



# A CHIMERE kémiai transzport modell kiértékelése a DELTA Tool szoftver segítségével

**Tóth Anita**

Országos Meteorológiai Szolgálat, toth.a@met.hu

DOI: 10.56474/legkor.2022.4.3

A FAIRMODE közösség fejlesztése alatt álló DELTA Tool szoftver segítségével végeztük el az Országos Meteorológiai Szolgálatnál készülő szennyező anyag koncentráció előrejelzések kiértékelését. A vizsgált szennyezők a  $\text{NO}_2$ ,  $\text{O}_3$  és  $\text{PM}_{10}$ . A CHIMERE modellel számolt koncentrációkat az Országos Légszennyezettségi Mérőhálózat által szolgáltatott mérésekkel vetettük össze. A kiértékelésben 5 budapesti mérőállomás adatait használtuk fel, a vizsgálataink a 2021-es évre vonatkoznak. A cikkben kitérünk a DELTA Tool háttérét képező matematikai összefüggések magyarázatára. Mindhárom szennyező anyag esetében bemutatjuk a szoftver egyedi, modellteljesítményt értékelő diagramjait és összefoglaló táblázatait és a legfontosabb statisztikai mérőszámokat is elemezzük a cikkben.

## Evaluation of CHIMERE chemical transport model performance with DELTA Tool

The air pollutant concentration forecasts made at the Hungarian Meteorological Service had been evaluated with the Delta Tool software developed within the FAIRMODE community. The examined pollutants are  $\text{NO}_2$ ,  $\text{O}_3$  and  $\text{PM}_{10}$ . The concentrations calculated with the CHIMERE model were compared to the measurements provided by the National Air Pollution Measuring Network. In the evaluation we used the data of 5 monitoring sites in Budapest, our research refers to the year 2021. In the article we discuss the mathematical relationships that form the background of the DELTA Tool. In case of the three pollutants we present the unique, model performance assessment diagrams and summary tables of the software and we analyze the key statistical metrics in the article.

### Bevezetés

A légszennyezés számos emberi tevékenység velejárója már évszázadok óta. Európában számos légszennyező anyag kibocsátása mérséklődött az elmúlt évtizedekben (*Annesi-Maesano*, 2017). Ennek ellenére azonban még

számos területen kerül sor az EU-s és a WHO által definiált levegőminőségi határértékek túllépésére. Szigorú szabályozásokra van szükség ahhoz, hogy a levegőminőség javításának területén már elért eredményeket fenn-tartsuk, valamint további pozitív irányú változást segítsünk elő.

A légszennyezés területén hozott EU-s szabályozások közül különösen fontos a 2008 májusában elfogadott, a környezeti levegő minőségéről és a Tisztább levegőt Európának elnevezésű programról szóló 2008/50/EK Irányelv (továbbiakban: Irányelv) (*European Union*, 2008). Az Irányelvben definiálják az egyes szennyező anyagok koncentrációinak meghatározására vonatkozó vizsgálati módszereket, annak érdekében, hogy összehangolt módon kövessék nyomon a szennyezők légköri mennyiségének alakulását, valamint a levegő minőségének ellenőrzése is egységes legyen. Az emberi egészség, vegetáció és ökoszisztémák védelme érdekében különböző határértékeket határoznak meg a szabályozásban szereplő szennyező anyagok koncentrációira (különböző órás, napi, éves átlagokra) vonatkozóan. Az Irányelv megengedi, hogy a mérési adatok mellett modellek segítségével előállított koncentráció értékekkel is készülhessenek értékelések, melyek egy adott térség légszennyezettégi viszonyait írják le (*European Environment Agency*, 2011). Fontos, hogy hiteles és megbízható adatokból készüljenek el ezek az értékelések, tehát biztosítani kell a mérési és a modellezési adatok minőségét egyaránt.

A FAIRMODE (Forum for Air Quality Modelling in Europe, <https://fairmode.jrc.ec.europa.eu/>) közösség azért jött létre 2007-ben, hogy segítse a levegőminőségi modellezéssel foglalkozó szakemberek együttműködését, tapasztalataik cseréjét. A FAIRMODE célja támogatni az összehangolt levegőminőségi modellezést Európán belül. Évente szerveznek plenáris ülést és kisebb technikai megbeszéléseket, találkozókat. A FAIRMODE munkacsoportokra osztva működik, amelyek a modellezés különböző területeivel foglalkoznak, mint például: értékelés, forrásazonosítás, tervezés, emisszió (*Monteiro et al.*, 2018). Mivel az Irányelv előírja, hogy megfelelő minőséggel rendelkező modellezési technikákat kell alkalmazni a koncentráció értékek előállításához, a FAIRMODE egyik fő feladatának tekinti olyan modellminőség indikátorok és kritériumok bevezetését, amelyek teljesítésével biztosítható, hogy megfelelő minőségben állnak rendelkezésre a modell eredmények a további felhasználásra. Ehhez kapcsolódóan

olyan eljárások kifejlesztésén dolgoznak, amelyek alkalmasak a különböző modellek egységes mintán alapuló kiértékelésére. Definiálták a modellezési minőség-célkitűzés (MQO – Model Quality Objective) módszertanát, amely a mérési bizonytalanságon alapul. Az e köré épült modellértékelési rendszert a DELTA Tool szoftverben építették fel (*Janssen and Thunis*, 2020).

A FAIRMODE által kidolgozott módszertant már többen is alkalmazták kémiai transzport modellek kiértékelésére Európában. A Kelet-Mediterrán térségben *Kushta és munkatársai* (2019) a DELTA Tool segítségével vizsgálták a WRF-Chem modell teljesítményét. *Gradišar és munkatársai* (2018) szlovéniai városokra vonatkozó ózon előrejelzések pontosságát vizsgálták a DELTA Tool szoftverrel. *Carnevale és munkatársai* (2014) a Pó-völgy térségében végeztek  $PM_{10}$ -re vonatkozó vizsgálatokat a szoftverrel.

Ebben a cikkben az Országos Meteorológiai Szolgálatnál futtatott CHIMERE kémiai transzport modell teljesítményét vizsgáljuk. Öt budapesti mérőállomásra vonatkozó  $PM_{10}$ ,  $NO_2$  és  $O_3$  előrejelzések kiértékelését végeztük el a DELTA Tool szoftverrel a 2021-es évre vonatkozóan.

### A DELTA Tool szoftver ismertetése

A DELTA Tool egy IDL alapú, modelledmények kiértékelését segítő szoftver. Könnyen és gyorsan tudunk különböző grafikonokat, ábrákat létrehozni a segítségével. Főként légszennyező anyagokra koncentrálnál, de egyéb meteorológiai változók kiértékelésére is alkalmas. A DELTA Tool adott földrajzi pontokban hasonlítja össze a mért és a modellezett idősorokat (*Georgieva et al.*, 2015). A különböző statisztikai mérőszámok számításához a DELTA Toolnak egy egész naptári év mért és modellezett koncentrációira van szüksége óras felbontásban az adott állomáson. Egyes indikátorok származtatása során az időbeli átlagolás változhat a vizsgált szennyezőtől függően az aktuális szabályozás miatt:  $PM_{10}$  esetében napi átlagokkal,  $O_3$  esetében 8 órás átlagok napi maximumával dolgozik általában a szoftver. Alapvető tulajdonsága a szoftvernek, hogy nem csak egy, hanem több modell eredményeit is értékelhetjük,

ekkor a mérés-modell összehasonlítás mellett a modellek egymás közötti teljesítményét is ellenőrizhetjük. Továbbá ahhoz, hogy az adott állomásra vonatkozó statisztikai vizsgálatokat elvégezzük, bizonyos mennyiségű adatnak, egészen pontosan legalább 75%-nak rendelkezésre kell állnia az adott állomásról (Gradišar et al., 2018). Ez a kritérium érvényes az órás és napi átlagokra, valamint a 8 órás maximumokra is. (Utóbbi esetben tehát a 8 órás ablakokban legalább 6 óra adataira szükség van.)

