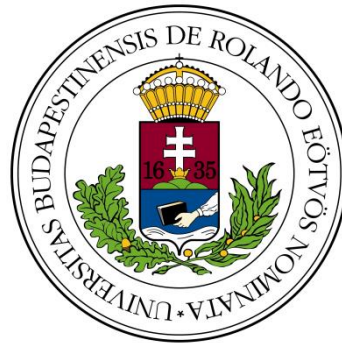


A légköri nyomanyagok emissziójának becslésére szolgáló módszerek bemutatása

SZAKDOLGOZAT
FÖLDTUDOMÁNYI ALAPSZAK
METEOROLÓGUS SZAKIRÁNY



Készítette:

Szanyi Kristóf

Témavezető:

Leelőssy Ádám, tudományos segédmunkatárs

dr. Mészáros Róbert, egyetemi docens

ELTE TTK, Meteorológiai Tanszék

Eötvös Loránd Tudományegyetem
Földrajz- és Földtudományi Intézet
Meteorológiai Tanszék

Budapest, 2018

Tartalomjegyzék

1. Bevezetés	3
2. A nyomanyagok emissziójáról általában	4
2.1. Fontosabb szennyezőanyagok és csoportosításuk	4
2.2. A nyomanyagok forrásai.....	4
2.3. Az emissziós mérések céljai	5
2.4. Általános módszerek a kibocsátás meghatározására.....	7
3. Emissziós leltárak	9
3. 1. Magyarországi emissziók	10
4. Az emisszió becslése távérzékelési eljárásokkal	13
5. Rövid tartózkodási idejű gázok emissziója	17
5. 1. A MEGAN modell.....	17
5. 2. A globális hőmérsékletváltozási potenciál	21
5. 3. Kálmán-szűrő alkalmazása a rövid tartózkodási idejű gázok vizsgálatára.....	24
6. Közlekedési emisszió becslése	27
6. 1. Nitrogén-oxidok kibocsátása és a PEMS rendszer	27
6. 2. A kiporzás szerepe a közlekedési emisszióban.....	31
7. Szélerózió	33
Összefoglalás	35
Köszönetnyilvánítás	36
Irodalomjegyzék	37
Internetes források	40

1. Bevezetés

Emisszióknak nevezzük a szennyezőanyagok légkörbe kerülését valamilyen fizikai forrásból. Ez a forrás lehet természetes, de kapcsolódhat az emberi tevékenységhez is, amely az ipari forradalom megindulása óta igen jelentős mértékben járul hozzá a szennyezőanyagok globális emissziójához. Napjainkban széles körben elfogadott tény – amit többek között a legutóbbi IPCC jelentés is alátámaszt –, hogy a globális felmelegedés legalább fele részben antropogén hatásra vezethető vissza (*Hartmann et al.*, 2013). Emiatt is fontos tisztában lennünk a különböző légköri nyomanyagok kibocsátásának pontos mértékével, valamint azzal, hogy a kibocsátások mekkora hányadért tehető felelőssé az emberi tevékenység.

Ahhoz, hogy ezekre a kérdésekre választ adjunk, az emissziók értékeinek minél precízebb meghatározására lenne szükség, ez azonban a gyakorlatban több problémába ütközik. Különösen a természetes forrásokra igaz például, hogy nagy térbeli kiterjedésük miatt nem lehet az emisszió értékét pontosan meghatározni. Nem tudhatjuk, hogy egy konkrét vizsgálati helyszínen mért érték reprezentatív-e a teljes területre nézve, ezért a különböző eljárások csak körülbelüli értékeket tudnak szolgáltatni (*Lagzi et al.*, 2013). Hasonló nehézség merül fel az antropogén eredetű emissziók becslésekor, hiszen például a közlekedés révén a légkörbe jutó gázok mennyiségét nem lehet közvetlenül megmérni, viszont megfelelő módszerekkel a kibocsátás mértéke legalább nagyságrendileg meghatározható.

Jelen dolgozatban több példán keresztül mutatom be az emissziók becslésére szolgáló, leggyakrabban alkalmazott módszereket, és megkísérlem összevetni egymással ezek megbízhatóságát. A technikai részletek vizsgálata mellett a dolgozat lényeges célkitűzésének tartom azt is, hogy ráirányítsam a figyelmet az emisszióknak a klímaváltozásban játszott döntő szerepére: amíg nincsenek pontos adataink a kibocsátások mértékéről, addig a jövőben várható éghajlati tendenciákról sem tudunk megfelelő képet adni.

2. A nyomanyagok emissziójáról általában

2.1. Fontosabb szennyezőanyagok és csoportosításuk

Ahhoz, hogy a légköri nyomanyagok emissziójával foglalkozhassunk, ismernünk kell a fontosabb szennyezőanyagokat, illetve ezek forrásait. A légkörben jellemzően nyomanyagnak, illetve potenciális szennyezőanyagként tekintünk minden olyan összetevőre, amely nem tartozik a légkör állandó összetevői (tehát az oxigén és a nitrogén, valamint a nemesgázok), illetve a víz különböző halmazállapotai közé. Ezek az anyagok azonban mennyiségüket és hatásukat tekintve is jelentős eltéréseket mutatnak, ezért célszerű őket különböző módokon csoportosítani.

Az egyik legelterjedtebb csoportosítási módszer a szennyezőanyagok származásán alapul. Ha a szennyezőanyag közvetlenül valamilyen forrásból kerül a légkörbe, akkor elsődleges, ha levegőkémiai reakciók során képződik, akkor pedig másodlagos szennyezőanyagról beszélünk (Sárváry, 2011). Utóbbiak közé tartozik például az ózon, valamint a PAN (peroxiacetil-nitrát), az előbbieket pedig a szennyezőanyagok többsége (nitrogén-oxidok, szén-monoxid, illékony szerves anyagok, stb.). Fontos megjegyezni, hogy a legtöbb nyomanyag mindkét módon képződhet.

Érdemes továbbá hatásuk szerint is csoportosítani a légköri nyomanyagokat (Lagzi *et al.*, 2013). Üvegházhatású gázok például a szén-dioxid, a metán, a dinitrogén-oxid, az ózon, valamint a vízgőz, noha ez utóbbit általában nem tekintjük szennyezőanyagként, hiszen a légkör természetes összetevője. Az ózont képező ún. prekursor anyagok közé soroljuk a nitrogén-oxidokat, a szén-monoxidot, a metánt és az illékony szerves anyagokat. Érdemes még megemlíteni a különböző méretű aeroszol részecskéket, illetve a policiklikus aromás szénhidrogéneket (PAH), melyek komoly egészségügyi kockázatot jelentenek a légkörben.

2.2. A nyomanyagok forrásai

Két fő csoportot különböztetünk meg a légköri szennyezőanyagok forrásai között: vannak természetes és antropogén források, melyek a különböző nyomanyagok esetében más-más arányban játszanak szerepet, ahogy azt az *1. táblázat* is szemlélteti. A természetes források között jelentős a szerepe többek között a bioszférának (például a szén-dioxid és a metán kibocsátásában), illetve a vulkáni tevékenységnek (kén- és szén-dioxid, valamint vízgőz). Alapvető fontosságú az óceán is, amely többek között a vízgőz és különböző aeroszol részecskék forrása. Ezen felül jelentős mennyiségű nitrogén-oxid keletkezik villámlások révén (Lagzi *et al.*, 2013).

1. táblázat Néhány fontosabb légköri nyomanyag jellemző forrása *Guerreiro et al.* (2016) nyomán.

Szennyezőanyag	Természetes források	Antropogén források
metán	mocsarak, óceánok	mezőgazdaság, energiatermelés
szén-monoxid	kémiai reakciók	fosszilis tüzelőanyagok tökéletlen égése, biomassza égetés
nitrogén-oxidok	villámlás, kémiai reakciók	közlekedés, biomassza égetés
kén-dioxid	vulkáni tevékenység	ipari tevékenység
aeroszol részecskék	tengeri só, vulkáni hamu	fűtés, közlekedés

Az antropogén források annyiban változatosabbak a természeteseknél, hogy szerepük néhány év, vagy évtized leforgása alatt is jelentős változásokon eshet át. A közlekedés révén például korábban tekintélyes mennyiségű ólom, illetve kén-dioxid került a légkörbe, ám az elmúlt években drasztikusan visszaesett a kibocsátásuk: az Európai Unióban a közlekedésből származó ólom mennyisége kb. 86%-kal, a kén-dioxidé pedig 80%-kal esett vissza (*Guerreiro et al.*, 2016). Ugyanakkor a közlekedés továbbra is a legjelentősebb forrása a nitrogén-oxidoknak, és nagyban hozzájárul az aeroszol részecskék emissziójához is. Csökkent az Európai Unióban az ipari tevékenységből származó szennyezőanyag-kibocsátás is, kivéve a metánt, aminek az emissziója kb. 17%-kal emelkedett a 2000 és 2014 közötti időszakban (*Guerreiro et al.*, 2016). Jelentős metánforrás még a mezőgazdaság és a hulladékkezelés is. Végül érdemes megemlíteni az antropogén források között a fűtést is, ami nagymértékben hozzájárul a szállópor, valamint a szén-monoxid kibocsátás emelkedéséhez (*Guerreiro et al.*, 2016).

2.3. Az emissziós mérések céljai

Az előzőekben már szóba került, hogy a légköri szennyezőanyagoknak fontos szerepük van az üvegházhatásban, az ózonképződésben és sok más környezeti probléma kialakulásában. Mivel rendkívül sokféle anyagról beszélünk, a lehetséges hatások is szerteágazóak, azonban ki lehet jelölni három fő területet, amiben jelentős szerep jut a légköri nyomanyagoknak: ezek az egészségügy, a természeti és épített környezet védelme, valamint a globális

klímaváltozás.

Egészségügyi szempontból különösen veszélyes a szén-monoxid és a troposzférikus ózon, ugyanis mindkettő erősen mérgező gáz. Súlyos megbetegedéseket okozhatnak a különböző méretű aeroszol részecskék (PM10, illetve PM2,5), a policiklikus aromás szénhidrogének pedig rákkeltő hatásúak lehetnek (Sárváry, 2011). Az előbb felsorolt anyagok a nagyvárosokban igen nagy mennyiségben fordulhatnak elő, és mivel a népesség jelentős része ezekben tömörül, az egészségügyi kockázat számottevő; egy 2014-es WHO jelentés szerint például 2012-ben világszerte akár hét millió ember halálát okozhatta a légszennyezés (WHO, 2014). Ez a hozzávetőleges becslés is jelzi, hogy a légköri nyomanyagok koncentrációját a meghatározott egészségügyi határértékek alatt kell tartani, ehhez pedig elengedhetetlenül szükséges az emissziók minél pontosabb becslése.

Hasonlóan fontos hangsúlyozni a természeti környezetet érintő szempontokat. Az ózon az emberekre gyakorolt egészségkárosító hatása mellett a növényekre is károsan hat (roncsolja a levélzet sejtjeit), a kén-dioxid és a nitrogén-dioxid pedig savas esőket idéz elő (Lagzi *et al.*, 2013). Mivel a globális kén-dioxid kibocsátás a technológiai fejlődésnek és a nehézipar visszaesésének, valamint kisebb részben a nemzetközi egyezményeknek köszönhetően jelentősen visszaesett az utóbbi években, a savas esők Európában már sokkal kevésbé jelentenek problémát, mint korábban (Vet *et al.*, 2014). Ázsiában azonban az iparosodás későbbi beindulása miatt napjainkban is sok kárt okoznak a savas esők. Sikert könyvelhetett el az emberiség az ózonréteg elvékonyodása elleni fellépésben is, ugyanis a CFC-gázok kibocsátásának drasztikus csökkentésével az ózonréteg további elvékonyodását sikerült megállítani (Sivasakthivel and Reddy, 2011).

A fenti példák rávilágítanak arra, hogy megfelelő összefogás mellett a légszennyezésből adódó problémák megfékezhetők, és éppen ez az, ami egyelőre hiányzik a globális klímaváltozás esetében. Ma már széles körben elfogadott, hogy a légkörbe akár természetes úton, akár az emberi tevékenység révén kerülő üvegházhatású gázok döntő szerepet játszanak a földi éghajlat jelenleg tapasztalható változásában, így ezen nyomanyagok emisszióinak a megbízható becslése nélkül nem lehet pontos forgatókönyveket készíteni az éghajlatváltozás lehetséges hatásairól (Lagzi *et al.*, 2013). További nehézséget jelent, hogy a rövid tartózkodási idejű gázok klímaváltozásban betöltött szerepéről jelenleg keveset tudunk, ezért további kutatások szükségesek (Montzka *et al.*, 2011).

2.4. Általános módszerek a kibocsátás meghatározására

Mint az a bevezetésben is szerepelt, a légköri kibocsátások meghatározása általában nehéz feladat, ráadásul különböző eredetű kibocsátások esetén más-más módszerek vezetnek eredményre. Az ipari tevékenységből származó emisszió mértékét például lokálisan lehet mérni, és az így szerzett adatokból pontos képet kaphatunk az ipari eredetű légszennyezés mértékéről. Hasonlóan járhatunk el a közlekedésből származó emisszióval is, hiszen a jelenleg forgalomban levő gépjárművek többségének ismert a fajlagos kibocsátása, azonban még így is csak pontatlan becslést tudunk adni a közlekedésből származó teljes kibocsátás mértékére. Utóbbihoz ugyanis sokkal több adatra lenne szükségünk arról, hogy a gépjárműveket milyen rendszerességgel és milyen módon használják.

