb szennyezőanyag-koncentrációk jelenhetnek meg. A talajra kiülepedett szennyezőanyagok mennyisége azért különösen fontos, mert az ökoszisztémára ártalmas anyagok innen könnyen bekerülhetnek a talaj mélyebb rétegeibe vagy a talajvízbe, így tovább terjedhetnek, de a bioszférát közvetlenül is károsíthatják.

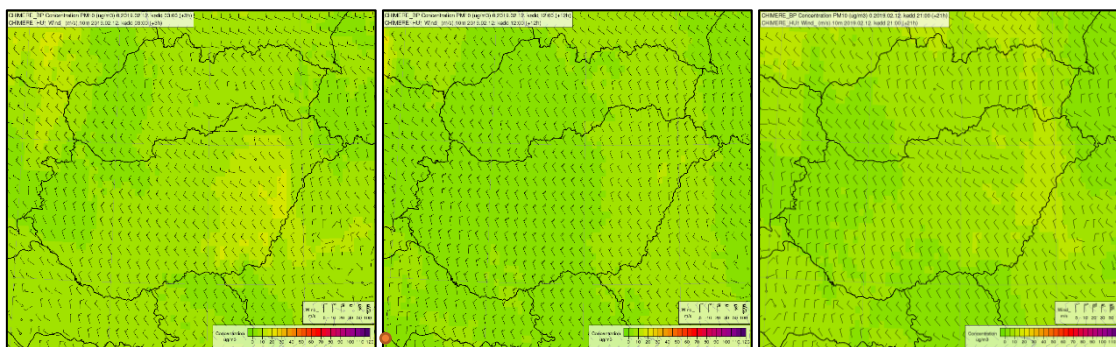
A szélsébség hatásának vizsgálatához egy jellemzően szeles – az előző fejezetben már röviden bemutatott – napot választottam ki, melyre vonatkozóan az általános időjárási helyzetet a 28. ábra, a kialakuló PM₁₀ koncentrációk és a szélvektorok területi eloszlását a 29. ábra mutatja

be. Az erős északi/észak-nyugati szelek az előző nap folyamán áthaladt hidegfronthoz kapcsolódtak. A front felhőzetének elhaladtát követően a térséget derült idő jellemezte. A szélsébség a déli órák felé haladva fokozatosan erősödött, napközben sokfelé a 10 m/s értéket is elérte, a délután folyamán pedig ismét csökkenésnek indult. Az erős szél mellett a szennyezőanyagok feldúsulása nem következett be, a helyenként feltűnő, a környezetből kissé kiemelkedő anyagmennyiségek áttevődése gyors volt.



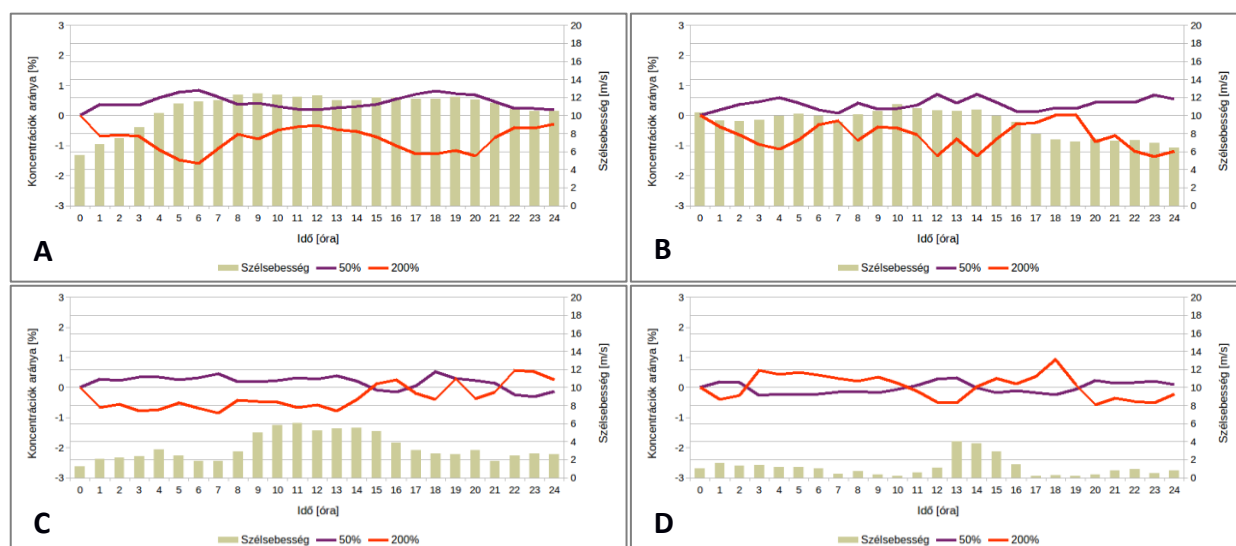
28. ábra: A szél hatásának vizsgálatára kiválasztott napra jellemző általános időjárási helyzet (OMSZ_{web})

A szélsébség koncentrációkra gyakorolt hatásának vizsgálatára a csapadéokra vonatkozó elemzéshez hasonlóan két alternatív szimulációt futtattam, ahol az egyikben a szélsébséget a felére csökkentettem, a másikban pedig kétszeresére növeltem. Az eredmények megjelenítésére itt is négy földrajzi pontot választottam ki, úgy, hogy erősen szeles és gyengén szeles pontok is bemutatásra kerüljenek (30. ábra).



29. ábra: ⑦ A PM₁₀ koncentrációk és a szélsébség területi eloszlása reggel (3 UTC – 1. oszlop), délben (12 UTC – 2. oszlop) és este (21 UTC – 3. oszlop), a Kárpát-medencében, a kiválasztott napon

A diagramokon az oszlopok a szélsébség adott órára vonatkozó értékét jelenítik meg, a görbék pedig az 50%-ra, illetve 200%-ra módosított szélsébséget tartalmazó meteorológiai adatok mellett végzett szimulációk eredményeként előálló talaj-közeli PM₁₀ koncentrációk arányát mutatják az eredeti meteorológiával kapott eredményekhez képest. Az x tengely a szimuláció kezdete óta eltelt időt adja meg órában, a két y tengely pedig az adott pontra vonatkozó koncentrációk arányát, valamint a szélsébséget ábrázolják %-ban, illetve m/s-ban.

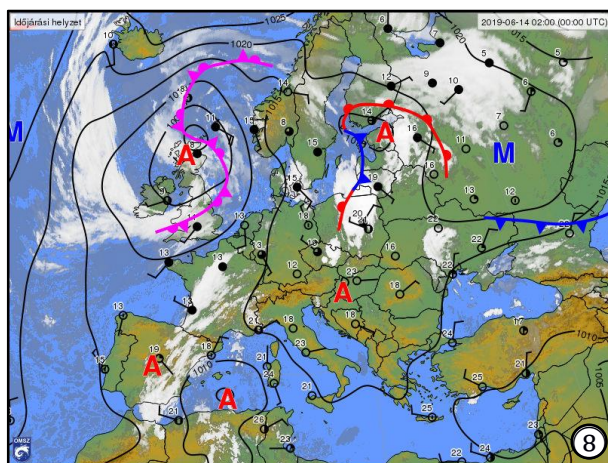


30. ábra: ⑦ A szélsébség, valamint a módosított meteorológia melletti koncentrációk eredeti koncentrációkhoz képesti százalékos arányának napi menetei az A) 23,3° – 45,2°, B) 18,3° – 46,9°, C) 21,3° – 48,0° és D) 14,8° – 45,9° földrajzi hosszúsági, illetve szélességi pontokban

A szél hatásának vizsgálata összetettebb feladat, mivel szállító tevékenysége következtében az adott pontban mérhető koncentráció nem csak a lokális, hanem a környező területek szélviszonyaitól is függ. A 30. ábrán bemutatott eredmények alapján általánosságban véve elmondható, hogy a szélsébség növelése az adott pontbeli PM₁₀ koncentráció csökkenését, csökkentése pedig a növekedését hozza magával, ennek a változásnak a mértéke elmarad azonban a csapadéknál tapasztaltaktól, 1–2%-ra tehető. Érdekes megfigyelni, hogy nagyobb kiindulási szélsébség esetében határozottabbak a különbségek, mint gyengébb szélnél, a koncentrációk arányának és előjelének esetében is. Kisebb szélsébségek esetén előjelváltás is előfordulhat, ami azt jelenti, hogy a kétszeresére növelt szél mellett kialakuló PM₁₀ koncentrációk nagyobbak, mint az eredeti értékek, a felére csökkentett mellett kialakuló pedig kisebbek. Ezeknek az eseteknek a hátterében a környező területek hatása áll.

Adott pontbeli PM₁₀ koncentrációk alakulására a szélviszonyok szempontjából hatással van a helyi, lokális áramlás általi elszállítás, valamint a széliránynak – az az irány, amerről a szél fúj –

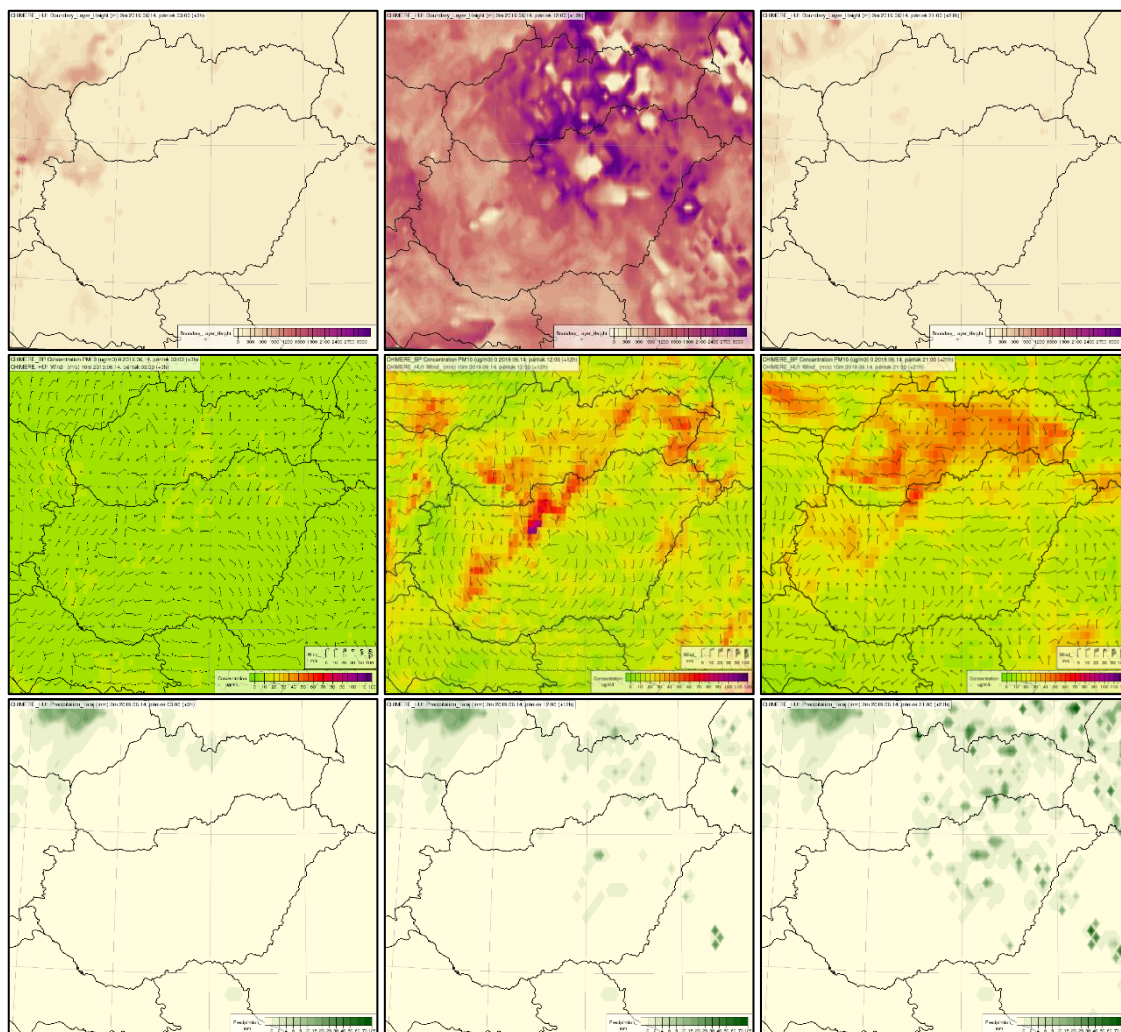
megfelelő régiókból érkező anyagmennyiség is. Ha a környező területek szélviszonyai módosulnak, ez a különbség az oda-, illetve az elszállítás erősségének változása révén helyi szinten is megjelenik. Abban az esetben például, amikor a lokális szélesség kicsi, a környezeti áramlás viszont erősebb, bármekkora arányú módosulás nagyobb változást fog okozni a környezeti szél sebességében, mint lokálisan. Ennek következtében a környező áramlással érkező, illetve távozó anyagmennyiség jelentősen eltérhet az eredeti szimulációban tapasztalathoz képest, így a kialakuló helyi koncentrációk az eredetivel számottevően alacsonyabbnak, vagy magasabbnak is adódhatnak. A gyenge szelet reprezentáló 30/C, 30/D ábrákat és a 29. ábrán látható eloszlást részleteiben vizsgálva jól nyomon követhetők ezek a hatások. Ugyanezek a folyamatok természetesen erősebb helyi szél mellett is érvényesülnek (30/A és 30/B ábrák), erősebb szél azonban erősebb hatással bír helyi szinten is.



31. ábra: A planetáris határréteg-magasság hatásának vizsgálatára kiválasztott napra jellemző általános időjárási helyzet (OMSZ_{web})

A planetáris határréteg-magasság szerepének elemzésére célszerű volt egy nyári, többnyire derült napot választani, amikor a nap folyamán a besugárzás erősödésével lehetőség van a PHR erőteljes megvastagodására. A kiválasztott napra vonatkozóan az általános időjárási helyzetet a 31. ábrán, a planetáris határréteg-magasság, illetve a PM_{10} koncentrációk és a szélvektorok területi eloszlását a 32. ábrán figyelhetjük meg. A vizsgált időszakban a légnyomás nem változott, a terület legnagyobb részén az ég derült maradt. A PHR-re jellemző napi menetnek megfelelően a határréteg magassága a reggeli és az esti órákban a teljes kivágaton alacsonynak adódott (legfőljebb néhány száz m), napközben viszont – amit a 12 UTC időpontra vonatkozó térkép reprezentál – sokfelé magasra, helyenként akár 3000 m fölé emelkedett. A vizsgált területen elszórtan konvektív eredetű felhőzet és esetlegesen hozzá kapcsolódó csapadéktevékenység is kialakult. A konvektív csapadékgócok túlnyomó többsége a kivágat keleti felén volt fellelhető. A

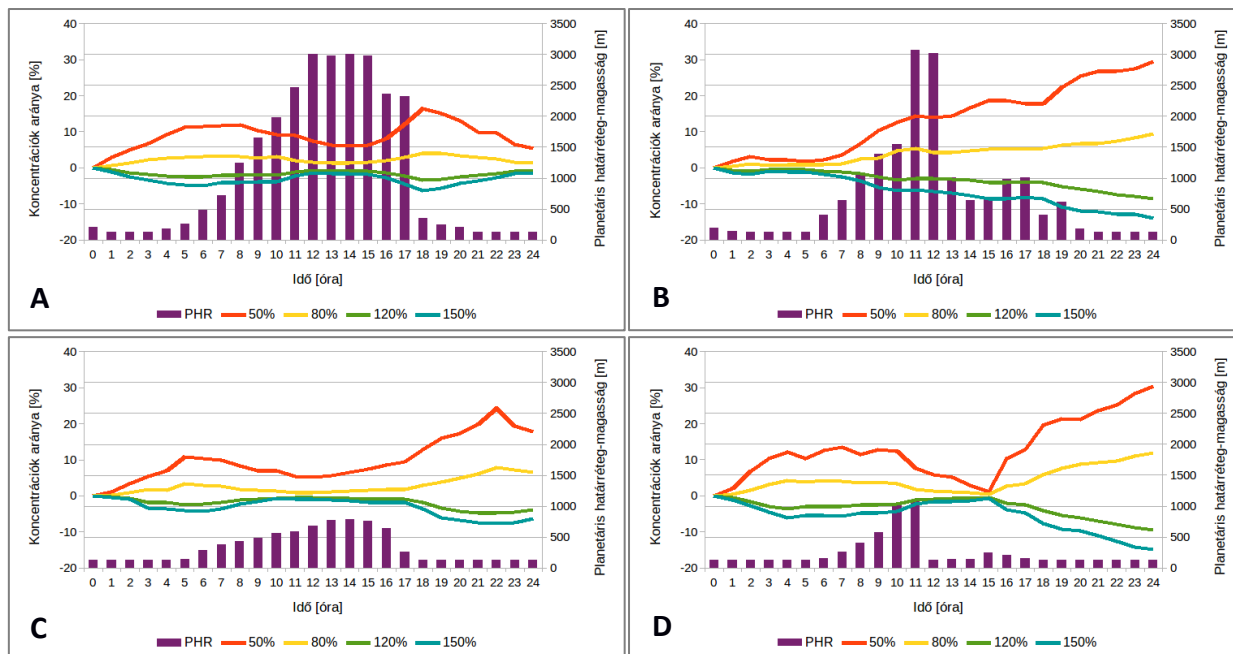
viszonylag kis sebességű (< 5 m/s) és változó irányú szél mellett megfigyelhető a PM_{10} koncentrációk fokozatos felhalmozódása, különösen a szélcsendes területeken.



32. ábra: ⑧ A planetáris határréteg-magasság (1. sor), a PM_{10} koncentrációk és a szélsébség (2. sor), valamint a csapadék (3. sor) területi eloszlása reggel (3 UTC – 1. oszlop), délben (12 UTC – 2. oszlop) és este (21 UTC – 3. oszlop), a Kárpát-medencében, a kiválasztott napon

A PHR vastagságának PM_{10} koncentrációkra gyakorolt hatását négy alternatív szimuláció futtatásával vizsgáltam, melyekben a planetáris határréteg-magasság értékét rendre 50%-ra, 80%-ra, 120%-ra, illetve 150%-ra módosítottam. Az eredményeket az előzőekkel összhangban négy rácspontra szemléltetem (33. ábra), melyek kiválasztása úgy történt, hogy a planetáris határréteg-magasság többféle napi lefutását átfogja, a vastagabb és a kevésbé vastag határréteg eseteit is át lehessen tekinteni. A diagramokon az oszlopok a planetáris határréteg-magasság adott órára vonatkozó értékét reprezentálják, a görbék pedig a különböző arányok szerint módosított planetáris határréteg-magasságot tartalmazó meteorológiai adatok mellett végzett szimulációk eredményeiként előálló talaj-közeli PM_{10} koncentrációk arányát mutatják az eredeti PM_{10}

koncentrációkhoz képest. Az x tengely a szimuláció kezdete óta eltelt időt jeleníti meg órában, a két y tengely pedig a koncentrációk arányát, illetve az adott órára vonatkozó planetáris határreteg-magasságot ábrázolják %-ban, illetve m-ben.