Egy levegőminőségi modell teljesítményének értékelése során fontos kiemelni a modell erősségeit és gyengeségeit, hiszen ezen információk alapján tudjuk eldönteni, hogy a modell megfelelő minőségű adatokat állít-e elő ahhoz, hogy egy adott feladatra (pl. döntéshozók segítésére) alkalmazni lehessen. A korábban már említett modellezési minőség-célkitűzés (Modelling Quality Objective – *MQO*) módszertan képezi a DELTA Tool alapját. A mért és modellezett értékek közti különbség jellemzésére a DELTA Tool modellezési minőség-indikátort (Modelling Quality Indicator – *MQI*) számít a rendelkezésre álló adatok alapján (Monteiro, 2018). A modellezési minőség-célkitűzés valójában egy kritérium, amit az *MQI*-nek teljesítenie kell: a modellezési minőség-célkitűzés akkor teljesül, ha  $MQI \leq 1$ . Az *MQI* számítása mellett a rendelkezésre álló mért-modellezett értékpárok alapján a DELTA Tool további modellezési teljesítményindikátorokat (Modelling Performance Indicators – *MPI*) is számít, amelyek abban segítenek, hogy a fennálló eltéréseket különböző szempontok (pl. korreláció, szórás, térbeli változékonyság) szerint vizsgáljuk. Ezekre az indikátorokra vonatkozóan is vannak definiálva kritériumok, amelyeket a modelledményeknek teljesítenie kell: modellezési teljesítménykritériumoknak hívjuk ezeket (Modelling Performance Criteria – *MPC*) (Janssen and Thunis, 2020). Láthatjuk tehát, hogy a DELTA Toolban több indikátort is definiáltak, amelyekkel eldönthető, hogy a modell adott célra használható-e. Ezeket az alap statisztikai mérőszámokból származtatja a szoftver, s a következő (1) – (10) egyenletek definiálják:

Mérések átlaga ( $\bar{O}$ )

$$\bar{O} = \frac{(\sum_{i=1}^N O_i)}{N} \quad (1)$$

Modellezett értékek átlaga ( $\bar{M}$ )

$$\bar{M} = \frac{(\sum_{i=1}^N M_i)}{N} \quad (2)$$

Mérések szórása ( $\sigma_o$ )

$$\sigma_o = \frac{1}{N} \sqrt{\sum_{i=1}^N (O_i - \bar{O})^2} \quad (3)$$

Modellezett értékek szórása ( $\sigma_M$ )

$$\sigma_M = \frac{1}{N} \sqrt{\sum_{i=1}^N (M_i - \bar{M})^2} \quad (4)$$

Root Mean Square Error (*RMSE*)

$$RMSE = \frac{1}{N} \sqrt{\sum_{i=1}^N (O_i - M_i)^2} \quad (5)$$

Centered Root Mean Square Error (*CRMSE*)

$$CRMSE = \frac{1}{N} \sqrt{\sum_{i=1}^N (O_i - \bar{O})^2 (M_i - \bar{M})^2} \quad (6)$$

Korrelációs együttható (*R*)

$$R = \frac{\sum_{i=1}^N (M_i - \bar{M}) (O_i - \bar{O})}{\sqrt{\sum_{i=1}^N (M_i - \bar{M})^2} \sqrt{\sum_{i=1}^N (O_i - \bar{O})^2}} \quad (7)$$

*BIAS*

$$BIAS = \bar{M} - \bar{O} \quad (8)$$

Normalised Mean Bias (*NMB*)

$$NMB = \frac{BIAS}{\bar{O}} \quad (9)$$

Normalised Mean Standard Deviation (*NMSD*)

$$NMSD = \frac{\sigma_M - \sigma_o}{\sigma_o} \quad (10)$$

A fenti egyenletekben *i* jelöli az adott időpontot, *N* db adat van összesen.  $M_i$  a modellezett,  $O_i$  pedig a mért adatok jelölésére szolgál.

Az *MQI* az egyik legfontosabb mérőszám, amely alapján a FAIRMODE ajánlása szerint el lehet dönteni, hogy egy modell mennyire teljesít jól (Janssen and Thunis, 2020). Ez az indikátor

a modell és a mérések közti különbség, valamint egy a mérési bizonytalansággal arányos kifejezés hányadosaként áll elő. Idősorokra általánosítva az alábbi módon határozható meg az *MQI*:

$$MQI = \frac{RMSE}{\beta RMS_U} \quad (11)$$

A (11) egyenletben szereplő  $\beta$  egy olyan együttható, amely az *MQO* szigorúságáért felel, értéke konstans:  $\beta=2$ . Azzal, hogy ezen együttható értéke 2, azt biztosíthatjuk, hogy az *MQO* teljesülése esetén a modell eltérése a mérésektől maximum a mérési bizonytalanság kétszerese (*Janssen and Thunis, 2020*).

$RMS_U$  a mérési bizonytalanságból a következőképpen áll elő:

$$RMS_U = \frac{1}{N} \sqrt{\sum_{i=1}^N U_i} \quad (12)$$

$$U = ku_r^{RV} \sqrt{(1-\alpha^2)(\bar{O}^2 - \sigma_o^2) + \alpha^2 x RV^2} \quad (13)$$

A (13)-as egyenletben látható, hogyan kerül számításra a mérési bizonytalanság, az *U*, a DELTA Toolban. Ez a mérési bizonytalanság, amely a mérőműszerek maximális bizonytalanságát számszerűsíti, korábban konstans százalék értéként jelent meg az adott szennyezőanyagra vonatkozóan, újonnan pedig a mért koncentrációk függvényében kerül kiszámításra (*Carnevale et al., 2014*). Az  $\alpha$  egy együttható, értéke 0 és 1 közötti. Az *RV* egy referencia koncentrációt jelent, ezek minden szennyező anyag esetében az Irányelvben meghatározott határértéket jelentik. Az  $u_r^{RV}$  kifejezés az *RV* körüli relatív mérési bizonytalanság becslése, tehát egy százalékos érték. Az egyenlet jobb oldalán szorzóként megjelenő *k* egy kiterjesztési tényező, melynek értéke egy bizonyos konfidencia szinttel hozható összefüggésbe. Ezen a konfidenciaszinten biztosítható, hogy a tökéletes mérés

	$\beta$	$u_r^{RV}$	<i>RV</i>	$\alpha$
NO <sub>2</sub>	2,0	0,24	200 µg/m <sup>3</sup>	0,2
O <sub>3</sub>	2,0	0,18	120 µg/m <sup>3</sup>	0,79
PM <sub>10</sub>	2,0	0,28	50 µg/m <sup>3</sup>	0,25

1. táblázat. Az *MQI* származtatásához szükséges paraméterek listája.

az  $[O_i \pm U]$  intervallumon belül van. A  $k=2$  érték 95%-os konfidenciaszintet jelent. Az 1. táblázat tartalmazza az *MQI* származtatásához szükséges szennyező specifikus paraméterek értékét.

A fentiek alapján láthatjuk tehát, hogy az *MQI* az *RMSE* statisztikai mérőszámmal áll kapcsolatban. A további indikátorokat (*MPI*-k), amelyek az *MQI*-t kiegészítve szintén a modell teljesítményét jellemzik, a korreláció, a BIAS és szórás mérőszámokkal definiálták és a modell időbeli és térbeli teljesítményét is leírják. Fontos megjegyezni, hogy ezek a kiegészítő indikátorok is függenek a mérési bizonytalanságtól.