Az ilyen jellegű megközelítést nevezik a levegőkémiában *bottom-up* módszernek (NASEM, 2016), melynek lényege, hogy megkeressük a vizsgált nyomanyag ismert forrásait, és az így közvetlenül megmért vagy becsült emissziók összege megadja a teljes kibocsátás mértékét. Valójában azonban az egyes nyomanyagoknak általában nem ismerjük minden forrását, ráadásul sok esetben nem magát az emissziót mérjük, hanem egy egyszerű empirikus összefüggéssel becsüljük az értékét (Adams et al., 2016). A módszer előnye azonban, hogy egy-egy konkrét forrásnak (például egy iparvidéknek vagy egy forgalmas autópálynak) a kibocsátásáról tud képet adni, ami nagyon hasznos lehet különböző hatástanulmányok készítésekor.

A *bottom-up* módszer csak korlátozott mértékben alkalmazható például a mezőgazdasági tevékenységből, vagy a különböző természetes forrásokból származó kibocsátások meghatározására (bár ma már léteznek ilyen módszerek, például a később tárgyalandó MEGAN modell). Amennyiben a vizsgált nyomanyag kibocsátása nem mérhető közvetlenül (vagy nem becsülhető empirikus képletek segítségével), akkor megtehetjük azt is, hogy a nyomanyag koncentrációját mérjük (akár in situ, akár távérzékeléssel), és a mért adatból számítjuk ki a szóban forgó nyomanyag emisszióját. Ezt a megközelítést nevezzük *top-down* módszernek, melynek matematikai alapelveit a 4. fejezetben, a távérzékeléssel emisszióbecslés bemutatásánál röviden ismertettem. A *top-down* módszer előnye, hogy segítségével a kibocsátásmérés visszavezethető a koncentráció mérésére, és egy-egy nyomanyag globális emissziójáról is képet tud adni. Hátránya azonban, hogy az emisszió meghatározásához bonyolult modellezési háttér szükséges, és a kibocsátás helye nem szűkíthető le egyetlen pontra.

Gyakran alkalmazott *top-down* eljárás például az ún. háttérmérés, melynek során egy, mindenféle emberi tevékenységtől távoli ponton mérik meg egy adott légköri összetevő koncentrációját (a legismertebb példa a hawaii Mauna Loa Obszervatórium). Ha a vizsgált összetevő tartózkodási ideje (vagyis az az időtartam, ameddig az összetevő átlagosan a légkörben marad) kellően nagy, akkor a troposzférában zajló keveredési folyamatok miatt tekinthetjük úgy, hogy a koncentrációja a forrásterületeket leszámítva mindenhol közel azonos (Lagzi *et al.*, 2013). Ezek a háttérmérések tehát képet adhatnak a nagy tartózkodási idejű üvegházgázok globális koncentrációjáról, ezen keresztül pedig a források és nyelők globális egyenlegéről. Ugyanakkor az nem derül ki belőlük, hogy ez a kibocsátás mekkora mértékben származik az egyes forrásokból.

3. Emissziós leltárak

Az előző alfejezetben látottakhoz hasonló jellegű méréseket végeznek regionális szinten is annak érdekében, hogy a különféle légköri nyomanyagok emissziója különböző skálákon meghatározható legyen; az így kapott adatbázisokat szokás emissziós leltáraknak (*emission inventories*) nevezni. Európában az EMEP (European Monitoring and Evaluation Programme) felel a légszennyezéssel kapcsolatos adatok összegyűjtéséért és az európai emissziós leltárak elkészítésért, illetve naprakészen tartásáért (*Lagzi et al., 2013*). Magától értetődő, hogy ezeknek a leltáraknak minél pontosabbnak kell lenniük, ezért rendszeresen frissítik azokat. Az EMEP által meghatározott legfontosabb irányelvek az emissziós leltárakra nézve a következők (*Adams et al., 2016*):

- Pontosság: a bizonytalanságok minél kisebb szinten tartása.
- Összehasonlíthatóság: a különféle emissziós leltáraknak olyan módszertannal kell készülniük, hogy a kész leltárakban szereplő adatok egymással összevethetők legyenek.
- Konzisztencia: ez a követelmény elsősorban az alkalmazott módszertanra vonatkozik, például egy hosszabb időszak esetén elvárás, hogy az emissziók végig azonos eljárással legyenek meghatározva.
- Átláthatóság: az emissziós leltár elkészítésekor alkalmazott adatforrásoknak és előfeltevéseknek, valamint a módszertannak mind egyértelműen meghatározottnak kell lennie annak érdekében, hogy a leltár hitelessége (és a fentebb említett követelmények teljesülése) azonnal ellenőrizhető legyen.

Az EMEP része a CEIP (Centre on Emission Inventories and Projections), amely közvetlenül felel a kibocsátási adatok összegyűjtéséért, valamint ezen adatok szolgáltatásáért az arra igényt tartó partnereknek, például tudományos és gazdasági szervezeteknek [1]. A CEIP hivatalos honlapján az összegyűjtött emissziós leltárak, valamint számos klímaprojekció szabadon elérhető.

Akad azonban az EMEP hivatalos leltárainak egy hátránya is: az emissziós értékeket az egyes európai országok jelentik be az EMEP felé, emiatt a leltárak minősége jellemzően országról-országra változik (*Kuenen et al., 2014*). Ennek a problémának a kiküszöbölésére született meg a MACC projekt (*Monitoring Atmospheric Composition and Climate*), amely számos meteorológiai és klimatológiai célt szolgál, az aeroszolok sugárzási kényszerének

becslésétől kezdve a számtalan különböző eljárással meghatározott emissziós leltárakig [2]. *Kuenen et al.* (2014) munkájában például a 2003 és 2009 közötti időszakra sikerült olyan emissziós leltárt készíteni a MACC-II projekt keretében, amely az összes európai országra nézve konzisztens. Bár a tanulmány elsősorban a levegőtisztaság javítását tűzte ki célul, nyilvánvaló, hogy egy minél pontosabb és lehetőség szerint konzisztens emissziós leltár meglepte például a klímaváltozás jobb megismerése érdekében is elengedhetetlen. Ezért a MACC projekt a jövőben lehetőséget nyújthat a hivatalos emissziós leltárak pontosítására, valamint az EMEP által kijelölt irányelvek minél szorosabb betartására.

3. 1. Magyarországi emissziók

A különféle emissziós leltárak áttekintése után egy rövid kitekintés erejéig célszerű a magyarországi helyzettel is foglalkozni. Hazánkra nézve több emissziós adatbázis is elérhető, ezek egy része országos, de természetesen az európai adatbázisokból is hasznos információk nyerhetők térségünkre. Ilyen európai szintű emissziós leltár például a már említett MACC projekt, valamint az EMEP hivatalos, főként bevalláson alapuló leltárai. Magyarországra vonatkozó emisszió adatokat lehet beszerezni a COPERT révén is, ami alapvetően korábbi emissziós leltárak adatait felhasználva, emissziós tényezők segítségével becsüli különböző anyagok kibocsátási értékeit (*Ntziachristos et al.*, 2009).

2. táblázat Néhány szennyezőanyag kibocsátása 2015-ben
Kispesten kg/év egységekben, az OKIR éves összesítése
alapján. Forrás: [3]

Szennyezőanyag neve	Kibocsátás mértéke (kg/év)
nitrogén-oxidok (NO, NO ₂)	11 001
szén-monoxid	6 053
formaldehid	215
etil-benzol	111

A hazai emissziós leltárak közül az egyik leghasznosabb az Országos Környezetvédelmi Információs Rendszer (OKIR) Levegőtisztaság-védelmi Információs Rendszermodulja, ahol megtalálhatók az ország kibocsátási adatainak éves összesítései különböző térszállán (például régió vagy település szintjén), többféle szennyezőanyagra nézve [3]. Ezek hatóságilag ellenőrzött, bevalláson alapuló adatok; legnagyobb előnyük az, hogy akár egy-

egy kistérség vagy épp település kibocsátási viszonyairól is tudnak információval szolgálni. A 2. táblázat például az OKIR néhány 2015-ös adatát tartalmazza Budapest 19. kerületére, Kispestre nézve.

További hazai kibocsátási adatok lelhetők fel a Központi Statisztikai Hivatal (KSH) oldalán. Itt jellemzően éves összesítések, illetve néhány éves időszakra vonatkozó idősorok találhatóak, különböző módszerek alapján: a bevallásos adatokon kívül előfordulnak automata mérőhálózatok és háttérállomások adatai is. A KSH adatsorai különösen országos szinten hasznosak, hiszen az egyes szennyezőanyagok kibocsátási értékeit nemzetgazdasági ágazatokra lebontva is folyamatosan regisztrálják [4]. Hasonlóan fontos szerepet játszanak az Országos Meteorológiai Szolgálat ÜHG-leltárai, hiszen az üvegházhatású gázokkal foglalkozó hagyományos nemzetközi emissziós leltáraknak Magyarország ezeket az adatokat küldi meg, ezzel teljesítve az ENSZ Éghajlatváltozási Keretegyezményben, valamint a Kiotói Jegyzőkönyvben támasztott elvárásokat. Az erre vonatkozó irányelvet rögzítő, jelenleg is hatályos jogszabályt a 278/2014. (XI. 14.) Kormányrendelet II. fejezetének 2. paragrafusa tartalmazza: „(2) Az ENSZ Éghajlatváltozási Keretegyezmény (a továbbiakban: Keretegyezmény) 4. Cikkelye és 12. Cikkely 1. bekezdés a) és c) pontja szerinti, valamint a Keretegyezmény Kiotói Jegyzőkönyv (a továbbiakban: Jegyzőkönyv) 7. cikk (1) bekezdésében, továbbá a nemzetközi kötelezettségvállalásokban meghatározott Rendszer részét képező Nemzeti Kibocsátási Leltár és a kapcsolódó leltárjelentés elkészítéséhez az Országos Meteorológiai Szolgálat (a továbbiakban: Szolgálat) készít javaslatot a miniszter, a környezetvédelemért felelős miniszter, az agrárpolitikáért felelős miniszter és az erdőgazdálkodásért felelős miniszter részére.”

A nemzetközi egyezményeken túlmenően hazánknak eleget kell tennie az Európai Unió vonatkozó szabályozásainak is. Ennek egyik közismert példája az új gépjárművek kibocsátását korlátozó Euro szabvány, amellyel a 6. fejezetben foglalkozom bővebben. Az elvárások teljesítését az EEA (European Environment Agency) folyamatosan ellenőrzi, és a bevallásos adatokon alapuló emissziós leltárakat nyilvánosan hozzáférhetővé teszi az EIONET elnevezésű központi adatbázisban [5]. Ezen az oldalon megtalálhatók például a magyarországi gépjármű-forgalomból származó szén-dioxid kibocsátás éves összesítései, vagy éppen kimutatások arról, hogy a nyári időszakban az ózon mennyisége mikor haladta meg a megengedett határértéket.

Látható tehát, hogy hazánkra vonatkozóan viszonylag bőségesen rendelkezésre állnak kibocsátási adatok, úgy országos, mint kistérségi szinten. Ezeknek az adatoknak a

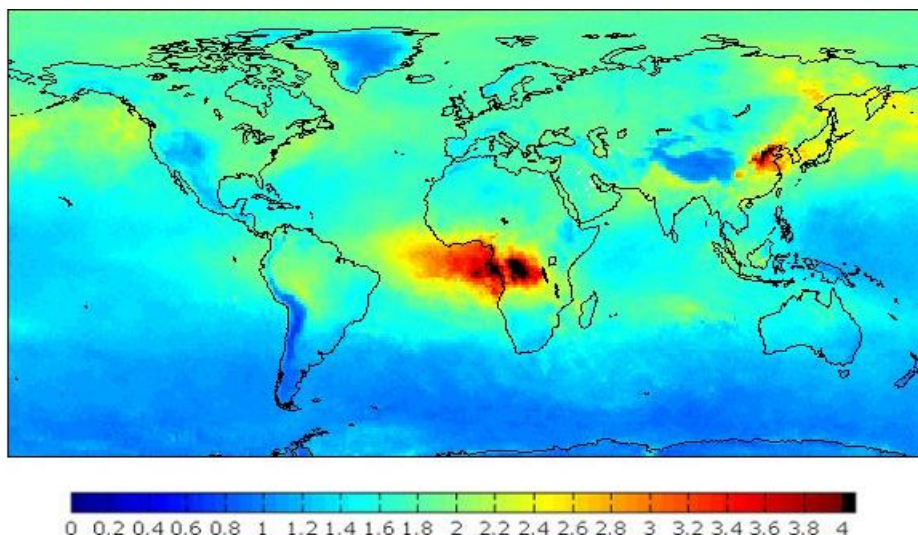
megbízhatósága természetesen nagyon változó, hiszen nagyrészt beválláson alapulnak, mégis lehetőséget adnak arra, hogy akár egészen nagy térbeli felbontással, több éves időszakokra általános képet kapjunk a magyarországi viszonyokról.

4. Az emisszió becslése távérzékelési eljárásokkal

Napjainkban egyre elterjedtebb a földtudományok széles skáláján a különféle távérzékelésen alapuló módszerek alkalmazása. Egyik legnagyobb előnyük, hogy a mérés során gyakorlatilag semmilyen változást nem idéznek elő a vizsgált közegben, vagyis a mérés eredményét nem befolyásolják. Másrészt alkalmasak vertikális profil előállítására is, vagyis például egy adott légszennyező anyag koncentrációjának magasság szerinti eloszlásának meghatározását is ezek a módszerek teszik lehetővé.

