

Szuhi Attila¹

KISTELEPÜLÉSEK LÉGSZENNYEZETTSÉGÉNEK MEGHATÁROZÁSA MODELLEZÉssel

BEVEZETÉS

A levegő szennyezettségének emberi egészségre gyakorolt káros hatása mára egyértelműen feltárt tény (Dockery 1993). Nem csak külföldön, de hazánkban is az 1980-as évek elején már számtalan kutatás foglalkozott a légszennyezettség káros egészséghatásával (Dávid, 1986, Szöllősi és tsai, 1980). Az elmúlt években pedig már a káros hatások számszerűsítése van napirenden, elsősorban az idő előtti halálra és az életév vesztesre koncentrálva (Beregszászi 2005, Watkiss et al. 2005). Az egészséghatások kutatása mellett pedig egyre nagyobb teret kap a légszennyezettség káros hatásának monetarizálása.

A fenti kutatásokhoz képest azonban a levegő pillanatnyi és hosszútávú szennyezettségéről meglehetősen keveset tudunk. A hazai Országos Légszennyezettségi Mérőhálózat manuális állomásainak száma és a mért szennyezőanyagok köre folyamatosan csökken, és az automata állomások száma a 2000-es évek közepétől érdemileg nem gyarapszik. Az automata állomások döntő része a nagyvárosokban és a légszennyezettségi zónák és agglomerációk városaiban található, amelyet néhány háttérállomás egészít csupán ki (OLM, 2012). Ennek az elrendezésnek viszont az a következménye, hogy a kistelepülések légszennyezettségéről alig vannak információink. Csupán egy-egy hatástanulmányt kiegészítő terepi mérés, vagy a települési környezetvédelmi programokban szereplő durva becslések közölnek tájékoztató adatokat.

Nyilván nincs realitása, annak, hogy a kistelepüléseket mérőállomásokkal lássuk el, az ottani légszennyezettség meghatározása, azonban fontos feladat, különös tekintettel az aeroszol szennyezettségre.

A 2000. évben a PM10 következtében évente 12 870 idő előtti halálozás következett be országos szinten (Watkiss et al. 2005). Huszonkét hazai városban pedig 4891 idő előtti halálozással számoltam a 2007.évben (Szuhi 2010). A PM10 esetében nem határozható meg olyan küszöbérték, amely alatt ne kellene káros egészséghatással számolni (WHO 2003) éppen ezért a kevésbé szennyezett kistelepüléseket is érinti ez a probléma. Különös tekintettel arra, hogy a hazai háttérszennyezettség mérő állomások is igen kedvezőtlen PM10 szennyezettséget mutatnak (OLM 2012), amelyet tovább növel a lokális források kibocsátása.

A kistelepülések légszennyezettségének meghatározása tehát fontos feladat, amelyben a mérőállomások hiánya miatt a transzmissziós modellezés eszközéhez kell fordulni. Kutatásomban egy hazai kistelepülés emissziókataszterét építettem fel, majd erre alapozva végeztem transzmissziós számításokat a 2008-as évre vonatkozóan. Kutatásomat egyetlen szennyezőanyagra a PM10-re terjesztetem ki, mivel ennek koncentrációja a legmagasabb és ennek egészségügyi hatása a legkritikusabb.

MÓDSZER

A vizsgált terület bemutatása

A vizsgálatra kiválasztott település a Komárom-Esztergom megyében található Tát település. Tát az Esztergom-Nyergesújfalu kistérségben található, Esztergomtól 8, Dorogtól 7 km-re. A település még az Almás-Táti Duna-völgy kistájban található, 114 km-rel a tengerszint felett, de a település külterülete már felhúzódik a Gerecse alsóbb vonulataira.

¹ **Szuhi Attila:** Eötvös Lóránd Tudományegyetem, Környezet- és Tájföldrajzi Tanszék
E-mail: szuhia@valaszuton.hu

Az 5405 lakosú nagyközség (KSH 2010) több szempontból is jó választásnak tűnik. Egyrészt az település nem rendelkezik számottevő ipari forrással (OKIR 2012), ami jellemző a hazai kistelepülések jelentős hányadára. Másrészt a települést egy elkerülőútnak köszönhetően elkerüli a forgalmas 10-es számú főút, így a közlekedés elsősorban a helyi és helyközi közlekedésre szorítkozik, a tranzitforgalom nem jelentős. Harmadrészt a település 10 km-es körzetében két automata mérőállomás is található, amely jó kontrollja lehet a vizsgálati eredményeknek. Végül a település lakossága a környezeti problémák, különösen a levegőszennyeződés kérdése iránt fogékony, így a vizsgálat eredményei a szélesebb közvéleményt is érdekelhetik.