33. ábra: ⑧ A planetáris határreteg-magasság, valamint a módosított meteorológia melletti koncentrációk eredeti koncentrációkhoz képesti százalékos arányának napi menetei az A) $24,7^{\circ} - 46,2^{\circ}$, B) $20,2^{\circ} - 49,8^{\circ}$, C) $18,1^{\circ} - 47,6^{\circ}$ és D) $20,1^{\circ} - 47,7^{\circ}$ földrajzi hosszúsági, illetve szélességi pontokban

A 33. ábrán bemutatott eredmények jól mutatják a planetáris határreteg alapvető szerepét a szennyezőanyagok felhalmozódásában. A vastagabb határretegben jobb az átkeverés, így kisebb koncentrációk alakulnak ki. Az alacsony határreteg-magasság – azzal, hogy gátat szab a felfelé irányuló mozgásoknak – korlátozza az átkeverés hatékonyságát, ezzel segíti a szennyezőanyagok felgyülemelését. Az eredmények alapján a talaj-közel PM₁₀ mennyiségben fellépő eltérés az eredeti és a módosított meteorológia melletti szimulációk esetén magas, 50%-os és 150%-os PHR-változás mellett +30%, illetve –15% is lehet. Érdeemes megfigyelni, hogy a PHR-magasság csökkentésére a modellben erőteljesebb a válaszreakció, mint a növelésére, a csökkenő határreteg-magasság a koncentrációk nagyobb arányú növekedését hozza magával, mint amekkora koncentráció csökkenést a magasabbá váló határreteg okoz.

A koncentrációk arányát reprezentáló görbék lefutása változó, mely feltehetően a lokális meteorológiai és kibocsátási viszonyokkal van összefüggésben. Megfigyelhető itt is a szél szerepe, a görbék széttartó jellege jobbára alacsonyabb helyi szélsébséghez kapcsolódik, amikor számottevő áramlás hiányában lehetőség van a szennyezőanyagok fokozottabb felhalmozódására.

Erősebb szelek mellett kiegyenlítettebbek a görbék közötti különbségek. Csapadéktevékenység csak a 33/D ábrához kapcsolódik, kis mennyiségű (<1 mm) eső esett 12 UTC tájban, mely a következő néhány órában a korábbiakhoz képest nagyobb szélsőséggel társult.

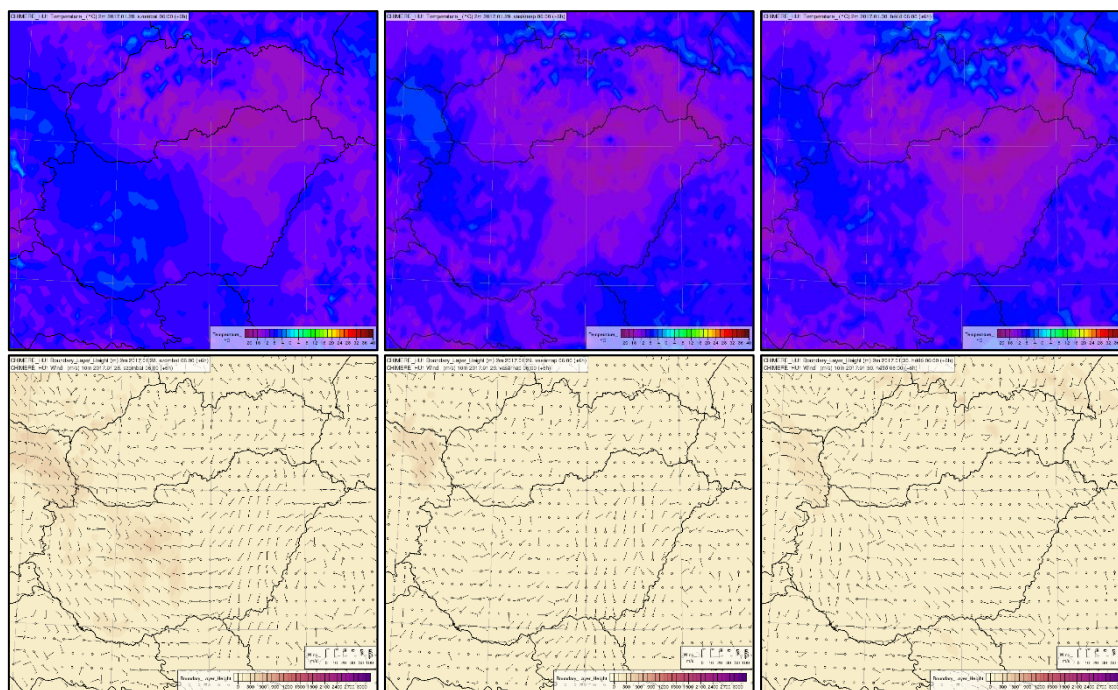
Összességében az eredmények tehát alátámasztják a lokális meteorológiának a légköri szennyezőanyag-koncentrációkra gyakorolt jelentős hatását, mely a modellben is megjelenik. A légszennyezés és az időjárási mintázatok közötti alapvető összefüggések ismeretében könnyebben felismerhetők azok az időjárási helyzetek, melyek emelkedett koncentrációkhoz, esetleg kritikus levegőminőségi helyzetekhez vezethetnek, így a szükséges intézkedések még előzetesen, a koncentrációk emelkedésének a mérésekben történő megjelenése előtt megtehetőek. A levegőminőségi modellek – azzal, hogy a valós légköri folyamatok matematikai leírására épülnek – alkalmasak ezeknek az összefüggéseknek a felkutatására.

4.2. Levegőminőség elemzések speciális időjárási helyzetekben a Sajó-völgy példáján keresztül

Magyarországon – különösen a keleti országrészben – a magas PM_{10} koncentrációval járó kritikus légszennyezettségi helyzetek előfordulása, elsősorban a téli és az őszi időszakokban, igen gyakori (Ferenczi et al. 2019). Ezek háttérében sok esetben olyan speciális időjárási viszonyok állnak, amelyek gátolják a levegő átkeveredését. Az adott meteorológiai körülmények között ennek következtében nagyon magas, az egészségre és az ökoszisztémára egyaránt káros szennyezőanyag-koncentrációk alakulhatnak ki. Kulcsfontosságú ezért azoknak a lokális forrásoknak és időjárási mintázatoknak, illetve a köztük lévő összefüggéseknek a felderítése, amelyek egy ilyen légszennyezettségi epizód kialakulásához hozzájárulhatnak (Ferenczi et al. 2019).

Habár az emissziós leltárak minősége sokat javult az elmúlt években, az egyes forrásszektorok mennyiségi hozzájárulása a PM szennyezéshez máig bizonytalan. A kibocsátási adatok bizonytalanságán túl az is nehézséget okoz a források pontos meghatározásában, hogy a lokális és a regionális meteorológiai viszonyoknak a szennyezőanyagokra gyakorolt hatásáról is korlátozott ismereteink vannak. A PM részecskék ezen felül nem csak közvetlen kibocsátás során kerülnek a levegőbe, de különféle kémiai folyamatok révén keletkeznek is (ezek a másodlagos aeroszol részecskék), amely további bonyolító tényező és erősíti a lokális meteorológia hatásának a jelentőségét. Ezen okokból kifolyólag a Kárpát-medencére vonatkozó levegőminőségi előrejelzések nem mindig sikeresek, legfőképp a PM esetében, ami indokolja a térségben fellépő légszennyezettségi epizódok átfogó elemzését.

Ilyen kritikus légszennyezettségi helyzet alakult ki 2017 januárjában az ország észak-keleti régiójában található Sajó-völgyben, amikor a Kárpát-medence felett egy hideg légpárna helyezkedett el. A hideg légpárna egy olyan sajátos meteorológiai képződmény, amely magassági inverzióhoz kötődik. Leggyakrabban hegységekkel körülvett, zárt medencékben alakul ki. Az anticiklonális időjárási helyzetek segítik a fejlődését azzal, hogy fokozzák a lefelé tartó mozgásokat a légkörben. A hozzá kapcsolódó inverzió gátat szab a légkörben zajló átkeverő folyamatoknak, így stabilizálja a levegőt és visszatartja a medencében rekedt légtömeget. A környező hegységek ezt a hatást tovább erősítik. A hideg légpárna, azzal, hogy rendkívül alacsony hőmérsékletekkel párosul, serkenti a tüzelőanyag felhasználást, így fokozza a lakossági tüzelésből származó emissziót. Kialakulása ezért környezeti következményekkel is jár, az átkeverési folyamatok hiánya, a lakossági tüzelésből származó fokozódó kibocsátással párosulva az antropogén eredetű szennyezőanyagok gyors felhalmozódását eredményezi, amelyek ezáltal elérhetik, vagy akár meghaladhatják az egészségre káros szinteket is.

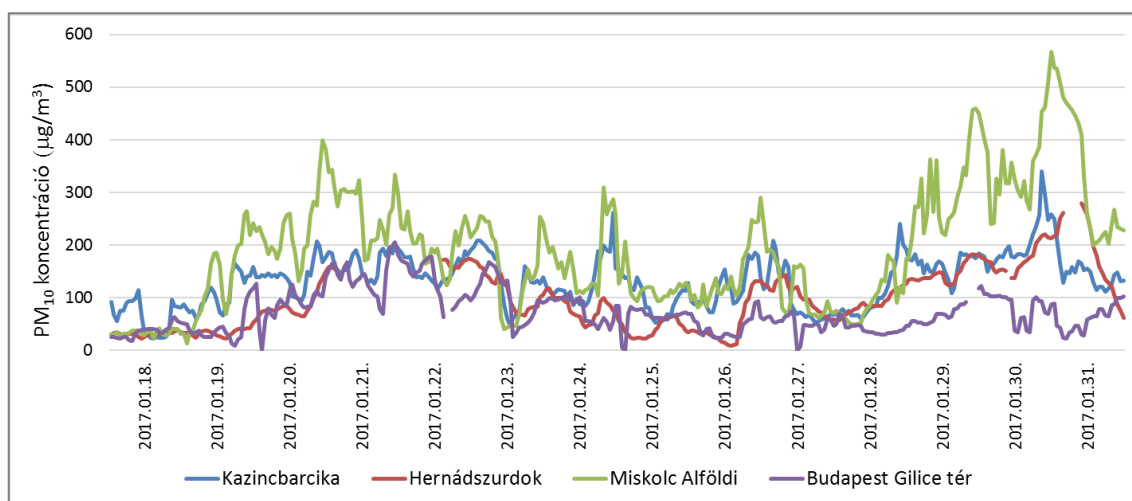


34. ábra: A hőmérséklet, a szélsebesség és a planetáris határréteg-magasság alakulása a január 28–30. időszakban (06 UTC)

Munkám során kidolgoztam egy esettanulmányt a Sajó-völgyi kritikus légszennyezettségi helyzetben kialakuló extrém magas PM₁₀ koncentrációk mögött húzódó meteorológiai tényezők feltárása, valamint az alacsony hőmérséklet következtében fellépő intenzívebb lakossági tüzelésből származó kibocsátás-növekedés becslése céljából (Ferenczi et al. 2020). A légszennyezettségi epizód létrejöttében szerepet játszó hideg légpárnának köszönhetően a hónap

végi napokban (a január 28. – január 31. időszakban) az éjszakai hőmérséklet Magyarország nagy területén – főleg a keleti országrészben – $-10\text{ }^{\circ}\text{C}$ alá süllyedt (34. ábra). A planetáris határréteg-magasság a teljes időszakban országszerte nem haladta meg a néhány száz métert, a vizsgált térségben pedig 200 m alatt maradt, amely alacsony szélességekkel párosult.

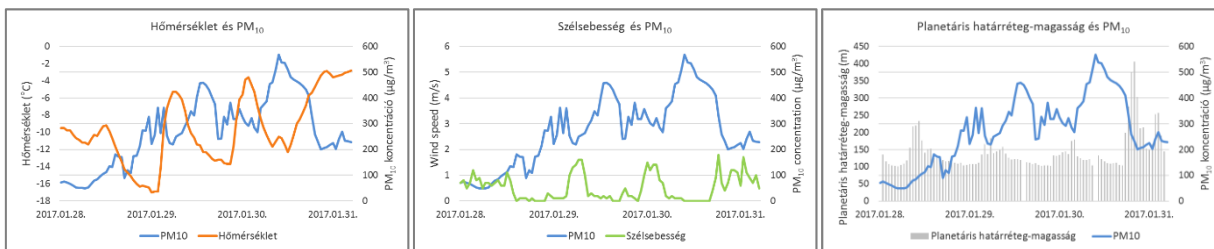
A mérések alapján a PM_{10} koncentráció értékek január 18-án kezdtek emelkedni és a hónap utolsó három napján érték el a maximumukat (35. ábra). A kialakuló kritikus légszennyezettségi helyzetben a PM_{10} koncentrációk országszerte túllépték a határértékeket. Extrém magas értékeket mértek a keleti országrészben, elsősorban a Sajó-völgyben található Miskolc közelében, ahol a legmagasabb egyórás átlagkoncentráció $500\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$ fölött adódott (35. ábra).



35. ábra: Mért PM_{10} koncentráció értékek néhány Sajó-völgyi és egy budapesti állomáson

Erre az időszakra vonatkozóan a szennyezőanyag-koncentrációkkal szoros összefüggésben álló egyes meteorológiai paraméterek – a hőmérséklet, a szélesség és a planetáris határréteg-magasság – valamint a PM_{10} koncentrációk alakulásának idősorait Miskolc állomásra a 36. ábrán figyelhetjük meg. A planetáris határréteg-magasság értékek az ECMWF adatbázisából származnak, a többi paraméterre vonatkozó adatsorok mérések révén álltak elő.

Ahogy az a 36. ábrán is látható, a Sajó-völgy területén a szélesség a teljes időszakban nem haladta meg az $1\text{--}2\text{ m/s}$ értéket és a planetáris határréteg-magasság is bőven 150 m alatt maradt még napközben is, ami extrém alacsonynak számít. Ilyen körülmények között a felgyülemlett szennyezőanyagok légköri átkeverése nagyon gyenge.

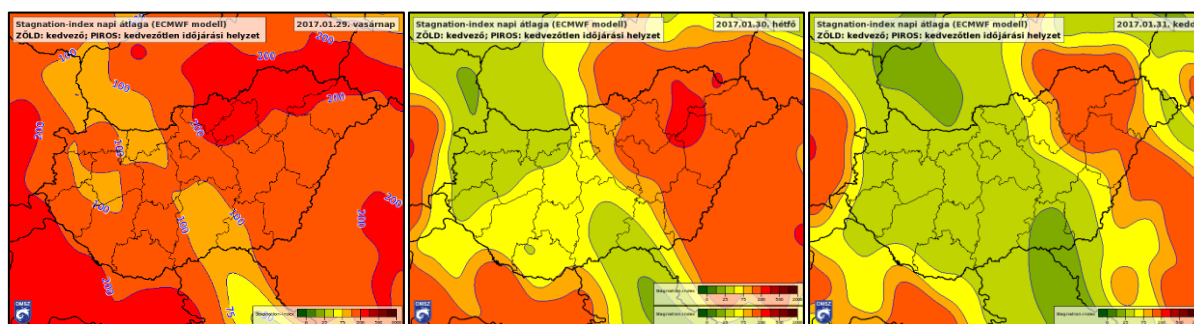


36. ábra: A PM₁₀ koncentráció és a lokális meteorológiai paraméterek alakulása Miskolc állomáson a január 28. – január 31. időszakban

Mindezekon felül érdemes a légkör stabilitását is megvizsgálni. Magyarországon a levegőminőségi vizsgálatokban használjuk a stabilitási viszonyok leírására alkalmas ún. SI indexet (Holst et al. 2008), amely az alsó légkör függőleges és horizontális átkeveredését jellemzi (1).

$$SI = \sqrt{\frac{10^6}{PHR \cdot |v|}} \quad (1)$$

ahol PHR a keveredési réteg vastagsága (m), v pedig a felszín feletti 10 m-es magasságra származtatott szélsébség (m/s). Amikor az SI meghaladja a $100 \text{ (s/m}^2\text{)}^{0.5}$ értéket, kritikus légszennyezettségi helyzet kialakulása várható az országban (Ferenczi et al. 2020).



37. ábra: Modellszimulációk alapján számított SI index értékének területi eloszlása a január 29. – január 31. időszakban

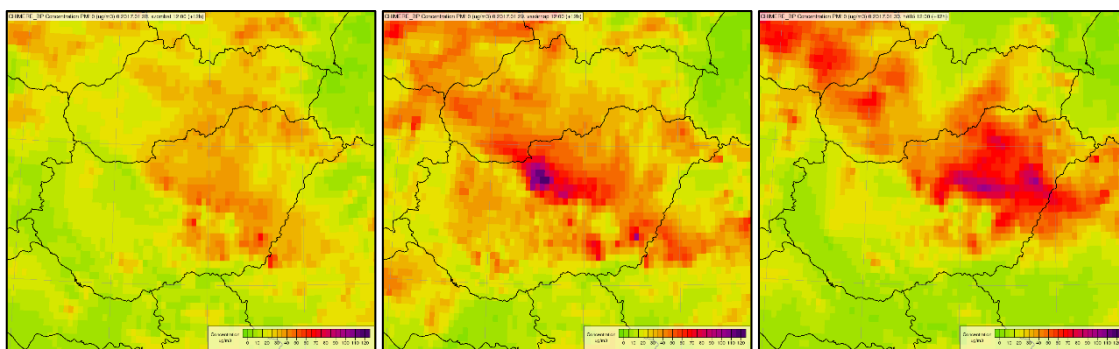
A 37. ábrán megfigyelhető, hogy január 29-től az SI index az ország teljes területét tekintve nagyobb volt $100 \text{ (s/m}^2\text{)}^{0.5}$ -nél, a keleti országrészben pedig a $200 \text{ (s/m}^2\text{)}^{0.5}$ -es szintet is elérte. Ilyen magas értékek mellett várható volt a kritikus légszennyezettségi helyzet kialakulása a régióban.

Fentiek alapján levonható a következtetés, hogy a kérdéses időszakban a Kárpát-medencében kialakuló kimagasló PM₁₀ koncentráció értékek hátterében elsősorban a kedvezőtlen meteorológiai viszonyok együttese áll. Egy másik tényező, amely feltehetően hozzájárult a légszennyezettségi epizód kialakulásához, az az alacsony hőmérséklet következtében fellépő

megnövekedett lakossági tüzelés. Jó korreláció fedezhető fel a PM_{10} koncentráció és a hőmérséklet idősorok között is (36. ábra).