*Janssen és Thunis (2020)* alapján a modellértékeléshez legalább 5 állomásra vonatkozóan szükséges adatokkal rendelkezni. A FAIRMODE továbbá úgynevezett teljesülési kritériumot is előír az állomásokkal szemben, eszerint az *MQO*-nak teljesülnie kell az állomások legalább 90%-án. A gyakorlatban ezt úgy ellenőrzik, hogy minden állomásra vonatkozóan kiszámítják az *MQI* értékét, ezeket növekvő sorrendbe teszik és kiszámítják a 90. percentilis értéket a következő egyenlet alapján:

$$MQI_{90} = MQI(S_{90}) + [MQI(S_{90+1}) - MQI(S_{90})] \times dist \quad (14)$$

A (14)-es egyenletben szereplő  $S_{90}$  az  $N \times 0,9$  szorzat egész része, a *dist* kifejezés az  $N \times 0,9$  szorzat és az  $N \times 0,9$  szorzat egészrészének a különbsége. *N* az állomások számát jelöli. Az így definiált  $MQI_{90}$  érték alapján az *MQO* akkor teljesül, ha a fenti  $MQI_{90} \leq 1$  (*Monteiro et al., 2018*). A DELTA Tool szoftver természetesen ezt a mérőszámot is számítja.

Van még egy említésre méltó sajátossága a DELTA Toolnak, ez pedig a modell bizonytalanságának származtatása. A modell bizonytalansága az alapján a feltételezés alapján kerül kiszámításra, hogy a modellezési és a mérési bizonytalanságok összemérhetők a mért és modellezett koncentrációk közti eltéréssel. A definíciók alapján, amennyiben az *MQO* teljesül, a modell bizonytalansága nem lehet több, mint a mérési bizonytalanság 1,75-szöröse (*Janssen and Thunis, 2020*). A DELTA Tool ezt a modellezési bizonytalanságot egy, az adott referencia koncentráció körüli relatív bizonytalanságként (százalékként) adja meg.

A DELTA Toolban módunkban áll kiválasztani, mely szennyezőre, mely állomásokra, és milyen időintervallumra szeretnénk elvégezni az elemzéseket. Az adatok időbeliségét illetően megadhatjuk, hogy az óras átlagokkal, vagy 8 órás mozgóátlagokkal dolgozzon a szoftver. Napi adatelemzésre vonatkozó beállítást is tehetünk bizonyos feldolgozások esetében: napi átlag, napi maximum és napi minimum állítható elő. A feldolgozások adott diagramok előállítását jelentik. Készíthetünk, az adatok időbeliségétől függően, oszlopdiagramokat, egyszerű vonaldiagramokat, szórásdiagramot, Q-Q ábrát, Taylor diagramot, valamint ezen közismert diagramtípusok mellett a DELTA Tool egyedi diagramjai is előállíthatók. Az egyedi diagramok közül a legfontosabb az ún. target diagram, amely az állomások  $MQI$  értékeit jeleníti meg, valamint leolvasható róla az összes állomás tekintetében a modell teljesítményét jellemző  $MQI_{90}$  érték is.

### A modellrendszer

A légköri szennyező anyagok tekintetében, ahogyan más meteorológiai paramétereket illetően is, a mérések biztosítják a valósághoz leginkább közel álló információkat. Mégis sok esetben meteorológiai, levegőkémiai modellek eredményeit kell használnunk a körülöttünk zajló folyamatok megértéséhez. Az állomáshálózat sűrűsége határozza meg, milyen területek levegőminőségét elemezhetjük a mérések felhasználásával. Ha azonban olyan területeket szeretnénk vizsgálni, ahol nem végeznek méréseket, a modelleket kell használnunk, hiszen modelleredmények akár tetszőleges (a számításokra vonatkozó bizonyos korlátokat figyelembe véve) sűrűségű rácshálóra előállíthatók. Akkor is a modellekre kell hagyatkoznunk, ha előrejelzéseket szeretnénk készíteni, azaz, ha arra vagyunk kíváncsiak, milyen szennyező anyag koncentrációk várhatók a jövőben. Valamint a modellezés segít megérteni azokat a folyamatokat, amelyek a szennyező anyagok légköri mennyiségét alakítják (*European Environment Agency*, 2011).

Az Országos Meteorológiai Szolgálatnál a CHIMERE kémiai transzport modellel készülnek operatíván 48 órás szennyező anyag koncentráció

előrejelzések. A  $PM_{10}$ ,  $PM_{2,5}$ ,  $SO_2$ ,  $NO_2$  és  $O_3$  előrejelzések  $0,1^\circ \times 0,1^\circ$ -os (közel 10 km-es) horizontális felbontással készülnek el az ország területére, a nagyvárosok esetében (Budapest, Miskolc, Pécs) közel 2,5 km-es felbontásban ( $0,02^\circ \times 0,015^\circ$  rácson) is készülnek számítások. A levegőminőségi előrejelzések elkészítéséhez a CHIMERE az AROME numerikus előrejelző modell adatait használja fel. A meteorológiai adatok a modellezési területnek megfelelően 10 km-es és 2,5 km-es térbeli, valamint 1 órás időbeli felbontásúak. A kibocsátásokra vonatkozó adatok az EMEP 2015-ös (2022 tavasza óta a 2019-es),  $0,1^\circ$ -os felbontású leltárából származnak az országos előrejelzések esetében. A városi léptékű előrejelzések elkészítéséhez finomabb,  $0,05^\circ \times 0,05^\circ$ -os felbontású kibocsátási adatokat használ a modell. A koncentrációk határfeltételei az LMDz-INCA globális, klimatológiai adatbázisából valók a 10 km-es felbontású futás esetében, a finomabb felbontású futtatásnál a durva felbontású modell adja a határfeltételeket. A kezdeti értékek mindkét esetben az előző futtatás megfelelő értékeiből állnak össze. A biogén emissziókat a MEGAN globális modell biztosítja közel 1 km-es felbontásban.

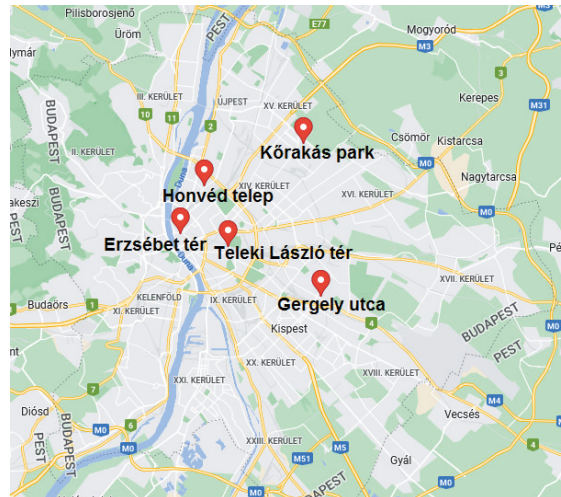
A DELTA Tool szoftverrel a 2021-es év előrejelzéseit értékeltük ki. A modell kiértékelésben a 2,5 km-es felbontású számítások eredményeit használtuk fel, minden naptári nap esetében az első 24 óra előrejelzése került be az éves adatbázisba. Öt budapesti állomás területére vonatkozó  $NO_2$ ,  $PM_{10}$  és  $O_3$  előrejelzést értékeltünk ki. A 4. fejezetben gyűjtöttük össze ezen mérőállomásokra vonatkozó információkat.