2005-ben Táton elvégeztünk egy felmérést a helyi gyermekorvosok és házi orvosok bevonásával ahol a légúti és daganatos megbetegedések számáról kértünk információt. Sajnos az adatsorokban lévő hiányosságok nem tették lehetővé azok tudományos igényű feldolgozását, ám a megbetegedések emelkedő tendenciája és magas aránya megfigyelhető volt. A Táthoz igen közeli Dorogon azonban több tudományos publikáció is született, a légszennyezettség egészséghatásáról. 1996-ban a Bronchitis chr. és Asthma bronch. megbetegedési aránya elérte a 7,9%-ot, miközben az országos átlag 1,8% volt (Dávid A., 2010). Más kutatók kimutatták, hogy a dorogi légszennyezettségnek kedvezőtlen hatása van az aspecifikus légzőszervi megbetegedésekre és keringési rendszer okozta megbetegedésekre is (Nádor et al., 2005). Noha ezek az eredmények nem ültethetők át Tátra, ám jól jelzik a Dorogi-medence szennyezettségét és ennek káros egészségügyi vonatkozásait.

Emissziókataszter összeállítása

A, ipari források

A település igen kevés ipari forrással rendelkezik és ezek kibocsátása sem jelentős. Az ipari szennyező források adatait az Észak-dunántúli Környezetvédelmi Felügyelőségtől és az Országos Környezeti Információs Rendszerből nyertük ki (OKIR 2012). Az adatok alapján Táton mindösszesen hat bejelentés köteles ipari illetve közületi forrás található és ezek közül csupán egy malomipari forrás bocsátott kis szilárd szennyezőanyagot a 2008-as évben. Ennek mennyisége azonban csupán 52 kg/év volt, ami elhanyagolható.

Fontos azonban megemlíteni, hogy a település 20 km-es körzetében igen jelentős ipari pontforrások találhatóak (Szuhai A., 2007), amelyek befolyásolhatják a település levegőminőségét. Éppen ezért az emissziókataszterbe ezeket az ipari forrásokat belevettük. A szükséges adatok: UTM koordináták, kéménymagasság, átmérő, kilépési gázhőmérséklet és gázsebesség, valamint az emisszió. A források adatait az 1. táblázatba foglaltuk össze.

1. táblázat. Az ipari kibocsátók adatai

	kibocsátás (g/s)	kéménymagasság (m)	kéményátmérő (m)	gázhőmérséklet (K)	kilépési gázsebesség (m/s)
Hőerőmű	0.06	120	2	482	27
Veszélyeshulladék égető	0.07	70	0.79	393	20.7
Cementgyár	1.23	65	3.3	388	11.7
Cementgyár	1.23	65	3.3	388	11.7
Szénszálgyártás	0.09	40	3.43	303	4.39

A nagy ipari források esetében azzal a feltételezéssel éltük, hogy az üzemmenet folyamatos és az éves kibocsátást osztottuk szét órás kibocsátásra. ezek a források jellemezően állandóan üzemelnek, rövid karbantartási leállásokkal, ezek időpontjait azonban nem tudtuk megszerezni, ezért alkalmaztuk a fenti leírt módszert.

B, közlekedési források

Napjainkra a közlekedés egyre jelentősebb szerepet játszik a légszennyezőanyag kibocsátásban, különös tekintettel a lokális légszennyezésre. Tát esetében is sokáig meghatározó volt a közlekedési kibocsátás, mivel a 10-es számú főút a település egészén keresztülhaladt. Ez a probléma az elkerülőút megépültével lényegesen mérséklődött, de továbbra is jelentős a főút forgalma.

A közlekedési forrásokat két csoportra bontottuk. Az egyik a főút forgalma, míg a másik a település belterületén, utcáin zajló forgalom, a főutakat leszámítva. Míg az első esetben konkrét forgalomszámlálási adatok állnak rendelkezésünkre (Antal I. et al, 2009),, addig a belterületi közlekedési csak becsülni tudjuk.