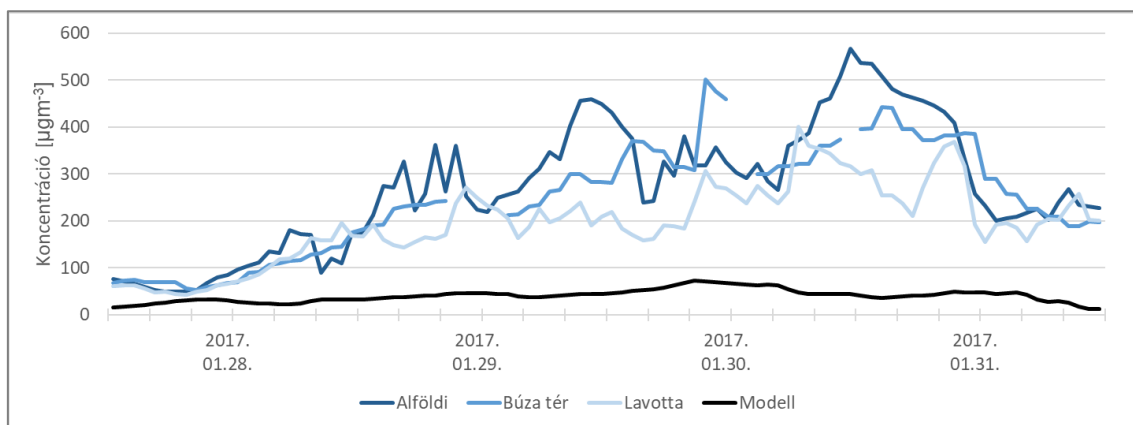
A sok esetben $-10\text{ }^{\circ}\text{C}$ alá eső hőmérséklet a szilárd tüzelőanyagok égetésének olyan mértékét hozhatja magával, amelynek következtében a lakossági kibocsátás messze meghaladja az emissziós leltárakban szereplő értékeket. Ez azonban azt is jelenti, hogy az emissziós leltárakból dolgozó modellek ezekben a helyzetekben – a kiindulási emisszió adatok különbségei miatt – nem fogják tudni reálisan becsülni a várható környezeti következményeket.

A légszennyezettségi epizód átfogóbb elemzése céljából a CHIMERE modellel végeztem szimulációt a 2017. január 28–31. időszakra, melyhez a kibocsátási adatokat az EMEP 2015-re vonatkozó rácsponti emissziós leltára adta, a meteorológiai adatokat az AROME időjárás-előrejelző modell szolgáltatta. A vizsgálati terület a Kárpát-medencére terjedt ki $0,1^{\circ}$ térbeli felbontással, ami nagyjából 10 km-nek felel meg. A szimuláció eredményeként kapott PM_{10} koncentráció mezőket a 38. ábra jeleníti meg a Kárpát-medencére a január 28–30. időszakban.



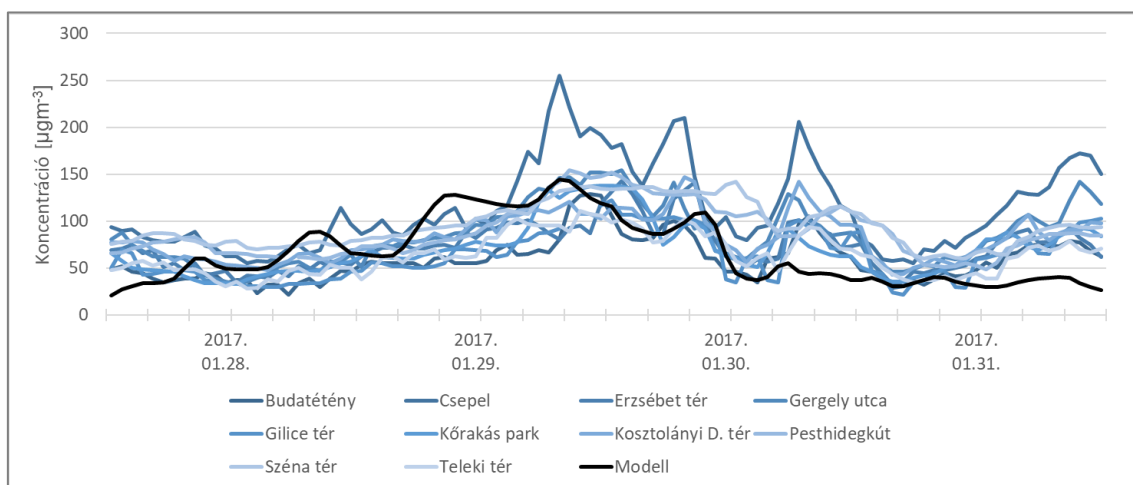
38. ábra: A modellszimuláció eredményeként előálló PM_{10} koncentráció mezők a Kárpát-medence területén a január 28–30. időszakban a 12 UTC időpontban

Az eredmények alapján azt láthatjuk, hogy a modell helyenként számottevően alulbecsülte a valós koncentrációkat. A Sajó-völgy területén a modellezett maximum koncentrációk is csak $100\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$ körül alakultak, ami jelentősen alacsonyabb a valós értékeknél. A 39. ábrán három különböző miskolci mérőállomás, illetve egy Miskolc területére eső modell rácspont PM_{10} idősorait követhetjük nyomon. A kék görbék a méréseket, a fekete a modellszimuláció eredményét reprezentálják.



39. ábra: Három miskolci állomás méréseinek (kék), illetve egy Miskolc területére eső modell rácspont (fekete) PM_{10} idősorai január 28–31. között

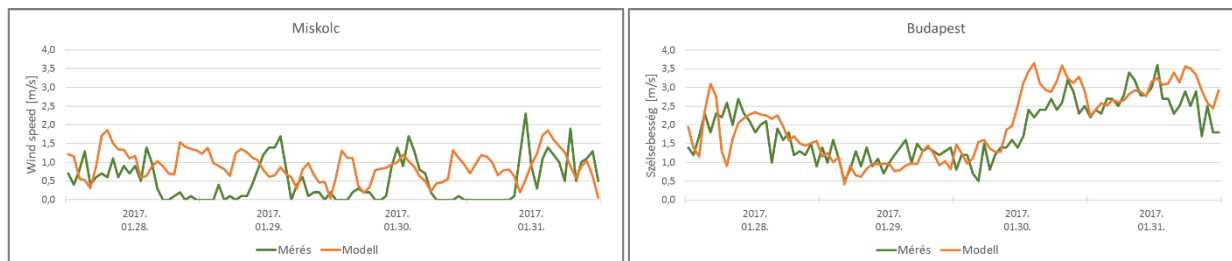
A 39. ábrán látható eredmények szintén a modell jelentős alulbecslésére utalnak, ahol a mért és a modellezett adatok közti különbség akár többszörös is lehet (Ferenczi et al. 2019). Nem mindenhol találkozhatunk azonban ilyen mértékű eltérésekkel, a főváros területén például a modellszimuláció határozottan közelebb esett a mérésekhez, ahogy azt a 40. ábrán is megfigyelhetjük. A modell teljesítménye tehát területenként eltérő lehet.



40. ábra: Tíz budapesti állomás méréseinek (kék), illetve egy Budapest területére eső modell rácspont (fekete) PM_{10} idősorai január 28–31. között

Az, hogy a modell mennyire jól tudja megközelíteni a valóságot, függ az inputként felhasznált kibocsátási adatok és időjárási adatok pontosságától is. Ha az előrejelzés eltér a valós meteorológiai helyzettől, különösen, ha az eltérések a szennyezőanyagok eloszlását nagyban befolyásoló elemeket érintik, a modellezett koncentráció mezők is pontatlanok lehetnek. A Sajó-völgyi kritikus légszennyezettségi helyzetben a szélnek döntő szerepe volt. A szélesebbesség határozza meg az advekciónak az erősségét. Számottevő légmozgás mellett a szennyezőanyagok

könnyen elkeverednek, szélszélben azonban mennyiségük helyi szinten gyorsan növekszik. A január utolsó napjaira mért és modellezett szélsősebesség értékeket Miskolc és Budapest területére a 41. ábra jeleníti meg.



41. ábra: Mért és modellezett szélsősebesség Miskolc (Diósgyőr állomás) és Budapest (Pestszentlőrinc állomás) területén a január 28–31. időszakban

A 41. ábrán szereplő eredmények alapján azt láthatjuk, hogy Budapest esetében – bár az értékeket tekintve tapasztalhatók eltérések – a mért és a modellezett szélsősebesség idősorok lefutása nagyon hasonló. Abban az esetben, amikor a szélmérs a nullához közelített – mint az Miskolc esetében rendszeresen előfordult – az időjárási modell sok esetben nem tudta követni és számottevően magasabb átlagos szélsősebességeket számolt. Itt fontos azt is figyelembe venni, hogy a felszín meglehetősen komplex a Sajó-völgy környezetében, amely az előrejelezhetőséget is befolyásolja. Mivel a szélsősebesség jelentős hatással van a szennyezőanyagok átkeveredésére, a modellezett széladatok pontatlansága nagyban hozzájárulhat a CHIMERE által számolt koncentráció mezők pontatlanságához. Ehhez adódik hozzá a rendkívül alacsony hőmérsékletek következtében fellépő, a lakossági tüzelésből származó megnövekedett mértékű emisszió, amelyet a modell – a leltárból kiindulva – nem tudott figyelembe venni.

A Sajó-völgyi kritikus légszennyezettségi helyzet és a hasonló események vizsgálata során levonhatjuk azt a tanulságot, hogy bármennyire kifinomult modellekkel is dolgozunk, a környezeti rendszerek és az őket befolyásoló tényezők összetettségéből, valamint a valós folyamatok leírását érintő korlátainkból adódóan előfordulhatnak olyan szituációk, amikor számolnunk kell a modelljeink eredményeinek potenciális pontatlanságával. Különösen fontos ezért, hogy a levegőminőségi szakértők, illetve a döntéshozók tisztában legyenek azokkal a tényezőkkel, amelyek a modellrendszereink becsléseinek a pontosságát befolyásolják. Ezeknek a tényezőknek a felderítése és szem előtt tartása kulcsfontosságú a levegőminőségi elemzések során.

4.3. A kibocsátáscsökkentés környezeti hatásainak vizsgálata

Az elmúlt évtizedekben felerősödő, a különféle légszennyező anyagok emissziójának csökkentésére irányuló törekvéseknek köszönhetően Európa levegőminőségében mára jelentős javulás mutatható ki a háttérállomások és a városi állomások mérési adataiban egyaránt. Több ezer állomáson történik a levegőminőség folyamatos megfigyelése, a szennyezőanyagok koncentrációjának nyomon követése. A megfigyelési adatok sok hasznos információt szolgáltatnak, azonban a levegőminőség komplex vizsgálata ma már elképzelhetetlen a levegőminőségi modellek alkalmazása nélkül. Míg ezeket a szoftvereket néhány évtizede még csak a kutatóintézetek alkalmazták elsősorban kutatási céllal, addig manapság elterjedten használatosak a levegőminőségi vizsgálatok során. Ebben a fejezetben azt mutatom be, hogyan becsülhetők egy specifikusan erre a célra létrehozott modell – a SHERPA – segítségével a kibocsátáscsökkentés várható környezeti hatásai, és a számítási eredmények hogyan segíthetik a levegőminőség javítását célzó intézkedések helyes meghozatalát.

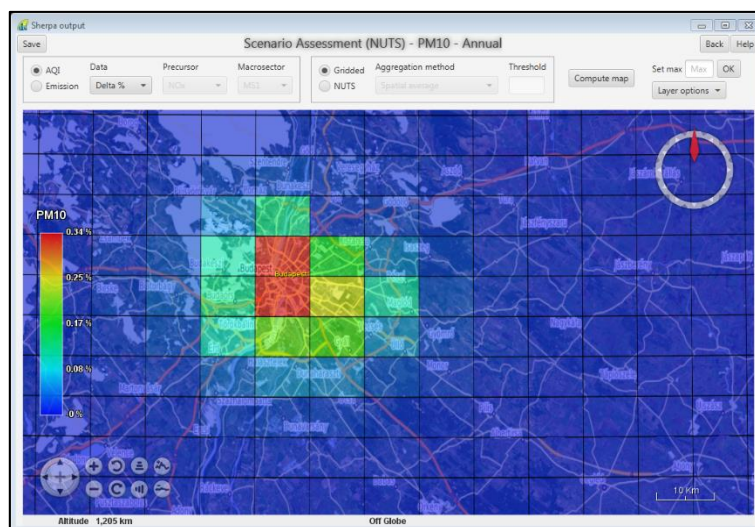
A SHERPA egy, az INERIS által elkészített rácsponti emisszió leltárra, valamint a CHIMERE kémiai transzport modell számítási eredményeire alapozott levegőminőség kiértékelő eszköz, melynek segítségével kiszámítható, hogy adott emissziócsökkentés milyen változást idéz elő a levegő minőségében, az intézkedések meghozatala során mely kibocsátási szektorokra (forrástípusokra) és szennyezőanyagokra érdemes összpontosítani, továbbá az is meghatározható, hogy a helyi levegőszennyezéshez a szomszédos területek milyen arányban járulnak hozzá. A szoftver célja a levegőminőség javítására irányuló regionális szintű tervek kidolgozásának támogatása. Részletes leírását a 3.1.2. fejezet tartalmazza.

4.3.1. A kibocsátáscsökkentés hatása a levegőminőségre

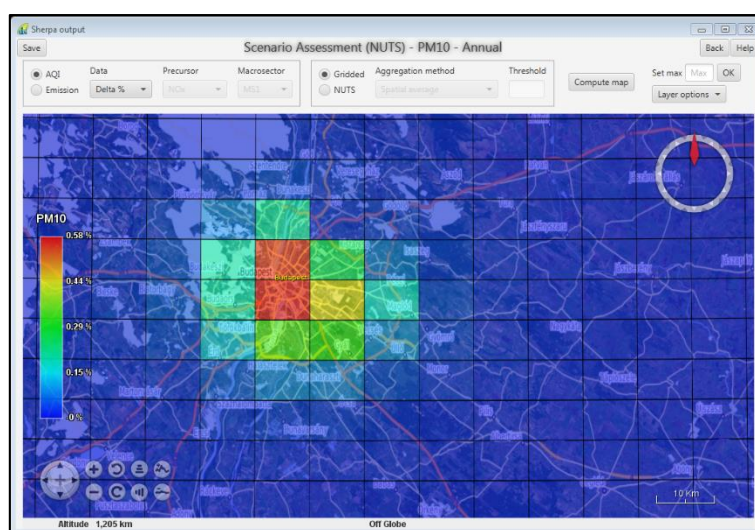
A kibocsátáscsökkentés hatásának vizsgálata során első lépésként annak elemzését tűztem ki célul, hogy az aeroszol részecskék, valamint a nitrogén-oxidok emissziójának adott mértékű és adott forrástípust érintő csökkentése a levegőminőség milyen változását eredményezheti (Homolya et al. 2018).

A kibocsátáscsökkentés mértékét a SHERPA-ban százalékos arány szerint adhatjuk meg, melyet régiókra tudunk bevezetni. Magyarországi viszonylatban ezek a megyéknek felelnek meg, annál kisebb felbontásban, így például városokra nem tudunk elemzést készíteni. Kivételt képez ez alól Budapest, amely önmagában egy régiót képvisel, a vizsgált területnek ebben az elemzésben ezért Budapestet választottam. Az emissziócsökkentés mértékét minden esetben 10%-nak definiáltam, a közúti szállítás (7-es SNAP szektor), valamint a nem ipari tüzelés (2-es SNAP szektor) tekintetében. A 42. és a 43. ábrák a közlekedésből (7-es SNAP szektor), valamint a

lakossági tüzelésből (2-es SNAP szektor) származó PM kibocsátás 10%-os csökkentésének hatását ábrázolják Budapest területén.



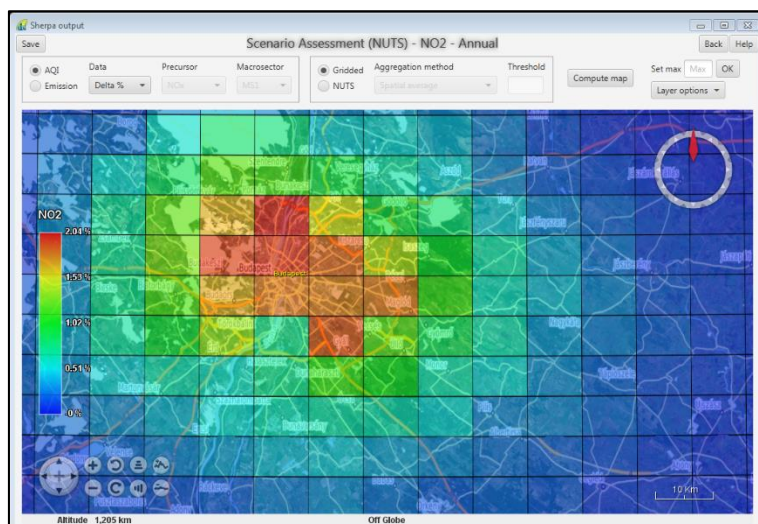
42. ábra: A közúti közlekedésből (7-es szektor) származó PM kibocsátás 10%-os csökkentésének hatása Budapest levegőminőségére



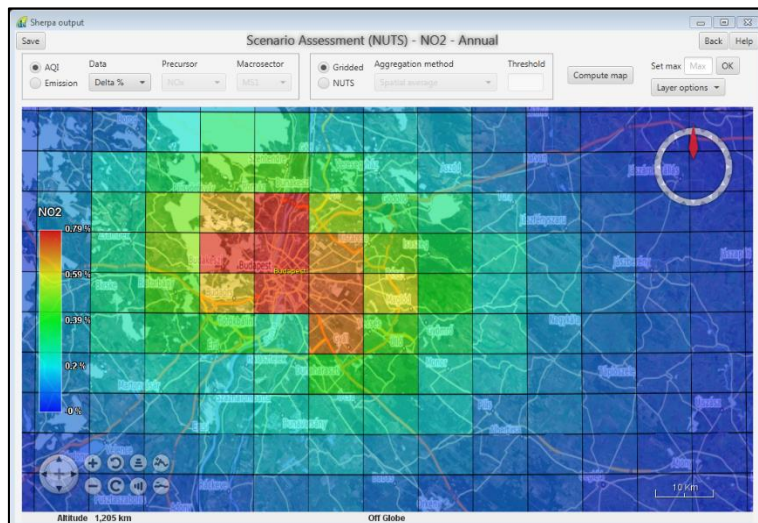
43. ábra: A lakossági tüzelésből (2-es szektor) származó PM kibocsátás 10%-os csökkentésének hatása Budapest levegőminőségére

Az ábrák alapján láthatjuk, hogy a kibocsátáscsökkentés hatása mindkét kibocsátási szektor esetében térben ugyanolyan eloszlásban érvényesül, a belváros területeit erőteljesebben érinti, mint a külső régiókat. A csökkenés mértéke azonban eltér. Az eredményekből levonhatjuk azt a következtetést, hogy – bár tudjuk, hogy a közlekedésből származó emisszió számottevő hányadát képezi az összes antropogén eredetű PM kibocsátásnak – a lakossági tüzelésből származó emisszió még inkább meghatározó, tehát, a lakossági tüzelés visszafogásával eredményesebben járulhatunk hozzá a PM₁₀ koncentrációk csökkentéséhez Budapest esetében. A SHERPA-val végzett számítások alapján a lakossági tüzelés PM kibocsátásának 10%-os mérséklésével több mint 1,5-

szer nagyobb mértékű levegőminőség-javulást érhetünk el, mint a közúti közlekedés PM kibocsátásának ugyanilyen arányú redukálásával. A 44. és a 45. ábrákon megfigyelhetjük, a NO_x kibocsátás 10%-os csökkentése milyen eredményekhez vezethet a NO₂ koncentrációk tekintetében.