Levegőkémiai szempontból a távérzékeléses módszerek legfontosabb jellemzője, hogy az in situ (vagyis a közvetlenül a vizsgált közegben végzett) mérésekkel ellentétben a távérzékelés lehetővé teszi a térben és időben folytonos mérést, tehát viszonylag olcsón biztosít olyan lefedettséget, ami még sűrű felszíni mérőhálózattal sem lenne elérhető. Fontos azonban megjegyezni, hogy ezek a módszerek valójában a teljes légoszlopra összegzett koncentrációt mérik, és ebből tudnak megfelelő eljárásokkal a felszíni emisszióra következtetni.

Egy gyakran alkalmazott módszer az infravörös interferometria (*Streets et al., 2013, Van Damme et al., 2014*). Ezt az eljárást használja például az európai kvázipoláris műholdak, a MetOp műholdcsalád fedélzetén található IASI (Infrared Atmospheric Sounding Interferometer), amely alkalmas arra, hogy a különböző légköri összetevők



1. ábra Szén-monoxid koncentráció mértéke a teljes légoszlopban 2011 augusztusában az IASI mérései alapján (10^{18} molekula 1 cm^2 feletti légoszlopban). A Közép-Afrikában látható kimagasló értékek az erdőtüzeknek, a Kína tengerparti részén megfigyelhető értékek pedig az intenzív légszennyezésnek köszönhetőek. Forrás: Maya George/LATMOS

koncentrációjának globális eloszlását meghatározza. Az *1. ábrán* például az IASI által mért szén-monoxid koncentráció mértékét látjuk 2011 augusztusában.

Az IASI, valamint a hozzá hasonló elven működő műszerek, például az amerikai AIRS (*Streets et al., 2013*) a földfelszín és a légkör infravörös kisugárzását mérik, és ezen keresztül képesek például meghatározni a felszíni hőmérsékletet, vagy egy-egy légköri összetevő mennyiségét a teljes légoszlopban. Mivel a legtöbb szennyezőanyag az alsó troposzférában található, a teljes légoszlopban mért érték általában jó közelítéssel megegyezik a felszínközeli értékekkel (*Lagzi et al., 2013*), és így a kiugró koncentráció-értékek egyértelműen a vizsgált összetevő fokozott emissziójára utalnak (ld. *1.ábra*). Ezzel az interferometriás eljárással jelenleg 24 különböző légköri összetevőt lehet vizsgálni (*Clarisse et al., 2011, Clerbaux et al., 2009*).

Az interferometriás mérések elve *Martin* (2008) nyomán a következő: meghatározzuk a földfelszínről a légkör tetejére érkező infravörös sugárzás mennyiségét, amely részben a légköri összetevők révén gyengített felszíni kisugárzásból, részben pedig a légköri összetevők felfelé irányuló reemissziójából származik. Ezt az alábbi egyenlettel írhatjuk le:

$$I_{\lambda}(0) = I_{\lambda}[T(p_s)]e^{-\tau_{\lambda}(p_s)} + \int_{p_s}^0 I_{\lambda}[T(p)] \frac{\partial e^{-\tau_{\lambda}(p)}}{\partial p} dp \quad (1)$$

ahol I_{λ} a sugárzás intenzitása adott hullámhosszon, T a hőmérséklet a p nyomási koordináta függvényében, p_s a felszíni légnyomás, τ_{λ} pedig a vizsgált gáz optikai mélysége. Ez utóbbira igaz, hogy:

$$\tau_{\lambda} = \sigma_{\lambda} \Omega_v \quad (2)$$

ahol σ_{λ} az abszorpciós hatáskeresztmetszet, Ω_v pedig a gáz koncentrációja a vizsgált légoszlopban. Az (1)-(2) egyenletek felhasználásával tehát a légkör tetején mért infravörös sugárzás intenzitásából a vertikális hőmérsékleti profil ismeretében meghatározható az adott gáz koncentrációja a teljes légoszlopban, feltéve, ha tudjuk, hogy az adott gáz pontosan milyen hullámhossz-tartományban aktív, és milyen hatáskeresztmetszettel jellemezhető.

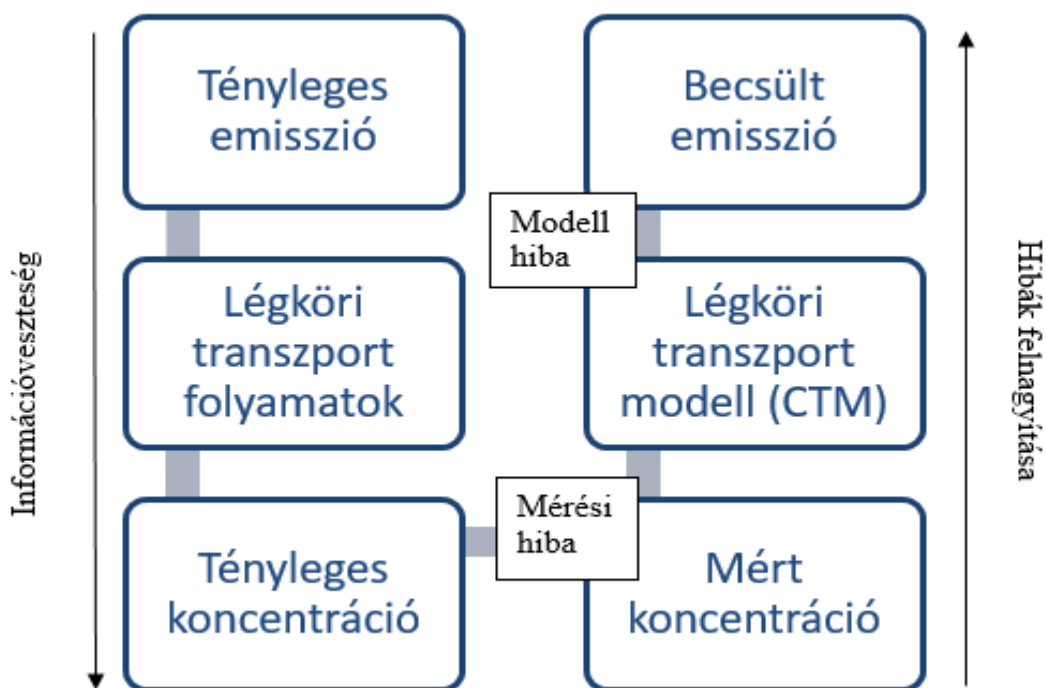
A mért koncentráció értékekből kikövetkeztetni az adott légköri összetevő emissziójának mértékét, valamint annak térbeli eloszlását általában nehéz feladat. Bizonyos esetekben, például az *1. ábrán* látható afrikai erdőtüzeknél a magas koncentráció értékek közvetlen következményei az intenzív lokális kibocsátásnak, ám a legtöbb esetben a troposzférában tapasztalható turbulencia miatt a kibocsátott anyagok nem halmozódnak fel a kibocsátás helyén, hanem elkeverednek a légkörben. Ennek okán a gyakorlatban globális transzport modelleket, angol rövidítéssel CTM-eket (Chemical Transport Model) kell használni az

emissziók becslésére; ennek a módszernek az általános elve *Enting* (2000) nyomán a következő:

$$\frac{d}{dt}m(\mathbf{r}, t) = s(\mathbf{r}, t) + T[m(\mathbf{r}, t)] \quad (3)$$

ahol \mathbf{r} a helyvektor, t az idő, $m(\mathbf{r}, t)$ a vizsgált anyag koncentrációja, $s(\mathbf{r}, t)$ a teljes emisszió, illetve elnyelés erőssége, T pedig a szállítást jellemzi a légköri advekció és turbulens diffúzió révén. Ez az egyenlet azt a viszonylag egyszerű tényt fogalmazza meg matematikai formában, hogy egy adott légköri összetevő koncentrációja két módon változhat meg: vagy emisszió és elnyelés révén, vagy pedig különböző légköri transzportfolyamatokon keresztül. Az egyes CTM-ek csupán annyiban különböznek, hogy az általános egyenletben szereplő tagokat igyekeznek kezelhető formában felírni (*Houweling et al.*, 1999).

Bármilyen CTM-ről is legyen azonban szó, minden esetben egy inverz problémát kell megoldanunk: a valamilyen módon, például a fent ismertetett interferometriás mérésekből meghatározott koncentráció értékekből kell a (3) egyenlet segítségével meghatároznunk az adott összetevő emissziójának tér- és időbeli eloszlását, vagyis $s(\mathbf{r}, t)$ -t. Ez azonban több problémát is felvet, melyek közül a legfontosabbak továbbra is *Enting* (2000) nyomán az alábbiak:



2. ábra A gyengén meghatározottság elvi vázlata *Enting* (2000) nyomán.

- Gyengén meghatározottság (*ill-conditioning*): a turbulens keveredési folyamatok irreverzibilitása miatt az információ egy része nem áll rendelkezésünkre. A becslések során ezt általában a kis skálájú jelenségek felnagyításával próbálják kiküszöbölni, ezzel azonban a hibák is nagyobbak lesznek.
- Maguk a mérések is hibával terheltek, a modellfuttatás révén pedig a mérési hibák tovább öröklődnek. Ez a bizonytalanság szorosan kötődik az előző pontban ismertetett gyengén meghatározottság fogalmához, amit a 2. ábra szemléltet.
- Mivel a koncentráció és az emisszió pontos tér- és időbeli eloszlását leíró függvényeket nyilvánvalóan nem ismerjük, ezért azokat megfelelő módon interpolálni kell, ami a gyakorlatban jellemzően a rendelkezésre álló adatokon alapul. (A koncentrációk esetében ez viszonylag könnyen kivitelezhető a mért adatok alapján, az emissziót leíró függvény becsléséhez viszont igen kevés megfigyelést tudunk felhasználni, hiszen éppen ez a meghatározni kívánt ismeretlen.)

Az előzőekben ismertetett eljárás természetesen bármilyen adatforrásra támaszkodva alkalmazható, ugyanakkor a távérzékelésnek igen nagy szerep jut a bemenő adatok szolgáltatásában (*Martin, 2008*).

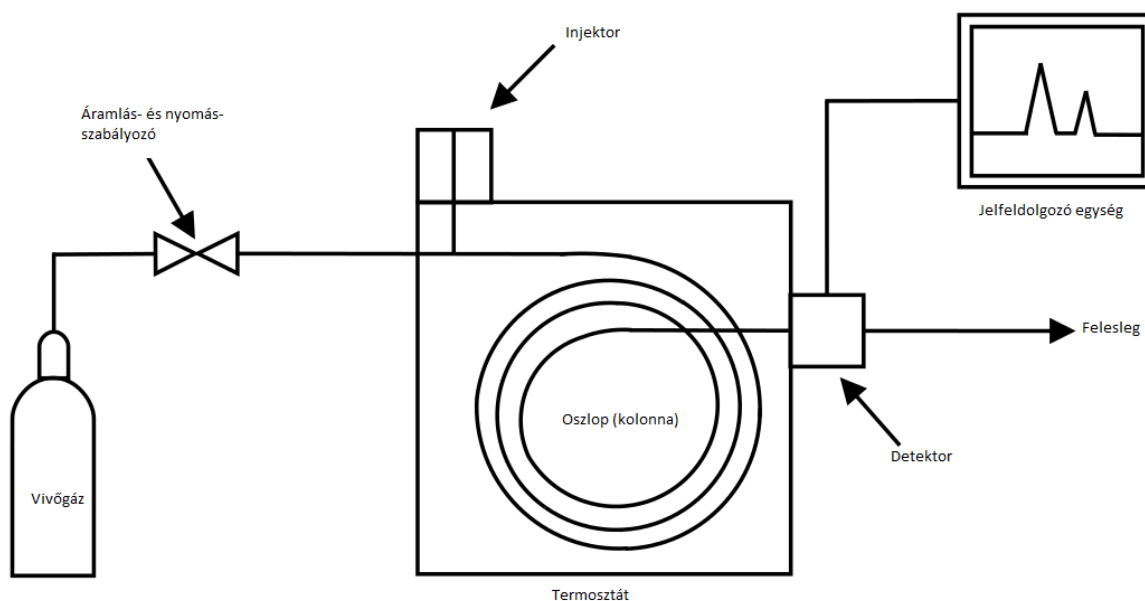
5. Rövid tartózkodási idejű gázok emissziója

5. 1. A MEGAN modell

Az előző fejezetben ismertetett módszer egy-egy konkrét légtéri összetevő globális emissziójának becslésére volt alkalmas. A MEGAN (Model of Emissions of Gases and Aerosols from Nature) ezzel szemben egy olyan levegőkémiai modell, amely kifejezetten természetes forrásokból származó légtéri összetevőknek, elsősorban az izoprénnek és más illékony szerves vegyületeknek, angol rövidítéssel VOC-knek az emisszióját igyekszik megbecsülni (Guenther *et al.*, 2006). A modell alkalmazható globális és regionális skálán is; előbbi a bioszférának a globális éghajlatra gyakorolt hatásának a jobb megértését segítheti elő, míg utóbbi a levegőminőség és az illékony szerves anyagok kapcsolatának a felderítését teszi lehetővé. Például Guenther *et al.* (2006) tanulmánya az izoprén emisszió várható változására szolgáltat egy projekciót. Fontos megjegyezni, hogy a MEGAN modell a szóban forgó légtéri összetevők antropogén forrásait figyelmen kívül hagyja, ugyanakkor az ebből eredő hiba, jóllehet nem elhanyagolható, relatíve kis mértékű: jelen tudásunk szerint a teljes légtéri izoprén kibocsátás több mint 90%-áért a szárazföldi növényzet felel (Guenther *et al.*, 2006).