A belterületi utak esetében a település egészére vetítettük ki a kibocsátást, területi forrásként értelmezve azt. A kibocsátási adatokat a KSH által gyűjtött, a lakossági közlekedésre vonatkozó jellemzői (KSH, 2010) és a COPERT 4-es szoftver segítségével számítottuk ki. A járműállomány eloszlását a KSH tájékoztatási adatbázis (KSH, 2009) alapján állítottuk össze, mintegy 50 különböző járműkategóriát állítva fel, a járművek típusa és környezetvédelmi jellemzői alapján. A főutak esetében a forgalomszámlálási adatokból származó járműkategóriákat osztottuk tovább a COPERT-nek szükséges járműkategóriákká. A belterületek esetén az átlagosan megtett távolságot, a település járműállományát vettük alapul.

A kibocsátás számításánál mind a belterületi, mind a főbb utak esetében figyelembe vettük a forgalom napi, heti és órás változását, amely a kibocsátás órás felbontású változásának szimulálását tette lehetővé (2. táblázat). Ez az imissziószámításhoz szükséges bemenő adat.

C. lakossági kibocsátás

A lakossági kibocsátás meghatározása az egyik legnehezebb feladat, ugyanis nincsenek megbízható adatok a lakossági fűtési módokról és tüzelőanyagokról. Éppen ezért a lakossági kibocsátás csak közelítő pontossággal határozható meg. Mivel kistelepülésről van szó, ezért feltételeztük, hogy a településen a lakossági fűtési módok és tüzelőanyagok eloszlása homogén, azaz a település bármely pontján azonos arányban oszlanak meg a fűtési módok.

A számítás alapja Tát lakásszáma volt. Mivel a gáztüzelésű háztartások száma és az általuk elfogyasztott földgáz mennyisége is ismert (KSH 2012) a feladat a szén, a biomassza és villanytüzelésű háztartások számának kiszámítása volt. A KSH a háztartások energiafelhasználását vizsgáló tanulmánya alapján országos szinten meghatározható a szén, biomassza és villanytüzelésű háztartások aránya, amelyet a 2005. évi Komárom-Esztergom megyei mikrocenzus adataival korrigáltunk. Így megkapható az egyes tüzelési módok aránya.

Feltételeztük, hogy a háztartások energiafogyasztása megegyezik a gáztüzelésű háztartások energiafogyasztásával. Az tüzelési módok szerint meghatározott energiafogyasztás alapján ismert energiatartalmú fűtőanyagok és kazán hatások megállapításával a fogyasztott tüzelőanyag mennyisége is meghatározható. Ezen adatok alapján pedig emissziós faktorok alkalmazásával a háztartásonként éves összes kibocsátás kiszámítható. Az emissziós faktorok meghatározását kellő részletességű és friss hazai szakirodalom hiányában az EMEP EEA Emission Inventory Guidebook alapján végeztük (EMEP/EEA 2009).

Mivel ismert a település belterülete és a fentiek alapján ismert a lakossági kibocsátás is, így kiszámítható az egy m²-re eső légszennyezőanyag kibocsátás. Mivel a transzmisszió-számító szoftver órás felbontású adatokat igényel, az éves adatokat órás adatokká kell alakítani. Ez azért is különösen fontos, hiszen a lakossági fűtési célú kibocsátás nagyban függ az időjárástól. Az órás kibocsátást, ezért a 2008.évi táti meteorológiai állomás órás hőmérsékleti adatsorából számítottuk ki a Szepesi-Kisberk féle (1976) egyenlet átalakításával, az alábbi módon:

$$Q_{nt} = C * (Q_{nf} - \frac{DH}{A} * Nt)$$

ahol:

Q_{nt} ($g/s \cdot m^2$) az n-edik $1 m^2$ -es terület egység t-edik órára vonatkozó átlagos emissziója

C: $0,2778 (g/sec \cdot m^2)$ átszámítási faktor

Q_{nf} : ($kg/év$) az n-edik $1 m^2$ -esterület egység helyiségfűtéséből származó évi emissziója

DH (fok/óra): fűtési fokóra értéke adott napon

A (fok/év): fűtési foknap évi összege

Nt (nap/1 óra): a fűtési emisszió napi változásait figyelembe vevő órás faktor

Az eredeti egyenlethez képest néhány változást bevezettem. A számításom egy négyzetméterre vonatkozik és a fűtési foknap helyett fűtési fokórával számoltam. Ennek megfelelően módosult az átszámítási faktor és az órás faktor nem két órás, hanem egy órás jellemzőt vesz figyelembe. A fűtési fokórák a tÁti meteorológiai állomás 2008. évi órás hőmérsékleti adatsorából számítottuk ki, $20 C$ fokos belső hőmérsékletet feltételezve.