44. ábra: A közúti közlekedésből (7-es szektor) származó NO_x kibocsátás 10%-os csökkentésének hatása Budapest levegőminőségére



45. ábra: A lakossági tüzelésből (2-es szektor) származó NO_x kibocsátás 10%-os csökkentésének hatása Budapest levegőminőségére

A NO₂ koncentrációk a számítások szerint – a PM₁₀-el ellentétben – a közúti közlekedés korlátozásával hatékonyabban csökkenthetők, mint a lakossági tüzelés visszafogásával. Az eredmények alapján a közúti közlekedés NO_x kibocsátásának 10%-os redukálása több mint 2,5-szer nagyobb mértékű levegőminőség-javuláshoz vezethet, mint a lakossági tüzelés NO_x

kibocsátásának ugyanilyen arányú mérséklése. Ugyanolyan mértékű emissziócsökkentés a NO₂ esetében láthatóan nagyobb változást idéz elő a koncentrációkban, mint a PM₁₀ esetén.

Érdemes megfigyelni, hogy egy viszonylag magas – 10%-os – emissziócsökkentés is mindegyik vizsgált esetben legfeljebb csak 1–2%-os levegőminőség-javulást hoz magával (Homolya et al. 2018). Ez arra vezethető vissza, hogy adott térségben kialakult levegőszennyezés nem csak a helyi kibocsátásoktól, hanem a nagytávolságú transzport folyamatoktól is függ. A helyi intézkedések a helyi emisszióra vannak hatással, a távolabbról érkező szennyezőanyag mennyisége ilyen módon nem korlátozható. A helyi kibocsátás korlátozásának következtében azonban az elszállított szennyezőanyagok mennyisége is csökken, így kisebb terheléssel bír a kérdéses terület a környezetére (Homolya et al. 2017b).

4.3.2. Forrástípusok hozzájárulása a légszennyezettséghez

A SHERPA-val annak becslésére is lehetőség van, hogy adott kibocsátáscsökkentés mellett a teljes várható hatáshoz a különféle kibocsátási szektorok és az egyes elővegyületek hogyan járulnak hozzá (Homolya et al. 2018). Ehhez az elemzéshez Magyarországot választottam vizsgálati területnek. Céлом ebben az esetben annak meghatározása volt, hogy az egyes kibocsátási szektorok milyen arányban járulnak hozzá az ország néhány kiválasztott pontján a kialakuló NO₂ és PM₁₀ szennyezettséghez. Az ilyen típusú információ nagyban segítheti a döntéshozókat abban, hogy ha egy adott terület levegőminőségét szándékoznak javítani, akkor mely emissziós szektorok esetében célszerű csökkentést eredményező intézkedést fogatosítani. A hatásokat Magyarország nagyvárosaira, valamint K-pusztá háttérszennyezettség-mérő állomásra vonatkozóan vizsgáltam.

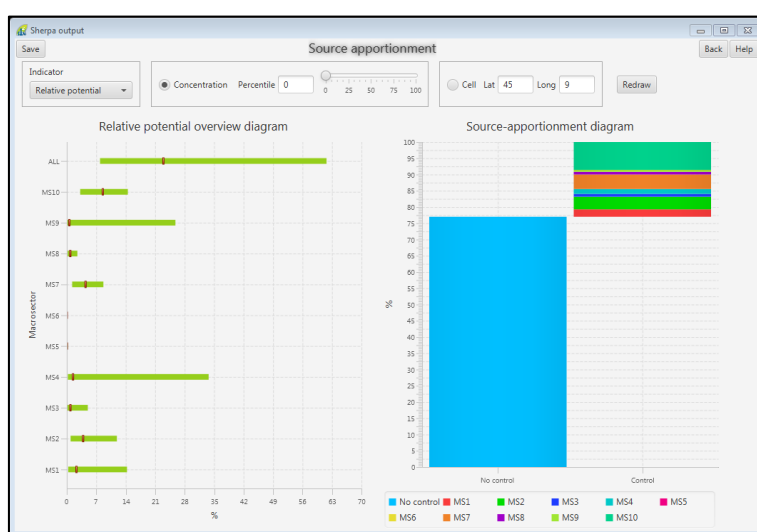
15. táblázat: A kontrollálható NO₂ és PM₁₀ szennyezés aránya (%) a vizsgált településeken a SHERPA alapján

Város	NO ₂ (%)	PM ₁₀ (%)
Pécs	86	23
Miskolc	91	32
Budapest	76	54
K-pusztá	83	31
Győr	72	28
Szeged	85	26
Országos átlag	67	23

A SHERPA megfelelő modulja elkülöníti a nagytávolságú transzporttal érkező – vagyis nem kontrollálható – emissziót a helyi kibocsátásoktól, a szektorok szerinti bontást csak az utóbbira adja meg. A 15. táblázat a kontrollálható, helyi kibocsátás mennyiségének százalékos arányait foglalja össze, a teljes szennyezéshez képest.

A 15. táblázatban szereplő értékeket figyelve szembetűnő, hogy a NO_2 mennyisége számottevően nagyobb arányban származik a helyi kibocsátásokból, mint PM_{10} esetén, ahol nagyobb szerephez jut a nagytávolságú transzport. A vizsgált városok teljes helyi NO_2 szennyezettségéhez az eredmények alapján leginkább a közúti szállítás (7-es szektor), az energiaipari tüzelés (1-es szektor) és a nem ipari (elsősorban lakossági) tüzelés (2-es szektor) szektorai járulnak hozzá. A PM_{10} tekintetében a legnagyobb kibocsátással járó szektorokként a mezőgazdaságot (10-es szektor), valamint újfent a nem ipari tüzelést és a közúti szállítást azonosítottam.

A 46. és a 47. ábrákon a meghatározó emissziós szektorok hatása látható PM_{10} és NO_2 esetében Magyarország egész területére nézve, százalékos arányban. Az ábrákon megjelenik egy „No control”-al jelölt rész is, amely azt az arányt adja meg az adott légszennyező esetében, amelyre a vizsgált területnek nincs hatása, vagyis távolabbi területekről érkezik. Magyarországon NO_2 esetében ez az arány országos átlagban 33%, míg PM_{10} esetében 77%. Ez azt jelenti, hogy a PM_{10} szennyezettség 77%-a, míg az NO_2 mennyiség 33%-a határon túli forrásokból származik (Homolya et al. 2017b). Természetesen ezek az értékek jelentős térbeli változékonyságot mutatnak az ország területét tekintve.



46. ábra: Magyarország PM_{10} szennyezettségét meghatározó források azonosítása



47. ábra: Magyarország NO₂ szennyezettségét meghatározó források azonosítása

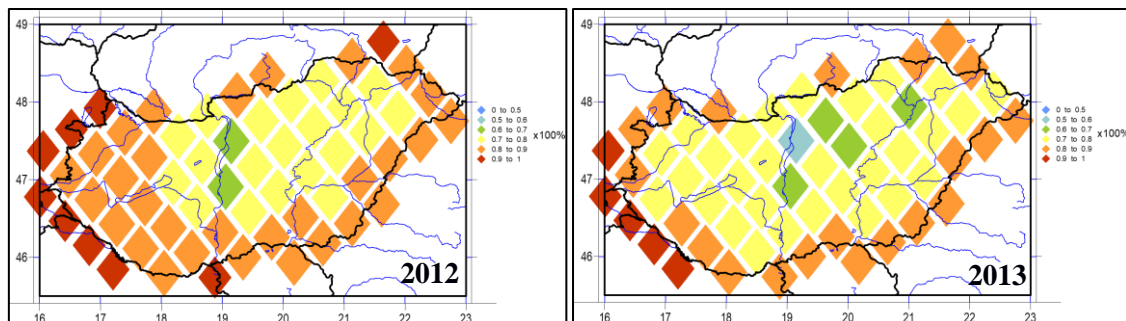
A vizsgált szennyezőanyagok helyi emissziójának legnagyobb mennyisége országos átlagban a közúti szállításból és a tüzelésből származik, a PM₁₀ esetében ezek mellett a mezőgazdaság szerepe igen jelentős.

Fontosnak tartom megjegyezni, hogy az elvégzett értékelések alapján arra a következtetésre jutottam, hogy a program az ipari folyamatok hatását Magyarországon jelentősen felülbecsüli, melynek oka valószínűsíthetően a rácsponti emissziós adatbázis pontatlanságában keresendő (Homolya et al. 2018). A SHERPA számításainak háttérét képező kiindulási koncentráció mező a CHIMERE kémiai transzport modell segítségével végzett szimuláció eredményeként áll elő. Magyarország területén ez a számolt koncentráció mező PM₁₀ esetében alacsonyabb, míg NO₂ esetében jóval alacsonyabb átlagkoncentráció értékeket tartalmaz, mint az OLM (Országos Levegőminőségi Mérőhálózat) által mért éves átlagok. A SHERPA háttér adatbázisa folyamatosan frissül az elérhető rácsponti emissziós adatbázisnak megfelelően, amely – mivel a tagállamok maguk készítik el a nemzeti összértékek rácspontokra történő szétosztását – a helyi hatásokat pontosabban figyelembe veszi. Ez mindenképpen hatással van a számítási eredményekre, amelyek várhatóan egyre jobban fogják tükrözni a valóságot és ezáltal még hatékonyabban használhatók majd fel a Levegőminőségi Tervek készítése során hazánkban is.

4.3.3. A nagytávolságú transzport hatása

Annak becslésére, hogy a Magyarországon tapasztalható PM szennyezettség milyen arányban helyi eredetű, és mekkora hányad tulajdonítható az országhatárokon kívüli forrásoknak, történtek már előzetes vizsgálatok (Ferenczi et al. 2017). Ferenczi és Bozó (2017) a nagytávolságú transzport hatását az EMEP kémiai transzport modell – az EMEP saját fejlesztésű modellje – segítségével vizsgálta. A kapott eredmények alapján megállapították, hogy a magyarországi PM

szennyezettség összességében akár 70–80%-ban külföldi forrásokból származik (48. ábra), bár ez az arány az ország különböző területein eltérő lehet. Ezek az eredmények átfednek a SHERPA-val végzett vizsgálataim során kapott eredményekkel.



48. ábra: A nagytávolságú transzport hozzájárulásának aránya a magyarországi PM₁₀ szennyezettséghez (Ferenczi et al. 2017)

A térbeli változékonyság tekintetében a nagytávolságú transzport hatását a legjelentősebbnek a nyugati országrészben, a legkisebb mértékűnek a Duna-Tisza köze északabbi területein találták (Ferenczi et al. 2017). Érdekességként említem, hogy ugyanez a vizsgálat arra mutatott rá, hogy az európai országok közül a Magyarországra érkező PM mennyiség legnagyobb része Romániából és Lengyelországból eredeztethető, Magyarország pedig Szlovákia és Horvátország PM szennyezettségéhez járul hozzá a leginkább. A helyi, országos szintű PM kibocsátásnak nagyjából 35%-a marad az ország területén, a többi, kb. 65% a nagytávolságú transzporttal átkerül az országhatárokon túlra (Ferenczi et al. 2017).

4.3.4. Az Országos Levegőterhelés-csökkentési Programban meghatározott emissziócsökkentés hatásának vizsgálata a SHERPA-val

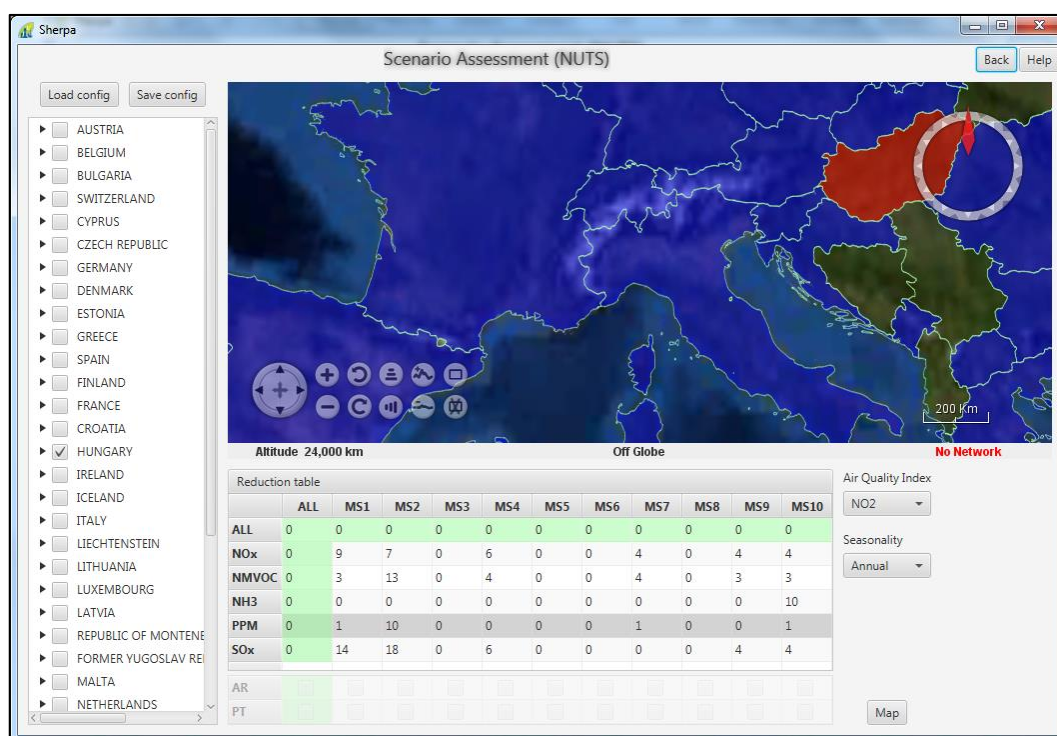
Az LRTAP Egyezményt aláíró országok számára az Európai Parlament és a Tanács (EU) 2016/2284 NEC (National Emission Ceilings) irányelve nemzeti kibocsátáscsökkentési kötelezettségeket határoz meg annak érdekében, hogy a levegő minősége minél kisebb kockázatot jelentsen az emberi egészségre és a környezetre nézve (EU 2016). Ennek értelmében – a levegő védelméről szóló kormányrendeletben meghatározott mértékben – a 2020-as és a 2030-as évekre mérsékelni kell az emberi tevékenységekből származó kén-dioxid (SO₂), nitrogén-monoxid és nitrogén-dioxid (NO_x), metántól eltérő illékony szerves vegyületek (NMVOC), ammónia (NH₃) és finom eloszlású aeroszol részecske (PM_{2,5}) kibocsátást (2.3.2. fejezet). A kitűzött célok hazai megvalósításának érdekében készült el az Országos Levegőterhelés-csökkentési Program (OLP) az EU elvárásainak megfelelően (OLP 2019). Az OLP tartalmazza azokat az intézkedéseket,

melyek a kibocsátáscsökkentési célkitűzések eléréséhez szükségesek és számszerű becslést ad a várható hatásokra is. Kidolgozására 2019 folyamán került sor.

Munkámban a SHERPA szoftver segítségével megvizsgáltam, hogy az OLP-ben meghatározott kibocsátáscsökkentési kötelezettségek (2.3.2. fejezet) teljesítésével a magyarországi levegőminőség milyen mértékű javulása várható, elsősorban a jelenleg legnagyobb kihívást jelentő szennyezőanyagokra, a PM és a NO₂ szennyezettségre koncentrálna. A 2020–2029. és a 2030-at követő időszakokra vonatkozó kötelezettségeket a 16. táblázat foglalja össze.

16. táblázat: Az OLP-ben megadott kibocsátáscsökkentési arányok (OLP 2019)

Nemzeti kibocsátáscsökkentési kötelezettségek a 2005-ös bázisévhez viszonyítva (%-ban)	SO ₂	NO ₂	NMVOC	NH ₃	PM _{2,5}
2020–2029.	-46%	-34%	-30%	-10%	-13%
2030-tól	-73%	-66%	-58%	-32%	-55%



49. ábra: Az emissziócsökkentés mértékének beállítása a SHERPA-ban szektorokra bontva

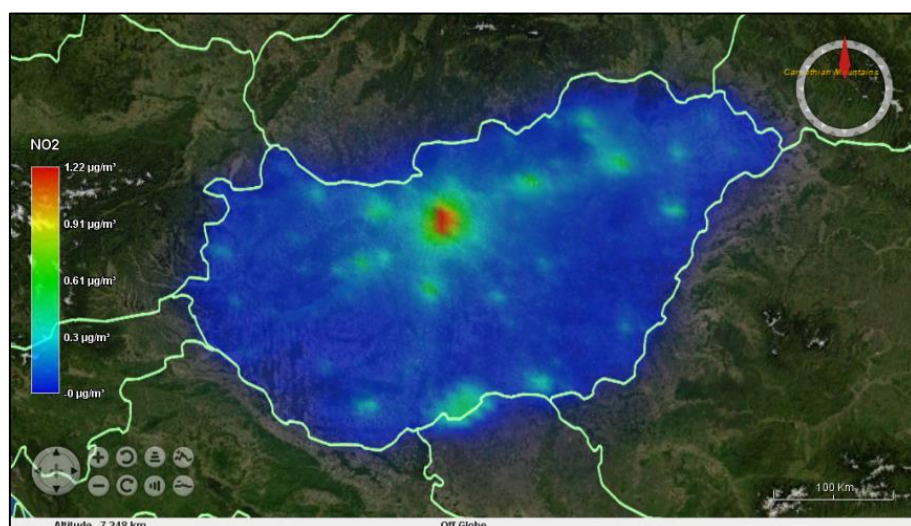
A 16. táblázatban szereplő, szennyezőanyagonként meghatározott, teljes csökkentési rátát a vizsgálathoz fel kellett osztanom a SHERPA-ban alkalmazott szektorális bontásnak megfelelően. Az OLP megadja a kibocsátáscsökkentési kötelezettségek teljesítése céljából megvizsgált szakpolitikák és intézkedések hozadéaként várható kibocsátáscsökkentések mennyiségi meghatározását, azzal együtt, hogy ez a hatás milyen ágazatokat és milyen típusú

szennyezőanyagokat érint (OLP 2019: 2.6.1. táblázat). Ezen információk összesítésével végeztem el a teljes kibocsátáscsökkentési ráták szektoriális bontását a 2020–2029., illetve a 2030-at követő időszakokra külön-külön (17. és 18. táblázatok), és az így kapott felosztást alkalmaztam a SHERPA szoftterrel történő számítások során. Vizsgálati területnek ebben az elemzésben Magyarország egészét jelöltem meg (49. ábra).

A kibocsátáscsökkentés várható hatását a NO₂ és a PM_{2,5} éves átlagértékeire vonatkozóan vizsgáltam, először a 2020–2029., majd a 2030-tól terjedő időszakokra. A szennyezőanyagonként meghatározott teljes kibocsátáscsökkentési rátának a 2020–2029. időszakra vonatkozó szektoriális felosztását a 17. táblázat tartalmazza. A táblázatban az S1, S2, S4, S7, S9 és S10 kódok a szektorok számát jelentik (6. táblázat, 2.4.4.1. fejezet).