### Mérések jellemzése

Az Országos Légszennyezettségi Mérőhálózat (OLM) keretén belül működő mérőállomások óras felbontású adatait használtuk fel vizsgálataink során. Öt helyszínt választottunk ki Budapest területéről, ezek Kőrakás park, Honvéd telep, Erzsébet tér, Gergely utca és Teleki László tér néven szerepelnek a nyilvántartásban. Az AWAIR (<https://www.interreg-central.eu/Content.Node/AWAIR/AWAIR.html>) projekt keretében az Országos Meteorológiai Szolgálat 2020. július óta szolgált

ezekre az állomásokra vonatkozó előrejelzési adatokat, valamint néhány, az előrejelzést értékelő statisztikai mutatót a Zuglói Polgármesteri Hivatal részére. A DELTA Tool szoftver hazai adaptálásához így kézenfekvő volt, hogy elsőként ezeket az adatokat értékeljük ki egy teljes naptári évre vonatkozóan. Az állomásokról a 2. táblázat nyújt összefoglaló információt. Az 1. ábra az állomások földrajzi elhelyezkedését jeleníti meg. Ózonkoncentráció mérések csak három helyszínen: Kőrakás park, Gergely utca és Teleki László tér állomásokon zajlanak a választott állomások közül. NO<sub>2</sub> és PM<sub>10</sub> mérések minden állomásról a rendelkezésünkre álltak. A 2021-es, órás felbontású koncentrációk legalább 92%-a elérhető minden mérőállomásra.

A mért adatok értelmezése, és a modell értékelése szempontjából is fontos megemlíteni néhány, a vizsgált területre jellemző tulajdonságot. A lakossági tüzelés és a közlekedés határozza meg leginkább Budapest levegőminőségét, de az ipari tevékenységekhez kötődő kibocsátások is hatással vannak a mért koncentrációkra (Ferenczi, 2013). A 2. táblázatban olvashatjuk, hogy városi típusúak az állomások, azaz folytonosan beépített területekről származnak a mérések. Az állomások típusa ezen belül elkülönül aszerint, hogy az adott mérést leginkább a közvetlen közelből származó közlekedési kibocsátások (közlekedési típus), vagy kevéssé a helyi közlekedés és jóval inkább egy nagyobb területről származó összegzett kibocsátás (háttér típus) befolyásolja. Egy-egy kedvezőtlen meteorológiai helyzet esetében (pl. hideg légpárnás helyzet) ezekről az állomásokról származó mért adatokban hangsúlyosan



1. ábra. Az állomások földrajzi elhelyezkedése.

jeljenhetnek meg a lokális hatások, mint például a helyi, szórványos kibocsátások. A nagyobb területi reprezentativitással jellemezhető állomások (pl. vidéki háttérállomások) esetén a források távolabb helyezkednek el, ezért kevesebb kiugró érték jelenik meg a mérésekben.

### Eredmények

Mikor mondhatjuk el egy modellről, hogy jól teljesít? A legegyszerűbb válasz a kérdésre: amikor a modellezett érték a legközelebb van a mért értékhez. Ez azonban nem mindig jelenti azt, hogy a felhasznált modell a legjobb az állomások levegőminőségi viszonyainak jellemzésére, hiszen több tényező miatt is adhat egy modell hibásan jó értékeket. A modellben előforduló bizonytalanságok forrásai a bemeneti adatok – például meteorológia, emisszió, kezdeti feltételek, határfeltételek – valamint a topográfia komplexitása. Fontos szem előtt tartani, hogy a modellekben felhasznált emissziós adatbázisok sohasem tökéletesek, ezért bizonyos eltérés a méréstől mindig várható kell legyen. Szintén nem várható el egy modelltől, hogy tökéletesen szimulálja olyan területeken a koncentrációkat, ahol időben nagyon gyorsan változik a szennyező anyagok légköri mennyisége pl. városi hotspotok környékén. A mért adatokban is van némi bizonytalanság, a mérések sem képesek hibátlanul reprezentálni a valódi légköri koncentrációkat, ezért

Név	Földrajzi hosszúság	Földrajzi szélesség	Állomás típus	Mért komponens		
				NO <sub>2</sub>	PM <sub>10</sub>	O <sub>3</sub>
Kőrakás park	19,14	47,54	városi háttér	X	X	X
Honvéd telep	19,07	47,52	városi háttér	X	X	
Erzsébet tér	19,05	47,50	városi közlekedési	X	X	
Gergely utca	19,16	47,47	városi háttér	X	X	X
Teleki László tér	19,09	47,49	városi közlekedési	X	X	X

2. táblázat. A vizsgálatban résztvevő állomások alapadatai. A mért komponensek alatt X jelöli, mely állomás szolgáltat adatot adott szennyezőről. (Forrás: legszennyezettseg.methu)

a modelltől sem várható el, hogy eleget tegyen ennek (Janssen and Thunis, 2020). Fontos, hogy a modellben felhasznált adatbázisokról, paraméter sémákról mindig kellő mennyiségű információt szolgáltatassunk a modell kiértékelése mellé, hogy megfelelő bizonyosságú következtetéseket vonjunk le a modell teljesítményéről.

Ha a teljesítményértékelés során jó eredményeket kapunk, akkor sincs garancia arra, hogy minden tökéletesen működik a modellkörnyezetben, ha viszont gyengén szerepel a modell az elemzés során, akkor az okokat gondosan kell elemezni, és utána kell járni mi okozza a rossz eredményeket.

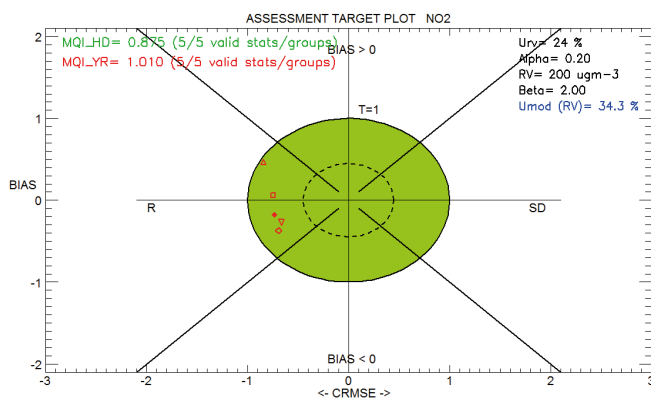
Vizsgálataink során a DELTA Tool szoftverrel végeztünk számításokat, hogy kiértékeljük a CHIMERE kémiai transzport modell teljesítményét. Öt budapesti állomásra vonatkozó előrejelzések alapján vontunk le következtetéseket a modell hatékonyságáról.

A FAIRMODE ajánlása szerint a legfontosabb mérőszám a modell teljesítményét illetően az  $MQI$  érték, hiszen ezen érték határozza meg, hogy teljesült-e a modellezés minőség-célkitűzése. Az  $MQI$  érték adott szennyezőre kerül kiszámításra, minden elérhető állomásra. A kiértékelés eredményének a megjelenítésére a DELTA Toolban a target diagram áll rendelkezésünkre. A diagram vízszintes tengelyén a  $CRMSE$ , a függőleges tengelyén a  $BIAS$  olvasható le, mindkét érték  $RMS_U$ -val van leosztva. Minden piros szimbólum az adott állomás  $MQI$  értékét jelöli, mely megegyezik a szimbólum origótól vett távolságával (Thunis et al., 2022). A diagramon lévő zöld terület jelzi az  $MQO$  teljesülését, azaz ha ide esik egy állomás, akkor az  $MQI$  értéke kisebb, mint 1. A zöld területen lévő szaggatott vonalon belül az állomások esetén a modellezett érték a mérési bizonytalanság által definiált tartományon belül van. A diagram területe továbbá négy részre osztható, ezek a mérés-modell eltérések különböző eredetére mutatnak. A felső és alsó rész a pozitív és negatív  $BIAS$ -t jelölik. A diagram bal és jobb sávja azt jelzi, hogy a korreláció gyengesége ( $R$ ) vagy a szórásban ( $\sigma$ ) fellépő eltérés felel leginkább a mért és modellezett koncentrációk közti különbségért. A következő egyenlet segít eldönteni, melyik sávba kerüljön az adott állomás:

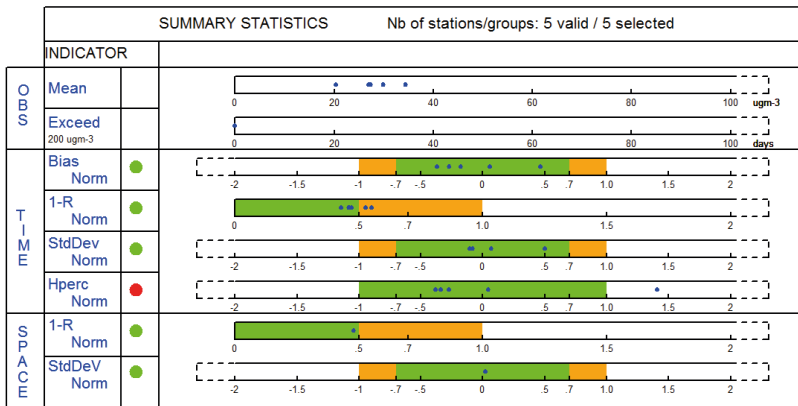
$$\frac{CRMSE(R=1)}{CRMSE(\sigma_M - \sigma_O)} = \frac{|\sigma_M - \sigma_O|}{\sigma_O \sqrt{2(1-R)}} \left\{ \begin{array}{l} >1: \text{jobb oldal, } \sigma \text{ dominál} \\ >1: \text{bal oldal, } R \text{ dominál} \end{array} \right\} \quad (15)$$

A (15)-ös összefüggés egy hányados, ahol a számláló tökéletes korreláció, a nevező pedig a szórások egyenlősége mellett számított  $CRMSE$  érték. Ha az adott állomásra számított hányados értéke 1-nél nagyobb, akkor a diagram jobb oldalra kerül, ha 1-nél kisebb akkor a bal oldalra (Janssen and Thunis, 2020). A diagramon szerepel az óras értékekből számított  $MQI_{90}$  érték ( $MQI_{HD}$ -ként jelölve), amely alapján eldönthető, hogy az állomások összességének tekintetében jól teljesít-e a modell. Valamint az éves átlagkoncentrációkra vonatkozó  $MQI_{90}$  érték ( $MQI_{YR}$ -ként jelölve) is szerepel a bal felső sarokban. A FAIRMODE ajánlása szerint mindkét érték  $<1$  kell legyen. A jobb felső részen a diagram elkészítéséhez szükséges paraméterek láthatók, valamint a DELTA Tool által számított modell bizonytalanság is szerepel itt kék színnel.

A 2. ábrán az óras  $NO_2$  adatokból előállított target diagramot láthatjuk. Az ábrán látható, hogy két állomás esetén a modell felülbecsüli a nitrogén-dioxid koncentrációkat (pozitív  $BIAS$ ), míg a többi három állomáson alulbecsülés a jellemző. Mind az öt állomás a zöld sávon belül, de a szaggatott vonalon túl helyezkedik el. Ez azt jelenti, hogy minden állomásra  $0,5 < MQI < 1$ . Az óras adatokból számított  $MQI_{90}$  alapján, melynek értéke 0,875, teljesül



2. ábra.  $NO_2$  target diagram. 2021-es óras felbontású koncentrációkból. Minden piros szimbólum egy állomást jelöl:  
 ◇-Körakas park; □-Honvéd telep; △-Erzsébet tér;  
 ▽-Cergely utca; ◆-Teleki László tér.



3. ábra. Az óras NO<sub>2</sub> koncentrációkra vonatkozó összefoglaló táblázat.

a modellezési minőség-célkitűzés NO<sub>2</sub>-ra. Azonban az éves *MQI* nagyobb, mint 1. Az is látható, hogy az állomások a diagram bal oldali felében vannak, ez azt jelenti, hogy a mért és modellezett értékek közti eltérések fő forrása a korreláció.

A DELTA Toolban különböző *MPI*-k is számíthatók a modell teljesítményének jellemzésére. Ezek mind adott szemszögből jellemzik a modellt. Elkészíthető a szoftverrel egy összefoglaló táblázat (3. ábra), amelyben a modell erősségeit és gyengeségeit ezen *MPI* értékek alapján jellemezhetjük. A diagram első két sorában a mért adatokból számított átlag, valamint a határérték túllépések száma szerepel. A figyelembe vett határérték adott szennyező esetén az Irányelvben meghatározott érték. A harmadiktól a hatodik sorig a modell teljesítményt leíró időbeli statisztikák találhatók. Ezek a mérőszámok a *BIAS*, korreláció (1-*R*) és szórás ( $\sigma_M - \sigma_O$ ), valamint egy olyan mérőszám (*Hperc*), amely a magas értéktartományokba eső koncentrációk modellezésének teljesítményét írják le. A hatodik sorig minden sorban külön pötty jelöli az állomásokat. Az utolsó két sorban, amely a modell térbeli teljesítményét írja le, egy pötty jelzi az állomások adataiból számolt térbeli statisztikákat. Ezek a mérőszámok a térbeli korreláció (1-*R*) és szórás ( $\sigma_M - \sigma_O$ ). A teljesítményt jellemző sorokban lévő zöld sáv jelzi, ha az állomás adott mérőszámra vonatkozó *MPI* értéke megfelel a rá vonatkozó modellezési teljesítménykritériumnak. A sárga sávban is teljesül a kritérium, azonban ha ide esik egy állomás, akkor ott az adott statisztika dominál hibaként. Ha az állomásra

vonatkozó mérőszám túllépi a megadott értéktartományt, akkor szaggatott vonallal jelölt részekbe esik. Végül a mérőszámok melletti zöld pötty azt jelzi, hogy az állomások több, mint 90%-ánál teljesül az *MPI*-val szemben támasztott kritérium, piros pötty esetén pedig az állomások kevesebb, mint 90%-ára igaz ez (Thunis et al., 2022).

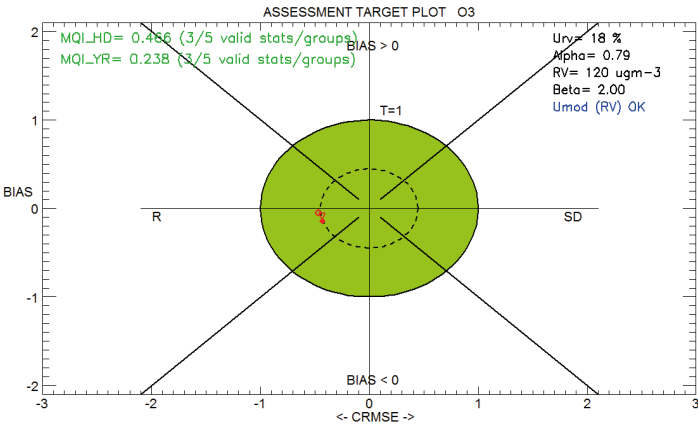
A 3. ábrán az óras NO<sub>2</sub> adatokból számított összefoglaló táblázatot láthatjuk. A túllépések

száma a 200 µg/m<sup>3</sup> feletti értékeket jelenti. Láthatjuk, hogy a mért, óras koncentrációk egyik állomáson sem lépték túl ezt az értéket. Az állomásokon mért óras koncentrációk átlaga 20 és 35 µg/m<sup>3</sup> között változott 2021-ben. Egyedül az extrém magas koncentrációk számításában nem valósul meg a teljesítménykritérium az állomások mindegyikén.