Az izoprén (C_5H_8) egy igen reaktív vegyület, éppen ezért a tartózkodási ideje meglehetősen rövid, ami jelentősen megnehezíti a kibocsátásra vonatkozó becslések elkészítését. Viszonylag pontosan becsülhető egy-egy növény izoprénkibocsátása ún. *enclosure measurement* révén (Pacífico *et al.*, 2009), melynek során egyetlen elkerített növény (vagy annak egy része, például egyetlen levél) kibocsátását határozzák meg valamilyen eljárással. Ez utóbbi leggyakrabban gázkromatográfia, melyet a 3. ábra szemléltet. Az eljárás lényege, hogy egy áramlási térbe, melyet oszlopnak vagy kolonnának nevezünk, inert vivőgázt juttatunk, majd ebbe befecskendezzük a vizsgálni kívánt mintát. A minta komponensei a mozgófázissal, vagyis a vivőgázzal és egy, a mozgófázissal közvetlenül érintkező állófázissal (ami lehet szilárd anyag, vagy szilárd fázison megkötött folyadék) eltérő módon hatnak kölcsön, ami azt eredményezi, hogy a minta különböző komponensei nem egyszerre érkeznek meg a detektorba, így szétválaszthatók a vizsgált anyag összetevői (Boros *et al.*, 2010). Maga a detektor többféle elven működhet, az egyik leggyakrabban használt típus a levegőkémiában a lángionizációs detektor, mellyel jellemzően szén-dioxid és más üvegházhatású gázok koncentrációját határozzák meg (Lagzi *et al.*, 2013), de ezt

alkalmazzák a növényegyedek izoprén-kibocsátásának mérésére is (Pacífico et al., 2009).



3. ábra A gázkromatográf vázlatos működési elve. Az oszlopba juttatott vivőgáz alkotja a kromatográf mozgófázisát, mellyel az injektoron keresztül beérkező minta komponensei eltérő mértékben hatnak kölcsön, így az egyes összetevők elválaszthatók. Forrás: Offinopt, wikipedia.org/wiki/Gas_chromatography

Nyilvánvaló, hogy a gázkromatográfia nagyobb skálán nem alkalmazható az izoprén emisszió meghatározására, hiszen rengeteg növényfaj létezik, és a különböző fajok nem egyforma mértékben bocsátanak ki izoprént. Ráadásul egy-egy egyed kibocsátása is időben változik, tehát néhány mérésből nem lehet megbízható becslést adni a nagyobb léptékű emisszióra. További nehézséget jelent, hogy nem ismertek pontosan a bioszférikus források és nyelők, illetve a különféle kölcsönhatások miatt egy ökoszisztéma nem tekinthető egyszerűen az azt alkotó növények összességének (Guenther et al., 2006). Éppen ezért az izoprén emissziójának becslésére két másik lehetőséget célszerű számításba venni: az egyik a távérzékelés, vagy akár repülőgépes mérésekből vett koncentrációértékeken alapszik, a másik pedig numerikus modelleket alkalmaz az emisszió becslésére.

Láttuk korábban, hogy az első módszer számos légköri összetevő kibocsátását elfogadhatóan képes megbecsülni, az izoprén esetében azonban – éppen a rövid tartózkodási idő miatt – a koncentrációmérés nem tud alkalmazkodni a nyomanyag nagyfokú tér- és időbeli változékonyságához (Guenther et al., 2006), ezért egyre elterjedtebb a numerikus modellek alkalmazása. Az egyik legismertebb ezek közül, amellyel részletesebben foglalkozom, a MEGAN modell (Guenther et al., 2006; Heald et al., 2009; Pacífico et al., 2009).

A MEGAN a következő egyenlet alapján számítja az izoprén, és egyéb különböző

nyomanyagok természetes eredetű emissziójának becsült értékét (Guenther et al., 2006):

$$s = \varepsilon \gamma \rho \quad (4)$$

ahol s az emisszió becsült mértéke $\frac{mg}{m^2h}$ egységekben, ε az emissziós tényező (melynek megegyezik a mértékegysége az emisszióéval), γ az emisszió aktivitási tényező, ρ pedig egy korrekciós tényező (utóbbi kettő mértékegység nélküli arányszámok). A továbbiakban röviden ismertetem egyenként az egyes tényezők jelentését, és az azok meghatározására szolgáló módszereket.

Az emissziós tényező (ε) a vizsgált anyag kibocsátásának mennyisége zavartalan körülmények között. Mivel ez a különböző növénytípusokra erősen eltérő lehet, ezért a modellekben általában külön-külön meghatározzák az egyes vegetációs típusok (az angol szakirodalomban PFT, *Plant Functional Types*) emissziós tényezőjét, és ezeket összegzik az adott típusok által lefedett területtel súlyozva (Heald et al., 2009):

$$\varepsilon = \sum_j \varepsilon_j f_j \quad (5)$$

ahol ε_j az egyes vegetációs típusok emissziós tényezője, f_j az azonos indexű típus által lefedett terület aránya a teljes területhez képest (tehát dimenziótlan mennyiség). A fenti egyenletből is érzékelhető, hogy a viszonylag pontos emisszió becslés nem egyszerű feladat, hiszen ehhez precízen definiálnunk kellene a különféle vegetációs típusokat. Jelenleg azonban nem létezik általánosan elfogadott, szigorú elméleti alapokon nyugvó definíció, noha a klimatológiai kutatásokban egyre nagyobb hangsúlyt kap a különböző vegetációs típusok osztályozása különféle morfológiai, fiziológiai vagy más tulajdonságaik alapján annak érdekében, hogy jobban megérthessük, a különféle növényzetfajták milyen mértékben befolyásolják az éghajlatot (Lavorel et al., 2007). A MEGAN modell alapvetően egy hét típusra épülő osztályozási rendszert, az ún. PTF-7 rendszert használja (Guenther et al., 2006), azonban létezik az egyszerűbb PTF-1 modell is, amelyben minden vegetációtípusra egy egységes átlagértéket alkalmaznak. Utóbbi lényegesen kevésbé számításigényes, mint a hét típusra épülő, ugyanakkor a pontossága értelemszerűen gyengébb.

Az emissziós tényező kizárólag a vegetációtípus függvénye, a külső tényezők hatását egyáltalán nem veszi számításba. Az emisszió aktivitási tényező (γ) ezzel szemben egy olyan dimenzió nélküli korrekciós tényező, amely a vizsgált anyag (elsősorban az izoprén) emissziójának mértékét nagyban befolyásoló külső, elsősorban meteorológiai hatásokat veszi figyelembe. Számos kísérletben kimutatták, hogy az izoprén kibocsátását meghatározó

elsődleges tényezők a napfény, a hőmérséklet és a légköri szén-dioxid koncentráció (*Pacifico et al.*, 2009). Az izoprén ugyanis kizárólag megvilágítás hatására emittálódik (ellentétben más növényi eredetű illékony anyagokkal, például az éjszaka is aktív monoterpénekkal), a hőmérséklet növekedése az adott növény tűréshatárain belül pedig tovább növeli az izoprén kibocsátását. A szén-dioxid koncentráció esetében már kevésbé egyértelműek a megfigyelések, ugyanakkor a jelenleg legelfogadottabb vélekedés az, hogy a szén-dioxid koncentráció emelkedése az izoprénkibocsátás csökkenését vonja maga után (*Pacifico et al.*, 2009).

A fenti tényezők mellett a levelek, illetve a lombkorona tulajdonságai is hatással vannak az emisszió mértékére, például a fiatal levelek lényegesen kevesebb izoprént emittálnak, mint az érettek, majd az öregedés során a kibocsátás fokozatosan visszaesik (*Guenther et al.*, 2006). Összességében a következő alakban lehet kifejezni az emisszió aktivitási tényezőt (*Heald et al.*, 2009):

$$\gamma = C_{CE} LAI \gamma_F \gamma_H \gamma_K \gamma_N \gamma_C \quad (6)$$

ahol C_{CE} az emisszió aktivitás a modellben meghatározott standard körülmények között, LAI a levélfelületi index (vagyis a levélfelület és az alatta levő talajfelszín aránya), a további tényezők esetében pedig indexben F a fény, H a hőmérséklet, K a levél életkora, N a talajnedvesség, C pedig a szén-dioxid koncentrációt jelöli, melyek mind hatással vannak az emisszió aktivitásra. A fenti egyenletben természetesen mindegyik tényező dimenzió nélküli. Mivel a szén-dioxid koncentráció és az izoprén kibocsátás közötti összefüggés még nincs egyértelműen feltárva, az egyenletben szereplő utolsó tényezőt gyakran figyelmen kívül hagyják. Ennek megfelelően jelenleg a jövőre vonatkozó becslések nagyfokú bizonytalansággal terheltek: a hagyományos (például az eredeti MEGAN modellel elvégzett) számítások szerint az izoprén emisszió mértéke dinamikus vegetációt feltételezve 2100-ban meghaladhatja az 1800 TgC/év-et, míg ha a szén-dioxid koncentrációnak az izoprénkibocsátásra gyakorolt hatását is figyelembe vesszük, a becsült érték 1250 TgC/év körüli (*Heald et al.*, 2009). A pontosabb becslések érdekében tehát elsősorban ezt a mechanizmust kellene jobban megértenünk.

Megjegyzendő, hogy a (6) egyenletben szereplő különböző tényezők értékét a MEGAN modell más, egyszerűbben meghatározható fizikai és biológiai paramétereiből származtatja, mint például a levélzet tetejére érkező, fotoszintetikusan aktív sugárzás, a levél hőmérséklete, illetve különböző tapasztalati állandók (*Guenther et al.*, 2006).

A (4) egyenletben szereplő utolsó korrekciós tényező (ρ) a lombkoronaszinti elnyelődést, illetve kémiai átalakulásokat számszerűsíti. Az emittált izoprén egy része ugyanis még a lombkoronaszinten elnyelődik, egy része pedig átalakul valamilyen más anyaggá (például formaldehiddé), és ebben a formában távozik a légkörbe. Becslések szerint nagyjából a kibocsátott izoprén 90%-a kerül ki ténylegesen a légkörbe, a többi része pedig vagy átalakul kémiai úton, vagy száraz ülepedéssel távozik a rendszerből (*Guenther et al.*, 2006). Ha a kémiai változásoktól eltekintünk, ρ értéke az alábbi módon számítható:

$$\rho = 1 - \frac{D}{\beta u \tau + D} \quad (7)$$

ahol D a lombkoronaszint aljától a tetejéig mért távolság méterben, u a szélgyírás m/s-ban, τ az izoprén légköri tartózkodási ideje másodpercben, β pedig egy dimenzió nélküli tapasztalati állandó. Az egyenletben szereplő mennyiségek viszonylag könnyen meghatározhatók (bár az izoprén tartózkodási idejét nem ismerjük pontosan), és az innen számított ρ értéke szinte tetszőleges mérési körülmények mellett 0,93 és 0,99 közé esik, ezért a MEGAN modellben a kisebb számításigény érdekében gyakran 0,96-ra rögzítik ezt az értéket (*Guenther et al.*, 2006). Fontos megjegyezni azonban, hogy ez az egyszerűsítés nem szükségszerűen igaz, csupán az izoprén esetében működik; más, kifejezetten reaktív nyomanyagok esetében ρ értéke a körülményektől függően igen széles skálán mozoghat, például a béta-kariofillénre ez az érték 0,1 és 0,6 közé eshet (*Guenther et al.*, 2006).

Látható tehát, hogy a bioszféra izoprénkibocsátásának meghatározásához számos különböző tényezőt szükséges figyelembe venni, melyek közül néhányat, különösen a széndioxid koncentráció hatását még nem sikerült megnyugtató pontossággal feltárni. Ennek ellenére a MEGAN modell alkalmas arra, hogy az izoprén emisszió globális eloszlását vizsgálhassuk, ráadásul az ebben szerepet játszó tényezők felderítésén keresztül pontosabb képet kaphatunk a bioszféra és az éghajlat közötti rendkívül komplex kölcsönhatásokról, ami alapvető fontosságú az éghajlatváltozás kutatása szempontjából.

5. 2. A globális hőmérsékletváltozási potenciál

Az előző alfejezetben elsősorban az izoprénnek, egy igen reaktív légköri nyomgáznak az emissziójára koncentráltunk, azonban a légkör számos más olyan összetevőt tartalmaz, melyeknek meglehetősen rövid (kisebb mint 1 nap) a tartózkodási ideje. Érdeemes ezeket a nyomanyagokat külön is megvizsgálni, hiszen ezek kibocsátásával kapcsolatban több probléma is felmerül.