17. táblázat: Az emissziócsökkentés mértékének beállítása a SHERPA-ban szektorokra bontva az OLP-ben a 2020–2029. időszakra megadott információ alapján

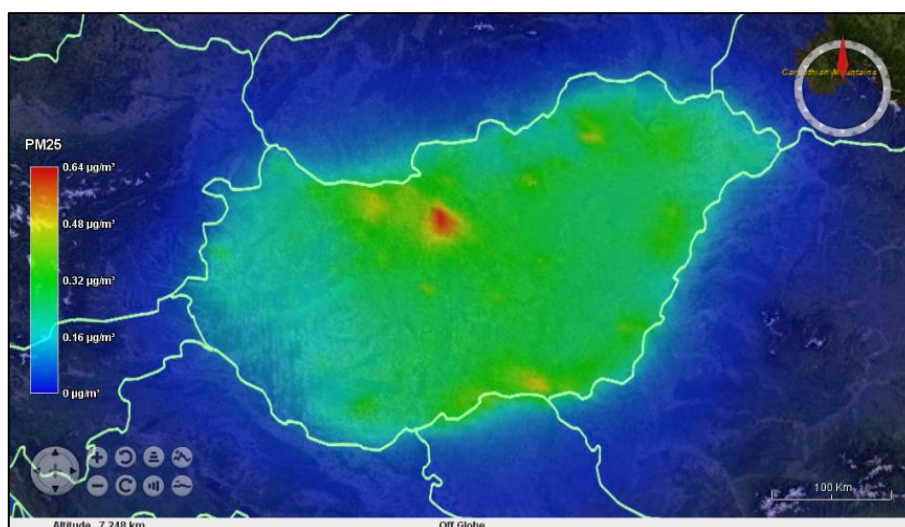
2020–2029.	S1 (%)	S2 (%)	S4 (%)	S7 (%)	S9 (%)	S10 (%)	Összes (%)
SO ₂	14	18	6	0	4	4	46
NO ₂	9	7	6	4	4	4	34
NM VOC	3	13	4	4	3	3	30
NH ₃	0	0	0	0	0	10	10
PM _{2,5}	1	10	0	1	0	1	13



50. ábra: A 2020-as évekre tervezett kibocsátáscsökkentés mellett várható évi átlagos NO₂ koncentráció-csökkenés mértékének térbeli eloszlása Magyarországon

A 2029 végére vonatkozó számítások eredményét az 50–51. ábrák mutatják. Az ábrák alapján egyértelmű, hogy az emberi tevékenységből származó emissziócsökkentés várható hatása az

ország közepén, azon belül is Budapesten a legjelentősebb. Általánosságban véve is elmondható, hogy a városi területeken nagyobb mértékű levegőminőség-javulással számolhatunk, mint a háttérben, de a kibocsátáscsökkentés pozitív hatása országszerte és a határokon túl is megfigyelhető. NO₂ esetében a számítások alapján a légköri koncentrációk csökkenésének maximális értéke 1,22 µg/m³, PM_{2,5} esetében pedig 0,64 µg/m³. Fontos szem előtt tartani, hogy ezek a számok az éves átlagokban várható változások, a hatás többek között az emisszió éven belüli eloszlásának és az időjárási mintázatnak a függvényében ezektől nagymértékben eltérő is lehet.

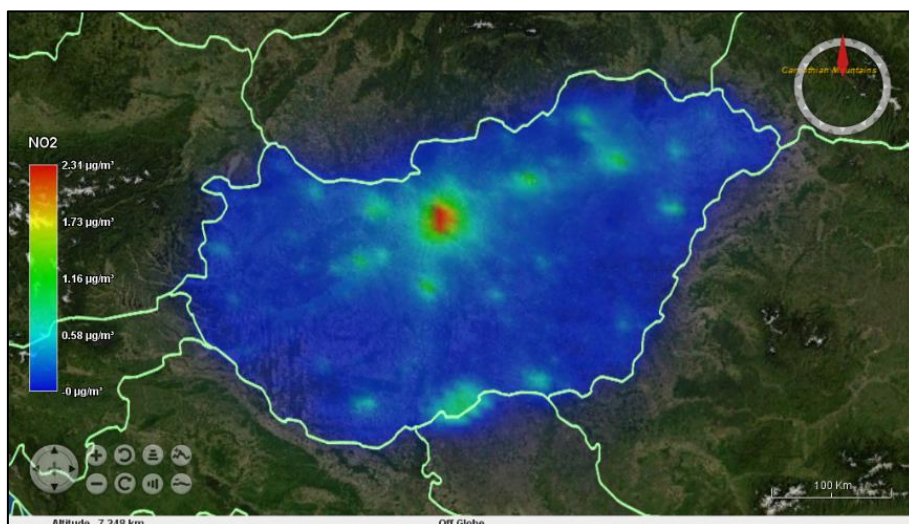


51. ábra: A 2020-as évekre tervezett kibocsátáscsökkentés mellett várható évi átlagos PM_{2,5} koncentráció-csökkenés mértékének térbeli eloszlása Magyarországon

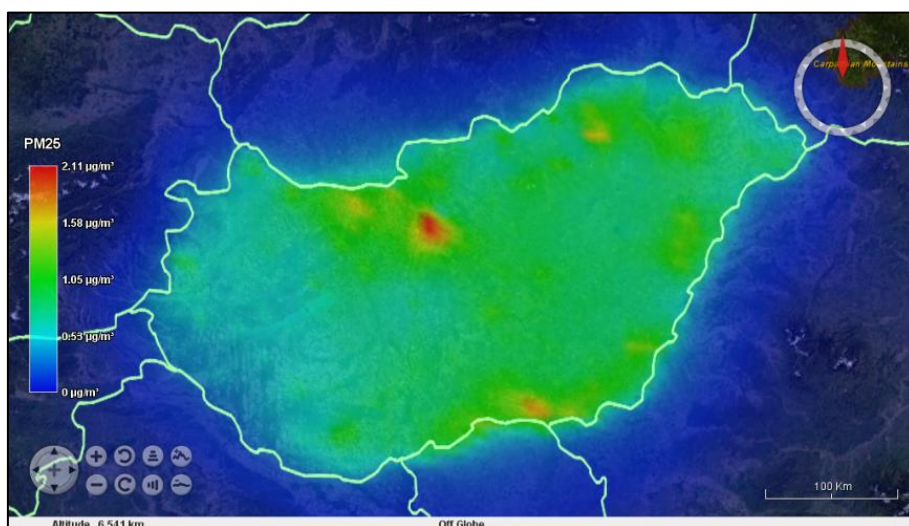
18. táblázat: Az emissziócsökkentés mértékének beállítása a SHERPA-ban szektorokra bontva az OLP-ben a 2030 utáni időszakra megadott információ alapján

2030-tól	S1 (%)	S2 (%)	S4 (%)	S7 (%)	S9 (%)	S10 (%)	Összes (%)
SO ₂	23	29	9	0	6	6	73
NO ₂	17	14	12	7	8	8	66
NMVOC	6	25	8	8	6	5	58
NH ₃	0	0	0	0	0	32	32
PM _{2,5}	1	45	0	3	0	6	55

A 2030-tól terjedő időszakra vonatkozó, OLP-ben megadott emissziócsökkentési ráták érintett szektorok közötti felosztását a 18. táblázat foglalja össze. A táblázatban az S1, S2, S4, S7, S9 és S10 kódok a szektorok számát jelentik (6. táblázat, 2.4.4.1. fejezet). A számítások eredményét, vagyis a kibocsátáscsökkentési tervek várható következményét – az előzőekhez hasonlóan, mint a NO₂ és a PM_{2,5} éves átlagértékeiben történő előrelátható változást – az 52–53. ábrák mutatják.



52. ábra: A 2030-tól tervezett kibocsátáscsökkentés mellett várható évi átlagos NO₂ koncentráció-csökkenés mértékének térbeli eloszlása Magyarországon



53. ábra: A 2030-tól tervezett kibocsátáscsökkentés mellett várható évi átlagos PM_{2,5} koncentráció-csökkenés mértékének térbeli eloszlása Magyarországon

Az emissziócsökkentés hatásának területi eloszlása nagyon hasonló a korábbi időszakra kapott eredményekhez, a legjelentősebb levegőminőségi javulás elsősorban az ország közepén, azon belül is Budapesten várható, de a városi gócpontok és a forgalmasabb útvonalak itt is jól kivehetők. A korábbi évtizedhez képest a 2030-tól kezdődő időszakban a megadott emissziócsökkentés mellett határozottan nagyobb mértékű levegőminőségi javulás várható, NO₂ esetében az átlagos légköri koncentráció csökkenésének maximális értéke 2,31 µg/m³, PM_{2,5} esetében pedig 2,11 µg/m³. Fontosnak tartom ismételten kiemelni, hogy az eredmények értékelésénél szem előtt kell tartani azt a tényt, hogy ezek a számok éves átlagok, a hatás többek között az emisszió éven belüli eloszlásának és az időjárási mintázatnak a függvényében ezektől nagymértékben eltérő is

lehet. Érdeemes továbbá megfigyelni, hogy a $PM_{2,5}$ szennyezettség a számítások szerint az idő múlásával nagyobb ütemű várható javulást mutat, mint a NO_2 szennyezettség.

4.3.5. Az eredmények értelmezése

A SHERPA-val való vizsgálatok alapján kimutattam, hogy az emissziócsökkentés következtében fellépő levegőminőség-javulás nagyban függ attól, hogy milyen kibocsátási szektorokat érintően történik a csökkentés. Magyarországon jelenleg a legnagyobb kibocsátóként a lakossági tüzelés, a közúti szállítás és a mezőgazdaság ágazatait azonosítottam, a meghatározó kibocsátási szektorok azonban országon belül területenként és szennyezőanyagoként is eltérhetnek. A levegőminőség javítását célzó intézkedések meghozatala során célszerű előzetes vizsgálatokat végezni arra vonatkozóan, hogy mely ágazatokat érintően lehetséges a leghatékonyabban levegőminőség-javulást elérni. A Magyarország területét érintő, a következő évtizedekre beütemezett emissziócsökkentés – melynek megvalósítási tervezetét az OLP foglalja össze – várható hatásai országos szinten és a határokon túl is kimutathatóak.

Az elemzések során kapott számszerű eredményeket vizsgálva a koncentrációk értékének csökkenése csekélynek tűnhet, figyelembe kell venni azonban egyrészt azt, hogy a kapott számok minden esetben éves értékek, egy-egy éven belül az arányok – elsősorban az emisszió és a meteorológiai viszonyok függvényében – az átlagtól nagyban eltérhetnek. Fontos emellett tekintetbe venni a nagytávolságú transzport hozzáadott arányát, amely szennyezőanyagoként változó, de minden esetben jelentős. Viszonylag kisterületű országgént a Kárpát-medencében Magyarország különösen kitett a nagytávolságú transzport hatásainak, ezt az itt bemutatott eredményeim is igazolják, ettől függetlenül azonban nem szabad lebecsülni a helyi kibocsátás mérséklésére tett intézkedések jelentőségét. A helyi kibocsátás csökkentésének hatása lokális szinten közvetlenül érvényesül, és következtében a helyből elszállítható/elszállított szennyezőanyagok mennyisége is csökken, így közvetetten távolabbi területeken is érezteti a hatását. Kiemelten fontos ezért az emissziócsökkentés nemzetközi szintű egységes koordinálása, a különböző, országszintű régiókban végrehajtott kibocsátáscsökkentések hatásai összeadódnak és Európa-szerte fokozottan érvényesülnek.

4.4. Új tudományos eredmények

Doktori munkámban a Kárpát-medence levegőminőségének elemzését, azon belül is egy átfogó elemzéshez szükséges módszertani háttér kidolgozását, a terjedési folyamatokban leginkább érvényesülő időjárási változók szerepének tanulmányozását, a speciális időjárási körülmények között fellépő kritikus légszennyezettségi helyzetek kialakulási okainak feltárását és a tervezett kibocsátáscsökkentések várható hatásának vizsgálatát tűztem ki célul. A Kárpát-medence területére először történtek ilyen jellegű átfogó vizsgálatok. Eredményeim közül a legfontosabbak a következő tézispontokban foglalhatók össze.

1. A Kárpát-medence területére végzett levegőminőségi elemzések során kapott eredményeim alátámasztják a lokális meteorológiának a kialakuló környezeti szennyezőanyag-koncentrációkra gyakorolt jelentős hatását, mely levegőminőségi modellfuttatások segítségével jól kimutatható. Mind a meteorológiai érzékenységvizsgálat, mind a speciális időjárási viszonyok mellett kialakuló kritikus légszennyezettségi helyzeteket reprezentáló esettanulmány kidolgozása folyamán végzett vizsgálataim alapján levonható a következtetés, hogy – bár a lokális kibocsátás a légkörbe kerülő szennyezőanyagok mennyiségét alapvetően meghatározza – az, hogy a környezetben ezek felgyülemzése milyen mértékű, nagymértékben függ az aktuális meteorológiai helyzettől. A CHIMERE modell alkalmasnak bizonyult ezeknek az összefüggéseknek a tanulmányozására, segítségével egységes kiindulási emissziós adatok mellett a különféle időjárási viszonyok hatása a légkörben kialakuló koncentrációkra jól nyomon követhető.

2. A csapadék, a szélsébség és a planetáris határréteg-magasság hatása a légköri koncentrációkra erőteljes, mely hatás az általam végzett érzékenységvizsgálatban is megjelenik. A csapadék mennyiségének növelése a koncentrációk csökkenését, csökkentése azok növekedését hozza magával. A légköri PM₁₀ koncentrációkban bekövetkező változás a CHIMERE modellel végzett szimulációkban a csapadék mennyiségének 200%-os, illetve 50%-os megváltozása mellett 24 óra elteltével a $\pm 10\%$ -ot is elérheti. Ugyanez a jelenség a kiülepedési mezőkben is nyomon követhető, nagyobb mennyiségű csapadék nagyobb mennyiségű szennyezőanyagot juttat a talajra, kisebb mennyiségű pedig kevesebbet: a csapadék mennyiségének 200%-os, illetve 50%-os megváltozása mellett az eredeti és a megváltozott csapadék melletti szimulációkban kapott depozíciók értékeiben $\pm 40\%$ különbség is adódhat. A modellszámításokkal kimutattam, hogy a csapadék mennyisége összefüggésben van a légkörben maradó, illetve a kiülepedő anyagmennyiséggel. Modellszámításaim szerint a csapadék hatása a légszennyező anyagok koncentrációjának megváltozására meghatározóan lokális térskálán mutatható ki.

A szélsébség hatása a csapadékéhoz hasonló abban a tekintetben, hogy a szél erősödése a felgyülemlett szennyezőanyag mennyiségének csökkenéséhez, vagyis levegőminőség-javuláshoz, csökkenése pedig annak növekedéséhez, vagyis a levegőminőség romlásához vezet. A CHIMERE-rel készült szimulációk alapján a PM_{10} koncentrációkban bekövetkező változás mértéke elmarad azonban a csapadéknál tapasztaltaktól, a szélsébség 200%-os, illetve 50%-os megváltozása mellett 1–2%-ra tehető. Megfigyelhető, hogy nagyobb kiindulási szélsébség esetében határozottabbak a különbségek, mint gyengébb szélnél. Alacsony szélsébségek mellett megindul a légkörbe kerülő szennyezőanyagok helyi akkumulációja, mely a modellszimulációkban is nyomon követhető. A szél hatása nagyobb területen érvényesül, mint a csapadéké.

A kialakuló koncentrációk a planetáris határréteg magasságával is szoros összefüggésben állnak. Eredményeim alapján megfigyelhető, hogy a planetáris határréteg-magasság emelése a szennyezőanyag-koncentrációk csökkenésével, csökkentése a koncentrációk határozott növekedésével jár: a CHIMERE-rel végzett szimulációk alapján a talaj-közei PM_{10} mennyiségében fellépő eltérés 50%-os és 150%-os PHR-változás mellett +30%, illetve –15% is lehet. Látható, hogy a modell válaszreakciója a határréteg-magasság csökkentésére számottevően hangsúlyosabb, mint a növelésére, vagyis a planetáris határréteg vékonyabbá válásával a szennyezőanyagok felhalmozódása intenzívebb, mint amilyen mértékben a vastagodó határrétegben a koncentrációk csökkennek.

3. Munkám során kidolgoztam egy esettanulmányt, melyben egy valós, magas PM_{10} koncentrációkkal járó kritikus légszennyezettségi helyzet hátterében lejátszódó folyamatokat vizsgáltam. Kimutattam, hogy a légszennyezettségi epizód kialakulása elsősorban a hidegléghátránás időjárási helyzethez kapcsolódó gyenge széllel (1–2 m/s a teljes vizsgált időszakban), stabil légkörrel és rendkívül alacsony hőmérséklettel (az éjszakai hőmérséklet az ország területének nagy részén -10 °C alá süllyedt) járó kedvezőtlen meteorológiai viszonyokra vezethető vissza, mely a lakossági fűtés intenzívebbé válásával az antropogén kibocsátás megnövekedését is magával hozta. Az így létrejött kritikus légszennyezettségi helyzetben a legmagasabb mért PM_{10} koncentráció meghaladta az $500\text{ }\mu\text{g/m}^3$ értéket. Az elemzéshez alkalmazott CHIMERE modell a meglévő kiindulási adatok birtokában nem tudta a valós környezeti következményeket visszaadni, a kialakuló légköri koncentrációkat jelentősen alulbecsülte. Azokon a területeken, ahol a szennyezettség a legmagasabb szinteket érte el, a mért és a modellezett PM_{10} koncentrációk között többszörös (akár 5–10-szeres) különbség is előfordult. Az eltérések hátterében döntően az emisszió alulbecslését – a leltárhoz képesti értékek jóval magasabbá válását – és a felhasznált időjárási input adatok pontatlanságát valószínűsítem.

Az itt bemutatotthoz hasonló speciális időjárási helyzetekhez kapcsolódó potenciális pontatlanságok ellenére a CHIMERE alkalmas annak kimutatására, hogy a téli időjárási helyzetek jobban kedveznek a magas PM_{10} koncentrációkkal járó légszennyezettségi epizódok kialakulásának, mint a nyáriak, melynek háttérében az eltérő emissziós mintázatok és az időjárásbeli jellegzetességek állnak.

4. A PM_{10} -re és a NO_2 -ra vonatkozó emissziócsökkentés hatásainak vizsgálata során kimutattam, hogy a várható levegőminőség-javulás nagymértékben függ attól, hogy a kibocsátás visszafogását célzó intézkedéseket mely szektorokra koncentrálni fogatosítjuk. A SHERPA levegőminőség-elemző eszköz segítségével végzett vizsgálatok szerint a lakossági tüzelésből származó PM emisszió 10%-os csökkentése több mint 1,5-szer nagyobb mértékű levegőminőség-javuláshoz vezethet Budapest területén, mint a közúti közlekedésből származó PM kibocsátás ugyanilyen arányú csökkentése. A NO_2 szennyezettséget ezzel szemben a közúti közlekedés korlátozásával mérsékelhetjük hatékonyabban, melynek 10%-os NO_x kibocsátáscsökkentésével több mint 2,5-szer nagyobb mértékű levegőminőség-javulást várhatunk, mint a lakossági tüzelésből származó NO_x ugyanilyen arányú visszafogásával.