A fenti módszerrel meghatározható az egy négyzetméterre eső órás felbontású lakossági fűtési célú légszennyezőanyag kibocsátás.

Légköri diszperzió modellezése

A légszennyezettség modellezésénél a USEPA által kifejlesztett AERMOD légköri diszperzió modellező szoftvert használtuk (US EPA 2004). A szoftver órás felbontású felszíni és magaslégköri meteorológiai adatokat igényel. Az adatokat a tÁti meteorológiai állomás adatsoraiból a 2008-as évre vonatkozóan az OMSZ bocsátotta rendelkezésemre (Állomás szám: 12847, Északi szélesség: 47-45-00, Keleti hosszúság: 018-36-00, magasság: 109).

A szoftver alkalmas a domborzati hatások figyelembevételére, amely igen nagy hatással bír a vizsgált légszennyezőanyag eloszlásra. Az AERMOD kiegészítője az AERMAP alkalmas arra, hogy SRTM domborzatmodellből előállítsa az AERMOD futtatásához szükséges adatokat (Farr et al. 2007), mely a források és receptorok tengerszint feletti magasságát tartalmazza.

A modellezés során egy 4250×2300 méteres receptorhálót állítottunk fel, 250 méteres rácsponttávolsággal, összesen 198 receptorponttal. A receptorpontok számát a személyi számítógép kapacitása korlátozta be, így a kapott adatok elsősorban települési háttérszennyezettségként értelmezhetőek. Egy sűrűbb hálóval a forgalmasabb utak hatása is jól kimutatható lehetne.

Imissziós adatok feldolgozása

Az AERMOD által számított koncentráció adatokat a SURFER szoftverbe importáltuk és a természetes szomszédok interpolálási eljárást alkalmazva folyamatos koncentráció eloszlást kaptunk a modellezett térségre vonatkozóan.