Mint ismeretes, a különféle légköri nyomanyagoknak az éghajlatra gyakorolt hatását gyakran jellemzik az üvegházhatási potenciállal (GWP: *Global Warming Potential*), ami szemléletesen azt mutatja meg, hogy egy adott időskálán milyen mértékben befolyásolja az üvegházhatást az adott légköri összetevő a szén-dioxidhoz viszonyítva. A pontos definíció az IPCC Ötödik Értékelő Jelentése (*Hartmann et al.*, 2013) nyomán a következő:

$$GWP_x(TH) = \frac{\int_0^{TH} a_x[x(t)]dt}{\int_0^{TH} a_r[r(t)]dt} \quad (8)$$

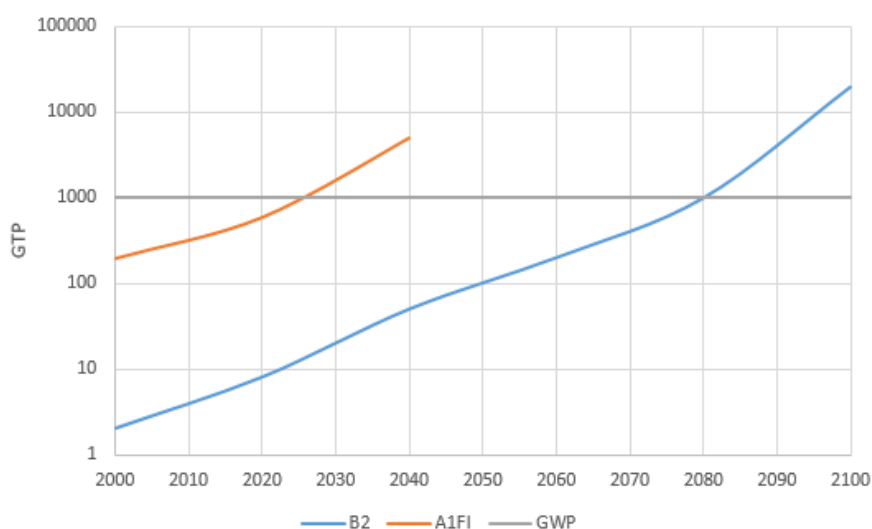
vagyis az adott (a képletben x-szel jelölt) nyomgáz TH időhorizontra vonatkozó üvegházhatási potenciálja az adott gáz és (az r-rel jelölt) szén-dioxid abszolút üvegházhatási potenciáljainak a hányadosaként írható fel. Itt a_x a sugárzási kényszer megváltozását jelöli tömegegységnyi gáz kibocsátásakor, $x(t)$ pedig ugyanennek a gáznak a kibocsátást követő bomlását jellemzi. A legtöbb gáz esetében ez utóbbi egy exponenciális függvénnyel írható le, ugyanakkor például a szén-dioxid bomlására ez nem igaz (*Shine et al.*, 2007).

A fenti képletből több minden is látszik. Egyrészt a GWP számítása függ a TH időhorizonttól, melynek megválasztása teljesen önkényes, csupán attól függ, milyen időskálán akarjuk megbecsülni az adott légköri összetevő éghajlati hatását, a nem megfelelő időskála választása tehát téves következtetésekre vezethet. Másrészt az is előfordulhat, hogy két különböző nyomgáz azonos GWP-vel rendelkezik egyazon időskálán, annak ellenére, hogy különböző hatással vannak az éghajlatra (*Shine et al.*, 2007). Ez is rávilágít arra, hogy az üvegházhatási potenciál fenti, viszonylag egyszerű definíciója nem alkalmas arra, hogy a bonyolult légköri folyamatokat figyelembe vegye, csupán egyet, a sugárzási kényszer változását emeli ki ezek közül.

Egyszerűsége ellenére az üvegházhatási potenciál a legtöbb esetben jól alkalmazható, azonban a rövid tartózkodási idejű gázok esetében a fenti definíció lényegében használhatatlanná válik. Ha ugyanis egy nyomgáz, mint például az ózon vagy a vízgőz rendkívül rövid tartózkodási idővel rendelkezik, akkor a (8) képletben szereplő $x(t)$ bomlási tag igen gyorsan tart nullához, tehát még kifejezetten rövid időhorizont megválasztása mellett sem kapunk értelmezhető értéket a vizsgált nyomgáz GWP-jére (*Shine et al.*, 2007). Ez azonban természetesen nem jelenti azt, hogy ezek az összetevők ne lennének hatással az üvegházhatásra, sőt, a vízgőz járul hozzá a legnagyobb mértékben a Föld melegedéséhez. A rövid tartózkodási idejű gázok tehát nagyon is lényeges szerepet játszanak az éghajlatváltozásban, részben a folyamatos újratermelődés, részben a légköri aeroszolokkal

való kölcsönhatások miatt (*Shindell et al.*, 2009), éppen ezért fontos lenne pontosabban meghatározni ezek emisszióját, valamint számszerűsíteni az éghajlatra gyakorolt hatásukat.

Az üvegházhatási potenciál egyik lehetséges alternatívája, ami elvileg a rövid tartózkodási idejű gázokra is jó közelítéssel alkalmazható, a globális hőmérsékletváltozási potenciál (GTP: *Global Temperature change Potential*), ami a GWP-hez hasonlóan dimenziótlan. A GWP-vel ellentétben azonban ez az arányszám a vizsgált összetevő által okozott hőmérsékletváltozást számszerűsíti, így értelemszerűen a kiszámításához több paraméterre van szükségünk, melyeket egy egyszerű klímamodell segítségével határozhatunk meg (*Shine et al.*, 2007). Lényeges különbség még, hogy míg az üvegházhatási potenciált általában egyetlen időhorizontra határozzák meg (leggyakrabban a GWP(100 év) értéket), addig a hőmérsékletváltozási potenciált célszerű minden egyes időpontban meghatározni, vagyis a GTP(t) függvényt felírni. Ennek megfelelően a GTP meghatározása valamivel számításigényesebb az üvegházhatási potenciálénál, ugyanakkor utóbbi csak egy közvetett kapcsolatot képes mérni, hiszen a sugárzási kényszer megváltozásából még nem következik egyértelműen a hőmérsékletváltozás (*Shine et al.*, 2007). Ez a közvetlenebb kapcsolat elvileg



4. ábra A koromra vonatkozó időfüggő GTP értékek 2000 és 2100 között, *Shine et al.* (2007) nyomán, logaritmus skálán. Látható, hogy a scenáriótól függően igen eltérő értékek adódnak, a GWP(100 év) pedig definíciójánál fogva nem jelzi az időbeli változást.

lehetővé teszi a rövid tartózkodási idejű gázok éghajlati hatásának pontosabb számszerűsítését, azonban az alkalmazott klímamodellről függően természetesen komoly eltérések adódhatnak a GTP becsült értékében. A 4. ábra két klímascenárióval (B2, A1FI) számított értékeket mutat a korom esetére, valamint az összevethetőség végett a koromhoz tartozó GWP(100 év) értéket.

Az előbbiekben ismertetett hőmérsékletváltozási potenciál hasznos eszköz lehet bizonyos nyomgázok éghajlatra gyakorolt hatásának feltárásában, ugyanakkor a klímamodellekben (illetve az azokhoz kapcsolódó scenáriókban) rejlő nagyfokú bizonytalanságok egyelőre korlátozzák az alkalmazását. További probléma, hogy ezeknek a gázoknak a tartózkodási idejét sem tudjuk pontosan meghatározni, ami jelentősen megnehezíti az ezekre vonatkozó GTP, valamint kibocsátási értékeket, pedig mindkettő igen fontos lenne az éghajlatváltozás vizsgálatának szempontjából.

5. 3. Kálmán-szűrő alkalmazása a rövid tartózkodási idejű gázok vizsgálatára

Napjainkban már lehetséges a rövid tartózkodási idejű gázok emissziójának becslése a tartózkodási idő pontos ismerete nélkül is. Hasonló elvet alkalmazhatunk, mint a 4. fejezetben, vagyis műholdas mérésekből egy légköri CTM segítségével számíthatjuk ki az emisszió értékeket. Lényeges eltérés a hosszabb tartózkodási idejű gázokhoz képest, hogy a számottevően rövidebb tartózkodási idő miatt a légköri transzport is kisebb mértékű, hiszen ezeknek a reaktív nyomgázoknak nem áll rendelkezésükre annyi idő, hogy szétterjedjenek a légkörben, így egyes megközelítésekben a transzport el is hanyagolható, ami a modellfuttatást jelentősen leegyszerűsíti (*Mijling and van der A, 2012*).

Mint láttuk, az emisszió becslése ilyen módon egy inverz problémára vezet, ami általában nehezen megoldható. Egy széles körben használt, és rövid tartózkodási idejű gázokra is jól alkalmazható módszer a Kálmán-szűrő (*Cohen and Wang, 2014; Mijling and van der A, 2012*). A Kálmán-szűrő elvi működése *Cohen and Wang (2014)* nyomán a következő négy lépésben foglalható össze:

1. Elsőként az algoritmus az előző lépésben becsült kovarianciához hozzáadja a modellfuttatás hibáját, ezzel előzetes becslést adva a rekurzió következő lépésében várható kovariancia-mátrixról. A rekurzió kezdőpontja általában egy régebből származó emisszió adatbázis, amit a friss mérések alapján pontosítani kívánunk.
2. A következő lépésben az algoritmus meghatározza az ún. Kálmán-nyereséget, ami a mérési hibákat veti össze azzal, hogy a modell mennyire érzékeny az emisszió kis mértékű megváltoztatásából eredő hatásokra. Általában a Kálmán-nyereség (pontosabban az ahhoz rendelhető mátrixnorma) annál kisebb, minél nagyobbak a mérési hibák, illetve minél nagyobb a modell érzékenysége.
3. A Kálmán-nyereség kiszámítása után az algoritmus a becsült értékeket korrigálja a Kálmán-nyereséggel súlyozott mérésekkel; ennek megfelelően az algoritmus azokat

a méréseket fogja nagyobb súllyal figyelembe venni, amelyekre a Kálmán-nyereség értéke nagy (hiszen az kisebb mérési hibát és/vagy modellérzékenységet jelent).

4. Az utolsó lépésben az algoritmus az első lépésben előrejelzett kovariancia-mátrixot korigálja a Kálmán-nyereség alapján, majd a rekurzió az így meghatározott mennyiségekből kiindulva folytatódik.

A Kálmán-szűrő tehát lényegében egy olyan algoritmus, amely előzetesen megadott (*a priori*) emisszió értékeket korigálja egy alkalmas légköri transzport modell segítségével a mért koncentráció értékek alapján. Más inverziós eljárásokkal, például a legkisebb négyzetek módszerével szemben a Kálmán-szűrő talán legfontosabb erénye, hogy a rekurzió minden egyes lépése során optimalizálja a becsléseket a mérések alapján, így egyrészt pontosabb becslést képes adni, mint az egyszerűbb inverziós módszerek, másrészt a modellben fellépő, az emisszió értékek változásából fakadó nemlineáris hatásokat is jobban tudja kezelni (*Cohen and Wang, 2014*). Ez a levegőkémiai folyamatok jellegét tekintve egyértelmű előnyt jelent. Emellett a Kálmán-szűrő a mérésekből és az alkalmazott modelltől fakadó bizonytalanságokat is nagy pontossággal számszerűsíti, ami lehetővé teszi, hogy a rövid tartózkodási idejű gázok esetére is alkalmazható legyen az algoritmus (*Cohen and Wang, 2014*).

Korábban említettük, hogy amennyiben egy légköri összetevő tartózkodási ideje igen rövid, akkor a transzport elhanyagolható, és az inverz probléma egy lineáris feladattá egyszerűsödik. Ha azonban ez a feltétel nem áll fenn, mint például mezoskálán szétterjedő nyomgázok vizsgálata esetén, akkor célszerű a Kálmán-szűrőt alkalmazni, még hozzá valamilyen segédalgoritmussal, ami a számítást gyorsabbá teszi; pontosan erre a feladatra dolgozták ki a DECSO (*Daily Emission estimates Constrained by Satellite Observations*) algoritmust (*Mijling and van der A, 2012*).

A Kálmán-szűrő működésénél kulcsszerepet játszott egy emisszió adatbázis, ami a rekurzió kiindulópontjaként szolgált, valamint egy ehhez kapcsolódó légköri transzport modell, aminek segítségével a koncentráció értékeket becsülni lehetett. Az algoritmus működéséhez azonban szükség volt egy érzékenységi mátrixra is, ami a koncentráció becslésekkel ellentétben nem adódik közvetlenül a modellfutásból. A DECSO algoritmus egy egyszerű, kétdimenziós transzport modelltől kiindulva képes egy közvetlen, analitikus képletet felírni az érzékenységi mátrixra, ami így viszonylag könnyen meghatározható (*Mijling and van der A, 2012*).

Érdemes megvizsgálni, hogy a fentiekben ismertetett algoritmusok segítségével meghatározott emisszió értékek mennyiben térnek el a korábbi becslésektől. *Cohen and Wang* (2014) munkájában a korom globális kibocsátását vizsgálták az MIT AERO-URBAN légköri modell, valamint Kálmán-szűrő alkalmazásával, és a kapott értékek igen nagy területen meghaladták a modellfutás elején megadott számokat, a legnagyobb mértékben Délkelet-Ázsia térségében. Ez valószínűleg annak köszönhető, hogy a korábban használt modellek a kínai iparosodás mértékét jelentősen alábecsülték (*Cohen and Wang*, 2014). A globális koromkibocsátást ebben a munkában $17,8 \pm 5,6$ Tg/év-re becsülték, ami jelentősen nagyobb az eddig ismertnél, ugyanakkor továbbra is nagyfokú bizonytalanság terheli.