A legnagyobb kibocsátóként ma Magyarországon a lakossági tüzelés, a közúti szállítás és a mezőgazdaság ágazatait azonosítottam, a meghatározó kibocsátási szektorok azonban országon belül régióként és szennyezőanyagokként is eltérhetnek.

5. A SHERPA-val végzett vizsgálataim igazolják azokat a korábbi kutatási eredményeket (Ferenczi et al. 2017), melyek szerint Magyarországon jelentős a nagytávolságú transzport hatása. Hogy ez a hatás milyen mértékben érvényesül, az országon belül helyenként és szennyezőanyagokként is változó. Országos átlagban az eredmények alapján a PM_{10} szennyezettség 77%-a, míg az NO_2 mennyiség 33%-a határon túli forrásokból származik. Bár a nagytávolságú transzport hatása helyi szinten nem korlátozható, a nemzetközi szintű kibocsátáscsökkentési kötelezettségek teljesítéseként megvalósított helyi kibocsátáscsökkentések következtében fellépő, nagy területre kiterjedő levegőminőség-javulással mértéke mérsékelhető.

6. Az Országos Levegőterhelés-csökkentési Programban meghatározott emissziócsökkentés várható hatásainak elemzésével arra az eredményre jutottam, hogy a tervezett kibocsátáscsökkentést célzó intézkedések országos szinten és a határokon túl is szignifikáns levegőminőségi javuláshoz vezethetnek. A SHERPA-val kapott eredmények alapján a 2020–2029. időszakra tervezett kibocsátáscsökkentés következményeként várható évi átlagos légköri $PM_{2,5}$ koncentráció-csökkenés maximális értéke $0,64 \mu g/m^3$, NO_2 esetében pedig $1,22 \mu g/m^3$. A 2030-

tól terjedő időszakra a megadott emissziócsökkentés mellett további levegőminőségi javulással számolhatunk, a $\text{PM}_{2,5}$ koncentráció évi átlagos csökkenésének maximális értéke $2,11 \mu\text{g}/\text{m}^3$, a NO_2 koncentrációban pedig $2,31 \mu\text{g}/\text{m}^3$ visszaesést várhatunk. Ezek alapján a $\text{PM}_{2,5}$ szennyezettség az idő múlásával nagyobb ütemű várható javulást mutat, mint a NO_2 . Fontos szem előtt tartani, hogy a számítások eredményeként kapott értékek éves átlagokban bekövetkező változásokat jelentenek, a hatás többek között az emisszió éven belüli eloszlásának és az időjárási mintázatnak a függvényében ezektől nagymértékben eltérő is lehet. Megfigyelhető továbbá, hogy a városi területeken nagyobb mértékű levegőminőség-javulással számolhatunk, mint a háttérben. Lényeges azonban a helyi hatásokat a nagytávolságú transzport hatásától elkülöníteni, mely utóbbi visszafogása mindenképpen nemzetközi összefogást igényel.

5. KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK

Doktori munkám során a CHIMERE kémiai transzport modell, illetve a SHERPA levegőminőség-elemző eszköz segítségével végeztem vizsgálatokat a Kárpát-medence, illetve Magyarország levegőminőségére vonatkozóan. Az eredmények alapján elmondható, hogy a kémiai transzport modell alkalmas a kibocsátás következtében a légkörben kialakuló szennyezőanyag-koncentrációk és a meteorológiai elemek kapcsolatának elemzésére. Kimutatható, hogy a szennyezőanyagok lokális szintű feldúsulása nagymértékben függ az aktuális meteorológiai viszonyoktól. Ha a terjedési folyamatokban meghatározó és közvetlenül érvényesülő meteorológiai változók – mint a csapadék, a szélsébség vagy a planetáris határréteg-magasság – értékét módosítjuk, az a koncentrációk megváltozását hozza magával.

A vizsgált időjárási elemekkel kapcsolatban levonható az az általános következtetés, hogy a koncentrációkra gyakorolt hatásuk jelentős, értékük alapvetően befolyásolja a kialakuló légszennyezettséget. Az átkeveredés erősségével összefüggésben lévő szélsébség, a csapadék mennyisége és a planetáris határréteg magassága is fordított arányosságot mutatnak a légkörben található szennyezőanyag-mennyiséggel. A gyenge széllel és alacsony határréteg-magassággal jellemezhető csapadégmentes időjárási helyzet kedvez a leginkább a szennyezőanyagok felhalmozódásának, míg az áramlás erősödése, a csapadék megjelenése, illetve a PHR vastagodása egyaránt a koncentrációk csökkenését eredményezi. Közvetett módon a hőmérséklet hatása is kimutatható, mely a kapcsolódó általános időjárási jellegzetességekkel és az emissziós mintázatokkal áll összefüggésben. A lokális meteorológia szerepe a légszennyezettség tekintetében a bemutatott eredmények alapján tehát jelentős. Minél jobban ismerjük a lokális időjárás és a kialakuló légköri koncentrációk közötti összefüggéseket, annál pontosabb értékeléseket tudunk végezni akár az aktuális légszennyezettség, akár a levegőminőségi előrejelzések tekintetében, ezért ezeknek az összefüggéseknek a részletes feltárása alapvető jelentőségű. Természetesen lényeges tényező ebben a kérdésben a földrajzi környezet is, melynek függvényében a helyi viszonyok sokfélék lehetnek. A Kárpát-medence egyedi eset ebből a szempontból, ahol erőteljesen érvényesül a medencejelleg, de területén belül a különféle topográfiai környezetekben egymástól nagyon eltérő helyi viszonyok alakulhatnak ki, melyekre különös tekintettel kell lenni. Az általam elvégzett Kárpát-medencei elemzések rámutatnak néhány alapvető jellegzetességre, a minél pontosabb hazai levegőminőségi elemzések érdekében érdemes lenne azonban a lokális meteorológia és a kialakuló szennyezőanyag-koncentrációk kapcsolatát illetően további, helyi szintre is összpontosított elemzéseket végezni.

Egy, a Sajó-völgy területére elvégzett esettanulmány példáján rámutattam arra, hogy előfordulhatnak olyan időjárási szituációk, amikor a levegőminőségi modell csak nagyon pontatlanul tudja a valós légszennyezettséget megbecsülni. Ilyen szituáció például egy völgy térségében kialakuló hideg légpárna, mely a hozzá kapcsolódó anticiklonális légmozgások következtében létrejövő magassági inverzió és esetenként rendkívül alacsony planetáris határréteg-magasság, gyenge légmozgás, nagyon alacsony hőmérsékleti viszonyok és a hozzájuk kapcsolódó megnövekedett lakossági kibocsátás következtében extrém magas környezeti szennyezőanyag-koncentrációkhoz vezethet. Itt is jelentős szerephez jut a földrajzi környezet hatása. A kritikus légszennyezettségi helyzet kialakulását a vizsgált esetben elsősorban a kedvezőtlen időjárási jellemzők együttesére, valamint az antropogén emisszióknak a leltárhoz – mely a modellszámítás alapját képezi – képesti szignifikáns megnövekedésére vezetem vissza. A hasonló esetek tanulmányozása nagyon fontos abból a szempontból, hogy felismerjük azokat az időjárási helyzeteket, amikor csak fenntartásokkal támaszkodhatunk a levegőminőségi modellek által szolgáltatott eredményekre. Ha ismerjük a modelljeink korlátait és azokat a helyzeteket, amikor a becsléseik pontatlanná válhatnak, illetve tudjuk, milyen irányú eltérésekre számíthatunk az eredményeket illetően – vagyis hogy alul-, vagy felülbecsül a modell – azzal egyrészt az eredményekhez hozzárendelhetünk egy bizonytalansági faktort, másrészt a várható hibák figyelembevételével pontosabb helyzetértékelést tudunk készíteni, amelyre alapozva jobban megfelelő intézkedéseket tudunk bevezetni.

A levegőszennyezés problémájának nemzetközi szintre emelése olyan eszközök kidolgozását is magával hozta, amelyek segítségével egységesen vizsgálható egy-egy terület levegőminősége, illetve a kibocsátáscsökkentés céljából bevezetendő intézkedések várható hatása. A SHERPA szoftverrel végzett elemzések során kimutattam, hogy a kibocsátáscsökkentéshez kapcsolódó várható hatás függ attól, hogy a csökkentést milyen emissziós szektorokra vezetjük be. Az ország különböző területeit tekintve helyről helyre és szennyezőanyagonként is eltérőek lehetnek a teljes helyi kibocsátáshoz meghatározó mértékben hozzájáruló emissziós szektorok. Hogy a kibocsátások korlátozását mely szektorokra a leginkább érdemes összpontosítani, az elsősorban a helyi viszonyoktól függ. Javasolható ezért a kibocsátáscsökkentésre irányuló intézkedések tervezését megelőzően előzetes vizsgálatokat végezni arra vonatkozóan, hogy hogyan – milyen kibocsátási szektorokra koncentrálva – érhető el a leghatékonyabban levegőminőség-javulás.

Az Országos Levegőterhelés-csökkentési Programban meghatározott, a következő évtizedekre beütemezett emissziócsökkentési módszerek megvalósításával a hazai levegőminőség egyértelmű javulása várható. A SHERPA-val kapott eredmények alapján ez a javulás elsőre viszonylag kismértékűnek tűnhet, fontos azonban szem előtt tartani, hogy ezek az értékek éves átlagok, egy-

egy éven belüli időszakban a különbségek sokkal hangsúlyosabbak lehetnek. Figyelembe kell venni továbbá, hogy Magyarországon, viszonylag kis területe következtében, jelentős a nagytávolságú transzport hatása, vagyis nagy a határokon túlról az ország területére beáramló szennyezőanyagok mennyisége. Ez azonban nem jelenti azt, hogy a helyi szinten hozott intézkedések jelentősége elhanyagolható lenne. A lokális kibocsátások visszafogása mindenképpen csak a helyi korlátozásokkal valósulhat meg, emellett a helyi emissziócsökkentéssel a tovább szállított szennyezőanyagok mennyisége is csökken, aminek következtében az adott terület kisebb terheléssel bír a környezetére. A nagytávolságú transzport hatása szükségessé teszi a levegőminőség javítására irányuló törekvések minél nagyobb területre való kiterjesztését, ezért a nemzetközi együttműködés alapvető jelentőségű a határokon áterjedő légszennyezés mérséklése céljából.

6. ÖSSZEFOGLALÁS

A légszennyezés korunk egyik vezető környezeti problémája, melynek visszaszorítása komoly kihívás a kutatói közösség és a döntéshozók részéről egyaránt. A légkörbe jutó szennyezőanyagok magas koncentrációja közvetlenül károsíthatja az egészséget, az ökoszisztémát és a beépített környezetet, kiülepedése során pedig a környező természeti közegekbe – a vízbe vagy a talajba – is bekerülhet, ahol további károkhoz vezethet. Mára egyre szélesebb körű érdeklődés övezi a levegő minőségének alakulását és egyre kifinomultabb módszerekkel rendelkezünk a légszennyezettség aktuális állapotának, tendenciáinak és adott feltételek melletti várható megváltozásának kiértékelését illetően. A legpontosabb információt a légkör állapotáról közvetlen mérések által kaphatjuk, a levegőminőség elemzése ma már elképzelhetetlen azonban arra specializált levegőminőségi modellek alkalmazása nélkül.

A levegőminőségi modellek, a légkörben zajló fizikai és kémiai folyamatok matematikai interpretációja révén, kapcsolatot teremtenek a kibocsátott szennyezőanyag-mennyiség és a környezetben mérhető koncentrációk között, ezáltal alkalmasak a szennyezőanyagok légköri terjedésének, kémiai átalakulásának és kiülepedésének leírására. A mai levegőminőségi modellek már nagyon sokféle, a természetben lejátszódó folyamatot figyelembe vesznek, és fokozódó összetettségükből adódóan egyre jobban közelítik a valós környezeti rendszerek viselkedését. Bármilyen összetett és kifinomult is azonban egy modell, a valós rendszerek bonyolultságából, valamint a bennük fellépő visszacsatolásokból és nem-linearitásokból adódóan nem tudja a valós folyamatokat teljesen pontosan leírni, mindig közelítéseket és parametrizációkat kell, hogy alkalmazzon. A modellekkel végzett szimulációk ezért minden esetben terhelték egy adott fokú bizonytalansággal, mely az alkalmazott módszerektől, a bemenő adatok pontosságától, a földrajzi környezettől, az időjárási helyzettől és a felbontástól függően is más és más lehet. Minél jobban ismerjük modelljeink működését, jellegzetességeit és korlátait, annál pontosabb képet kapunk erről a bizonytalanságról, és előre tudjuk látni, adott körülmények között milyen pontosságot várhatunk el becsléseiktől.

Értekezésemben az irodalomfeldolgozás során igyekeztem mindazokat az információkat összegyűjteni, amelyek mind a nemzetközi, mind a magyarországi levegőminőségi elemzések területén relevánsak, naprakészek és a témakör átfogó megértéséhez szükségesek. Külön hangsúlyt fektettem többek között a modellezés tárgykörének részletezésére, a levegőminőség javítását célzó, érvényben lévő, vonatkozó szabályozásra és a magyarországi aktuális helyzetértékelésre. Vizsgálataimhoz alapvetően kétféle módszert alkalmaztam, a francia fejlesztésű CHIMERE kémiai transzport modellel, illetve a nemzetközi szinten létrehozott SHERPA levegőminőség-

elemző eszközzel dolgoztam ki a célkitűzéseim megvalósításához szükséges levegőminőségi elemzéseket.

Munkám során elvégeztem egy érzékenységvizsgálatot egyrészt abból a célból, hogy rámutassak a meteorológia szerepére a levegőminőség alakulásában, másrészt annak felderítésére, hogy hogyan jelenik ez meg a modellszimulációkban. Egy-egy modell teljesítménye földrajzi környezetként is változó lehet, a célterület megválasztása így lényeges a modell megismerése szempontjából. Elemzéseimet elsősorban Magyarországra és tágabb környezetére fókuszáltam, így a vizsgálati területnek egy, nagyjából a Kárpát-medencét lefedő térséget választottam. Az érzékenységvizsgálattal – melyet a CHIMERE modell segítségével végeztem el – jól kimutathatónak bizonyult a lokális meteorológiának – azon belül is a légköri terjedési folyamatokat leginkább befolyásoló időjárási elemeknek, vagyis elsősorban a szélnek, a planetáris határréteg-magasságnak és a csapadéknak – a kialakuló környezeti szennyezőanyag-koncentrációkra gyakorolt jelentős hatása. A vizsgált elemek értékének adott arányú megváltoztatása a modell input adatmezőjében a szimulációk eredményeként kapott koncentrációk konzisztens megváltozását hozza magával.

Eredményeim alapján arra is rámutattam, hogy a téli időjárási helyzetek jobban kedveznek a légszennyezettségi epizódok kialakulásának, mint a nyáriak, mely alapvetően az eltérő emissziós mintázatokra és az időjárásbeli jellegzetességekre vezethető vissza. A kritikus légszennyezettségi helyzetek hátterének minél pontosabb feltárása kiemelt jelentőségű, mivel Magyarországon az utóbbi évekre jellemző általános levegőminőség-javulás ellenére továbbra is komoly problémát okoznak az időszakosan fellépő, gyakran az egészségügyi határértékeket jóval meghaladó légköri koncentrációkkal járó légszennyezettségi epizódok. Doktori munkám során kidolgoztam egy esettanulmányt, melyben egy valós, helyenként rendkívül magas PM_{10} koncentrációkat okozó, speciális időjárási körülményekhez kapcsolódó, téli kritikus légszennyezettségi helyzet kialakulásának hátterét vizsgáltam a Sajó-völgy területén. A légszennyezettségi epizód kiváltójaként a fokozottan kedvezőtlen meteorológiai helyzetet és az általa indukált megnövekedett antropogén eredetű kibocsátást azonosítottam. A szimulációkat végrehajtva azt tapasztaltam, hogy a modell ebben a speciális helyzetben a valós koncentrációkat jelentősen alulbecsülte, ami alátámasztja a modell alapvető működése, jellegzetességei és alkalmazhatósága ismeretének fontosságát és szem előtt tartását a valós levegőminőségi kiértékelések során, mely emeli az elemzésekben a szakértői részvétel jelentőségét.

Munkám következő fázisában a magyarországi antropogén eredetű emissziócsökkentés várható következményeinek elemzésével foglalkoztam, melyhez a SHERPA szoftver volt segítségemre. Kimutattam, hogy a kibocsátáscsökkentésre irányuló intézkedések meghozatala során fontos

figyelembe venni a szektorális különbségeket, mivel az, hogy a kibocsátás adott mértékű csökkentése milyen levegőminőség-javulást hoz magával, függ attól, hogy az intézkedéseket mely ágazatokra összpontosítjuk. Mivel országon belül helyenként és szennyezőanyagoként is eltérőek lehetnek a domináns emissziós szektorok, egy-egy intézkedés hatékonysága is helyről helyre változhat. Kis területű országgént Magyarországon jelentős a nagytávolságú transzport hatása, ami nem csökkenti a helyi kibocsátáscsökkentések jelentőségét, alátámasztja azonban a légszennyezés nemzetközi szintre emelésének fontosságát.

Magyarország aktuális levegővédelmi tervezetét az Országos Levegőterhelés-csökkentési Program foglalja össze. A Program, amellyel, hogy nevesíti az EU által kiszabott kibocsátáscsökkentési kötelezettségek teljesítése érdekében bevezetendő szakpolitikákat és intézkedéseket, számszerű becslést is ad ezeknek az intézkedéseknek az emisszióra gyakorolt várható hatásaira, vagyis ágazatonként megadja, milyen mértékű kibocsátáscsökkenéshez vezethetnek. Ezeket az információkat felhasználva megvizsgáltam az OLP-ben szereplő tervek várható környezeti következményeit. Az eredmények alapján a helyi kibocsátások visszafogásával a hazai levegőminőség egyértelmű javulása várható, mely javulás az – eredményként kapott – éves átlagértékekben a számok alapján viszonylag csekélynek tűnhet, éven belüli lefutását tekintve azonban esetenként sokkal hangsúlyosabban is megjelenhet. Ehhez kapcsolódóan nem szabad elfeledkezni a nagytávolságú transzport hatásáról, melynek jelenlegi hozzájárulása a magyarországi légszennyezettséghez számottevő mértékű, ha azonban a környező országok is teljesítik a rájuk kiszabott kibocsátáscsökkentési kötelezettségeket, ez a hatás várhatóan csökkenni fog, ami egyben növeli a helyi kibocsátások szerepét és mérséklésének jelentőségét.

7. SUMMARY

Air pollution is a major environmental risk of our times, the reduction of which poses a great challenge on professionals and decision-makers equally. High concentrations of air pollutants may directly impair human health, ecosystems and the built environment and deposition processes may lead to harmful material getting into the surrounding environmental media – into the waters or soil – where it can cause further damage. Today a widening range of attention is given to air quality and we have more and more advanced methodologies to assess the current status and tendencies of, and the expected changes in air pollution. The most accurate information regarding the actual conditions in the air is gained by direct measurements, however, a comprehensive assessment of air quality today requires the use of specific air quality models.