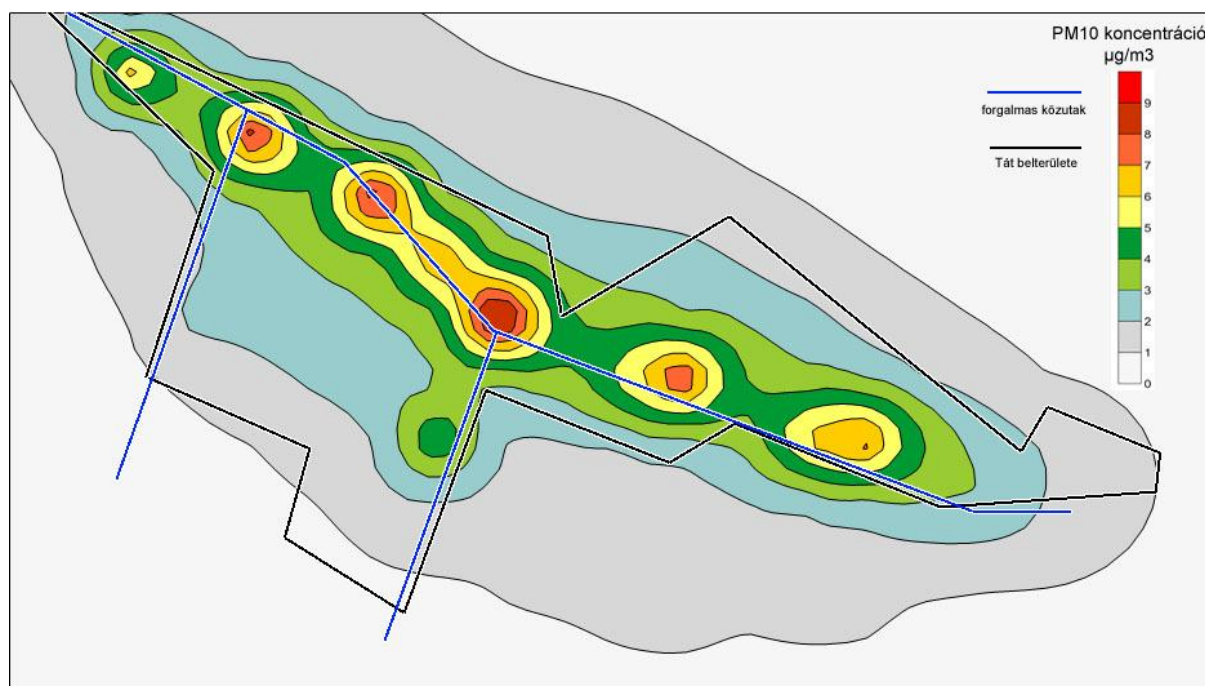
EREDMÉNYEK

A fenti módszereket alkalmazva számítottuk ki TÁt település éves PM₁₀ koncentrációját a helyi lakossági, közlekedési és a környékbeli nagy ipari pontforrások kibocsátását figyelembe véve. A kapott eredmények szerint TÁt település éves átlagos PM₁₀ koncentrációja a helyi források által a városi háttérszennyezettségnek megfelelő receptorpontokban $2-4 \mu g/m^3$ között alakul. A forgalmasabb utakhoz közel ennél magasabb értéket is számítottunk ($4-9 \mu g/m^3$).

A kapott koncentrációadat értékeléséhez szükséges a regionális háttérszennyezettség figyelembe vétele is. TÁton nem működik háttérszennyezettség mérő állomás, ezért a

legközelebbi Fertőújlak-Sarródi háttérszennyezettség mérő állomás 2008-as adatsorát vettük figyelembe. Ezen mérőállomás évi átlagos légszennyezettsége $19,31 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Így a háttérszennyezettség és a modellezett lokális légszennyezettség a települési háttérterületeken együttesen $21-23 \mu\text{g}/\text{m}^3$ számítottuk. Sajnos a településen nincs mérőállomás, amelyből megállapítható lenne, hogy a számított légszennyezettség, mennyiben egyezik meg a mért légszennyezettséggel. A közeli ám lényegesen iparosodottabb Dorogon (12 ezer fő) $31,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ volt a 2008-as évben a PM10 települési háttérszennyezettség. A szintén közeli ám nagyobb lélekszámú, de kevésbé iparosodott némileg kedvezőbb fekvésű Esztergomban (30ezer fő) $27,11 \mu\text{g}/\text{m}^3$ volt a levegő éves átlagos PM10 koncentrációja 2008-ban. Ezek alapján a Tátra számított légszennyezettségi érték elfogadhatónak tűnik.

Kiszámítottuk az adott év alatt várható maximális 24 órás PM10 koncentrációértékeket is. Ezek értéke a települési háttérterületeken $12-15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ között, míg a forgalmas utak közelében $30-60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ között alakult.



1. ábra Évi átlagos PM10 koncentráció Táton a lokális források hatására

KÖVETKEZTETÉSEK

Noha Tát éves átlagos PM10 koncentrációja nem lépi túl a megengedett $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ -es küszöbértéket, azonban a légszennyezettség ettől függetlenül mégsem tekinthető elfogadhatónak. A regionális háttérszennyezettség ugyanis igen magas és ezt a lokális szennyezőforrások, ha nem is túl nagy mértékben, de tovább növelik. A WHO 2005-ben megfogalmazott ajánlásában $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ éves határértéket tart egészségügyi szempontból elfogadhatónak (WHO 2003). Ezt a határértéket pedig Tát PM10 koncentrációja túllépi. Érdeemes arra is figyelni, hogy a rövid határidejű, 24 órás koncentrációk igen magasak, amelyre a regionális szennyezettség ráakódik, és ez már sokkal kritikusabb, mint az éves átlagos szennyezettség. A számítások alapján a 24 órás egészségügyi határértéket a légszennyezettség csupán a lokális források hatására is túllépi, holott erre még a regionális háttérszennyezettségi is ráakódik.