Hasonló következtetések vonhatók le *Miljing and van der A* (2012) munkájából, melyben az NO_x nyomgázok emisszióját becsülték a Kálmán-szűrő és a DECSO algoritmus segítségével, légköri modellnek pedig a CHIMERE modellt használták. Ezt a munkát azonban kifejezetten mezoskálára, Kelet-Kína térségére korlátozták, ahol a DECSO algoritmus egyszerűsítő feltételei még alkalmazhatók. Ebben az esetben az új eljárásnak egyértelmű előnye, hogy a mezoskálán egyáltalán nem elhanyagolható transzportot is figyelembe veszi, ezért megfelelő földrajzi körülmények között a korábbi becslésekhez képest jelentős eltéréseket tapasztalhatunk. Észak-Korea térségében például a lokális NO_x kibocsátás meglehetősen alacsony, hiszen az elsődleges forrás a gépjárműforgalom lenne. Ugyanakkor a nyugatias szelek révén Kínából jelentős mennyiségű NO_x sodródik a Koreai-félszigetre, így egy, a légköri transzportot figyelmen kívül hagyó modell a valósnál lényegesen magasabb kibocsátási értékeket jelezne a fejletlen iparral és közlekedéssel rendelkező Észak-Korea térségére (*Miljing and van der A*, 2012).

A fenti példák segítségével igyekeztem érzékeltetni, hogy számos légköri összetevőnek – kiváltképpen a rövid tartózkodási idejű nyomgázoknak – a különböző tér-és időskálákra meghatározott emisszióját még most sem ismerjük kellő pontossággal, noha a légszennyezés és az éghajlatváltozás tekintetében döntő szerepet játszanak. A jövőre nézve a megoldást egyrészt a modellek kibővítése, például a légköri transzport figyelembe vétele a DECSO algoritmussal, másrészt pontosabb becslési módszerek alkalmazása (például Kálmán-szűrő az egyszerű, lineáris inverziós módszerek helyett) jelentheti.

6. Közlekedési emisszió becslése

6. 1. Nitrogén-oxidok kibocsátása és a PEMS rendszer

Az előző fejezetekben elsősorban a nyomgázok globális emissziójával foglalkoztunk, illetve egy-két példa erejéig mezoskálájú kibocsátásokat vizsgáltunk. Hasonlóan fontos kérdés azonban – különösen a légszennyezés égető problémája szempontjából –, hogy egyes légköri összetevők milyen mértékben emittálódnak lokális skálán, például egy erősen szennyezett levegőjű nagyvárosban, vagy egy forgalmas úton. Ilyen esetekben célszerű mobilméréseket végezni a kibocsátások becslése végett. A következőkben a közlekedésből származó kibocsátásokkal foglalkozunk, ugyanis a városi légszennyezés jelentős részét ezek adják: az ETC/ACC (*European Topic Centre on Air and Climate Change*) adatai szerint a teljes NO_x kibocsátás 42%-a, valamint a szén-dioxid emisszió 47%-a a gépjárműforgalomból származik (*Kousoulidou et al., 2013*).

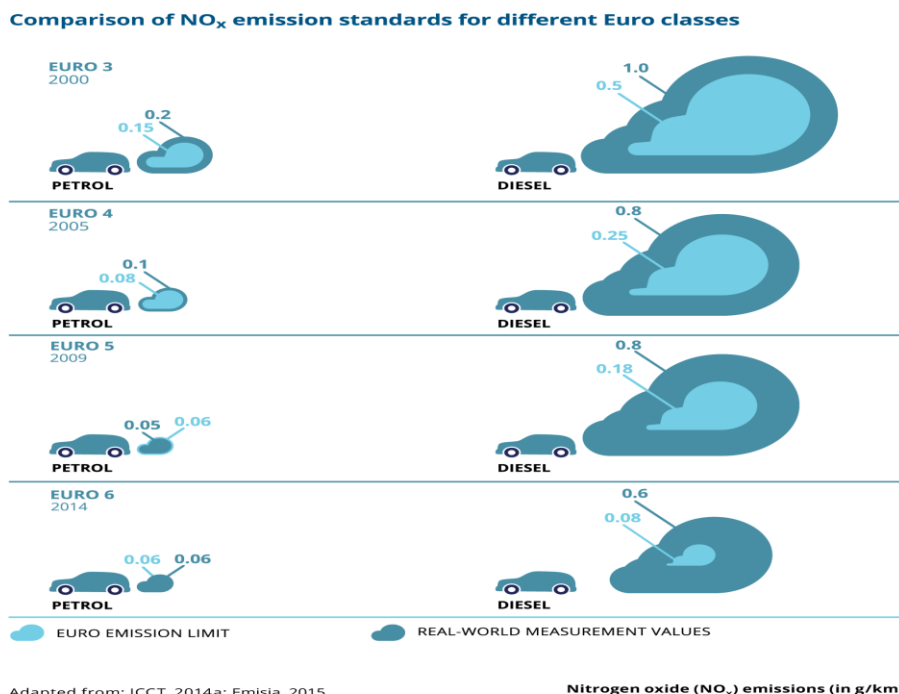
A mobilmérések egyik elterjedt eszköze a PEMS (*Portable Emissions Measurement System*), amely lényegében egy mozgó laboratórium, általában egy kisteherautó rakterében elhelyezve. A PEMS használatának az egyik legnagyobb előnye, hogy a járművek tényleges kibocsátását méri a forgalomban, míg az emissziós faktorok meghatározása olyan módszerekkel történik, melyek nem feltétlenül tükrözik a forgalomban tapasztalható valós viszonyokat (*Kousoulidou et al., 2013*). Ennek több oka is lehet: egyrészt az emissziós faktorokat legtöbbször laboratóriumi körülmények között, görgős próbapadon határozzák meg, másrészt általában különböző gépjárműveket meghatározott szempontok szerint néhány csoportba sorolnak, és csupán egy-egy ilyen csoportra állapítanak meg egy reprezentatívnek vélt emissziós faktort (*Kousoulidou et al., 2013*). Az alkalmazott módszerek miatt joggal merülhet fel az igény, hogy ezeket az értékeket más módszerekkel ellenőrizzük, adott esetben pontosítsuk.

Az egyik ilyen kísérletben (*Kousoulidou et al., 2013*) három dízel és három benzin meghajtású, különböző típusú járművet szereltek fel PEMS rendszerrel, majd a járműveket egy meghatározott útvonalon, valós forgalmi körülmények között tesztelték. A PEMS rendszerben alkalmazott Semtech-DS műszer folyamatosan méri a kipufogócsövön keresztül kiáramló anyag sebességét a Pitot-cső működési elvét alkalmazva, valamint a különböző nyomanyagok koncentrációját. Ez különböző anyagokra különböző műszerrel történik, az NO_x koncentrációt például UV-szenzorral határozzák meg. Végül a PEMS része egy GPS is, melynek segítségével a jármű sebességét is nyomon lehet követni. Ezekből az

adatokból a műszer már meg tudja becsülni az adott anyagok emissziójának mértékét (*Weiss et al.*, 2011).

A kísérlet során kapott emisszió értékeket a COPERT adatbázisból származó emissziós tényezőkkel hasonlították össze, hiszen a legtöbb európai ország mérési programjában ennek a szoftvernek a segítségével becsülik meg a közlekedésből származó légköri nyomanyagok emisszióját (*Kousoulidou et al.*, 2013). A COPERT egy olyan szoftver, amely kifejezetten a közlekedés révén a légkörbe kerülő nyomanyagok mennyiségének meghatározására szolgál, és így alkalmas emissziós leltárak megalkotására (ld. 3. fejezet). Mivel a COPERT fejlesztését maga az EMEP felügyeli [6], ezért a COPERT adatbázisokat széles körben használják fel más, a közlekedési emisszió becslését célzó módszerek validálására, ahogy az jelen tanulmányban is történt.

Az eredmények azt mutatták, hogy a dízeljárművek NO_x kibocsátása következetesen meghaladja az általánosan elfogadott emissziós határértéket, míg a benzines meghajtásúak kibocsátása jóval a határérték alatt van (*Kousoulidou et al.*, 2013). Hasonló eredményt mutat egy másik, szintén PEMS rendszerrel végzett kísérlet, amely szerint a dízeljárművek NO_x kibocsátása kb. 320 g/km-rel lépi túl a határértéket (*Weiss et al.*, 2011). Fontos megjegyezni, hogy a konkrét számértékek ezekben a kísérletekben meglehetősen bizonytalanok,



5. ábra A különböző emissziós szabványok összehasonlítása a mért értékekkel az NO_x – kibocsátás tekintetében g/km egységekben a benzin- és dízelüzemű gépjárművekre. Látható, hogy a legszigorúbb Euro 6 szabvány által előírt határértéket a dízelüzemű járművek kibocsátása lényegesen meghaladja. Forrás: European Environment Agency

ugyanakkor a határértéket meghaladó trend a dízeljárművek esetén egyértelműen kirajzolódik (5. ábra), ami valószínűleg a fentebb már említett, hagyományos mérési eljárások pontatlanságával magyarázható. A kísérletek eredményei egyébként egybevágóan azzal a régóta ismert ténnyel is, hogy a dízeljárművek sokkal több NO_x-et juttatnak a légkörbe, mint a benzines meghajtásúak, ez pedig a dízeljárművek egyre szélesebb körű elterjedése miatt nagyban hozzájárulhat a légszennyezés mértékének emelkedéséhez (Weiss et al., 2012).

Részben a fenti megfontolások miatt is hangsúlyossá vált az, hogy az említett kísérletekben is vizsgált Euro 5, vagy annál régebbi szabványok helyett 2014-ben bevezetett Euro 6 szabványban lehetőleg a valósághoz minél közelebb álló emissziós határértékeket határozzanak meg. Egy meglehetősen friss tanulmányban (O'Driscoll et al., 2016) az imént vázolt módszert alkalmazták az Euro 6 szabványt követő 39 járműre, vagyis a PEMS rendszer méréseit vetették össze a COPERT szoftver becsléseivel, illetve a szabványban meghatározott emissziós határértékekkel. A tanulmány hasonló eredményeket mutatott, mint a korábbi mérések: az átlagos NO_x-kibocsátás az Euro 6 szabvány szerinti határérték 4,5-szeresének adódott, ugyanakkor a szerzők szerint a különbség jóval kevésbé kirívó, ha a legszennyezőbb járműveket nem vesszük számításba.

Noha a PEMS rendszer egyelőre még kezdeti fázisban van, a fent ismertetett kezdeményezéseknek mégis fontos szerepe lehet abban, hogy a környezettudatos cégek minél hatékonyabban csökkenteni tudják a gépjárművek szennyezőanyag-kibocsátását. Talán ennél is fontosabb azonban, hogy az ilyen jellegű mérések rávilágíthatnak azokra az esetekre, amikor egyes vállalatok szándékosan kerülnek meg az előírt határértékeket. 2015 szeptemberében járta be a világsajtót a hír, hogy a Volkswagen szándékosan olyan programmal szerelte fel a gépjárműveit 2009 és 2015 között, melyek segítségével manipulálni tudták a bevett laboratóriumi teszteknek annak érdekében, hogy a valós kibocsátásoknál kisebb értékek legyenek meghatározhatók (Mansouri, 2016). Ezt maga a Volkswagen vezetősége ismerte be [7], majd ugyanebben a hónapban a Volkswagen vezérigazgatója, Martin Winterkorn lemondott tisztségéről. A botrány súlyos gazdasági következményekkel járt a vállalatra nézve, a csalás révén jelentősen megemelkedett NO_x kibocsátás pedig egyes tanulmányok szerint súlyos egészségügyi következményekkel járt, különösen Európában (Oldenkamp et al., 2016).

A botrány azt követően robbant ki, hogy egy nemzetközi szervezet, az ICCT (*International Council on Clean Transportation*) több kutatócsoport részvételével megállapította, hogy a

dízelüzemű gépjárművek egy jelentős része lényegesen több szennyezőanyagot bocsát ki, mint a megengedett határérték (*Franco et al., 2014*). Ebben a munkában különösen fontos szerep jutott a PEMS rendszernek, a Nyugat-Virginiai Egyetem kutatócsoportja ugyanis ennek segítségével tudott fényt deríteni a Volkswagen csalására, amiről egy évvel később írtak teljes körű beszámolót (*Thompson et al., 2015*). A vizsgálat során több különböző típusú járművet teszteltek valós forgalmi körülmények között, azonban bár hivatalosan mindegyik típus megfelelt az emissziós szabványoknak, a tesztelt gépjárművek jelentős része túllépte a kibocsátási határértéket. Kirívóan magas NO_x kibocsátást produkáltak az ún. *lean NO_x trap* (LNT) és a *selective catalytic reduction* (SCR) rendszerrel felszerelt járművek: a PEMS segítségével mért kibocsátási értékek az LNT-vel rendelkező gépkocsik esetén 15–35-szörösen, az SCR-rel felszereltek esetében pedig 5–20-szorosan haladták meg a szabványban előírt értéket (*Thompson et al., 2015*). Az LNT és SCR rendszerek eredeti funkciója éppen az NO_x kibocsátás mérséklése lenne, ám mint később maga a Volkswagen is elismerte, ezeknek a rendszereknek a működését úgy manipulálták, hogy kijátszhassák a laboratóriumi tesztek (*Mansouri et al., 2016*). Ez az eset is a PEMS és a hasonló mobilmérések fontosságát mutatja, hiszen míg a hagyományos laboratóriumi körülmények között könnyen manipulálni lehet az emissziós méréseket, addig a mobilmérések esetében ez már kevésbé kivitelezhető.