Based on a mathematical interpretation of physical and chemical processes taking place in the air, air quality models define a relationship between the emitted pollutants and concentrations measured in the environment. Therefore, they provide a suitable way for the tracking of the dispersion, chemical reactions and deposition of air pollutants. Modern air quality models take many kinds of environmental processes into account and their evolving complexity makes it possible for them to describe the real behaviour of the natural systems more and more profoundly. However, no matter how sophisticated a model is, due to the high complexity of the natural systems and the feedbacks and non-linearities they involve, it is not able to describe all processes fully accurately, it is bound to use approximation and parametrisation in its methods. Simulations of the models are therefore generally accompanied by a certain amount of uncertainty that is dependent on the calculation methods, the accuracy of the input data, the geographical environment, the weather situation and the resolution as well. The better understanding we have regarding the behaviour, characteristics and the limits of our models, the more precisely we can define this uncertainty, which then provides us with the opportunity to estimate the expectable accuracy of our calculations beforehand.

As a first step in my thesis, I collected the relevant and up-to-date information provided both on the national and the international levels that is necessary for a comprehensive understanding of the scientific basis of my work. I put special emphasis on, among others, the details concerning the field of modelling, the related regulations aimed at the improvement of air quality and the evaluation of the current situation in Hungary. Basically, I used two different methods in my work. I applied the French CHIMERE chemical transport model and the internationally developed SHERPA air quality assessment tool in order to carry out the investigations necessary to achieve my objectives.

I carried out a sensitivity analysis with the aim firstly to prove that the role of meteorology is significant in the formation of air pollution, moreover, to discover how this role is demonstrated by model simulations. The performance of a model may depend on the geographical domain, which makes the target area relevant in the process of investigating the model characteristics. I focused my analyses mainly on Hungary and the surrounding areas and so I chose the modelling area to cover roughly the Carpathian Basin. The sensitivity analysis – carried out using the CHIMERE model – proved to be an efficient method to demonstrate the strong effects of local meteorological parameters – including the parameters principally responsible for the dispersion and dilution processes of air pollutants, namely wind, planetary boundary layer height and precipitation – on the evolving concentrations in the environment. A definite change in the values of the examined meteorological parameters defined in the input data fields of the model leads to a consistent change in the concentrations we get as output fields of the simulations.

My results also suggest that generally winter weather patterns provide more favourable conditions for critical air quality situations coupled with high concentrations of PM₁₀ to occur than summer weather patterns, which can basically be put down to the different emission and meteorological characteristics. Exploring the background of air pollution episodes more precisely is of high significance, since despite the general improvement in air quality during the latest years in Hungary, episodes coupled with concentrations that often exceed the thresholds considered harmful for the health continue to occur periodically and cause a major problem. In the course of my PhD work I elaborated a case study for the Sajó Valley in which I analysed a real air pollution episode – with exceptionally high PM₁₀ concentrations in some places – that was connected to a special meteorological situation in wintertime. I found the main causes behind the episode to be the highly unfavourable meteorological conditions and the enhanced intensity of anthropogenic emissions they induced. My experience concerning the model simulations was that in this special case the model significantly underestimated the real air concentrations, which fact proves the relevance of a basic understanding of the behaviour, characteristics and applicability of the model and suggests the necessity of the involvement of a professional in air quality analyses.

In the following phase of my work I focused on the investigation of the possible consequences of the reduction of anthropogenic emissions using the SHERPA software. I concluded that in developing strategies and measures aimed at reducing air pollution it is crucial to take sectoral differences into account, since the improvement in air quality due to a certain extent of emission reduction largely depends on the sectors we choose to focus the measures on. As the dominant emission sectors may differ spatially throughout the country and depend also on the pollutant, the efficiency of a measure may differ from place to place as well. Being a rather small country,

Hungary is very much exposed to the effects of long-range transport, which does not make local emission reduction strategies less significant, however, it confirms the need of the handling of air pollution on the international level.

The National Air Pollution Control Program summarizes the current goals of Hungary to improve air quality in the country. The Program names the policies and measures that are necessary to be introduced in order to accomplish the obligations assigned by the EU and it also provides a quantified estimate regarding the expectable effects of these measures on the emissions, meaning that it defines the probable extent of the reduction in the emissions for each measure together with the sectors concerned. Based on this information I examined the possible environmental consequences of the goals specified in the National Air Pollution Control Program. Results suggest that an improvement in air quality due to the reduction of local emissions is evident. This improvement in the annual average values – that we have as results – might seem relatively small regarding the numbers, however, considering the tendencies in a year, on shorter time scales it may become much more pronounced. Furthermore, the effects of long-range transport must not be neglected, which contribute significantly to the current air pollution levels in Hungary. However, in case the neighbouring countries also succeed in meeting their assigned emission reduction obligations, this effect is expected to diminish, which will in turn enhance the role and the importance of local emissions.

8. IRODALOMJEGYZÉK

- André, K., Balogh, M., Baranka, Gy., Bozó, L., Bölöni, G., Grosz, B., Gyöngyösi, A.Z., Horányi, A., Lagzi, I.L., Leelőssy, Á., Mészáros, R., Mile, M., Szépszó, G., Szűcs, M., Tasnádi, P., Weidinger, T. (2013): Alkalmazott számszerű előrejelzés: numerikus időjárási és csatolt modellek a gyakorlatban. Budapest: Eötvös Loránd Tudományegyetem, 247 p.
- Angevine, W.M., Bioude, J., McKeen, S., Holloway, J.S. (2014): Uncertainty in Lagrangian pollutant transport simulations due to meteorological uncertainty from a mesoscale WRF ensemble. *Geoscientific Model Development*, 7, pp. 2817–2829.
- Aphekom (2011): Summary report of the Aphekom project 2008–2011. Aphekom Project: Improving Knowledge and Communication for Decision Making on Air Pollution and Health in Europe, coordination: French Institute for Public Health Surveillance (Medina, S.), Umea University (Forsberg, B.), 11 p.
- Baklanov, A., Schlünzen, K., Suppan, P., Baldasano, J., Brunner, D., Aksoyoglu, S., Carmichael, G., Douros, J., Flemming, J., Forkel, R., Galmarini, S., Gauss, M., Grell, G., Hirtl, M., Joffre, S., Jorba, O., Kaas, E., Kaasik, M., Kallos, G., Kong, X., Korsholm, U., Kurganskiy, A., Kushta, J., Lohmann, U., Mahura, A., Manders-Groot, A., Maurizi, A., Moussiopoulos, N., Rao, S.T., Savage, N., Seigneur, C., Sokhi, R.S., Solazzo, E., Solomos, S., Sørensen, B., Tsegas, G., Vignati, E., Vogel, B., Zhang, Y. (2014): Online coupled regional meteorology chemistry models in Europe: current status and prospects. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 14(1), pp. 317–398.
- Barker, K., Cambi, F., Catcott, E.J., Chambers, L.A., Halliday, E.C., Hasegawa, A., Heimann, H., Jammet, H.P., Katz, M., Leclerc, E., McCabe, L.C., Macfarlane, W.A., Parker, A., Rose jr, A.H., Stenburg, R.L., Stephan, D.G., Taylor, J.R., Thomas, M.D., Wexler, H. (1961): Air pollution. World Health Organization, Monograph Series, No. 46, 450 p.
- Bándi, Gy., Faragó, T., Lakosné Horváth, A. (1994): Nemzetközi környezetvédelmi és természetvédelmi egyezmények. Környezetvédelmi és Területfejlesztési Minisztérium, 80 p.
- Belis, C.A., Larsen, B.R., Amato, F., El Haddad, I., Favez, O., Harrison, R.M., Hopke, P.K., Pentti Paatero, S.N., Prévôt, A., Quass, U., Vecchi, R., Viana, M. (2013): European guide on air pollution source apportionment with receptor models. EUR 26080, Publications Office of the European Union, Luxembourg, JRC Science for Policy Report, JRC83309, ISBN 978-92-79-32513-7, ISSN 1831-9424, doi: 10.2788/9307, 92 p.

- Bobvos, J., Szalkai, M., Fazekas B., Páldy. A. (2014): A szálló por szennyezettség egészségkárosító hatásának becslése néhány hazai városban. *Egészségtudomány*, 58(3), pp. 11–26.
- Bozó, L., Mészáros, E., Molnár, Á. (2006): *Levegőkörnyezet*. Budapest: Akadémiai Kiadó, ISBN 963 05 83 10 0, 251 p.
- Carnevale, C., Finzi, G., Pisoni, E., Volta, M., Guariso, G., Gianfreda, R., Maffei, G., Thunis, P., White, L., Triacchini, G. (2012): An integrated assessment tool to define effective air quality policies at regional scale. *Environmental Modelling & Software*, 38, pp. 306–315.
- Chen, Z., Xie, X., Cai, J., Chen, D., Gao, B., He, B., Cheng, N., Xu, B. (2018): Understanding meteorological influences on PM_{2.5} concentrations across China: A temporal and spatial perspective. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 18(8), pp. 5343–5358.
- CHIMERE (2017): Documentation of the chemistry-transport model CHIMERE. LMD (CNRS), INERIS, LISA (CNRS), 260 p.
URL: <http://www.lmd.polytechnique.fr/chimere/>
Keresőprogram: Google. Kulcsszavak: chimere documentation. Lekérdezés időpontja: 2020.01.08.
- Clappier, A., Pisoni, E., Thunis, P. (2015): A new approach to design source-receptor relationships for air quality modelling. *Environmental Modelling & Software*, 74, pp 66–74.
- Daly, A., Zannetti, P. (2007): An Introduction to Air Pollution – Definitions, Classifications, and History, 14 p. In: Zannetti, P., Al-Ajmi, D., Al-Rashied, S. (Editors): *Ambient Air Pollution*. Published by The Arab School for Science and Technology (ASST) and The EnviroComp Institute.
- Duprè, C., Stevens, C.J., Ranke, T., Bleeker, A., Peppler-Lisbach, C., Gowing, D.J.G., Dise, N.B., Dorland, E., Bobbink, R., Diekmann, M. (2010): Changes in species richness and composition in European acidic grasslands over the past 70 years: the contribution of cumulative atmospheric nitrogen deposition. *Global Change Biology*, 16(1), pp. 344–357.
- EB (Európai Bizottság) (2013): Javaslat az Európai Parlament és a Tanács Irányelve egyes légköri szennyezőanyagok nemzeti kibocsátásainak csökkentéséről és a 2003/35/EK irányelv módosításáról, COM(2013) 920, Annex 1–6, Brüsszel, 17 p.

- EC (European Commission) (2016): Atmosphere Monitoring Service. ECMWF, Copernicus, 2 p.
URL: https://www.copernicus.eu/sites/default/files/documents/Copernicus_AtmosphereMonitoring_Feb2017.pdf
Keresőprogram: Google. Kulcsszavak: atmosphere monitoring service pdf. Lekérdezés időpontja: 2020.02.17.
- EC (European Commission) (2017): Special Eurobarometer 468: Attitudes of European citizens towards the environment.
URL: http://data.europa.eu/euodp/en/data/dataset/S2156_88_1_468_ENG
Keresőprogram: Google. Kulcsszavak: special eurobarometer 468. Lekérdezés időpontja: 2019.11.13.
- EC (European Commission) (2019): Copernicus, The EU Earth Observation and Monitoring Programme. EUSpace, CopernicusEU, 2 p.
URL: https://www.copernicus.eu/sites/default/files/2019-06/The_EU_Earth_Observation_and_Monitoring_Programme-EN-20190405-WEB.pdf
Keresőprogram: Google. Kulcsszavak: earth observation programme pdf. Lekérdezés időpontja: 2020.02.17.
- EEA (European Environment Agency) (2011): The application of models under the European Union's Air Quality Directive: A technical reference guide. *EEA Technical report*, No. 10/2011, ISBN 978-92-9213-223-1, ISSN 1725-2237, doi:10.2800/80600, 76 p.
- EEA (European Environment Agency) (2018): Air quality in Europe – 2018 report. *EEA Report*, No. 12/2018, ISSN 1977-8449, ISBN 978-92-9213-989-6, doi: 10.2800/777411, 88 p.
- EEA (European Environment Agency) (2019a): Air quality in Europe – 2019 report. *EEA Report*, No. 10/2019, ISSN 1977-8449, ISBN 978-92-9480-088-6, doi: 10.2800/822355, 104 p.
- EEA (European Environment Agency) (2019b): EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2019, Technical guidance to prepare national emission inventories. *EEA Report*, No. 13/2019, ISBN 978-92-9480-098-5, ISSN 1977-8449, doi:10.2800/293657, 21 p.
- EMEP MSC-W (EMEP Meteorological Synthesizing Centre – West) (2004): EMEP Assessment Report Summary. United Nations, Economic and Social Council, EB.AIR/GE.1/2004/4, 10 p.

- EP (Európai Parlament) (2004): Az Európai Parlament és a Tanács 2004/107/EK irányelve a környezeti levegőben található arzénról, kadmiumról, higanyról, nikkelről és policiklusos aromás szénhidrogénekről. *Az Európai Unió Hivatalos Lapja*, 2004L0107 – HU – 18.09.2015 – 002.001, 21 p.
- EP (Európai Parlament) (2008): Az Európai Parlament és a Tanács 2008/50/EK irányelve a környezeti levegő minőségéről és a Tisztább levegőt Európának elnevezésű programról. *Az Európai Unió Hivatalos Lapja*, L 152/1, 44 p.
- EP (European Parliament) (2018): Report on the implementation of the 7th Environment Action Programme. Committee on the Environment, Public Health and Food Safety (Rapporteur: Sârbu, D.O.), 2017/2030(INI), Report 6.3.2018, A8-0059/2018, 21 p.
- EPA (United States Environmental Protection Agency) (2019): Air Monitoring, Measuring, and Emissions Research.
URL: <https://www.epa.gov/air-research/air-monitoring-measuring-and-emissions-research>
Keresőprogram: Google. Kulcsszavak: epa air monitoring. Lekérdezés időpontja: 2019.10.17.
- EU (Európai Unió) (2013): Az Európai Parlament és a Tanács 1386/2013/EU határozata a „Jólét bolygónk felélése nélkül” című, a 2020-ig tartó időszakra szóló általános uniós környezetvédelmi cselekvési programról. *Az Európai Unió Hivatalos Lapja*, L 354/171, 30 p.
URL: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/HU/TXT/PDF/?uri=CELEX:32013D1386&from=EN>
Keresőprogram: Google. Kulcsszavak: 1386/2013/EU. Lekérdezés időpontja: 2020.03.31.
- EU (Európai Unió) (2016): Az Európai Parlament és a Tanács (EU) 2016/2284 Irányelve egyes légköri szennyező anyagok nemzeti kibocsátásainak csökkentéséről, a 2003/35/EK irányelv módosításáról, valamint a 2001/81/EK irányelv hatályon kívül helyezéséről. *Az Európai Unió Hivatalos Lapja*, L 344/1, 31 p.
URL: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/HU/TXT/HTML/?uri=CELEX:32016L2284&from=EN#d1e32-19-1>
Keresőprogram: Google. Kulcsszavak: eu 2016/2284 pdf. Lekérdezés időpontja: 2020.01.02.
- EU (European Union) (2019): Outcome of Proceedings: The 8th Environment Action Programme - Turning the Trends Together - Council conclusions. Council of the European Union, Brussels, 4 October 2019, 12795/19, 10 p.

Eurostat (2020): NUTS - Nomenclature of territorial units for statistics, Background. European Commission.

URL: <http://ec.europa.eu/eurostat/web/nuts/overview>

Keresőprogram: Google. Kulcsszavak: nuts eurostat. Lekérdezés időpontja: 2020.01.11.

Faragó, T. (2018): A nemzetközi környezet- és klímapolitikai együttműködés, pp. 5–19. In: Sági, Zs. (Szerk.): *Mérsékelt öv? Felelős cselekvési irányok a hatékony klímavédelemért*. Klímabarát Települések Szövetsége, ISBN 978-615-00-1120-2, 192 p.

Fekete, K., Popovics, M., Szepesi, D. (1983): Légszennyező anyagok transzmissziójának meghatározása. Budapest: Országos Meteorológiai Szolgálat Hivatalos Kiadványai LV. kötet, ISSN 0133-3569, ISBN 963 7701 63 x, 168 p.

Ferenczi, Z., Homolya, E., Pázmándi, T., Szántó, P. (2014): Comparison of FLEXPART-WRF and SINAC-AROME lagrangian dispersion models: a case study for a nuclear incident. 16th International Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes, Varna, Bulgaria, 5 p.

Ferenczi, Z., Bozó, L. (2017): Effect of the long-range transport on the air quality of greater Budapest area. *International Journal of Environment and Pollution*, 62, No. 2/3/4, pp. 407–416.

Ferenczi, Z., Imre, K., Bozó, L. (2018): Application of trajectory clustering for determining the source regions of secondary inorganic aerosols measured at K-pusztá background monitoring station, Hungary. In: Mensink, C., Kallos, G. (Editors): *International Technical Meeting on Air Pollution Modelling and its Application XXV*. Springer International Publishing AG, ISBN 978-3-319-57644-2, ISSN 2213-8684, doi: 10.1007/978-3-319-57645-9, pp. 593–597.

Ferenczi, Z., Homolya, E., Bozó, L. (2019): Evaluation of the performance of CHIMERE chemical transport model in fog situations over Hungary. 19th International Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes, Bruges, Belgium, 5 p.

- Ferenczi, Z., Homolya, E., Bozó, L. (2020): Detailed assessment of a smog situation detected in the Sajó valley, Hungary, pp. 351–356. In: Mensink, C., Gong, W., Hakami, A. (Editors): *Air Pollution Modeling and its Application XXVI*, Springer International Publishing, Springer Nature Switzerland AG, ISBN 978-3-030-22054-9, ISSN 2213-8684, doi: 10.1007/978-3-030-22055-6, 490 p. 36th International Technical Meeting on Air Pollution Modelling and its Application, Ottawa, Canada.
- FM (Földművelésügyi Minisztérium) (2018): Magyarország támogatja az új 8. uniós Környezetvédelmi Akcióprogram kidolgozását. Magyarország Kormánya,
URL: <https://www.kormany.hu/hu/foldmuvelesugyi-miniszterium/kornyezetugyert-felelos-allamtitkarsag/hirek/magyarorszag-tamogatja-az-uj-8-unios-kornyezetvedelmi-akcioprogram-kidolgozasat>
Keresőprogram: Google. Kulcsszavak: környezetvédelmi akcióprogram 8. Lekérdezés időpontja: 2019.12.19.
- Folinsbee, L.J. (1992): Human Health Effects of Air Pollution. *Environmental Health Perspectives*, 100, pp. 45–56.
- Frohn, L.M., Christensen, J.H., Brandt, J. (2002): Development of a high-resolution nested air pollution model. *Journal of Computational Physics*, 179, pp. 68–94.
- Grell, G., Baklanov, A. (2011): Integrated Modeling for Forecasting Weather and Air Quality: A Call for Fully Coupled Approaches. *Atmospheric Environment*, 45, pp. 6845–6851.
- Grösslinger, E., Radunsky, K., Ritter, M. (1997): CORINAIR 1990 Summary Report 1. European Environment Agency, European Topic Centre on Air Emissions, *Topic report* No. 7/1996, ISBN 92-9167-031-6, 96 p.
- Gyarmatiné Mészáros, E. (2015): Amit a PM10 mérések mutatnak. *Légekör*, 60(3), pp. 129–131.
- Haurie, A., Kübler, J.J.E., Clappier, A., van den Bergh, H. (2004): A Metamodeling approach for integrated assessment of air quality policies. *Environmental Modeling and Assessment*, 9, pp. 1–12.
- Haszpra, L. (2008): EMEP - Egy európai környezetvédelmi program három évtizede. *Légekör*, 53(2), pp. 7–12.