A *Hperc* indikátor számításához az óras modellezett és mért NO<sub>2</sub> koncentrációk 99,8%-os percentilis értékeinek különbségét veszi figyelembe a DELTA Tool (Thunis et al., 2018). Láthatjuk továbbá, hogy az időbeli korreláció tekintetében két állomás a sárga sávba esik, tehát ezen állomásokra a korreláció tölt be meghatározó szerepet a mérés-modell eltérésekben.

A 4. ábrán a 8 órás ózonátlagok napi maximumaiból létrejött target diagramot láthatjuk. Az 5 állomásból csak három állomáson (Körakas park, Teleki László tér, Gergely utca) végeznek ózonnézeteket, így a modell teljesítményének jellemzését az ózon tekintetében ezen három állomás alapján végeztük el. Fontos megjegyezni, hogy a FAIRMODE szerint a teljesítményértékelést legalább 5 állomás adatai alapján érdemes elvégezni, így a következőkben az ózonzkoncentrációkra vonatkozó eredményeket fenntartással kell kezelni. A 8 órás átlagok napi maximumaiból számított *MQI*<sub>90</sub> érték 0,466, és az éves átlagokból számított *MQI* 0,238. Mind a három állomás esetén teljesül az *MQI*-vel szemben felállított kritérium, az állomások a zöld sávon belül, a szaggatott vonalon helyezkednek el. Az állomások mindegyike a diagram bal oldalán van, ezért a fennálló

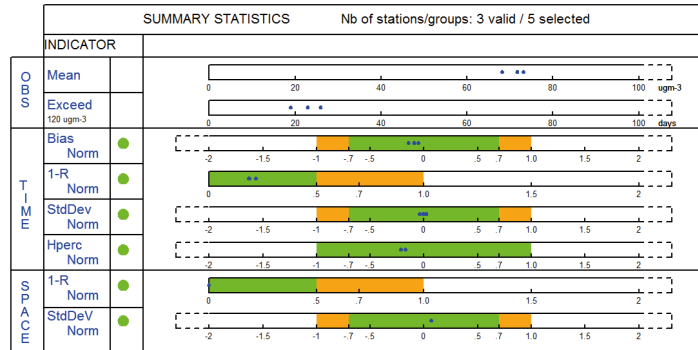




4. ábra. O<sub>3</sub> target diagram. 2021-es 8 órás átlagok napi maximum koncentrációiból. Minden piros szimbólum egy állomást jelöl: ◊-Körakas park; ▽-Gergely utca; ◆-Teleki László tér.

mérés-modell eltérések a korrelációra vezethetők vissza. Továbbá mindegyik *BIAS* negatív, tehát a modell alulbecsli a 8 órás átlagok napi maximumát.

Az 5. ábrán az összefoglaló táblázat szerepel, amelyben az értékek a modell ózonkoncentrációkra vonatkozó számításait jellemzik. A táblázat alapján röviden azt mondhatjuk, hogy a modell minden tekintetben jól teljesít, hiszen minden állomás az *MPI*-kel szemben felállított teljesítménykritériumok megvalósulását jelző zöld sávban helyezkedik el. A mért értékek alapján számított határérték túllépések (a 8 órás átlagok napi maximum értéke meghaladják a 120 µg/m<sup>3</sup>-ot) száma 20 körüli az állomásokon. A *Hperc* érték számításához ózon esetében a 92,9%-os percentilis értéket használja a szoftver (Thunis et al., 2022).



5. ábra. A 8 órás ózonátlagok napi maximum koncentrációira vonatkozó összefoglaló táblázat.

A 2021-ben mérésekből számított 8 órás átlagok napi maximumaiból számított átlagkoncentrációk 65 és 75 µg/m<sup>3</sup> között alakultak.

A magas koncentrációk modellezésének képességét a *Hperc* mérőszámmal is jellemezni tudjuk. Azonban ez a mutató csak az adott percentilisek közti eltérésekről tájékoztat, nem jellemzi a modellt abból a szempontból, képes-e egy rossz levegőminőségű helyzet elejét és végét pontosan megadni. Ha egy modellel előrejelzéseket is készítünk mellett, hogy a levegőminőség kiértékelését végezzük vele, fontos elvárás a modellel szemben, hogy jól adja meg egy levegőminőségi szituáció kezdetét, súlyosságát és végét. Az *MQI* segítségével megmondhatjuk, hogy mennyire jó a modell az adott epizód kiértékelésére. A DELTA Tool szoftverben találunk egy olyan speciális diagramot, amellyel vizsgálható a határérték túllépések előrejelezhetősége a modellel. Ez a határérték előrejelzési teljesítménydiagram (Forecast Threshold Performance plot) (Thunis et al., 2022). A diagram értelmezéséhez néhány fogalmat szükséges megmagyarázni.

		A mért érték magasabb a határértéknél:	
		igen	nem
Az előrejelzett érték magasabb a határértéknél:	igen	A	B
	nem	C	D

3. táblázat. Sematikus kontingencia táblázat a határérték túllépések négy típusának meghatározásához.

A 3. táblázatban az előrejelzések jellemzésére használt, a modellezett és mért értékek alapján meghatározott négy fő esetet találjuk, amelyek közül adott időpontban csak egy fog bekövetkezni:

- A – helyes előrejelzés: a modellezett és mért érték is a határérték felett van;
- B – téves riasztás: a modellezett érték a határérték felett van, a mért a határérték alatt;
- C – hibás előrejelzés: modellezett érték a határérték alatt, mért a határérték felett;
- D – helyes elvetés: a modellezett és mért érték is a határérték alatt van.

A DELTA Tool a négy fő kategóriába tartozó esetek darabszámát számítja, ezekből további indikátorok származtathatók:

$$POD = A / (A + C) \quad (16)$$

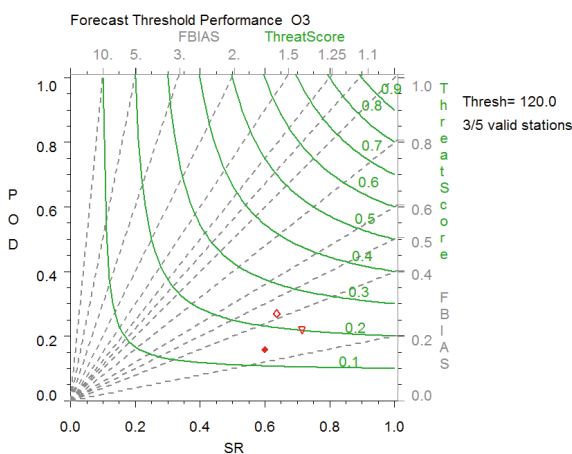
$$SR = A / (A + B) \quad (17)$$

$$FBIAS = (A + B) / (A + C) \quad (18)$$

$$ThreatScore = A / (A + B + C) \quad (19)$$

A *POD* (Probability of detection) megadja, hogy a megfigyelt határérték túllépések hány százalékát jelezték előre. Az *SR* (Success Ratio) megadja, hogy az előrejelzett határérték túllépések hány százaléka következett be. Az *FBIAS* indikátor megmutatja, hogy a megfigyelt túllépések száma hogyan viszonyul az előrejelzett túllépések számához. Végül a *ThreatScore* megadja, hogy mennyire feleltek meg az előrejelzett túllépések a ténylegesen megfigyelt vagy előrejelzett túllépéseknek. Ezen indikátorok értéke 0 és 1 között változhat, minél közelebb van az érték 1-hez, annál jobb a modell adott szempontból.