A mobilmérések kapcsán érdemes röviden áttekinteni, hogy milyen tényezők befolyásolják valós forgalmi körülmények között a gépjárművek kibocsátását. Általánosságban elmondható, hogy a kibocsátás mértéke szoros összefüggésben van a jármű fogyasztásával (*Demir et al., 2013*), tehát a fogyasztást növelő tényezők egyszersmind a kibocsátás mennyiségét is megemelik. Az egyik legfontosabb ezek közül a jármű sebessége, amit a PEMS rendszer is közvetlenül mér. Ezen kívül fontos a jármű terheltsége, valamint a forgalmi körülmények is, például közlekedési dugóban araszolva, vagy egy emelkedőn haladva a jármű fogyasztása lényegesen nagyobb lesz, mint optimális körülmények között (*Demir et al., 2013*). A fogyasztást meghatározó tényezők mellett az emissziót nagy mértékben befolyásolja a gépjármű műszaki állapota is, különös tekintettel a környezetvédelmi rendszerek működésére; illetve a megfelelő minőségű üzemanyag megválasztása is. Ez a sokrétű problémakör indokolja a PEMS-hez hasonló mobilmérések egyre elterjedtebb használatát. Egy lehetséges alkalmazást mutat be a következő alfejezet, ahol az aeroszol részecskék példáján keresztül láthatjuk, hogyan lehet a valós forgalmi körülményeket figyelembe venni egy emisszió becslés során.

6. 2. A kiporzás szerepe a közlekedési emisszióban

Láttuk, hogy a gépjármű-forgalom jelentősen hozzájárul az NO_x vegyületek emissziójához. Ezen a vegyületcsoporton kívül azonban nem elhanyagolható az aeroszol részecskék szerepe sem, melynek elsődleges kibocsátói ugyan a háztartások (különösen a fűtési szezonban), de jelentős mennyiségű részecske jut a légkörbe a közlekedés révén is. 2006-ban például a 10 µm alatti mérettartományú részecskék, a PM10 kibocsátásának 16%-áért volt felelős a közlekedési szektor, míg a PM2,5 esetében ez az arány 18% volt (*Lagzi et al.*, 2013).

A közlekedés révén több módon is aeroszol részecskékkel szennyeződhet a levegő. A kisebb mérettartományú, PM2,5 részecskék általában közvetlenül a kipufogógázzal kerülnek a légkörbe, míg a nagyobb PM10 részecskék jellemzően mechanikai úton képződnek (*Pant and Harrison*, 2013). Utóbbihoz sorolható a fékbetétek, gumiabroncsok kopásából származó kibocsátás, valamint az ún. *kiporzás*, amely során a gépjárművek kerekei a súrlódás révén durva aeroszol részecskéket kevernek fel a légkörbe az utakon megtelepedő porból (ez a folyamat tulajdonképpen a szélrózsió mesterséges megfelelője). Noha számos rendelkezés született már a kipufogógázból származó különböző kibocsátások, az ún. *exhaust emissions* mérséklésre, legyen szó akár aeroszol részecskékről, akár az előző fejezetben tárgyalt nitrogén-oxidokról, napjainkban még elég csekély figyelem fordul a kiporzásból és más mechanikai hatásokból származó emissziókra (*Amato et al.*, 2014). Ez különösen annak fényében nem szerencsés, hogy a kiporzás révén nehézfémek és más, az emberi egészséget veszélyeztető részecskék kerülhetnek a légkörbe, ami az általában szárazabb nagyvárosokban komoly problémát jelenthet, hiszen a kevesebb csapadék kedvez a por felhalmozódásának (*Amato et al.*, 2009). Éppen ezért fontos lehet, hogy a jövőben minél pontosabb becslést tudjunk adni a kiporzásból származó aeroszol-kibocsátásra.

A kiporzás mértékének számszerűsítésére több módszer is kínálkozik. Egy tanulmányban például Barcelona egyik háttérszennyezettség-mérő állomásának adatait használták fel kiindulásnak (*Amato et al.*, 2009). Ezek az adatok azonban csak a teljes aeroszol-kibocsátást adják meg, ezért egy speciális modellt, az ún. *Multilinear Engine*-t használtak arra, hogy a teljes kibocsátáson belül hozzávetőlegesen el lehessen különíteni a különböző forrásokat, mint a kipufogógázból eredő emisszió, ipari kibocsátás, vagy épp a kiporzás. Ez a modell részben matematikai (a legkisebb négyzetek elvének segítségével veti össze a mért értékeket egy-egy reprezentatív kibocsátási profillal), részben fizikai (figyelembe veszi a tömegmegmaradás elvét). A modell alkalmazásával végül megállapították, hogy Barcelonában a kiporzás, azaz lényegében a gépjármű-forgalom a PM10 17%-áért, illetve a

PM_{2,5} 8%-áért tehető felelőssé, ami nagyjából megfelel a más európai városokban mért értékeknek (*Amato et al.*, 2009).

Egy másik lehetőség a korábban ismertetett PEMS rendszerhez hasonló mobilmérések alkalmazása. Ezzel kapcsolatban számos tanulmány született, melyek összességében azt mutatják, hogy a kiporzás mértéke erősen függ a forgalom intenzitásától, az utak állapotától és anyagától, valamint különböző meteorológiai paramétereiktől (*Pant and Harrison*, 2013). Mivel ilyen sok tényező befolyásolja a kiporzásból származó kibocsátás mértékét, a leggyakoribb mérési módszer az, hogy egy ismert paraméterekkel rendelkező útszakasz elején és végén megméri valamilyen aeroszol-frakció koncentrációját, és a két mért érték különbségéből számítják ki az emissziós tényezőt (EL) az alábbiak szerint (*Pant and Harrison*, 2013):

$$EL = \frac{c_{ki}V_{ki} - c_{be}V_{be}}{N L} \quad (9)$$

ahol c jelöli az útszakasz elején, valamint végén mért koncentrációt, V a mérés közben vizsgált levegő térfogata, N a gépjárművek száma, L pedig az útszakasz hossza. Mint látható, ez csupán egy közelítő eljárás, hiszen a forgalom intenzitását ugyan figyelembe veszi, de számos más, a kiporzás mértékét befolyásoló tényezőt elhanyagol, ráadásul állandó sebességet feltételez, ami valós forgalmi körülmények között nem reális. Ettől függetlenül a módszert széles körben alkalmazzák az aeroszol részecskék kibocsátásának becslésére.

Érdemes még megemlíteni, hogy lehetséges a kiporzás mértékének becsléséhez a nitrogén-oxidokat is felhasználni (*Thorpe and Harrison*, 2008). Ekkor az NO_x nyomjelző anyagként szolgál, melynek a koncentrációja függvényében a teljes aeroszol-kibocsátásból becslés adható a kiporzás mértékére. Ugyanakkor ez a módszer nyilván csak akkor működik, ha az NO_x kibocsátás szinte kizárólag ebből a forrásból származik (*Pant and Harrison*, 2013).

7. Szélerózió

Az előző alfejezetben az aeroszol részecskék egyik fontos forrásával, a kiporzás jelenségével foglalkoztunk. Az antropogén hatáson túl azonban természetes folyamatok révén is juthatnak aeroszol részecskék a légkörbe, melyek közül az egyik leglényegesebb a szélerózió jelensége. A szélerózió elsősorban az arid (száraz kontinentális, illetve sivatagi) területeket érinti, ahol a talaj állaga lehetővé teszi, hogy a szél munkája révén nagy mennyiségű, nagyobb részt durva szemcséjű aeroszol részecske kerüljön a légkörbe. Ennek az emisszióknak a mértéke éves szinten 1000–3000 Tg körüli (Lagzi *et al.*, 2013).

A szélerózió által a légkörbe juttatott aeroszol részecskék koncentrációjának meghatározására több lehetőség is kínálkozik. A különböző modellek felhasználása mellett az egyik bevett eljárás a gyakorlatban is jól használható szélcsatorna alkalmazása (Strong *et al.*, 2016). Ezt az eszközt még az 1940-es években használta először Bagnold a szélerózióról írt munkájához (*The Physics of Blown Sand and Desert Dunes*, 1941), amely mind a mai napig alapműként szolgál a témában. Az azóta eltelt időben megjelentek a „hordozható” szélcsatornák is, melyek mérete azonban a tényleges szállítást nehezkesse teszi, ráadásul meglehetősen költséges is. Ennek a problémának a kiküszöbölésére dolgozott ki Strong *et al.* (2016) egy ún. mikro szélcsatornát (*micro wind tunnel*), mely akár egyetlen ember által is működtethető, és terepen könnyen mozgatható.

A mikro szélcsatorna hasonló elven működik, mint bármely más konstrukció: az alulról nyitott csőben egy elektromosan hajtott ventilátor segítségével igyekeznek szimulálni a vizsgált felszín feletti légmozgást, miközben folyamatosan mérik a szél sebességét és a vizsgált talajból kikerülő aeroszol részecskék fluxusát. Ezzel egyrészt vizsgálható, hogy az egyes talajfajták milyen mértékben vannak kitéve a szélerózió hatásának, másrészt arról is képet kaphatunk, hogy nagyságrendileg mennyi aeroszol részecske kerül ilyen módon a légkörbe.

A szélcsatornát úgy szerkesztették meg, hogy lehetőség szerint megfeleljen a szélcsatornák kialakításáról szóló általános követelményeknek, melyek a következők (Maurer *et al.*, 2006):

1. A szélcsatorna működjön minél realisztikusabban, azaz a benne uralkodó körülmények minél jobban hasonlítsanak a valós szélviszonyokhoz.
2. A szélcsatorna aerodinamikai kialakítása csak olyan áramlásokat tegyen lehetővé, melyek természetes körülmények között is megfigyelhetők.
3. Törekedni kell arra, hogy a szélcsatorna könnyen szállítható és kezelhető legyen.

Nyilvánvaló, hogy a harmadik kritériumnak a mikro szélcsatorna maradéktalanul megfelel. A másik két követelmény esetében célszerű a mérési eredményeket összevetni a korábban alkalmazott módszerek eredményeivel. *Strong et al. (2016)* tanulmánya szerint a mikro szélcsatorna alkalmazásából származó eredmények összevethetők az elterjedten használt, nagyobb eszközökével, ami potenciálisan a mikro szélcsatorna szélesebb körű alkalmazását is lehetővé tenné, hiszen számos előnnyel rendelkezik nagyobb társaihoz képest. A már említett nagyobb fokú hordozhatóság mellett például jelentős tényező, hogy a mikro szélcsatorna kis mérete miatt olyan felszínfajtákon (például gyér növényzettel fedett felszínen) is alkalmazható, ahol a nagyobb méretű szélcsatornák megfelelő elhelyezése nem megoldott. Egy Ausztráliában végzett kísérletben például vegetációval borított felszínt vizsgáltak, ahol a mikro szélcsatorna könnyen elhelyezhető volt úgy, hogy a növényzet minél kevésbé befolyásolja közvetlenül a mérés eredményét. Ez a kísérlet is a korábbi tapasztalatokkal egybecsengő eredményekre vezetett: egyértelműen kimutatható volt például, hogy a nagyobb homoktartalmú talajok jobban ki vannak téve a szélróziónak, így nagyobb mennyiségű aeroszol részecskét is juttatnak a légkörbe (*Strong et al., 2016*). Ugyanebben a kísérletben kimutatták azt is, hogy ha a felszín feletti légkörben eleve homokszemcsék vannak jelen, az növeli a szélróziónak mértékét.

Bár a mikro szélcsatornához és a korábban ismertetett mobil mérőműszerek alkalmazása még kezdetleges, a kísérleti eredmények azt mutatják, hogy érdemes ezeknek az eszközöknek a fejlesztésével foglalkozni, különösen azért, mert lehetőséget adnak arra, hogy lokális szinten is megismerjük a különféle nyomanyagok kibocsátásának mértékét. Az aeroszol részecskék esetében pedig az új eljárások segítségével külön-külön mérhető a természetes (például a szélróziónak), valamint a mesterséges (például a közlekedés) forrásokból származó kibocsátás, ami a környezetvédelem, illetve az éghajlatváltozás vizsgálata szempontjából alapvető fontosságú.

Összefoglalás

Jelen dolgozatban igyekeztem minél szélesebb körű áttekintést adni az emisszió becslés módszertanáról. Számos különböző megközelítéssel találkozhattunk az in situ mérésektől kezdve a távérzékelési eljárásokon át a változatos matematikai háttérű modellfuttatásokig, melyek mindegyike egyaránt rendelkezik előnyökkel és hátrányokkal is. Éppen ezért az adott problémához leginkább illeszkedő módszer megtalálása nem egyszerű feladat: figyelembe kell venni, hogy milyen légköri nyomanyagok kibocsátására akarunk becslést adni, illetve milyen céllal tesszük azt, ugyanakkor minden esetben elvárás, hogy az alkalmazott eljárás a lehető legpontosabb becslést szolgálta.

Ez utóbbi tényezőt, vagyis a pontosság szerepét nem lehet kellően hangsúlyozni. Láthattuk, hogy a különféle szennyezőanyagok számos egészségügyi és környezetvédelmi kockázatot jelenthetnek, továbbá az üvegházgázok esetében az éghajlatváltozásban játszott szereppel is számolnunk kell. Ezek a problémák a jövőben várhatóan egyre súlyosbodni fognak, és az ellenük történő megfelelő fellépés csakis akkor lehetséges, ha a szóban forgó nyomanyagok kibocsátását a lehető legprecízebben számszerűsíteni tudjuk, ehhez azonban megbízható, elméleti szinten is jól megalapozott módszerekre van szükség. Különösen igaz ez Magyarországon, hiszen hazánkban jelenleg a kibocsátási értékek túlnyomó része bevallásos adatokon alapul.