- HEI (Health Effects Institute) (2018): State of Global Air 2018. Special Report, Boston, MA: Health Effects Institute, 24 p.
URL: <http://www.stateofglobalair.org/sites/default/files/soga-2018-report.pdf>
Keresőprogram: Google. Kulcsszavak: hei air 2018 pdf. Lekérdezés időpontja: 2019.12.16.
- Heidorn, K.C. (1979): A Chronology of Important Events in the History of Air Pollution Meteorology to 1070. *Bulletin American Meteorological Society*, 78, pp. 1589–1597.
- Holst, J., Mayer, H., Holst, T. (2008): Effect of meteorological exchange conditions on PM10 concentration. *Meteorologische Zeitschrift*, 17(3), pp. 273–282.
- Homolya, E., Deme, S., Németh, I., Pázmándi, T., Szántó, P. (2013): Modelling the Dispersion of Radioactive Pollutants in the Atmosphere Using the SINAC Programme System. 4th International Youth Conference on Energy, Siófok, Hungary, 5 p.
- Homolya, E., Rotárné Szalkai, Á., Selmeczi, P. (2017a): Climate impact on drinking water protected areas. *Időjárás*, 121(4), pp. 371–392.
- Homolya, E., Ferenczi, Z. (2017b): Using the SHERPA tool to support the air quality plan of Budapest. 18th International Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes, Bologna, Italy, 5 p.
- Homolya, E., Ferenczi, Z. (2018): A levegőminőség elemzésének egy új lehetősége: SHERPA. *Légekör*, 63(3), pp. 112–117.
- Ibisch, R., Austnes, K., Borchardt, D., Boteler, B., Leujak, W., Lukat, E., Rouillard, J., Schmedtje, U., Solheim, A.L., Westphal, K. (2016): European assessment of eutrophication abatement measures across land-based sources, inland, coastal and marine waters. ETC/ICM Technical Report 2/2016, European Topic Centre on Inland, Coastal and Marine Waters, European Environment Agency, ISBN 978-3-944280-55-4, 98 p.
- IARC (International Agency for Research on Cancer) (2013): Outdoor air pollution a leading environmental cause of cancer deaths. World Health Organization, Press release No. 221, 4 p.
- Imre, K., Molnár, Á. (2015): A légköri víztartalom szerepe a PM10 tömegkoncentráció meghatározásában. *Légekör*, 60(3), pp. 132–135.

- Jiménez, P., Parra, R., Baldasano, J.M. (2007): Influence of initial and boundary conditions for ozone modeling in very complex terrains: A case study in the northeastern Iberian Peninsula. *Environmental Modelling & Software*, 22(9), pp. 1294–1306.
- Jogtár (2010): 306/2010. (XII. 23.) Kormányrendelet a levegő védelméről.
URL: <https://net.jogtar.hu/jogszabaly?docid=a1000306.kor>
Keresőprogram: Google. Kulcsszavak: jogtár 306/2010. Lekérdezés időpontja: 2019.11.22.
- Kessler, C., Brücher, W., Memmesheimer, M., Kerschgens, M., Ebel, A. (2001): Simulation of air pollution with nested models in North Rhine-Westphalia. *Atmospheric Environment*, 35, pp. S3–S12.
- Kis-Kovács, G. (2015): PM emisszió a kibocsátási leltár tükrében. *Légekör*, 60(3), pp. 124–128.
- Lagzi, I., Mészáros, R., Gelybó, Gy., Leelőssy, Á. (2013): Atmospheric Chemistry. Budapest: Eötvös Loránd University, "E-learning scientific content development in ELTE TTK", TÁMOP-4.1.2.A/1-11/1-2011-0073, 208 p.
- Leelőssy, Á., Molnár Jr., F., Izsák, F., Havasi, Á., Lagzi, I., Mészáros, R. (2014): Dispersion modeling of air pollutants in the atmosphere: a review. *Central European Journal of Geosciences*, 6(3), pp. 257–278.
- Lewellen, W.S., Sykes, R.I. (1989): Meteorological Data Needs for Modeling Air Quality Uncertainties. *Journal of Atmospheric and Oceanic Technology*, 6, pp. 759–768.
- Lim, S.S. et al. (2012): A comparative risk assessment of burden of disease and injury attributable to 67 risk factors and risk factor clusters in 21 regions, 1990-2010: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2010. *The Lancet*, 380(9859), pp. 2224–2260.
- Mailler, S., Menut, L., Khvorostyanov, D., Valari, M., Couvidat, F., Siour, G., Turquety, S., Briant, R., Tuccella, P., Bessagnet, B., Colette, A., Létinois, L., Markakis, K., Meleux, F. (2017): CHIMERE-2017: from urban to hemispheric chemistry-transport modeling. *Geoscientific Model Development*, 10, pp. 2397–2423.
- Menut, L., Goussebaile, A., Bessagnet, B., Khvorostyanov, D., Ung, A. (2012): Impact of realistic hourly emissions profiles on air pollutants concentrations modelled with CHIMERE. *Atmospheric Environment*, 49, pp. 233–244.

- Menut, L., Bessagnet, B., Khvorostyanov, D., Beekmann, M., Blond, N., Colette, A., Coll, I., Curci, G., Foret, G., Hodzic, A., Mailler, S., Meleux, F., Monge, J.-L., Pison, I., Siour, G., Turquety, S., Valari, M., Vautard, R., and Vivanco, M. G. (2013): CHIMERE 2013: a model for regional atmospheric composition modelling. *Geoscientific Model Development*, 6, pp. 981–1028.
- Mészáros, E. (1997): Levegőkémia. Veszprém: Veszprémi Egyetemi Kiadó, 167 p.
- MP (Magyar Parlament) (2019): Nemzetközi egyezmények.
URL: <https://www.parlament.hu/biz37/korb/torveny/nemzetkozi.htm>
Keresőprogram: Google. Kulcsszavak: parlament.hu nemzetközi egyezmények. Lekérdezés időpontja: 2019.12.19.
- NeKI (Nemzeti Környezetügyi Intézet) (2014): Füstködriadóterv-minta és útmutató, 35 p.
- OLP (2019): Országos Levegőterhelés-csökkentési Program a Bizottság (EU) 2018/1522 végrehajtási határozata alapján. Herman Ottó Intézet, 61 p.
URL: http://www.hermanottointezet.hu/sites/default/files/OLP_20190718.pdf
Keresőprogram: Google. Kulcsszavak: olp magyarország pdf. Lekérdezés időpontja: 2020.01.03.
- Pascal, M., Corso, M., Chanel, O., Declercq, C., Badaloni, C., Cesaroni, G., Henschel, S., Meister, K., Haluza, D., Martin-Olmedo, P., Medina, S. (2013): Assessing the public health impacts of urban air pollution in 25 European cities: Results of the Aphekom project. *Science of the Total Environment*, 449, pp. 390–400.
- Páldy, A., Bobvos, J. (2012): Aphekom - Improving Knowledge and Communication for Decision Making on Air Pollution and Health in Europe. Aphekom Project, Local city report, Budapest, 29 p.
- Pearce, J.L., Beringer, J., Nicholls, N., Hyndman, R.J., Tapper, N.J., (2011): Quantifying the influence of local meteorology on air quality using generalized additive models. *Atmospheric Environment*, 45, pp. 1328–1336.
- Pisoni, E., Thunis, P., Clappier, A. (2019): Application of the SHERPA source-receptor relationships, based on the EMEP MSC-W model, for the assessment of air quality policy scenarios. *Atmospheric Environment: X*, 4, 100047, 11 p.

- Pulles, T., Mareckova, K. (1997): CORINAIR 90 Comprehensive Summary Report. *Technical Report*, Report to the European Environment Agency from the European Topic Centre on Air Emissions, doi: 10.13140/RG.2.1.3833.5843, 48 p.
- Sashegyi, K.D., Madala, R.V. (1994): Initial Conditions and Boundary Conditions, pp. 1–12. In: Pielke, R.A., Pearce, R.P. (Editors): *Mesoscale Modeling of the Atmosphere*. Meteorological Monographs, American Meteorological Society, Boston, MA, ISBN 978-1-935704-12-6, ISSN 0065-9401, doi: 10.1007/978-1-935704-12-6, 167 p.
- Seaman, N.L. (2000): Meteorological modeling for air-quality assessments. *Atmospheric Environment*, 34, pp. 2231–2259.
- Seibert, P. (2004): Inverse Modelling with a Lagrangian Particle Dispersion Model: Application to Point Releases Over Limited Time Intervals. In: Gryning, S.E., Schiermeier, F.A. (Editors): *Air Pollution Modeling and Its Application XIV*. Springer, Boston, MA, ISBN 978-0-306-46534-5, pp. 381–389.
- Simpson, D., Benedictow, A., Berge, H., Bergström, R., Emberson, L.D., Fagerli, H., Flechard, C.R., Hayman, G.D., Gauss, M., Jonson, J.E., Jenkin, M.E., Nyíri, A., Richter, C., Semeena, V.S., Tsyro, S., Tuovinen, J.-P., Valdebenito, Á., Wind, P. (2012): The EMEP MSC-W chemical transport model – technical description. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 12(16), pp. 7825–7865.
- Stohl, A., Forster, C., Frank, A., Seibert, P., Wotawa, G. (2005): Technical note: The Lagrangian particle dispersion model FLEXPART version 6.2. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 5(9), pp. 2461–2474.
- Stull, R.B. (1988): *An Introduction to Boundary Layer Meteorology*. Kluwer Academic Publishers, Springer Netherlands, ISBN 978-90-277-2768-8, 670 p.
- Toparlak, Y., Blocken, B., Maiheu, B., van Heijst, G.J.F. (2017): A review on the CFD analysis of urban microclimate. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 80, pp. 1613–1640.
- Thunis, P., Degraeuwe, B., Pisoni, E., Ferrari, F., Clappier, A. (2016): On the design and assessment of regional air quality plans: The SHERPA approach. *Journal of Environmental Management*, 183, pp. 952–958.

- Thunis, P., Degraeuwe, B., Pisoni, E., Trombetti, M., Peduzzi, E., Belis, C.A., Wilson, J., Clappier, A., Vignati, E. (2018): PM_{2.5} source allocation in European cities: A SHERPA modelling study. *Atmospheric Environment*, 87, pp. 93–106.
- Thunis, P., Janssen, S., Wesseling, J., Belis, C.A., Pirovano, G., Tarrason, L., Guevara, M., Monteiro, A., Clappier, A., Pisoni, E., Guerreiro, C., González Ortiz, A. (2019): Recommendations regarding modelling applications within the scope of the ambient air quality directives. EUR 29699 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, JRC Science for Policy Report, JRC114599, ISBN 978-92-76-00982-5, ISSN 1831-9424, doi: 10.2760/819240, 27 p.
- UN (United Nations) (1972): Declaration of the United Nations Conference on Human Environment. Stockholm, 16 June 1972, Chapter 11, 4 p.
- UNECE (United Nations Economic Commission for Europe) (2015): Guidelines for reporting emissions and projections data under the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. United Nations, New York and Geneva, ECE/EB.AIR/128, 16 p.
- Varga, J. (2015): A PM₁₀ szabályozása. *Légekör*, 60(3), pp. 136–139.
- WHO (World Health Organization) (2016): Ambient air pollution: A global assessment of exposure and burden of disease. ISBN 978 92 4 151 135 3, 121 p.
- WHO (World Health Organization) (2018): Air quality and health. Fact sheets on sustainable development goals: health targets, 9 p.
URL: http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0004/381919/fs-sdg-air-quality-health-eng.pdf
- Keresőprogram: Google. Kulcsszavak: who air quality health pdf. Lekérdezés időpontja: 2019.12.16.

Weboldalak

CAMS_{web}: CAMS (Copernicus Atmosphere Monitoring Service).

URL: <https://atmosphere.copernicus.eu/>

Keresőprogram: Google. Kulcsszavak: copernicus cams. Lekérdezés időpontja: 2019.12.20.

CEIP_{web}: CEIP (EMEP Centre on Emission Inventories and Projections).

URL: <https://www.ceip.at/>

Keresőprogram: Google. Kulcsszavak: ceip. Lekérdezés időpontja: 2019.11.22.

SNAP – GNFR:

URL: https://www.ceip.at/fileadmin/inhalte/emep/pdf/NFR09_SNAP_GNFR.pdf

Keresőprogram: Google. Kulcsszavak: snap gnfr. Lekérdezés időpontja: 2019.11.22.

COPERNICUS_{web}: Copernicus (Copernicus Programme).

URL: <https://www.copernicus.eu/en>

Keresőprogram: Google. Kulcsszavak: copernicus. Lekérdezés időpontja: 2019.12.20.

EMEP_{web}: EMEP (European Monitoring and Evaluation Programme).

URL: <https://www.emep.int/>

Keresőprogram: Google. Kulcsszavak: emep. Lekérdezés időpontja: 2019.12.19.

GLCF_{web}: GLCF (Global Land Cover Facility).

URL-1: <https://landsat.gsfc.nasa.gov/data/more-free-data/>

Keresőprogram: Google. Kulcsszavak: glcf nasa. Lekérdezés időpontja: 2020.01.03.

URL-2: <https://www.re3data.org/repository/r3d100011740>

Keresőprogram: Google. Kulcsszavak: glcf re3data. Lekérdezés időpontja: 2020.01.03.

GLOBCOVER_{web}: GlobCover (ESA Globcover 2005 Project).

URL: http://due.esrin.esa.int/page_globcover.php

Keresőprogram: Google. Kulcsszavak: globcover esa. Lekérdezés időpontja: 2020.01.03.

GOCART_{web}: GOCART (Goddard Chemistry Aerosol Radiation and Transport)

URL: <https://tropo.gsfc.nasa.gov/gocart/>

Keresőprogram: Google. Kulcsszavak: gocart nasa. Lekérdezés időpontja: 2019.12.20.

LMDz-INCA_{web}: LMDz-INCA (Laboratoire de Météorologie Dynamique (LMD) General Circulation Model – Interaction with Chemistry and Aerosols).

URL: http://inca.lsce.ipsl.fr/index_UK.html

Keresőprogram: Google. Kulcsszavak: lmdz inca. Lekérdezés időpontja: 2020.01.06.

MACC_{web}: MACC (Monitoring Atmospheric Composition and Climate (GMES)).

URL: <https://www.eea.europa.eu/themes/air/links/data-sources/macc-monitoring-atmospheric-composition-and>

Keresőprogram: Google. Kulcsszavak: eea macc. Lekérdezés időpontja: 2020.01.06.

MEGAN_{web}: MEGAN (Model of Emissions of Gases and Aerosols from Nature).

URL: <https://bai.ess.uci.edu/megan>

Keresőprogram: Google. Kulcsszavak: megan bai. Lekérdezés időpontja: 2020.01.03.

OLM_{web}: OLM (Országos Légszennyezettségi Mérőhálózat).

URL: <http://www.levegominoseg.hu>

Keresőprogram: Google. Kulcsszavak: levegominoseg. Lekérdezés időpontja: 2020.01.03.

OMSZ_{web}: OMSZ (Országos Meteorológiai Szolgálat).

URL: <https://www.met.hu/>

Keresőprogram: Google. Kulcsszavak: omsz. Lekérdezés időpontja: 2020.01.25.

RAMON_{web}: RAMON (Reference And Management Of Nomenclatures). Eurostat, European Commission.

URL: https://ec.europa.eu/eurostat/ramon/index.cfm?TargetUrl=DSP_PUB_WELC

Keresőprogram: Google. Kulcsszavak: eurostat ramon. Lekérdezés időpontja: 2020.01.11.

RIAT_{web}: RIAT+ (Regional Integrated Assessment Tool PLUS). OPERA project (LIFE09 ENV/IT/000092).

URL: <http://www.riatplus.eu/html/eng/home.html>

Keresőprogram: Google. Kulcsszavak: riat plus. Lekérdezés időpontja: 2020.01.11.

USGS_{web}: USGS (United States Geological Survey).

URL: <https://www.usgs.gov/products/data-and-tools/real-time-data>

Keresőprogram: Google. Kulcsszavak: usgs data. Lekérdezés időpontja: 2020.01.03.

9. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Doktori munkám során nagyon sok támogatásban volt részem, amiért ezúton szeretnék köszönetet mondani. A legeslegnagyobb köszönettel dr. Ferenczi Zitának tartozom, aki nélkül ez a disszertáció nem készülhetett volna el. Felbecsülhetetlen értékű szakmai tanácsaival, a közös publikációkhoz kapcsolódó kitartó munkájával, a munkafolyamatok háttérének megszervezésében nyújtott segítségével és folyamatos bátorításával a kezdetektől a végéig nagyban segítette a kutatások és a dolgozat előrehaladását. Szintén hatalmas köszönet illeti témavezetőmet, Dr. Bozó Lászlót, amiért mind a szakmai, mind a technikai kérdésekben mindenkor számíthattam a támogatására. Értékes meglátásaival és tapasztalatainak átadásával ösztönzőleg hatott munkámra. Szeretném nagyon hálásan megköszönni továbbá Dr. Zagyvai Péternek azt az óriási segítséget, amit a tanulmányaim egy kritikus pontján nyújtott és amivel végső soron lehetővé tette ennek a doktori munkának az elkészülését.

Köszönettel tartozom a Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem Nukleáris Technikai Intézetének az abszolutórium teljesítésében, illetve a Szent István Egyetem Tájépítészeti és Tájökológiai Doktori Iskolájának a fokozatszerzési procedúra során nyújtott támogatásért. Szeretném mindezen túl megköszönni az Országos Meteorológiai Szolgálatnak a technikai háttér biztosításával és a munkám támogatásával tett jelentős hozzájárulását.

Köszönet illeti továbbá számos, valamikori és jelenlegi kollégámat a sok szakmai és technikai segítségért, az ösztönzésért és az inspiráló munkakörnyezet megteremtéséért, amivel az évek során segítettek munkám előrehaladását.

És nem utolsó sorban szeretném megköszönni férjemnek, családomnak és barátaimnak azt a hatalmas mennyiségű támogatást, türelmet és biztatást, amely alapot teremtett a kissé rögzös utat bejárt doktori munkám befejezéséhez szükséges kitartás fenntartásához és a feladatok elvégzéséhez.

A doktori disszertáció elkészülését a GINOP-2.3.2-15-2016-00055 azonosító számú "Légszennyezettség előrejelző rendszer kifejlesztése légköri víz-aeroszol kölcsönhatások figyelembevételével" c. projekt támogatta.