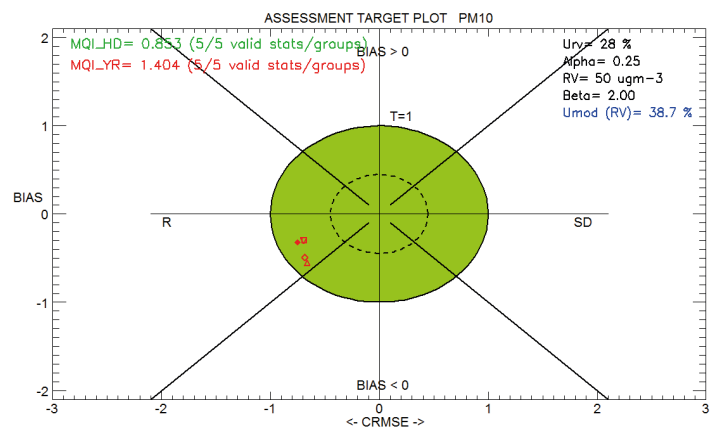
A DELTA Tool határérték előrejelzési teljesítménydiagramjának vízszintes tengelyén az *SR* indikátor, függőleges tengelyén pedig a *POD* indikátor szerepel. Szürke szaggatott izovonalak jelzik az *FBIAS*, zöld folytonos izovonalak pedig a *ThreatScore* értékeket. A szoftverrel az  $O_3$  és a  $PM_{10}$  szennyezőkre tudtuk elkészíteni a diagramot, mert  $NO_2$  esetében sem a modellezett, sem a mért koncentrációk nem lépték túl az Irányelvben meghatározott határértéket. Az ózonnra vonatkozó teljesítménydiagram a 6. ábrán látható.



6. ábra. Határérték előrejelzési teljesítménydiagram a 8 órás ózónátlagok napi maximum koncentrációiból. Minden piros szimbólum egy állomást jelöl:  $\diamond$ -Körakas park;  $\nabla$ -Cergely utca;  $\blacklozenge$ -Teleki László tér. Vizsgált határérték:  $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$

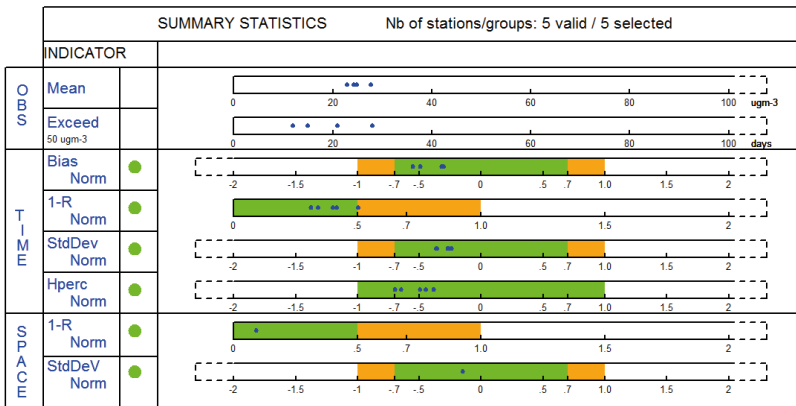
A diagramon az eddig vizsgált target diagramokhoz hasonlóan piros szimbólumok jelzik az állomásokat. Ózonn esetében határérték túllépés történik az Irányelv alapján, ha a 8 órás átlagok napi maximum értéke meghaladják a  $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ -t. Az ózónméréseket végző három állomás *POD* értéke jóval alacsonyabb az *SR* értéknél. A *POD* mérőszám a hibás előrejelzések számára, az *SR* mérőszám pedig a téves riasztások számára érzékeny. A megfigyelt határérték túllépések körülbelül 20%-át jelezte előre a *CHIMERE*, az *SR* értékek alapján előrejelzett túllépések közel 60–70%-a következett be. Az *FBIAS* értékek 1-nél alacsonyabbak, tehát a modell alulbecsli a határérték túllépések bekövetkezési előfordulását.

Az utolsó vizsgált szennyező anyag a  $PM_{10}$ . A  $PM_{10}$  napi átlagokra vonatkozó target diagram



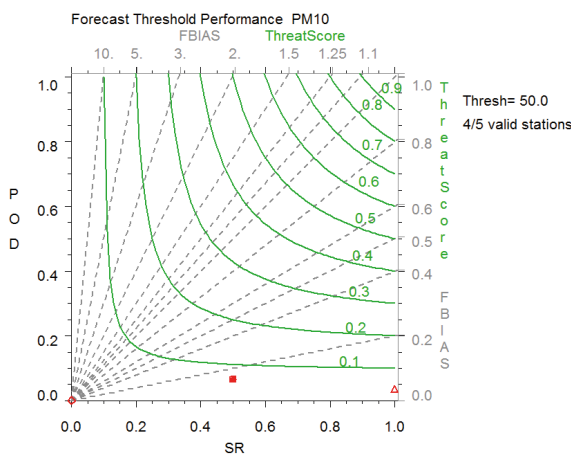
7. ábra.  $PM_{10}$  target diagram. 2021-es napi átlagkoncentrációkból. Minden piros szimbólum egy állomást jelöl:  $\diamond$ -Körakas park;  $\square$ -Honvéd telep;  $\triangle$ -Erzsébet tér;  $\nabla$ -Cergely utca;  $\blacklozenge$ -Teleki László tér.

a 7. ábrán látható. Minden állomás a zöld területen belül helyezkedik el, tehát minden állomáson a számított *MQI* érték alapján teljesül a modellezési minőség-célkitűzés. Az  $MQI_{90}$  értéke 0,853. Az éves átlagokból származtatott *MQI* azonban nagyobb 1-nél, így a vele szemben állított kritérium nem teljesül. Mindegyik állomás a negatív *BIAS* tartományban helyezkedik el, tehát a modell átlagosan alulbecsli a mért napi  $PM_{10}$  átlagokat. Továbbá az állomások a  $PM_{10}$  esetében is a diagram bal oldalán helyezkednek el, tehát a korreláció felel leginkább a modell-mérés eltérésekért.



8. ábra. A napi átlagos PM<sub>10</sub> koncentrációkra vonatkozó összefoglaló táblázat.

A 8. ábrán a PM<sub>10</sub>-re vonatkozó összefoglaló táblázatot láthatjuk. A táblázatban szereplő értékek a napi átlagkoncentrációkból kerültek meghatározásra. A mért napi átlagokból a teljes időszakra számított átlagok 20 és 30 µg/m<sup>3</sup> körül mozognak. Határérték túllépések is előfordultak 2021-ben, az 50 µg/m<sup>3</sup>-t meghaladó napi átlagos koncentrációk száma 15 és 30 nap körül változott az állomásokon. Minden statisztikai mérőszám esetén teljesül a teljesítménykritérium az állomásokon. A napi átlagos PM<sub>10</sub> koncentrációk esetében a *Hperc* értéket a mért és modellezett értékek 90,1%-os percentilisének különbsége alapján számítja a DELTA Tool (*Thunis et al., 2022*). Egy állomás helyezkedik el az időbeli korrelációt



9. ábra. Határérték előrejelzési teljesítménydiagram a napi átlagos PM<sub>10</sub> koncentrációkból. Minden piros szimbólum egy állomást jelöl: ○-Kőrakás park; □-Honvéd telep; △-Erzsébet tér; ◆-Teleki László tér. Vizsgált határérték: 50 µg/m<sup>3</sup>.

jellemző sorban a sárga sávon belül, így ezen az állomáson a korreláció mértéke felel leginkább a mért és modellezett értékek közti különbségért.