Biztosra vehető, hogy az elkövetkező években egyre újabb és pontosabb módszerek állnak majd rendelkezésre a légköri emisszió becslésére, így ezzel a témával érdemes és sok szempontból szükséges is lesz a jövőben foglalkozni. Ennek megfelelően bízhatunk abban is, hogy a tudományos közösség megfeszített munkájának köszönhetően egyre magabiztosabb fellépés válik lehetségessé a klímaváltozással és a légszennyezéssel szemben, amely problémák komoly kihívás elé állítják az emberiséget a 21. században.

Köszönetnyilvánítás

Ezúton szeretnék köszönetet mondani témavezetőmnek, Leelőssy Ádámnak a témaválasztásban nyújtott segítségéért, türelméért, valamint a szakdolgozat elkészítése során adott hasznos tanácsaiért, amivel a szakmai fejlődésemhez is nagyban hozzájárult.

Továbbá szeretném köszönetemet kifejezni Mészáros Róbertnek munkám ellenőrzéséért, valamint a megfelelő téma kiválasztásában nyújtott segítségéért.

Irodalomjegyzék

- Adams M., Rypdal K., Woodfield M. (2016): *Guidebook Introduction*. In: EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2016. European Environment Agency, Koppenhága. 12-24.
- Amato F., Pandolfi M., Escrig A., Querol X., Alastuey A., Pey J., Perez N., Hopke P. K. (2009): *Quantifying road dust resuspension in urban environment by Multilinear Engine: A comparison with PMF2*. Atmospheric Environment, 43, 2770-2780.
- Amato F., Cassee F. R., Denier van der Gon H. A. C., Gehrig R., Gustafsson M., Hafner W., Harrison R. M., Jozwicka M., Kelly F. J., Moreno T., Prevot A. S. H., Schaap M., Sunyer J., Querol X. (2014): *Urban air quality: The challenge of traffic non-exhaust emissions*. Journal of Hazardous Materials, 275,31-36.
- Boros B., Bufa A., Csóka B., Dörnyei Á., Farkas N., Felinger A., Kiss I., Kilar A., Kilar F., Lambert N., Makszin L., Páger Cs., Petz A. (2010): *Műszeres analitika gyakorlatok*. Pécsi Tudományegyetem gyakorlati jegyzet.
- Clarisse L., R'Honi Y., Coheur P.-F., Hurtmans D., Clerbaux C. (2011): *Thermal infrared nadir observations of 24 atmospheric gases*. Geophysical Research Letters, Vol. 38, L10802
- Clerbaux C., Boynard A., Clarisse L., George M., Hadji-Lazaro J., Herbin H., Hurtmans D., Pommier M., Razavi A., Turquety S., Wespes C., Coheur P.-F. (2009): *Monitoring of atmospheric composition using the thermal infrared IASI/MetOp sounder*. Atmospheric Chemistry and Physics, 9, 6041-6054.
- Cohen J. B., Wang C. (2014): *Estimating global black carbon emissions using a top-down Kalman Filter approach*. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, Vol. 119, 307-323.
- Demir E., Bektas T., Laporte G. (2013): *A review of recent research on green road freight transportation*. European Journal of Operational Research, Vol. 237, Issue 3, 775-793.
- Enting, I. G. (2000): *Green's Function Methods of Tracer Inversion*. In: Inverse Methods in Global Biogeochemical Cycles (ed.: P. Kasibhatla). American Geophysical Union, Washington DC, 19-31.
- Guenther A., Karl T., Harley P., Wiedinmyer C., Palmer P. I., Geron C. (2006): *Estimates of global terrestrial isoprene emissions using MEGAN (Model of Emissions of Gases and Aerosols from Nature)*. Atmospheric Chemistry and Physics, 6, 3181-3210.
- Guerreiro C., González A., de Leeuw F., Viana M., Horálek J. (2016): *Air Quality in Europe – 2016 Report*. European Environment Agency, Koppenhága, 83 p.
- Franco V., Sánchez F. P., German J., Mock P. (2014): *Real-world exhaust emissions from modern diesel cars*. International Council on Clean Transportation. 53 p.
- Hartmann, D.L., A.M.G. Klein Tank, M. Rusticucci, L.V. Alexander, S. Brönnimann, Y. Charabi, F.J. Dentener, E.J. Dlugokencky, D.R. Easterling, A. Kaplan, B.J. Soden, P.W. Thorne, M. Wild and P.M. Zhai (2013): *Observations: Atmosphere and Surface*. In: Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (ed.: Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley). Cambridge University Press. 159-254.
- Heald C., Wilkinson M. J., Monson R. K., Alo C. A., Wang G., Guenther A. (2009): *Response of isoprene emission to ambient CO₂ changes and implications for global budgets*. Global Change Biology, 15, 1127-1140.
- Houweling, S., Kaminski T., Dentener F., Lelieveld J., Heimann M. (1999): *Inverse modeling of methane sources and sinks using the adjoint of a global transport model*. Journal of Geophysical Research, Vol. 104, No. D21, 26 137-26 160.
- Kousoulidou M., Fontaras G., Ntziachristos L., Bonnel P., Samaras Z., Dilara P. (2013): *Use of portable emissions measurement system (PEMS) for the development and validation of passenger car emission factors*. Atmospheric Environment, 64 (2013), 329-338.
- Kuenen J. J. P., Visschedijk A. J. H., Jozwicka M., Denier van der Gon H. A. C. (2014): *TNO-MACC_II emission inventory; a multi-year (2003-2009) consistent high-resolution European emission inventory for air quality modelling*. Atmospheric Chemistry and Physics, 14, 10963-10976.
- Lagzi I., Mészáros R., Gelybó Gy., Leelőssy Á. (2013): *Atmospheric Chemistry*. Eötvös Loránd Tudományegyetem, Budapest, 201 p.
- Lavorel S., Díaz S., Cornelissen J. H. C., Garnier E., Harrison S. P., McIntyre S., Pausas J. G., Pérez-Harguindeguy N., Roumet C., Urcelay C. (2007): *Plant Functional Types: Are We Getting Any Closer to the*

- Holy Grail?*. In: *Terrestrial Ecosystems in a Changing World* (ed.: Canadell, J. G., Pataki D. E., Pitelka L. F.). The IGBP Series, Springer-Verlag, Berlin Heidelberg. 149-164.
- Mansouri N. (2016): *A Case Study of Volkswagen Unethical Practice in Diesel Emission Test*. International Journal of Science and Engineering Applications. Volume 5 Issue 4, 2016, 211-216.
- Martin, R. V. (2008): *Satellite remote sensing of surface air quality*. Atmospheric Environment, xxx (2008), 1-21.
- Maurer T., Hermann L., Gaiser T., Mounkaila M., Stahr K. (2006): *A mobile wind tunnel for wind erosion field measurements*. Journal of Arid Environments, 66 (2), 257-271.
- Mijling, B., R. J. van der A (2012): *Using daily satellite observations to estimate emissions of short-lived air pollutants on a mesoscopic scale*. Journal of Geophysical Research, Vol. 117, D17302, doi:10.1029/2012JD017817.
- Montzka S. A., Dlugokencky E. J., Butler J. H. (2011): *Non-CO₂ greenhouse gases and climate change*. Nature, Vol. 476, 43-50.
- National Academies of Sciences, Engineering and Medicine (2016): *The Future of Atmospheric Chemistry Research: Remembering Yesterday, Understanding Today, Anticipating Tomorrow*. Washington DC: The National Academies Press. 226 p.
- Ntziachristos L., Gkatzoflias D., Kouridis C., Samaras Z. (2009): *COPERT: A European Road Transport Emission Inventory Model*. In: In: Athanasiadis I.N., Rizzoli A.E., Mitkas P.A., Gómez J.M. (eds) Information Technologies in Environmental Engineering. Environmental Science and Engineering. Springer, Berlin, Heidelberg. 491-504.
- O'Driscoll R., ApSimon H. M., Oxley T., Molden N., Stettler M. E. J., Thiyagarajah A. (2016): *A Portable Emissions Measurement System (PEMS) study of NO_x and primary NO₂ emissions from Euro 6 diesel passenger cars and comparison with COPERT emission factors*. Atmospheric Environment, 145 (2016), 81-91.
- Oldenkamp R., van Zelm R., Huijbregts M. A. J. (2016): *Valuing the human health damage caused by the fraud of Volkswagen*. Environmental Pollution, 212 (2016), 121-127.
- Pacifico F., Harrison S. P., Jones C. D., Sitch S. (2009): *Isoprene emissions and climate*. Atmospheric Environment, 43 (2009), 6121-6135.
- Pant P., Harrison R. M. (2013): *Estimation of the contribution of road traffic emissions to particulate matter concentrations from field measurements: A review*. Atmospheric Environment, 77 (2013), 78-97.
- Sárváry A. (2011): *A levegő környezetegészségügyi hatásai*. In: Környezetegészségtan, Debreceni Egyetem.
- Shindell D. T., Faluvegi G., Koch D. M., Schmidt G. A., Unger N., Bauer S. E. (2009): *Improved Attribution of Climate Forcing to Emissions*. Science, Vol 326, 716-718.
- Shine K. P., Berntsen T. K., Fuglestvedt J. S., Skeie R. B., Stuber N. (2007): *Comparing the climate effect of emissions of short- and long-lived climate agents*. Philosophical Transactions of the Royal Society, 365, 1903-1914.
- Sivasakthivel T., Reddy K. K. S. K. (2011): *Ozone Layer Depletion and its Effects: A Review*. International Journal of Environmental Science and Development, Vol. 2., No. 1., 30-37.
- Streets D. G., Canty T., Carmichael G. L., de Foy B., Dickerson R. R., Duncan B. N., Edwards D. P., Haynes J. A., Henze D. K., Houyoux M. R., Jacob D. J., Krotkov N. A., Lamsal L. N., Liu Y., Lu Z., Martin R. V., Pfister G. G., Pinder R. W., Salawitch R. J., Wecht K. J. (2013): *Emissions estimation from satellite retrievals: A review of current capability*. Atmospheric Environment, 77 (2013), 1011-1042.
- Strong C. L., Leys J., Raupach M. R., Bullard J. E., Aubault H. A., Butler H. J., McTainsh G. H. (2016): *Development and testing of a micro wind tunnel for on-site wind erosion simulations*. Environmental Fluid Mechanics, 16 (5), 3362-3373.
- Thompson G. J., Carder D. K., Besch M. C., Thiruvengadam A., Kappanna H. K. (2015): *In-Use Emissions Testing of Light-Duty Diesel Vehicles in the United States*. Center for Alternative Fuels, Engines and Emissions, West Virginia University. 117 p.
- Thorpe A., Harrison R. M. (2008): *Sources and properties of non-exhaust particulate matter from road traffic: A review*. Science of the Total Environment, 400, 270-282.
- Van Damme M., Clarisse L., Heald C. L., Hurtmans D., Ngadi Y., Clerbaux C., Dolman A. J., Erisman J. W.,

Coheur P. F. (2014): *Global distributions, time series and error characterization of atmospheric ammonia (NH₃) from IASI satellite observations*. Atmospheric Chemistry and Physics, European Geosciences Union, 2014, 14 (6), 2905-2922.

Vet R., Artz R. S., Carou S., Shaw M., Ro C., Aas W., Baker A., Bowersox V. C., Dentener F., Galy-Lacaux C., Hou A., Pienaar J. J., Gillett R., Forti M. C., Gromov S., Hara H., Khodzher T., Mahowald N. M., Nickovic S., Rao P. S. P., Reid N. W. (2014): *A global assessment of precipitation chemistry and deposition of sulfur, nitrogen, sea salt, base cations, organic acids, acidity and pH, and phosphorous*. Atmospheric Environment, Vol. 93, 101-116.

Weiss M., Bonnel P., Hummel R., Provenza A., Manfredi U. (2011): *On-Road Emissions of Light-Duty Vehicles in Europe*. Environmental Science and Technology, 2011, 45, 8575-8581.

Weiss M., Bonnel P., Kühlwein J., Provenza A., Lambrecht U., Alessandrini S., Carriero M., Colombo R., Forni F., Lanappe G., Le Lijour P., Manfredi U., Montigny F., Sculati M. (2012): *Will Euro 6 reduce the NO_x emissions of new diesel cars? – Insights from on-road tests with Portable Emissions Measurement Systems (PEMS)*. Atmospheric Environment, 62 (2012), 657-665.

WHO (2014): *Burden of disease from Household Air Pollution for 2012*. World Health Organization, Geneva.

Internetes források

[1] – A CEIP honlapja

<http://www.ceip.at/>

[2] – MACC projekt honlapja

<http://gmes-atmosphere.eu/about/project/details/>

[3] – Az OKIR emissziós adatbázisa

<http://web.okir.hu/sse/?group=LAIR>

[4] – A KSH környezetvédelemmel kapcsolatos idősorai

https://www.ksh.hu/stadat_eves_5

[5] – Az EIONET adatbázisának Magyarországra vonatkozó oldala

<http://cdr.eionet.europa.eu/hu/eu/>

[6] – A COPERT hivatalos honlapja

<http://emisias.com/products/copert>

[7] – Euronews-cikk a Volkswagen vezetőinek nyilatkozatairól

<http://www.euronews.com/2015/09/22/volkswagen-admits-it-totally-screwed-up-as-emissions-rigging-scandal-spreads>