A kapott eredmények mindazonáltal jól mutatják a modellezés lehetőségeit a kistelepülések légszennyezettségének meghatározásában. Mérőműszerek nélkül egyszerű módszerrel jó közelítéssel kiszámíthatóak a kistelepülések légszennyezettsége és ez lehetőséget nyújthat arra is a jövőben, hogy a módszertan finomításával a szmogriasztás

valamilyen formában a kistelepülésekre is kiterjedjen. Erre különösen azért lenne szükség, mert a magas légszennyezettségű helyzetek kialakulása elsősorban meteorológiai helyzetek függvénye, és amely alól a kisebb települések sem tudják kivonni magukat.

FELHASZNÁLT IRODALOM

- ANTAL ISTVÁN ET AL. 2009: Az Országos Közutak 2008. évre vonatkozó keresztmetszeti forgalma, Magyar Közút Nonprofit Zártkörűen Működő Részvénytársaság, Budapest, 418p.
- BEREGSZÁSZI T., PÁLDY A., HANGYÁNÉ SZM., BOBVOJ J., VAMOS A. 2005. A légszennyezettség környezet-egészségügyi értékelése Budapesten és néhány vidéki városban a 2002. évi adatok alapján. In Magyar Higiénikusok Társasága VIII. Nemzeti Kongresszusa. Siófok.
- DÁVID A., KÉGEL E 1984.: Krónikus gyermekbetegek fölmérése és elemzése Dorog városában. Magyar Gyermekorvos Társaság Nyugat-Dunántúli csoportja, 35. Tudományos ülés, Szombathely, 1984. szeptember, 8.
- DÁVID A. 2010: 50 év a gyermekgyógyászatban, Házi Gyermekorvosok Egyesülete, XII. tudományos konferencia, Siófok, 2010. május 14-16.
- DOCKERY W.D., ARDEN POPE C., XIPING X., SPENGLER J.D., WARE J.H., FAY M.E., FERRIS G.B., SPEIZER E.F. 1993: An Association between Air Pollution and Mortality in Six U.S. Cities. The New England Journal of Medicine, 329: 1753-1759.
- EMEP/EEA 2009: Air pollutant emission inventory guidebook — 2009, Koppenhága, 2009.
- FARR, T. G., ET AL. 2007. The Shuttle Radar Topography Mission, Rev. Geophys., Reviews Of Geophysics, Vol. 45, RG2004, 33 pp.,
- KSH 2009: A lakossági közösségi és egyéni közlekedés jellemzői, 2009, KSH
- KSH 2010: Helységnévkönyv adattár 2010
http://portal.ksh.hu/pls/ksh/docs/hun/hnk/Helysegnevkonyv_adattar_2010.xls,
időpont 2012 augusztus 24.
- KSH 2012: Tájékoztató adatbázis. <http://ksh.hu>. 2012. augusztus 25.
- NÁDOR G., PÁLDY A., RUDNAI P. 2005. A Dorogi hulladékégető környezet-egészségügyi hatása pontforrás analízis alapján., Magyar Higiénikusok Társasága VIII. Nemzeti Kongresszusa, Siófok, 2005. október 4-6.
- OLM 2012: Országos Légszennyezettségi Mérőhálózat 2012, automata mérőállomások.
<http://www.kvvm.hu/olm.2012.augusztus.19>.
- OKIR 2012: Országos Környezeti Információs rendszer, <http://okir.kvvm.hu>, 2012. augusztus 22.)
- SZÖLLÖSI E. ET AL. 1980: Általános iskolások egészségi állapota és fejlődése a levegő szennyezettségének tükrében II. Egészségtudomány 24.4 323-329
- SZEPESI D., KISBERK I. 1976: A városi légszennyezettség meteorológiai szimulálása 1. rész: Légszennyező anyagok városi méretű emissziókatasztere Időjárás 80. évf. 4. szám. 189-201.
- SZUHI A. 2007: A levegő minősége a Dorogi- medencében, Válaszúton Alapítvány, Esztergom
- SZUHI A. 2010: A szálló por okozta járulékos halálozás 22 hazai városban Tájökológiai Lapok 8 (3): 411–420.
- U.S EPA. 2004: User's Guide for the AMS/EPA Regulatory Model – AERMOD, U.S. EPA.
- WATKISS P., PYE S., HOLLAND M. 2005. CAFE CBA: Baseline Analysis 2000 to 2020. 122. AEA Technology Environment.
- WHO. 2003. Health Aspects of Air Pollution with Particulate Matter, Ozone and Nitrogen Dioxide. 230. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe.

WHO 2005: Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide, 20 pp, Geneve