A 9. ábrán a PM<sub>10</sub> napi átlagokra vonatkozó határérték túllépési teljesítménydiagram látható. Határérték túllépés az Irányelv alapján akkor következik be, ha a PM<sub>10</sub> napi átlagértékek meghaladják az 50 µg/m<sup>3</sup>-t. Az öt állomásból csak négy állomás szerepel a diagramon,

hiszen a Gergely utcai állomáson a CHIMERE alapján nem fordult elő határérték túllépés 2021-ben. Teleki László tér és Honvéd telep állomáson ugyanannyi mért határérték túllépés (15 db) fordult elő az év során. Emiatt a 9. ábrán a két állomást jelző szimbólum fedi egymást, nagyon hasonló értékeket számolt a DELTA Tool az adataik alapján. Kőrakás park állomás esetében a modell és a megfigyelés alapján is történt határérték túllépés, azonban mivel ezek nem egy időpontban következtek be, az állomásra vonatkozó *POD*, *SR* és *TS* érték is egyenlő nullával. Erzsébet tér állomás helyezkedik el a diagram jobb alsó sarkában, az *SR* érték 1. Ez azt jelenti, hogy Erzsébet tér állomáson a téves riasztások száma nulla. Az *FBIAS* alapján a modell jelentősen alulbecsli a túllépések bekövetkezésének számát mind a négy állomáson. Teleki László tér és Honvéd telep állomáson az előrejelzett határérték túllépések 50%-a következett be. A *POD* értékeik alapján azonban az esetek csupán közel 7%-át jelezte előre a modell, amikor azok bekövetkeztek.

A CHIMERE modell teljesítményének jellemzésére használt target diagramok és összefoglaló táblázatok alapján a modell jól teljesít. Egyedül az éves *MQI*-val kapcsolatban nem teljesül a kritérium NO<sub>2</sub> és PM<sub>10</sub> szennyezőkre. Az állomások elhelyezkedése a target diagramon arra utal, hogy a mérések és a modelleredmények közti eltérésekért a korrelációban keresendő a hiba. Az összefoglaló táblázatban szereplő *Hperc* értékek alapján azt mondhatjuk, hogy a modell képes jól szimulálni a magas koncentrációkat, egyedül NO<sub>2</sub>

szennyező vizsgálatokor találtunk egy állomást, amely esetén nem teljesül a mérőszámra vonatkozó kritérium. Ugyanakkor megvizsgáltuk azt is, mennyire képes a modell visszaadni a határérték túllépések bekövetkezését. Ebből a szempontból viszont alulteljesít a modell, a bekövetkezett ózon és PM<sub>10</sub> határérték túllépések igen kevés százalékát jelezte előre a modell 2021-ben.

### Összefoglalás

A CHIMERE kémiai transzport modellel végzett előrejelzések kiértékelését végeztük el a DELTA Tool szoftver segítségével a 2021-es adatok alapján. A Budapest területére vonatkozó, 2,5 km-es felbontású modellfuttatásokból 5 állomásra vonatkozóan elemeztük a mért és a számított NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub> és PM<sub>10</sub> koncentrációk közti különbséget.

A target diagramok alapján azt láttuk, hogy az óras adatok esetében számolt MQI az összes állomás esetén teljesült mindhárom szennyező anyagra. Az éves átlagokra vonatkozó MQO nem teljesült a NO<sub>2</sub> és PM<sub>10</sub> adatok tekintetében. A diagramok alapján a PM<sub>10</sub> és NO<sub>2</sub> szennyezők modellezett és mért koncentrációi közti különbségért főként a korreláció felel. A korrelációban fellépő hiba az éves kibocsátások időbeli lelkálásában lévő bizonytalanságra vezethető vissza.

Az összefoglaló táblázatok alapján azt mondhatjuk, hogy a modell térben és időben is megfelelően szimulálja a koncentrációkat a vizsgált állomások tekintetében. PM<sub>10</sub> és NO<sub>2</sub> szennyezőknél láthattuk, hogy van olyan állomás, ahol gyengébb a korreláció. A modell túlnyomórészt alulbecsli a szennyező anyagok koncentrációját.

A DELTA Tool szoftver használatának egy hátránya, hogy több év nem vizsgálható egyszerre, mindig csak egy adott évre vonatkozóan tudjuk értékelni vele a modellt teljesítményét. Viszont nagyon egyszerűen és gyorsan tudunk vele különböző diagramokat és táblázatokat előállítani, amelyek segítenek azonosítani a modell gyengeségeit és erősségeit. A szoftver használatának elterjedésével egységessé válhat az Európai Unión belül a modell kiértékelések elvégzésének módszertana.

### Irodalomjegyzék

- Annesi-Maesano, I., 2017: The air of Europe: where are we going? *Eur Respirator Rev*, 26(146), 5. <https://doi.org/10.1183/16000617.0024-2017>
- Carnevale, C., Finzi, G., Pederzoli, A., Pisoni, E., Thunis, P., Turrini, E., and Volta, M., 2014: Applying the delta tool to support the air quality directive: evaluation of the TCAM chemical transport model. *Air Qual. Atmos. Health* 7, 335–346. <https://doi.org/10.1007/s11869-014-0240-4>
- European Environment Agency, 2011: The Application of Models Under the European Union's Air Quality Directive: A Technical Reference Guide. Publications Office of the European Union. <https://data.europa.eu/doi/10.2800/80600>
- European Union, 2008: Directive 2008/50/EC of the European Parliament and of the Council of 21 May 2008 on ambient air quality and cleaner air for Europe. *Official J. Eur. Union L152*, 1–44.
- Ferenczi, Z., 2013: Predictability analysis of the PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>10</sub> concentration in Budapest. *Időjárás* 117, 359–375.
- Georgieva, E., Syrakov, D., Prodanova, M., Etropolska, I., and Slavov, K., 2015: Evaluating the performance of WRF-CMAQ air quality modelling system in Bulgaria by means of the DELTA tool. *Int. J. Environ. Pollut.* 57, 272–284. <https://doi.org/10.1504/IJEP.2015.074512>
- Gradišar, D., Shao, H., and Grašič, B., 2018: Evaluation of Delta Tool for comparison of different Air Quality Prediction models. *Sci. Enginer. Educat.* 3, 11–16.
- Janssen, S. and Thunis, P., 2020: FAIRMODE Guidance Document on Modelling Quality Objectives and Benchmarking. Publications Office of the European Union. <https://data.europa.eu/doi/10.2760/15956>
- Kushta, J., Georgiou, G.K., Proestos, Y., Christoudias, T., Thunis, P., Savvides, C., Papadopoulos, C., and Lelieveld, J., 2019: Evaluation of EU air quality standards through modeling and the FAIRMODE benchmarking methodology. *Air Qual. Atmos. Health* 12, 73–86. <https://doi.org/10.1007/s11869-018-0631-z>
- Monteiro, A., Durka, P., Flandorfer, C., Georgieva, E., Guerreiro, C., Kushta, J., Malherbe, L., Maiheu, B., Miranda, A. I., Santos, G., Stocker, J. Trimpeners, E., Tognet, F., Stortini, M., Wesseling, J., Janssen, S., and Thunis, P., 2018: Strengths and weaknesses of the FAIRMODE benchmarking methodology for the evaluation of air quality models. *Air Qual. Atmos. Health* 11, 373–383. <https://doi.org/10.1007/s11869-018-0554-8>
- Thunis, P., Cuvelier, C., Pederzoli, A., Georgieva, E., Pernigotti, D., Degraeuwe, B., Marioni, M., and Vitali, L., 2022: DELTA Version 7.0. Concepts/Users Guide/Diagrams. Joint Research Centre, Ispra.